



Nanosilver i konsumentprodukter - vart tar det vägen och vad får det för konsekvenser

Marcus Kinnberg

2013

Handledare

Maria Hansson

*Centre for Environmental and
Climate Research (CEC)*

Lunds Universitet

Miljövetenskap

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp

Lunds universitet

Abstract

Silver in the form of nanoparticles has increasingly been used as an antibacterial component in consumer products over the last decade. The most common use of nanosilver is in sports clothing. A study has shown that 10-98% of the silver is washed out after 10 washes, which in itself could question the use of the silver. Generally the marketing from companies producing nanosilver products are vague and misleading to consumers.

The effect on organisms and the fate of the particles are not fully understood. Most of the particles will dissolve to silver ions, which are even more toxic than nanosilver. Almost all of the silver ions will bond with sulfide or chloride, which will reduce the toxicity. The highest concentrations are to be expected in sewage sludge and treated waste water. The risks in the environment are somewhat unclear; no conclusive risk assessment has been conducted. With today's levels of consumption and silver concentration in products, the environmental risk does not seem to be major. However, a concentration increase in products and a consumption increase would considerably affect the risks. Nanosilver is a very toxic substance to aquatic organisms and regulations of use are utterly recommended, especially since the necessity of the products are low.

Innehåll

Abstract	3
Introduktion	6
Metod	7
Bakgrund	7
Nanosilver och silverjoner - egenskaper och transportvägar	7
Påverkan på människor	9
Resistensutveckling	10
Nanosilvers användning och miljöpåverkan enligt tillverkare	10
Beteendeförändringar hos konsumenter	11
Ny biocidförordning.....	11
Diskussion.....	12
Slutsats	14
Tack.....	14
Referenser	14

Introduktion

Silvers effekt på prokaryota celler samt dess låga påverkan på djurceller har orsakat en stor användning inom både sjukvård och konsumentprodukter (Greulich 2012). En relativt ny företeelse är att silver i form av nanopartiklar, så kallat nanosilver, används i konsumentprodukter (Brenn et al., 2010). Nanosilver kan definieras på olika sätt, den vanligaste definition är silverpartiklar som är 1-100nm i diameter över minst en längdaxel (British Standards Institute [BSI] 2007). Effekten dessa silverpartiklar har på miljön, var de hamnar och huruvida det påverkar bakteriers resistens är ännu inte helt utrett.

I en databas från The Project of Emerging Nanotechnologies finns hundratals produkter med silver listade, exempel på dessa produkter kan vara textilier, hushållsapparater och hygienartiklar (Nanotechproject.org) I databasen finns information om vilken typ av silver produkterna innehåller samt tillverkarnas information. De vanligaste typerna är nanosilver, kolloidalt silver och silverjoner. Kolloidalt silver är av partikelstorlek 1-1000nm, vilket gör att det kan innehålla nanopartiklar (Luoma 2008). Ett par strumpor från AgActive med nanosilver i form av puder säger tillverkaren ha 100 gånger mer silver än nödvändigt för en antibakteriell effekt (Nanotechproject.org). Det överflödiga pudret försvinner första gången de tvättas och därför uppmanas användaren att använda strumporna i flera skor för att inte gå miste om något av effekten. I en studie från Kemikalieinspektionen utfördes en studie där halter av nanosilver i kläder uppmättes före och efter tvätt (Kemi 2011). Efter 10 tvättar var 10-98% av det ursprungliga silvret borta från plaggen. Ursprungskoncentrationen silver varierade mycket, den lägsta koncentrationen uppmättes till 0,4mg/kg textil och den högsta till 1360 mg/kg textil. Några plagg som enligt tillverkare var luktfria, inte specifikt innehållande silver, innehöll även de silver. Detta antyder till problem med oklar eller felaktig marknadsföring. Konsumenten kan inte vara säker på vilken den aktiva substansen är i produkten, även om det står specificerat vilken substansen är. Liknande problematik kunde ses i en studie av Benn et al (2010) där tandkräm enligt marknadsföring endast var bestående av 100nm-partiklar innehöll nanosilver.

Arbetets syfte var att undersöka vart nanosilver tar vägen och om det är en miljörisk eller miljövinst.

