

Mikro- och nanopartiklar av plast i dricksvatten

Regeringsuppdrag



© Livsmedelsverket, 2020.

Livsmedelsverket. Mikro- och nanopartiklar av plast i dricksvatten. Livsmedelsverkets regeringsuppdrag. Uppsala.

ISSN 1104-7089

Innehåll

1. Förord.....	5
2. Förkortningar.....	6
3. Sammanfattning.....	7
3.1 Inledning.....	7
3.2 Kunskap om hälsorisker.....	7
3.3 Kartläggning av dricksvatten i Sverige.....	8
3.4 Hälsoriskvärdering.....	8
3.5 Slutsats	9
4. Bakgrund	10
4.1 Definition av mikro- och nanoplast	10
4.2 Avvikelser från uppdraget	11
4.3 Halter i råvatten - sjöar och floder för dricksvattenproduktion.....	11
4.3.1 Mälaren	11
4.3.2 Europa och USA.....	12
4.4 Halter i dricksvatten	12
5. Kunskapssammanställning av hälsorisker i korthet	14
5.1 Upptag av mikro- och nanoplast	14
5.2 Effekter på vattenlevande organismer och försöksdjur.....	15
5.3 Observationer i människa.....	16
5.4 Tillsätsämnen, kemiska och mikrobiella föroreningar samt biofilm bundna till mikro- och nanoplast.....	16
5.5 Diskussion och slutsats om befintlig kunskap	16
6. Kartläggning av dricksvatten i Sverige.....	17
6.1 Studiedesign	17
6.2 Metod för provtagning och analys	18
6.2.1 Provtagning	18
6.2.2 Behandling av prover.....	19
6.2.3 Analyser.....	19
6.2.4 Övriga vattenanalyser	20
6.3 Resultat.....	21
7. Hälsoriskvärdering.....	30
7.1 Exponering från dricksvatten, andra livsmedel och luft.....	30
7.2 Jämförelse med ämnen som absorberas till mikroplast	31
7.3 Slutsats om hälsorisker.....	32

8. Slutsats om uppdraget	33
9. Referenser	34
10. Bilaga 1: Detaljerad kunskapssammanställning av hälsorisker	37
10.1 Upptag av mikroplast	37
10.2 Upptag av nanoplast.....	38
10.3 Toxicitet av mikroplast och nanoplast.....	40
10.3.1 Effekter på vattenlevande organismer	40
10.3.2 Effekter på försöksdjur	41
10.4 Hälsorisker av mikroplast och nanoplast - studier på människa	43
10.5 Hälsorisker av tillsatssämnen, kemiska och mikrobiella föroreningar samt biofilm bundna till mikroplast och nanoplast	44
10.5.1 Persistenta organiska föroreningar som adsorberats till mikroplast	44
10.5.2 Tillsatser i mikroplast.....	44
10.5.3 Mikropartiklar i dricksvatten	44
10.5.4 Mikrobiell förorening som substrat	45
10.5.5 Biofilm på mikroplast som bärare av mikroorganismer	45
10.6 Referenser	45

1. Förord

Livsmedelsverket har fått i uppdrag (regleringsbrev 2018) att sammanställa kunskap om hälsorisker med mikropartiklar respektive nanomaterial av plast i dricksvatten, kartlägga förekomsten av sådana föroreningar i dricksvatten i Sverige samt, vid behov, föreslå åtgärder för att minska exponeringen. Uppdraget ska redovisas senast den 1 april 2020.

Livsmedelsverket är ansvarigt för denna rapport och har fått stöd från Institutionen för Marina Vetenskaper vid Göteborgs universitet som utfört provtagning och analys av mikropartiklar i dricksvatten. Rapporten har tagits fram enligt befintliga rutiner vid Livsmedelsverket. Detta innefattar att riskvärderingar skall bygga på tillgängligt vetenskapligt underlag och skall göras på ett självständigt, objektivt och öppet sätt samt att rapporten sedan kvalitetsgranskas.

Vi vill tacka vattenverken och Kretslopp och vatten, Göteborgs stad, för deras bidrag till provtagningsarbetet.

Livsmedelsverket

Per Bergman, Avdelningschef
Risk- och nyttovärderingsavdelningen

Mars 2020

2. Förkortningar

ABS	Akrylnitril-butadien-styren
DDE	1,1-diklor-2,2-bis(klorfenyl) etylen
EFSA	European Food Safety Authority
PA	Polyamid
PA6	Nylon
PC	Polykarbonat
PCB	Polyklorerad bifenyl
PDMS	Polydimetylsiloxan
PE	Polyeten
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PET	Polyetylentereftalat
PLA	Mjölksyrabaserad biopolyester
PMA	Polymetakrylat
PMMA	Polymetylmetakrylat
PnBMA	Poly n-butylmetakrylat
POM	Polyoximetylen
PP	Polypropen
PS	Polystyren
PVC	Polyvinylklorid
µm	mikrometer, 10 ⁻⁶ meter, 0,000001 meter
nm	nanometer, 10 ⁻⁹ meter, 0,000000001 meter

3. Sammanfattning

3.1 Inledning

Livsmedelsverket har fått i uppdrag av Regeringen (2018) att sammanställa kunskap om hälsorisker med mikropartiklar respektive nanomaterial av plast i dricksvatten, kartlägga förekomsten av sådana föroreningar i dricksvatten i Sverige samt, vid behov, föreslå åtgärder för att minska exponeringen.

Mikroplast är ett samlingsnamn för små plastfragment (mindre än 5 millimeter) och omfattar även nanoplast (mindre än 100 nanometer). Dessa partiklar bildas bl.a. när plastföremål förslits och succesivt bryts ned till mindre och mindre bitar i naturen. Plast tillverkad i form av små pellets, som råvara för plastproduktion, eller små korn, som tillsätts i kosmetika, kan också spridas till miljön.

Mikroplaster återfinns globalt i hav, bland annat i Nordsjön och Östersjön, i djuphavssediment, i polarisar men även i inlands- och sötvattensmiljöer. Dessa partiklar har också påträffats i många vattenlevande organismer såsom blötdjur, kräftdjur och i flertalet fiskarter. Även i livsmedel som sardiner och skarpsill på burk, honung, salt och öl liksom flaskvatten har förekomst påvisats.

För dricksvatten har högre halter av plastpartiklar har påträffats i USA, Indien och Libanon medan lägre i Europa. Avskiljningsgraden vid vattenverk varierar beroende på reningsmetod.