Metod

Arbetet är en litteraturstudie av vetenskapliga artiklar och rapporter. Litteratursökningen avgränsades till de artiklar som berör miljöpåverkan och spridning av nanopartiklar. Litteratur om teknisk framställning och direkta effekter på organismer är ej av fokus i arbetet.

Bakgrund

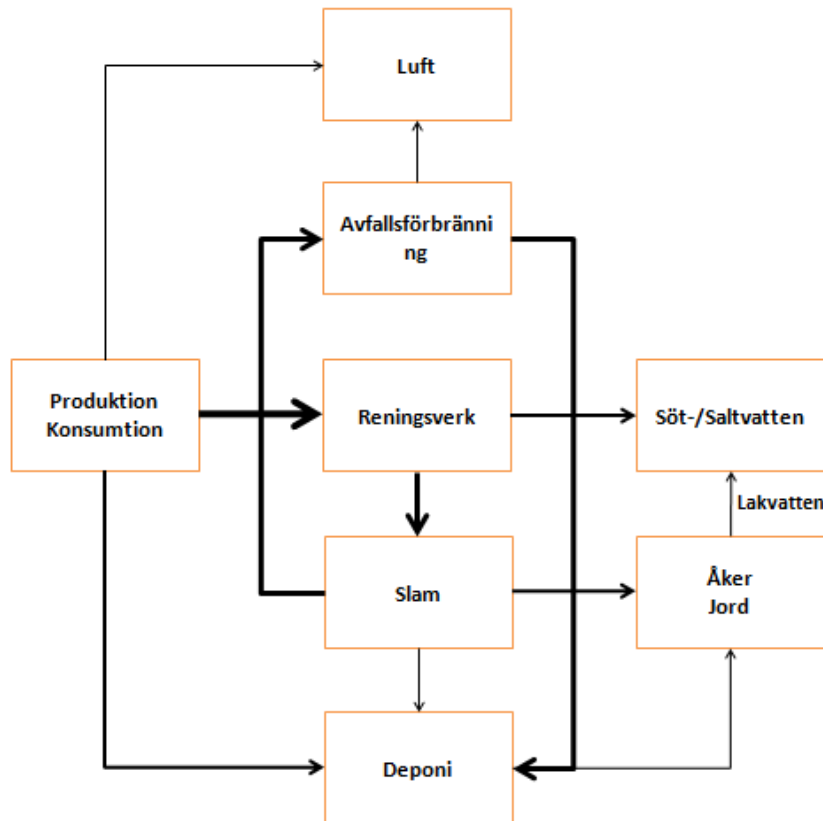
Nanosilver och silverjoner - egenskaper och transportvägar

Enligt Liu och Hurt (2010) i Gruelich (2012) beror det ökade användandet av nanosilver delvis på den långsamma upplösningen, vilket gör att silverjoner släpps ut under lång tid och den antibakteriella effekten blir långvarig. Elzey och Grassian (2010) anser dock att lösligheten beror på pH i miljön och påstår att i neutral miljö är nanosilvrets löslighet väldigt låg. Ju lägre pH är, desto fortare går upplösningen till silverjoner. Eftersom nanopartiklar är små blir ytan per volym stor, detta ökar kontakten med omgivningen och partiklarna avger joner lättare (Nowack et al., 2011). Silverjoners användning är främst som baktericid, men de fungerar även som fungicid och som algicid (Ratte 1999)

Silverjoner hör till de giftigaste tungmetallerna, endast kvicksilver räknas som giftigare (Doudoroff och Katz 1953). Även om nanosilver inte löses upp kan toxiciteten inte avfärdas, vissa arter har visat sig vara mer mottagliga för nanosilver än silverjoner och därför bör även nanosilver i sig självt, även om det inte omvandlas till joner, anses vara potentiellt skadligt (Elzey och Grassian 2010). Nanosilvers LC_{50} för vuxna *Daphnia Pulex* är 0,040 mg/L (Griffitt et al., 2008).

Troligtvis kommer det mesta av silvret från konsumentprodukter hamna i avloppsvatten (Benn 2010), se figur 1. I vattnet kommer större delen av silvret adsorberas av andra partiklar (Benn och Westerhoff, 2008), binda till klorid (Wang et al., 2003) eller sulfid (Blaser et al., 2008). Det bundna silvret, som är i majoritet, kommer hamna i avloppsslam som sedan används som gödning på åkrar (Blaser et al., 2008), i avfallsförbränning (Benn et al., 2010) eller på deponi. När silverjoner binder till klorid eller sulfid i vatten minskar toxiciteten

(Blaser et al., 2008) Ökande användning av produkter med nanosilver kommer dock att öka mängden silver i avloppsvatten (Benn et al., 2010) och risken silvret utgör kan därför i framtiden bli större (Arvidsson, 2012). Mängden silver som passerar ett reningsverk beror på hur effektivt vattnet behandlas i reningsverket, vanligtvis avlägsnas ca 90 % (Blaser et al., 2008). Det resterande obehandlade silvret kommer hamna i naturliga vatten.



Figur 1. Flödesschema över nanosilvers transportväg efter användning i Sverige. Tjockleken på pilarna symboliserar storleken på flödet.

Fast avfall från exempelvis kläder och elektronik hamnar till största delen på deponier eller i avfallsförbränning (Gottschalk et al., 2009). Utsläpp till luft kan ske vid användning av produkter och vid förbränning, dock fångas mer än 99 % av nanopartiklar upp med hjälp av filter vid förbränning enligt Burtscher et al (2001) i Gottschalk et al. (2009). Volymen på luften och den korta uppehållstiden för partiklarna och gör att risken för höga halter i luften är minimal (Gottschalk et al., 2009).

Både nanosilver och silverjoner är toxiska i vattenmiljöer (Geulich 2012) och markmiljöer (Shoults-Wilson et al., 2011). Toxiciteten i vatten såväl som mark beror till stor del på mängden silverjoner som frigörs (Grulich 2012) (Shoults-Wilson et al., 2011), då de är giftigare än nanopartiklarna (Shoults-Wilson et al., 2011)

Arvidsson, Molander och Sandén (2011) i Arvidsson (2012) menar på att det är koncentrationen av nanosilver, i detta fall i kläder, som avgör storleken på miljörisken. De kläder som innehåller låga mängder silver utgör ingen risk även vid hög konsumtion. Kläder som innehåller stora mängder silver kan dock även vid låg konsumtion orsaka silverhalter i slam som överstiger alla riktvärde som använts i studien. Alla forskningsresultaten pekar inte åt samma håll vad det gäller risken med nanosilver. Blaser et al. (2008) fann endast en potentiell liten risk i sötvattens ekosystem, medan Gottschalk et al. (2009) fann nanosilvret utgöra stora risker i vattnet efter reningsverken. Gottschalk et al. (2009) påpekar också att risken nanosilver utgör i slam till stor del är beroende på hur mycket som används till gödsling respektive förbränning. I Sverige används drygt 25 % av slammet till åkergödsling (SMED 2012) Eftersom slam är fosforrikt och fosfor är en ändlig resurs har regeringen beslutat att till 2015 ska 60 % av fosforföreningarna från avlopp spridas på produktiv mark (m2012/317/Ke). Något som kommer leda till ökad spridning av silver i markmiljö. Enligt Gottschalk et al. (2009) är dock spridningen av slam så pass lokal att halter nanosilver i markmiljö endast blir hög just där slammet används. Risken för silver att nå grundvatten och längre ner i jorden är större när slammet deponeras (Blaser et al., 2008).

Påverkan på människor

Silver är relativt ofarligt för människor, även om risken för argyria finns (Chen och Schlusener 2008). Argyria är en sjukdom som permanent förändrar hudens och ögonens pigment vid för lång invärtes exponering av silver Spencer et al. (1980) i Chen och Schlusener (2008). Nanosilver kan med andra nanomaterial ha specifik kinetik och toxicitetsmekanismer, något som ännu inte är utrett (Chen och Schlusener 2008) (Wijnhoven et al., 2009). Flera produkter avsedda för barn, exempelvis nappflaskor, tuggleksaker och kläder kan innehålla nanosilver (Nanotechproject.org). Huruvida detta är lämpligt kan ifrågasättas.