Membranfiltrering (mikrofilter, ultrafilter, nanofilter samt omvänd osmos) kan filtrera bort de allra flesta mikropartiklarna i vatten men används vid mycket få vattenverk i Sverige idag. Mindre än ca 1% av befolkningen i Sverige får sådant filtrerat vatten idag.

3.2 Kunskap om hälsorisker

Forskning om hälsorisker för människa av partiklar av mikro- och nanoplast som intas via dricksvatten eller födan är ett relativt nytt område. Mikro- och nanoplasters möjliga toxicitet avser dels själva partiklarna och dels att partiklarna kan vara bärare av kemiska ämnen eller mikroorganismer som kan vara skadliga, t.ex. tillsatser i plasten eller föroreningar som bundits till partiklarna.

Huvudbeståndsdelen i plasten, själva polymeren betraktas ofta som icke-reaktiv medan frigjorda tillsatser lättare kan tas upp av celler och orsaka skada.

För vattenlevande organismer har en rad olika effekter av mikroplastpartiklar dokumenterats, men vetenskapliga studier i däggdjur saknas till stor del och några negativa effekter i människa har inte observerats. Kunskap om hur partiklarna tas upp och distribueras i kroppen finns i viss utsträckning och studier i djur visar att små mikro- och nanopartiklar av plast lättare tas upp av tarmen än större partiklar. Troligen absorberas inte mikroplastpartiklar större än 150 mikrometer och mindre partiklar tas upp dåligt (0,3% eller mindre). Endast den minsta fraktionen (storlek mindre än 1,5 mikrometer) kan penetrera djupt in i organ, d.v.s. små mikroplastpartiklar och sannolikt främst nanoplastpartiklar.

Utifrån kunskap om nanopartiklar av rena kemiska ämnen misstänks mikro- och nanoplast kunna interagera med immunsystemet. I så fall skulle de t.ex. kunna orsaka ett minskat motstånd mot infektiösa ämnen och tumörer, samt inflammatoriska reaktioner. Observationer av sådana effekter har dock hitintills inte kunnat bekräftas, inklusive vilka mängder av mikro- eller nanoplast som skulle kunna vara relevanta med avseende på eventuella risker för sådana effekter. Mikro- och nanoplast

misstänks även kunna förvärra sjukdomar relaterade till mag-tarmkanalen eftersom de allra flesta partiklarna kommer att deponeras där och skulle då möjligen kunna interagera med olika bioprocesser.

Sammanfattningsvis är slutsatsen att direkta effekter av mikro- och nanoplast i dricksvatten, av relevans för människa, inte kan påvisas i nuläget. Den värdering av hälsorisker som utförts inom uppdraget är därför av överskådlig karaktär.

3.3 Kartläggning av dricksvatten i Sverige

Undersökningen som gjorts inom uppdraget omfattar analys av mikropartiklar av plast i dricksvatten härrörande från 6 vattenverk i Sverige (Göteborg, Luleå, Lund, Malmö, Stockholm och Uppsala). Tre av dessa vattenverk förses med ytvatten, två utnyttjar grundvattentäkter och ett förses med blandvatten (d.v.s. yt- och grundvatten). Vattenverken har varierande reningsprocedurer, allt från mekanisk filtrering i en grusås, vanliga fällningsverk till mer avancerade metoder som t.ex. ultrafiltrering.

Analys av plastpartiklar av nanostorlek har inte kunnat utföras då det saknas standardiserade analysmetoder både i Sverige och internationellt. Framtagna resultat omfattar fyra storleksintervaller av mikroplastpartiklar i dricksvatten: a) större än 100 mikrometer, b) 30 - 100 mikrometer, c) 10 - 30 mikrometer, samt d) 1 - 10 mikrometer. Dessutom finns information om antalet partiklar som är mindre än 1 mikrometer, vilket innefattar nanostorlekar, men i detta fall har det inte varit möjligt att skilja mellan partiklar av plast och annat material.

Resultaten visar på högre koncentrationer av de mindre mikroplastpartiklarna. Särskilt tydligt är detta för det lägsta storleksintervallet (1 - 10 mikrometer) med en markant ökning i koncentrationen (ca 100 - 25 000 mikropartiklar per liter vatten) för flera provplatser. Undantaget är Luleå och Stockholm där inga partiklar kunde detekteras för det minsta storleksintervallet. Varken typen av vatten eller reningsmetoden kan dock förklara denna avvikelse. Resultat från undersökningen i regeringsuppdraget visar också att antalet andra partiklar i dricksvattnet, t.ex. organiska partiklar eller mineralpartiklar, skulle kunna vara betydligt större än antalet mikroplastpartiklar.

Vidare observerades inte någon större skillnad på förekomst av mikroplastpartiklar, samt plasttyp, med avseende på dricksvatten som distribuerats från grundvattentäkter eller ytvattentäkter. Antalet vattenverk som ingår i undersökningen är dock för litet för att kunna dra några säkra slutsatser. Dominerande plasttyper, med beaktande av alla provplatser, är polyeten och polyamid följt av materialet silikon samt plasttyperna polypropen och polystyren. Polyeten, polypropen, och polystyren står för de största produktionsvolymerna av plast och återfinns överallt i vår omgivning och kan därmed tänkas finnas i dricksvattenproduktionskedjan.

3.4 Hälsoriskvärdering

Enligt den sammanställning som gjorts om dagens kunskap (avsnitt 3.2) bedöms att hälsorisker för människa inte kan påvisas som en direkt konsekvens av mikro- eller nanopartiklar av plast i dricksvatten.

Mikro- och nanoplastpartiklars indirekta påverkan som bärare av kemiska ämnen kan i vissa fall bedömas mer ingående. Utifrån de exempel som undersökts framstår exponering för kemiska ämnen via mikroplaster som mycket liten jämfört med den totala exponeringen av dessa ämnen via livsmedel. Som en konsekvens blir då bidraget till eventuella kemiska risker lågt eller obetydligt.

Världshälsoorganisationen (WHO) har 2019 kommit fram till liknande resultat för ett antal kemiska ämnen och bedömer också att exponering för mikroorganismer via mikroplaster utgör en låg risk, men påtalar att dataunderlaget är begränsat.

En värdering har även gjorts med avseende på hur exponeringen för mikropartiklar av plast från dricksvatten förhåller sig till exponeringen från mat och luft inklusive yrkesmässig exponering. Givet de högsta halterna som observerades i undersökningen skulle exponering för mikropartiklar via dricksvatten kunna vara jämförbar med exponering från vissa andra livsmedel (t.ex. musslor, sardiner på burk, öl), men kan vara lägre än exponeringen från t.ex. flaskvatten. Exponering från luft, i synnerhet som ett resultat av yrkesmässig exponering, bedöms kunna vara viktigare än dricksvatten. Utifrån detta har dricksvatten inte kunnat urskiljas som en mycket betydelsefull källa.