De senaste årtiondena har andelen barn med allergi ökat stadigt i Europa och USA (Rook och Brunet 2002). Närmre 40 % av barn i vissa större städer har någon form av allergi. Den stora

förändringen på ett par decennium kan inte förklaras av genförändringar, det måste bero på miljöskillnader. Troligtvis beror den ökande allergin på den minskade exponeringen av bakterier i rika länders rena miljö. Exempelvis har det visats i studier att tidig och långvarig exponering för bondgårdsmiljö minskar risken för barn att utveckla astma och allergier (Riedler et al., 2001).

Resistensutveckling

Silver används som antibakteriell komponent i bland annat silverförband inom sjukvården (nanotechproject.org). Om bakterier utvecklar resistens mot silver kan det därför få negativa effekter för sjukvården (Chopra 2007). Det är svårt för bakterier att mutera och utveckla resistens mot silver då silver har flera olika angreppssätt. Dock finns det bakterier som har utvecklat resistens enligt McHugh et al. (1975) i Chopra (2007). Enligt Chopra (2007) är risken för resistenta bakterier i kliniska miljöer i nuläget liten. Framtida risker ska dock inte uteslutas. För att minska risken för resistens bör silverförband med högre koncentration silverjoner användas för att snabbare döda bakterierna då en längre exponeringstid av en baktericid underlättar för bakterierna att utveckla resistens (Gupta och Silver 1998).

Nanosilvers användning och miljöpåverkan enligt tillverkare

X-STATIC®—The Silver Fiber™ och Scentry™ är en tekniker företaget Foxriver använder i sina strumpor för att stoppa bakterie- och svamptillväxt (Foxsox.com). Tekniken sägs vara naturlig och det är silverfiber i strumporna som frigör silverjoner att döda bakterier. Eftersom silver är ledande påstås också temperaturen regleras effektivt och ge hög komfort. Enligt Benn och Westerhoff (2008) innehåller strumporna nanosilver, något som inte är marknadsfört på hemsidan.

Polygiene är ett företag som använder silversalter i konsumentprodukter för att uppnå en antibakteriell effekt (Polygiene.com). Den antibakteriella förmågan kommer från silverjoner som silversaltet frigör (Nowack et al., 2011). Produkter med silversalter från Polygiene säljs i flera stora butiker i Sverige. Enligt dem behövs inte silverbehandlade kläder tvättas lika ofta, vilket är miljövänligt. De behöver inte tvättas eftersom de inte luktar lika illa som obehandlade kläder. Kläderna slits heller inte ut lika fort vid färre tvättningar. Dessutom kan en mindre mängd kläder packas på resor eftersom man kan använda samma kläder vid fler tillfällen, vilket också är en miljöfördel. Den antibakteriella effekten ska finnas kvar under hela livstiden för produkten. Tidigare kallade Polygiene sin teknik för ”Active Odour

Control” och påstod sig använda naturliga silvermineraler, men efter en KO-anmälan från Naturskyddsföreningen och Svenskt Vatten har namnet på tekniken bytts ut och märkningen på produkterna är tydligare (Naturskyddsföreningen, Svenskt Vatten)(Polygiene.com).

Beteendeförändringar hos konsumenter

I en studie syddes två halva tröjor ihop till en för att undersöka hur effektiv den antibakteriella behandlingen var (Damm, 2011). Den ena halvan bestod av obehandlat tyg och den andra av silversaltbehandlat tyg. Efter 5 träningspass kunde en testpanel inte märka doftskillnader mellan den behandlade eller obehandlade sidan.

I samma studie gjordes en enkätundersökning för att undersöka hur antibakteriella produkter förändrade beteende hos konsumenterna (Damm 2011). Drygt 90 % av de som ägde antibakteriella kläder tvättade dem inte mer sällan än resterande kläder. 40 % svarade att anledningen till att de tvättar sina träningskläder är på grund av lukten, knappt 40 % tvättade sina träningskläder efter varje pass av vana, eller i samband med tvätt av andra kläder. 81 % kände inte till vilken typ av ämne som kan läcka ut från antibakteriella kläder.

Vid tillverkning av tröjor innehållande nanosilver jämfört med konventionella tröjor går det åt mer energi och miljöpåverkan, räknat i koldioxidekvivalenter, blir större (Walser et al., 2011). Olika tekniker används för att applicera nanosilvret till tyget och de har därför varierande tillverkningspåverkan. Gemensamt, oavsett teknik, är att användandefasen har en stor påverkan på mängden koldioxidekvivalenter utsläppta under en livscykel. Ett förändrat konsumentbeteende kan därför ha en stor påverkan på slutresultatet. Walser et al (2011) påstår därför att om kläder med den bästa nanosilvertekniken tvättas mindre än konventionella kläder kan de ha mindre klimatpåverkan. Värt att notera är att ekotoxiciteten inte är medräknad i klimatpåverkan, något som vissa anser vara en betydande faktor.

Ny biocidförordning

Från och med den 1 september 2013 börjar en ny biocidförordning gälla (EU 528/2012). I den nya förordningen föreskrivs det om bland annat nanoprodukter. Det skrivs om den vetenskapliga osäkerheten och att kommissionen ska följa den vetenskapliga utvecklingen inom ämnet för att uppdatera reglerna om nanomaterial. Nedan följer några av kraven som berör nanomaterial och andra silvertekniker.

- Förtydligad produktinformation, alla nanomaterial ska vara listade och innehålla (nano)
- Medlemsstater måste se till att tillverkare informerar om användning av nanomaterial och riskerna de utgör.
- Biocidprodukter får ej marknadsföras som naturlig, miljövänlig eller dylikt.
- Koncentration och namn på de verksamma biociderna ska uppges.

I förordningen finns också tillagt ett förenklat produktgodkännandeförfarande, ett av kraven är dock specificerat till att produkten inte innehåller nanomaterial.

Diskussion

Huruvida nanosilver i konsumentprodukter är ett miljöhot eller ej tycks det inte råda någon konsensus om. De största riskerna befaras vara i slam och i det renade vattnet efter reningsverket. Med tanke på regeringens beslut om att öka slamspridningen på åkrar bör försiktighetsåtgärder vidtas. Då det inte finns full förståelse för hur nanosilver kan påverka organismer samtidigt som några arter visat sig vara mer känsliga för nanosilver än silverjoner bör användning ske med försiktighet.

Med dagens konsumtion anser vissa forskare nanosilver utgöra ett miljöproblem, andra inte. Med ökad konsumtion tycks fler vara oroad. En ökad konsumtion och höga koncentrationer anses vara det som utgör det största hotet. Ett tydligt exempel där koncentrationen är betydligt högre än den bör vara är strumporna från AgActive, som enligt tillverkarna själva har 100 gånger högre halt nanosilver än vad som är nödvändigt. Skulle detta falla i trend hos andra tillverkare kan framtida halter i slam bli oroväckande höga.

Enligt tillverkare, Polygiene bland dem, finns den antibakteriella effekten kvar i produkter under hela livstiden. Som tidigare nämnts gjorde kemikalieinspektionen (2011) en studie där silverläckaget från kläder med påstådd antibakteriell effekt uppmättes. I det värsta exemplet försvann 98 % av silvret efter 10 tvättar, något normalt inte ens motsvarar hela livslängden. I undersökningen av Damm (2011) kunde den antibakteriella effekten inte märkas av när plaggen var nya, vilket gör det ännu mindre troligt att någon märkbar effekt skulle finnas kvar efter 10 tvättar.

Något annat som också syntes i kemikalieinspektionens undersökning var den bristande marknadsföringen (Kemi 2011). Väldigt få produkter märks korrekt, sällan beskrivs den antimikrobiella komponenten. Oftare är märkningen av typen ”anti-odör”, ”luktfri” eller ”antibakteriellt garn”. Denna typ av beskrivningar ger ingen information till konsumenten om vilken den verksamma biociden är. Andra felaktiga försköningar av biocideffekten, om det finns någon information alls, är ofta i stil med ”miljövänlig” eller ”naturliga mineralsalter”. Det nya biociddirektivet som träder i kraft 1 september 2013 ska hindra denna typ av marknadsföring. Bland annat måste biociderna i produkten beskrivas och koncentrationerna uppges. Förhoppningsvis kan denna förändring innebära tydligare information till konsumenterna. Dock krävs en väldigt stor kunskap av konsumenter för att kunna göra medvetna val. I undersökningen av Damm (2011) visade sig att drygt 80 % av de tillfrågade inte kände till vilken typ av antibakteriella ämnen som kunde läcka ut vid tvätt. Detta kan ses som en tydlig indikation på att konsumenter inte har kunskapen nog för att ta kunniga beslut om denna typ av produkter.