WHO sammanfattar att fastän data är begränsade i nuläget synes mikroplaster i dricksvatten inte utgöra en tydlig hälsorisk.

3.5 Slutsats

Mikroplastpartiklar finns överallt i vår miljö och exponering för dessa sker oralt via munnen från dryck eller mat, samt via inandning. Utifrån dagens kunskap i kombination med undersökningen av dricksvatten i Sverige har hälsorisker för människa på grund av förekomst av mikro- eller nanopartiklar av plast i dricksvatten inte kunnat påvisas eller tydligt misstänkas. Även om det diskuterats att små partiklar skulle kunna ha en förmåga att t.ex. orsaka inflammation och andra immuntoxiska effekter behövs ytterligare forskning för att klargöra detta, och i slutändan avgör även exponeringens storlek om det finns en relevant risk.

Utifrån dessa beaktanden bedöms det därför inte finnas motiv till åtgärder med avseende på dricksvattenproduktion i nuläget. Rent tekniskt kan dock ett sätt att minska exponering för små partiklar av t.ex. plast vara införande av nanofiltrering alternativt reverse osmosis (ROS) vid vattenverk om inte en betydande del partiklar tillförs vid pumpstationer eller i själva ledningsnätet.

På grund av kunskapsluckor har hälsoriskvärderingen inom uppdraget av nödvändighet varit översiktlig. För att bättre kunna värdera om mycket små plastpartiklar skulle kunna utgöra en relevant hälsorisk behövs, förutom en bättre kartläggning av förekomst och exponering, fler toxikologiska studier.

4. Bakgrund

Livsmedelsverket har fått i uppdrag av Regeringen (2018) att sammanställa kunskap om hälsorisker med mikropartiklar respektive nanomaterial av plast i dricksvatten, kartlägga förekomsten av sådana föroreningar i dricksvatten i Sverige samt, vid behov, föreslå åtgärder för att minska exponeringen. Uppdraget ska redovisas senast den 1 april 2020.

Förekomsten av mikroplast i den marina miljön har uppmärksammats allt mer under senare år. Mikroplast är ett samlingsnamn för små plastfragment (< 5 mm) men omfattar även nanoplast (< 100 nm) bland annat enligt Efsa (EFSA, 2016). Mikroplast kan bildas oavsiktligt när plastföremål förslits och plastpartiklar frigörs eller när vi inte återanvänder, återvinner eller slänger plastmaterial (även i vissa textilier) på rätt sätt utan plasten blir skräp som succesivt bryts ned till mindre och mindre bitar i naturen. Plast som från början tillverkas i form av små pellets, som råvara för plastproduktion, eller korn, som tillsätts i kosmetika, kan också spridas till miljön (Naturvårdsverket, 2017).

Mikroplaster återfinns globalt i hav, bland annat i Nordsjön och Östersjön, i djuphavssediment, i polarisar men även i terrestra och limniska miljöer. Också i många vattenlevande organismer såsom blötdjur, kräddjur och i flertalet fiskarter har mikroplast påträffats. Även i livsmedel som sardiner och skarpsill på burk, honung, salt och öl liksom flaskvatten har förekomst påvisats. Det finns också en tilltagande oro för att mikroplastproblematiken kan påverka sötvattenssystem (främst ytvatten) som sjöar och floder som bl.a. utnyttjas för dricksvattenproduktion. Högre halter av plastpartiklar har påträffats i dricksvatten i USA, Indien och Libanon medan lägre i Europa (Kosuth et al., 2018).

Avskiljningsgraden vid vattenverk, beroende på reningsmetod, varierar mellan 90-99 % för mikropartiklar i storleksintervallet 20 - 600 µm (Uhl et al., 2019). Membranfiltrering (mikrofilter, ultrafilter, nanofilter samt omvänd osmos) kan filtrera bort de allra flesta mikropartiklarna i vatten men används vid mycket få vattenverk i Sverige idag. Mindre än ca 1% av befolkningen i Sverige får sådant filtrerat vatten idag.

En bakgrund för uppdraget ges nedan. Förutom definitioner och avvikelser ger den även en översikt av tillgängliga data om förekomst av mikropartiklar i sjöar och floder för dricksvattenproduktion i Sverige och internationellt. En kunskapssammanställning om hälsorisker med mikro- och nanopartiklar av plast följer sedan (avsnitt 5, och bilaga 1) och därefter den undersökning om förekomst i dricksvatten i Sverige som gjorts inom uppdraget (avsnitt 6). En hälsoriskvärdering baserat på den kunskap som identifierats samt resultatet från undersökningen redovisas i avsnitt 7 och slutsatser inklusive eventuella åtgärder redovisas avslutningsvis i avsnitt 8.

4.1 Definition av mikro- och nanoplast

I det här regeringsuppdraget har Livsmedelsverket valt att använda sig av samma definition som användes i Naturvårdsverkets regeringsuppdrag 2017 ”Mikroplaster; redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige” (Naturvårdsverket, 2017) med ett undantag. Gummi ingår inte i det här uppdraget. Begreppet plast definieras i detta uppdrag som av människor tillverkade polymerer framställda av antingen olja eller biprodukter från olja, alternativt från biomaterial (biobaserade plaster).

Plastpartiklar i storlek mellan 100 nm och 5 mm räknas här som mikroplast och under 100 nm som nanoplast [definition bland annat enligt Efsa (EFSA, 2016)]. Den övre gränsen på 5 mm är vanligt förekommande (GESAMP, 2015; Verschoor, 2015) i olika undersökningar medan den undre gränsen däremot varierar. Till exempel har FN:s rådgivande grupp GESAMP (The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) angett 1 nm som undre gräns, trots att så små partiklar inte kan spåras i miljön annat än i undantagsfall (GESAMP, 2015) eftersom det idag är svårt att mäta dessa partiklar. Skillnader i gränsdragningen mellan mikro- och nanoplast speglar både att det saknas en otvetydig, överenskommen definition liksom de praktiska svårigheter som insamling och mätning av partiklarna innebär.

I formuleringar som ”mikroplastpartiklar”, ”mikropartiklar av plast” eller liknande, så syftar ordet ”partikel” i detta uppdrag på fasta partiklar oberoende av form som till exempel korn, pellets, flagor, film och fibrer av plast. Mikroplast delas ofta upp i två grupper, primär respektive sekundär mikroplast.

- Primär mikroplast är avsiktligt producerade, såsom plastpellets producerade som råmaterial för plastindustrin. Primär mikroplast används också till exempel som skrubbmateriäl i olika produkter eller som tillsatser i kosmetika eller plast.
- Sekundär mikroplast bildas då plastföremål fragmenteras till mikroskopiska partiklar, till exempel vid nedskräpning och vid användning av olika plast- och plastliknande produkter. Plastskräp bryts ner och fragmenteras i miljön bland annat till följd av exponering för solljus, vind eller vågpåverkan. Mikroplaster genereras till exempel också vid slitage av bildäck och genom spill/läckage från konstgräsplaner.

4.2 Avvikelser från uppdraget

Näringsdepartementet meddelades i ett tidigt skede att analys av plastpartiklar av nanostorlek (< 100 nm) inte kunde utföras då det saknas standardiserade analysmetoder i Sverige och internationellt. Forskning och utveckling på området pågår men inte så att metoder funnits tillgängliga inom ramen för uppdraget. Den undersökning som planerats och genomförts med befintliga resurser bedöms vara en screening snarare än en fullständig kartläggning av situationen i Sverige på grund av det mindre antal prov och provtagningsplatser som ingått i studien (se avsnitt 6).

4.3 Halter i råvatten - sjöar och floder för dricksvattenproduktion

Vatten från sjöar och floder används för produktion av dricksvatten, d.v.s. så kallade vattentäcker. Här nedan ges några exempel på halter av mikroplastpartiklar i sjöar och floder nationellt och internationellt eftersom halten i råvatten och vattenverkets beredning är avgörande för dricksvattenkvaliteten och antalet mikroplastpartiklar i dricksvattnet.

4.3.1 Mälaren

I en rapport av Landbecker (2012) vid Uppsala universitet redovisades halter av mikropartiklar av antropogent ursprung i Mälaren. Prover från Stockholm-Rosenbad, Stockholm-Riddarholmen och Köping hade de högsta koncentrationerna med $24,3 \pm 3,7$ (medelvärde \pm standardavvikelse), $21,5 \pm$

0,5 respektive $19,2 \pm 5,6$ partiklar per m^3 . Prover från ytterligare 10 stationer i Mälaren hade koncentrationer från $12,8 \pm 3,7$ till $0,5 \pm 0,5$ partiklar per m^3 . På tre andra platser innehöll proverna inga partiklar. Toppnoteringen 24,3 partiklar per m^3 motsvarar således 0,024 partiklar per liter vatten.

Filtornätstorleken som användes i denna studie begränsade fångsten av partiklar som mestadels var större än 300 mikrometer. Partiklarna visade sig med några få undantag vara fibrer. Vissa potentiella mikroplastpartiklar i form av sfäriska, svarta och icke-fibrösa partiklar observerades men de karakteriserades inte eller räknades. De sfäriska svarta partiklarna, få i antal, var sannolikt flygaska. Mikroskopisk inspektion av fibrerna visade att de troligen bestod av bomull, ull och mindre vanligt plast.

4.3.2 Europa och USA

I ett antal europeiska och amerikanska floder och sjöar har förekomsten av mikroplast undersökts med olika provtagningsmetoder och olika maskstorlekar på fångstnäten. I de flesta studierna ökade antalet plastpartiklar starkt när småmaskade nät eller filter användes för provtagning.

- Från ett antal sjöar i Schweiz innehöll det allra översta 10 cm-skiktet av vattnet 0,1 till 2 partiklar/ m^3 (partiklar $> 300 \mu m$) (Faure och Alencastro, 2014).
- I Seine (Frankrike) rapporterades 3 till 108 partiklar/ m^3 ($> 80 \mu m$) samt 0,28 till 0,47 partiklar/ m^3 för de större partiklarna ($> 330 \mu m$) (Dris et al., 2015).
- I det översta 16 cm-skiktet av vatten i floden Rhen i Tyskland observerades 387 partiklar/ m^3 (Mani, 2014).
- För floden Donau i den österrikiska delen angavs halter upp till 141 partiklar/ m^3 ($> 500 \mu m$; motsvarande $700 \text{ mg}/m^3$) (Lechner och Ramler, 2015). Emellertid visade mer detaljerade undersökningar av floden Donau endast en förekomst på $0,3 \text{ mg}/m^3$ av mikroplast (0,5 till 5 mm) (Anschöber och Heinisch, 2015).
- Ett medelvärde av 18 partiklar/ m^3 (0,33 till 2 mm) detekterades i en kanal nära Chicago, Illinois (McCormick et al., 2014).
- Rhenbankens sediment nära Frankfurt am Main i Tyskland innehöll främst mikroplast av polyeten (PE), polypropen (PP) och polystyren (PS) (Klein et al., 2014). Koncentrationer av mikroplast är övervägande mycket lägre jämfört med totalt fast material.
- För floden Rhen nära Basel 2013 uppskattades t.ex. förekomsten av fast material vara 6 till 63 mg/l (Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein, 2013, 2014).

4.4 Halter i dricksvatten

I en undersökning av 159 prover på dricksvatten globalt uppmättes halter från 0 till 61 mikropartiklar per liter (medelhalt 5,45 partiklar; Kosuth et al., 2018). Åttioen procent var av antropogent ursprung och huvuddelen (98,3%) var fibrer i storlek 0,1 - 5 mm. Proverna samlades från kranen (huvudsakligen) mellan januari och april 2017 från följande 14 länder: Kuba (n = 1), Ecuador (n = 24), England (n = 3), Frankrike (n = 1), Tyskland (n = 2), Indien (n = 17), Indonesien (n = 21), Irland (n = 1), Italien (n = 1), Libanon (n = 16), Slovakien (n = 8), Schweiz (n = 2), Uganda (n = 26) och USA (n = 36).

I en undersökning av dricksvatten från 24 vattenverk i Norge var mikroplast bara påvisbart (> 1 partikel per liter vatten) vid råvattenintaget vid 4 vattenverk och i halter upp till 2,7 mikropartiklar per liter vatten (storlek $> 60 \mu m$). För dricksvattnet efter beredning var 23 av 24 vattenverksprover under

bestämningsgränsen (ett prov: medelhalt 2,4 mikropartiklar per liter vatten) och i dricksvatten från kranen var 19 av 24 prover under bestämningsgränsen (5 prover: medelhalt 2 - 3,7 mikropartiklar per liter vatten) (Uhl et al., 2019).