Enligt livscykelanalysen av Walser et al. (2011) kommer en stor del av utsläppen, beräknat i koldioxidekvivalenter, från användandefasen. Då denna del är stor kan ett förändrat tvättbeteende hos konsumenter göra en tröja med nanosilver till ett mer klimatsmart alternativ. Enligt undersökningen av Damm (2011) visade sig att 90 % inte förändrar sina tvättvanor när de äger antibakteriella kläder. I realiteten finns alltså inte den påstådda miljövinsten som bland annat Polygiene argumenterar för.

Rika länders allt för rena miljöer verkar vara en anledning till att så många utvecklar allergier. Man kan fråga sig om tillsatser av nanosilver har en nödvändig funktion, eller deras existens är beroende av konsumenters rädsla för smuts. Framförallt kan produkter riktade åt barn starkt ifrågasättas. Speciellt tuggleksaker och nappflaskor, något som är till för invärtes bruk under en tidsperiod i livet då immunförsvaret behöver exponeras för bakterier för att risken för allergiutveckling ska minska.

Miljörisken nanosilver utgör råder det ingen konsensus om. Men den eventuella risken som produkterna utgör bör vara tillräckligt stor för att motivera hårda regleringar då nödvändigheten av produkten är låg.

Slutsats

Värdet av att ha nanosilver i konsumentprodukter kan inte motiveras när miljörisker vägs in. Risken för resistent bakterier och skadliga utsläpp i miljön gör att nanosilver och andra former av silver som antibakteriell komponent bör hållas inom sjukvården, där det har sin faktiska nytta.

Tack

Tack till Maria Hansson på Centre for Environmental and Climate Research (CEC) för handledande av mitt examensarbete.

Referenser

Albright J. L, Wentworth W. J , Wilson M. E. Technique for measuring metallic salt effects upon the indigenous heterotrophic microflora of a natural water. Water Research Pergamon Press. 6. 1589-1596.

Arvidsson, R. 2012. Contributions to emission, exposure and risk assessment of nanomaterials. Diss., Chalmers tekniska högskola.

Benn T M, Westerhoff P. 2008. Nanoparticle silver released into water from commercially available sock fabrics. Environ. Sci. Technol. 42. 4133-4139.

Benn T, Cavanagh B, Hristovski K, Posner D. J och Westerhoff P. 2010. The release of nanosilver from consumer products used in the home. Journal of Environmental Quality. 39(6). 1875-1882.

Blaser S. A, Scheringer M, Macleod M, Hungerbühler K. 2008. Estimation of cumulative aquatic exposure and risk due to silver: Contribution of nano-functionalized plastics and textiles. Science of the total environment. 390. 396-409.

British Standards Institution (BSI). 2007. PAS136 Terminology for nanomaterials. Hämtad från: <http://www.bsiglobal.com>.

Chen X, Schluesener H.J. 2008. Nanosilver: A nanoparticle in medical application. *Toxicology letters*. 176. 1-12.

Chopra I. 2007. The increasing use of silver-based products as antimicrobial agents: a useful development or a cause for concern? *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*. 59. 587-590.

Damm J. 2011. Silver i "luktfria" kläder - en stinkande lösning. *Textilhögskolan Borås*.

Doudoroff P, M Katz M. 1953. Critical Review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. *Sewage and Industrial Wastes*. 25. 802-839

EU 528/2012. Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 528/2012 om tillhandahållande på marknaden och användning av biocidprodukter

Elzey S, Grassian H. V. 2009. Agglomeration, isolation and dissolution of commercially manufactured silver nanoparticles in aqueous environments. *J Nanopart Res*. 12 . 1945-1958.

Foxsox [online] [<http://www.foxsox.com/socktechnology/index.aspx>], hämtad 2013-05-11.

Gottschalk F, Sonderer T, Scholz W. R och Nowack B. 2009. Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, Fullerenes) for different regions. *Environ. Sci. Technol*. 43. 9216-9222.

Gruelich C, Braun, D, Peetsch A, Diendorf J, Siebers, B, Epple M och Köller M. 2012. The toxic effect of silver ions and silver nanoparticles towards bacteria and human cells occurs in the same concentration range. *RSC Advances*. 2. 6981-6987.