En undersökning som genomförts i Danmark under 2018 visar att mikroplast inte förekommer i danskt dricksvatten (Strand et al., 2018). Forskarna har undersökt 17 platser i Danmark. I 16 av 17 prover var halterna mikropartiklar vid kranen under detektionsgränsen (29 per 50 liter vatten). Mikropartiklar av plast bestod av typerna polyetylentereftalat (PET), PP, PS, akrylnitril-butadien-styren (ABS) samt polyuretan. Filterporstorleken var 100 µm. I ett av proverna fanns mikropartiklar men de bestod till största delen av cellulosaliknande material.

Den relativt stora variationen i halten av mikroplastpartiklar i undersökningarna ovan beror på avsaknaden av standardiserade metoder för mätning av antalet partiklar samt att olika filterporstorlekar använts för uppsamling av partiklar. Studien som utförts inom detta uppdrag (se avsnitt 6) är unik på så sätt att antalet mikroplastpartiklar studerats för 4 olika storleksnivåer i kranvatten samt att analysmetodiken medgett analys av partiklar ned till en storlek på 1 µm. Resultaten är därför inte direkt jämförbara med de från ovanstående studier.

5. Kunskapssammanställning av hälsorisker i korthet

Forskning om hälsorisker för människa av partiklar av mikro- och nanoplast som intas via dricksvatten eller födan är ett relativt nytt forskningsområde och vetenskapliga studier om eventuellt skadliga effekter är bristfällig. Kunskap om hur dessa partiklar tas upp och distribueras i kroppen finns dock i viss utsträckning men samtidigt är kunskapen låg om hur de transporteras och utsöndras.

Mikro- och nanoplasters möjliga toxicitet avser dels själva partiklarna (eller fibrer, fragment, flagor, film och pellets) och dels att partiklarna kan vara bärare av kemiska ämnen eller mikroorganismer som kan vara skadliga, som t.ex. tillsatser i plasten eller föroreningar som bundits till partiklarna. Huvudbeståndsdelen i plasten, själva polymeren betraktas ofta som inert medan frigjorda tillsatser lättare kan tas upp av celler och orsaka skada.

Storleken på plastpartikeln är av mycket stor betydelse då större partiklar inte tas upp av tarmen och därmed i människokroppen. Mindre mikropartiklar ($< 150 \mu\text{m}$) tycks däremot kunna tas upp, och upptaget tycks öka ju mindre partiklarna är. Upptaget av partiklar av mikroplast (100 nm - 5 mm) bedöms därför vara sämre än för nanoplast (1 - 100 nm).

En sammanfattning av kunskapssammanställningen av hälsorisker som gjorts inom uppdraget följer nedan, som även inkluderar en diskussion och slutsats. Det detaljerade underlaget för detta redovisas in sin helhet i bilaga 1. Den information som ges om möjliga hälsorisker av mikro- och nanoplastpartiklar baseras huvudsakligen på data från djurförsök som erhållit plastpartiklar via födan/dricksvattnet eller via sondmatning. Efsa publicerade 2016 en omfattande genomgång av upptag, distribution och toxicitet av partiklar av mikro- och nanoplast (EFSA, 2016). Dessa tidigare data tillsammans med en aktuell uppdatering och komplettering av litteraturen redovisas här och mer fullständigt i bilaga 1.

5.1 Upptag av mikro- och nanoplast

Den allra viktigaste faktorn för upptag av mikroplast från tarmen är partikelstorleken som i sin tur är avgörande för på vilket sätt mikroplastpartiklar kan tas upp. I en vetenskaplig sammanfattning av Galloway (2015) presenteras utförligt de olika möjligheter för upptag av mikropartiklar i tarmen som hittills identifierats. Däggdjurs-studier har i stor utsträckning endast studerat plastpartiklar av PS, polyvinylklorid (PVC) och polyakrylater med några få undantag. I sådana studier har mikropartiklar upptäckts i storlekar upp till $150 \mu\text{m}$ i lymfsystemet, medan en annan studie påvisade PVC partiklar ($110 \mu\text{m}$) i portvenen. Troligen absorberas inte mikroplastpartiklar större än $150 \mu\text{m}$, och endast lokala effekter på immunsystem och inflammation i tarmen kan förväntas. De mindre ($< 150 \mu\text{m}$) kan leda till systemisk exponering, men tillgängliga data visar att absorptionen är begränsad ($\leq 0,3\%$). Endast den minsta fraktionen (storlek $< 1,5 \mu\text{m}$) kan penetrera djupt in i organ. Med tanke på de många faktorer som påverkar absorptionen, såsom partikelns storlek och sammansättning, men också dess laddning på ytan och vattenlöslighet är det svårt att förutsäga partiklars upptag.

En särskild risk med nanopartiklar är deras förmåga att kunna transporteras över lung- och tarmepitelet vilket resulterar i systemisk exponering. Resultat rörande upptag har överlag erhållits med en stor

variation av nanopartiklar och inte specifikt nanoplast. För nanoplastpartiklar av varierande typ har dock överföring över tarmepitelet visats, vilket kan leda till att de återfinns i ett flertal organ, inklusive hjärnan. Förutom blod-hjärnbarriären, kan placenta-barriären också passeras. Nanoplast, andra än huvudsakligen PS-partiklar och polylaktidpartiklar, har ännu inte studerats, och det bör noteras att upptag och toxicitet är mycket beroende av materialets kemiska natur liksom storlek, form och andra fysikalisk-kemiska egenskaper (EFSA, 2009). Extrapoleringar från studier av en viss typ av nanomaterial till ett annat är därför svårt och inte alltid möjligt.

5.2 Effekter på vattenlevande organismer och försöksdjur

För vattenlevande organismer har en rad olika effekter av mikropartiklar dokumenterats. Detta omfattar minskad födointagsaktivitet, oxidativ stress, gentoxicitet, neurotoxicitet, tillväxtfördröjning, reduktion av reproduktiv status, samt mortalitet (t.ex. Oliveira et al., 2012; Besseling et al., 2013; Della Torre et al., 2014; Au et al., 2015). Effekter av nanopartiklar på vattenlevande organismer har inte studerats i samma utsträckning. Mattsson et al. (2017) visade dock att PS-nanopartiklar kan vara skadligt för kräftdjur samt att fisk som äter dessa kräftdjur med nanoplast visade beteendestörningar.

Studier på försöksdjur rörande effekter av mikro- eller nanoplast är bristfällig. Studier på möss som exponerats för PS-mikropartiklar har visat på minskade kroppsvikt, lever- och lipidvikter (Lu et al., 2018), samt reduktion av tarmslemsekretionen och skador på tarmbarriärfunktionen (Jin et al., 2019). Dessa studier kan dock ifrågasättas utifrån de mycket höga doser av mikropartiklar som gavs till försöksdjuren. Stock et al. (2019) studerade effekter av mikroplastpartiklar i möss. Data visade dock inte på några vävnadsskador eller inflammatoriska svar, och inga effekter på immunceller erhöles.

Rörande nanoplastpartiklar har dessa visats kunna påverka järnabsorptionen i en studie på kycklingar (Mahler et al., 2012). Beteendeffekter av nanopartiklar av PS har undersökts i vuxna råttor men inga statistiskt signifikanta resultat observerades vid alla utförda tester (Rafiee et al., 2018). I ett av testen (minnes- och inlärningstest) uppvisade råttor som exponerats dock ett större antal fel jämfört med kontrolldjur. Med hänsyn till de subtila och övergående beteendeffekterna kan det inte uteslutas att detta kan få konsekvenser fastän resultaten inte var signifikanta.

Experiment på gnagare av injicerade eller inhalerade mikroplast- och nanoplastpärlor visar sammantaget att de aktiverar T-celler och tas om hand av makrofager, som transporterar partiklarna till lymfkörtlarna (t.ex. Tomazic-Jezic et al., 2001; Blank et al., 2013). Några av dessa effekter har bekräftats av *in vitro* studier (Seydoux et al., 2014) och var mer uttalade för mindre plastpärlor och skiljer sig också mellan olika polymerer.

I motsats till nanoplast har toxicitet av konstruerade nanomaterial, såsom metall och metalloxidpartiklar studerats bredare och olika toxiska effekter har observerats, såsom produktion av reaktiva syreradikaler och därtill hörande inflammation, lever- och njurskador, sekundära genotoxiska effekter samt effekter på immunförsvaret (Bouwmeester et al., 2009). Att extrapolera från studier av konstruerade nanomaterial är svårt och olämpligt eftersom det är känt att toxiciteten beror på materialets kemiska natur tillsammans med storlek, form, ytkemi, laddning och andra aspekter (Bouwmeester et al., 2009).

5.3 Observationer i människa

Observationer i människa rörande effekter av mikro- och nanoplast saknas. Utifrån den medicinska litteraturen och effekter av plastimplantat kan viss information erhållas om hur effekter av mikro- och nanoplast påverkar människor. Mikro- och nanoplast frigjord från kirurgiska material kan efterlikna effekter av absorberade partiklar som har gått in i blodomloppet och vävnaderna. Den medicinska litteraturen dokumenterar påverkan från PE, PS, polymetylmetakrylat (PMMA) och polykarbonat (PC) partiklar från 20 upp till 55 nm i storlek. Effekter påvisades på flera nivåer, från oxidativ stress på cellulär nivå till skador i organ. Studier med plastproteser observerade förändringar i genuttryck och proteiner, skada på DNA, komprometterade immunceller, cellulär förökning och celldöd, inflammation och rivsår i vävnader samt upplösning av benvävnad (FAO, 2017).

5.4 Tillsätsämnen, kemiska och mikrobiella föroreningar samt biofilm bundna till mikro- och nanoplast

Ämnen bundna till mikro- och nanoplast som tillsätsämnen och kemiska föroreningar beräknas inte utgöra större risker än de som utgörs av exponering för dessa ämnen från plast i kontakt med livsmedel respektive livsmedel. För mikrobiella föroreningar bundna till mikro- och nanoplast saknas kunskap i stort men potentiella spridningseffekter globalt till andra havsmiljöer har diskuterats. Biofilm som bärare av mikroorganismer bedöms inte utgöra en hälsorisk i nuläget.

5.5 Diskussion och slutsats om befintlig kunskap

Sammanfattningsvis finns begränsad kunskap om hälsorisker för människa utifrån upptag, fördelning, transport och utsöndring samt toxicitet av mikro- och nanoplast i djurstudier. Troligen absorberas inte mikroplastpartiklar större än 150 µm och mindre partiklar tas upp dåligt ($\leq 0,3\%$). Endast den minsta fraktionen (storlek $< 1,5$ µm) kan penetrera djupt in i organ.

Mikro- och nanoplast kan sannolikt interagera med immunsystemet (EFSA, 2016). Även om varken mikro- eller nanoplast kategoriseras som kemiska ämnen skulle de, beroende på mängd, potentiellt kunna ge liknande hälsoeffekter som involverar immunsystemet, såsom immunedtryckning (minskat motstånd mot infektiösa ämnen och tumörer), immunaktivering (ökad risk att utveckla allergiska och autoimmuna sjukdomar) och onormala inflammatoriska reaktioner. Observationer av sådana effekter har emellertid inte rapporterats ännu (Lusher, 2015; EFSA, 2016; Wright och Kelly, 2017). Mikro- och nanoplaster misstänks även kunna förvärra sjukdomar relaterade till mag-tarmkanalen eftersom de allra flesta partiklarna kommer att deponeras där och möjligen interagera med bioprocesser (Powell et al., 2007; Handy et al., 2008) liksom med bioprocesser i bakteriefloran.

Dagens kunskap bedöms inte vara tillräcklig för att kunna göra en traditionell riskvärdering för människa efter oralt intag av mikro- och nanoplast. Omfattningen och typen av befintliga studier (t.ex. avsaknad av standardiserade toxicitetsstudier på gnagare) tillåter till exempel inte någon identifiering av hur stor exponering av mikro- eller nanopartiklar av plast som skulle kunna vara skadligt för människa. Den värdering av hälsorisker som utförts inom uppdraget (se avsnitt 7) är därför av överskådlig karaktär.

6. Kartläggning av dricksvatten i Sverige

6.1 Studiedesign

Då Livsmedelsverkets uppdrag innefattar att kartlägga dricksvatten i Sverige har det bland annat bedömts relevant att valda provtagningsplatser tillsammans täcker en stor del av landet geografiskt. Information med avseende på olika provtagningspunkter i respektive distributionsnät skulle dessutom kunna härleda orsaker till eventuell förekomst av mikropartiklar av plast, och därför vara av betydelse för den del av uppdraget som avser att, vid behov, föreslå åtgärder för att minska exponering. Antal provtagningsplatser och provtagningspunkter har dock begränsats av befintliga resurser och tid, inklusive provtagnings- och analyskapacitet. Med detta som bakgrund har Livsmedelsverkets prioritering primärt beaktat uppdragets särskilda fokus mot konsument, nationellt sett (dricksvatten i Sverige). Inom ramen för tillgängliga resurser och tidsramar bedömdes det därför vara mer relevantt att enbart undersöka kranvatten för flera provtagningsplatser i landet, snarare än att undersöka flera provtagningspunkter för någon eller ett fåtal provplatser.