Gupta A, Silver S. 1998. Silver as biocide: Will resistance become a problem? *Nature biotechnology*. 16.

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*. 27. 1972-1978.

Kemikalieinspektionen. 2011. Antibakteriella ämnen läcker från kläder vid tvätt - analys av silver, triklosan och triklokarban i textilier före och efter tvätt. Sundbyberg

Luoma S N. 2008. Silver nanotechnologies and the environment: Old problems or new challenges?. Woodrow Wilson International Center for Scholars, Project on Emerging Nanotechnologies.

M2012/317/Ke.2012. Uppdrag om hållbar återföring av fosfor.

Musee N. 2010. Simulated environmental risk estimation of engineered nanomaterials: A case of cosmetics in Johannesburg City. Human and Experimental Toxicology. 30(9) 1181-1195.

Nanotechproject,Databas.[online]

[http://www.nanotechproject.org/process/assets/files/7039/silver_database_fauss_sept2_final.pdf] hämtad, 2013-04-15

Naturskyddsföreningen. KO-anmälan. [Tillgänglig

online][<http://www2.naturskyddsforeningen.se/upload/Foreningsdokument/KO-anm%C3%A4lan%20av%20Polygiene.pdf>], hämtad 2013-05-09

Naturskyddsföreningen,SvensktVatten. KO-anmälan. [Tillgänglig online]

<http://www2.naturskyddsforeningen.se/upload/Foreningsdokument/KOanm%C3%A4lan%20av%20Polygiene.pdf>

Nowack B. .Krug F. H, Height M. 2011. 120 years of nanosilver history: Implications for policy makers. Environ.Sci.Technol. 45. 1177-1183.

Polygiene [online] [<http://www.polygiene.com/polygiene-technology-1.aspx>], hämtad 2013-05-09.

Ratte T. H. 1999. Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review. Environmental Toxicology and Chemistry. 18. 89-108.

Rledler J, Braun-Fahrlander C, Eder W, Schrauer M, Waser M, Maisch S, Can D, Schierl R, Nowak D, E van Mutius, och the ALEX Study Team. 2001. Exposure to farming in early life and development of asthma and allergy: A cross-sectional survey. *The Lancet*. 358 1129-1133.

Rook A.W G., Brunet R. L. 2002. Give us this day our daily germs. *Biologist*. 49 (4).

Shoults-Wilson A. W, Reinsch C B, Tsyusko V. O, Bertsch M. P, Lowry V. G och Unrine M. J. 2011. Effect of silver nanoparticle surface coating of bioaccumulation and reproductive toxicity in earthworms (*Eisenia fetida*). *Nanotoxicology*. 5(3). 432-444.

SMED.2012. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010. Kommunala reningsverk, skogsindustri samt övrig industri.

Walser T, Demou E, Lang J. D, Hellweg S. 2011. *Environ. Sci. Technol.* Prospective environmental life cycle assessment of nanosilver t-shirts. 45. 4570-4578.

Wang J, Huang C.P, Pirestani D. 2003. Interactions of silver with wastewater constituents. *Water Research* 37. 4444-4452

Wood M. C, Hogstrand C, Galvez F, Munger R.S. 1996. The physiology of waterborne silver toxicity in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) 1. The effects of ionic Ag^+ . *Aquatic Toxicology*.35 93-109

Wijnhoven W.P S, Peijnenburg J.G.M W, Herberts A. C, Hagens I. W, Oomen G. A, Heugens H.W E, Roszek B, Bisschops J, Gosens I, Van de Ment D, Dekkers S, De Jong H. W, Van Zijverden M, Sips J.A.A. A , Geertsma E. R. 2009. Nano-silver - a review of available data and knowledge gaps in human and environmental risk assessment. *Nanotoxicology*. 3(2). 109-138.

Wood M. C, McDonald D. M, Walker P, Grosell M, Barimo F. J, Playle C. R, Walsh J. P. 2004. Bioavailability of silver and its relationship to ionoregulation and silver speciation across a range of salinities in the gulf toadfish (*Opsanus beta*). *Aquatic Toxicology* 70. 137-157.



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för klimat- och miljöforskning

Ekologihuset

22362 Lund