Med ett fokus på dricksvatten valdes initialt tio provtagningsplatser ut baserat på geografisk spridning, typ av vattentäkt och olika reningstekniker i distribuerande vattenverk samt vattenverkens storlek. Utifrån dessa planer fick Göteborgs Universitet i uppdrag att under 2019 genomföra provtagning och analys efter att Livsmedelsverket undersökt kvalitén av olika analysmetoder i Sverige och utomlands. Avsaknad av standardiserade metoder inom fältet och en önskan att kunna analysera plastpartiklar i nanometerskala har inneburit provtagnings- och analystekniska utmaningar vilket påverkat tidsplaneringen. Uppkomna problem har i huvudsak varit förekomst av organiskt material (troligtvis härrörande från råvatten, beredning eller distributionsnätet) på filter från vissa provtagningsplatser som har försvårat mätningen av partiklar, samt efterföljande svårigheter rörande uppberedningsprocesser. Hantering av dessa problem har bland annat omfattat utveckling och utvärdering av nya reningsmetoder (tvättning av filter), samt tillverkning av modifierade filter och filterhållare. Utmaningarna har gjort att resultat från totalt sex provtagningsplatser (Lund, Göteborg, Uppsala, Stockholm, Luleå och Malmö) kunnat redovisas i denna rapport (Tabell 1).

Tabell 1. Provtagningsplatser

Stad	Vattentäkt	Provtagningsplats
Göteborg	Ytvatten (Göta Älv/Delsjön)	Kök
Luleå	Grundvatten	Laboratorium
Lund	Ytvatten (Bolmen)	Grovkök
Malmö	Yt- och grundvatten	Kök
Stockholm	Ytvatten (Mälaren)	Kök
Uppsala	Grundvatten (Uppsalaåsen)	Kök

6.2 Metod för provtagning och analys

6.2.1 Provtagning

För att kunna ta vattenprover direkt från vattenkranen och undvika kontamination vid provtagningen har ett specialdesignat rostfritt provtagningssystem utvecklats för två olika sekventiella kaskadfiltreringar, se Figur 1. Dessa består av metallrör med klämringskopplingar, tryckmätare, ventilationsventil och 47 mm filterhållare för filter med porstorlek på 100, 30 och 10 μm samt en nerskalad version för 25 mm filterhållare för filter med porstorlek på 10, 1 och 0,4 μm , se filterspecifikation i Tabell 2. Filtren specialbehandlades innan provtagning med en tunn platinabeläggning för att undvika signal från filtermaterialet (polykarbonat, PC) och erhålla en speglingseffekt för laser Raman-mikroskopiska identifieringen, men även för att öka kontrasten vid ljusmikroskopssteget. Provtagningssystemen kopplades direkt på dricksvattenkranen vid provtagningspunkterna med metallkopplingar, inga slangar som kunde läcka polymerpartiklar användes. Nedan benämns de olika filtren som analyserats efter deras porstorlek.

För att inte skada filtren vid provtagningstillfället justerades flöde och tryck. Vatten fick passera genom filtren tills en önskvärd volym filtrerats eller till dess att trycket före filtren översteg 2 bar. Volymen som passerade genom filtren uppmättes med en vattenmätare avsedd för fasta vatten- och avloppsinstallationer. Efter det att provtagningen med de stora filterhållarna (100-30-10 μm) var färdig kopplades den mindre uppställningen (10-1-0,4 μm) på. Volymen som passerade filtren varierade mellan 0,2 och 400 liter beroende på filtrens porstorlek (se Tabell 3).

För att få en uppfattning om hur koncentrationen av generella småpartiklar (ej enbart plast) upp till 1 μm varierade i dricksvatten mellan de olika platserna analyserades prover $< 1 \mu\text{m}$ med hjälp av Nanoparticle Tracking analysis (NTA). För NTA togs det ett prov på 50 ml vatten i ett centrifugrör (av Falcon typ) när den mindre uppställningen var kopplad till vattenkranen. Först filtrerades en mindre volym vatten genom filtren på 10 och 1 μm för att skölja centrifugröret genom att det fylldes med vatten och tömdes tre gånger innan den slutliga uppsamlingen genomfördes. Efter att vattenprovet för NTA tagits kopplades ett filter på 0,4 μm på systemet efter filtret på 1 μm och mellan 50 och 650 ml vatten filtrerades med hjälp av en vakuumpump. Sedan kopplades filtret på 0,4 μm bort och filtreringen fortsatte genom filter på 10 och 1 μm för att utöka filtreringsvolymen för filtret på 1 μm .



Figur 1. Provtagningsuppställning för filter på 10-1-0,4 μm till vänster i bilden och för filter på 100-30-10 μm till höger.

Tabell 2. Filterspecifikation för de filter som använts vid provtagning av vatten och som analyserats med avseende på plastpartiklar med ljusmikroskop och Raman spektroskopi.

Porstorlek	Diameter	Material	Tillverkare	Kommentar
100 µm	47 mm	Polyamid nät	Bopp Utildi	Partiklarna överfördes efter filtreringen till 30 µm filter
30 µm	47 mm	Polykarbonat	Sterlitech	Belagda med 100 nm Platina
10 µm	47 mm	Polykarbonat	Sterlitech	Belagda med 100 nm Platina
10 µm	25 mm	PET nät	Bopp Utildi	Förfilter
1 µm	25 mm	Polykarbonat	Sterlitech	Belagda med 100 nm Platina
0,4 µm	25 mm	Polykarbonat	Sterlitech	Belagda med 100 nm Platina

Tabell 3. De vattenvolymer i liter, för respektive filter, som filtrerats genom specialdesignat provtagningssystem kopplat direkt till vattenkranen för varje provtagningsplats.

Stad	100, 30 och 10 µm filter	1 µm filter	0,4 µm filter
Göteborg	400	1,40	0,200
Luleå	286	2,10	0,050
Lund	400	3,30	0,550
Malmö	283	2,05	0,450
Stockholm	400	2,75	0,650
Uppsala	400	0,55	0,250
Östersund*	125	0,85	0,200

*Östersund ingick enbart i analyser med NTA (avsnitt 6.2.4).

6.2.2 Behandling av prover

Efter filtreringen vändes filtret på 100 µm och ytterligare ett filter på 30 µm kopplades på mellan filtren på 100 och 30 µm för att kunna föra över partiklarna från filtret på 100 µm till ett filter på 30 µm belagd med platina för att underlätta analysen. Filtersammanställningen (100-30-30-10 µm) behandlades genom att tvättas på plats. Först med att låta 100 ml 7,5% väteperoxid filtreras genom filtren och därefter 100 ml Milli-Q vatten. Därefter torkades filtren med luft som filtrerades genom ett glasfiber filter (Whatman) under 10 minuter. Filteruppställningen förslöts och transporterades tillbaka till laboratoriet där filtren förflyttades till petriskålar. Proverna förvarades i kylen (7°C) till dess att de analyserades. Filtersammanställningen med de mindre filtren (10-1-0,4 µm) behandlades inte.

Blankar

Vid varje provtagning togs två blankar, en blank för de större filtren och en för de mindre. Dessa filter behandlades på samma sätt som proverna förutom att inget kranvatten filtrerades genom dem.

6.2.3 Analyser

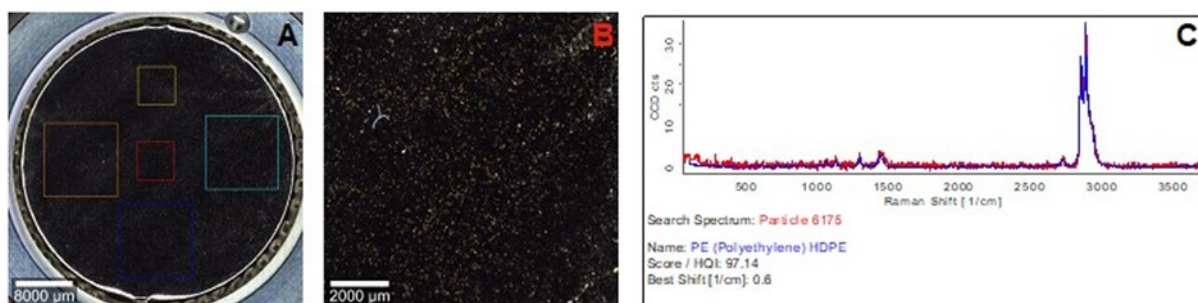
Filtret på 100 µm avbildades med ett ljusmikroskop (Zeiss AxioImager.M2n) för att se om där fanns några partiklar kvar efter sköljning med väteperoxidlösning och Milli-Q vatten (backspolning till 30 µm Pt-belagd PC filter). Om det fanns partiklar kvar analyserades dessa vidare.

Identifiering av partiklar på filtren

Partiklarna på filtren analyserades med ett Raman mikroskop (Witec, alpha 300R). Först avbildades hela filtret med mörkfältsmikroskopering och 5 gångers förstoring. Därefter byttes objektiv till 10, 20 eller 50 gånger förstoring beroende av vilket filter som analyserades, se Figur 2.

För partiklar som var större än 100 μm och som flyttades till ett filter på 30 μm användes 10 gångers förstoring och alla partiklar som var synliga på filtret analyserades manuellt med Raman spektroskopi, där laserljuset (532 nm) först fokuserades på partikeln och sedan upptogs 50 spektra med en integreringstid om 0,5 s. Spektra från alla registrerade partiklar jämfördes sedan med ett bibliotek och identifiering genomfördes.

För filtren på 30, 10 och 1 μm togs nya bilder av mindre sektioner av filtret med en högre upplösning (20 respektive 50 gånger förstoring). Med hjälp av mjukvaran ParticleScout (Witec) definierades en intensitetströskel så att alla partiklar analyseras automatiskt med Raman spektroskopi. Alla spektra kontrollerades och vid behov togs nya spektra. Spektra från alla partiklar jämfördes sedan med ett bibliotek och identifiering genomfördes.



Figur 2. A) Mörkfältsavbildning av ett helt filter (30 μm) med analyserade sektioner. B) Analyserad sektion. C) Raman spektra från analyserad partikel och identifiering med bibliotek.

6.2.4 Övriga vattenanalyser

Det uppsamlade vattnet efter filtret på 1 μm analyserades, med avseende på generell partikelkoncentration, med NTA. Förutom provplatserna i Tabell 1 ingick även Östersund i denna analys. Provet belystes jämt med en Nanosight LM10 utrustad med en 638 nm laser och ljusspridningspunkterna från varje partikel projicerades genom mikroskopet till en videokamera. För varje prov spelades totalt sju videos in med 60 s paus mellan inspelningarna. Inställningar för upptagning av video och för analyserna av videorna var det samma för alla analyser.

Rumstemperaturen uppmättes vid varje inspelning för att mjukvaran skulle kunna beräkna den hydrodynamiska diametern av de analyserade partiklarna, genom det teoretiska sambandet mellan partiklarnas stegvist uppmätta förflyttningar, därmed dess diffusionskoefficient och slutligen till dess hydrodynamiska radie. Mätningen är ej specifik för plastpartiklar utan mäter alla partiklar så det ska snarast ses som ett mått på hur mycket totalhalt av submikrona partiklar det förekommer i de olika dricksvattnen.

6.3 Resultat

Den metod som Göteborgs universitet använt vid dricksvattenanalyser av mikroplastpartiklar medför att mycket små partikelstorlekar av mikroplastpartiklar har kunnat mätas. Dessa analyser omfattar dricksvatten härrörande från 6 vattenverk (Tabell 1) som varierar i storlek och sprider sig geografiskt över landet. Tre av vattenverken förses med ytvatten, två utnyttjar grundvattentäkter och ett förses med blandvatten. Vattenverken har varierande reningsprocedurer allt från mekanisk filtrering i en grusås, vanliga fällningsverk till mer avancerade metoder som t ex ultrafiltrering.

Resultat rörande förekomst av mikropartiklar som redovisas i Tabell 4 omfattar fyra storleksintervaller: a) större än 100 μm , b) 30 - 100 μm , c) 10 - 30 μm , samt d) 1 - 10 μm . Identifiering av plastpartiklar och typ av plast i kranvatten med avseende på det lägsta storleksintervallet (1 - 10 μm) i denna studie är unikt utifrån dricksvattenstudier i omvärlden, både när det gäller känslighet och minsta kvantitativt bestämda plastpartikelstorlek.

Det synes vara en tendens att fler mikropartiklar per liter erhålls för mindre filterporstorlek, och särskilt tydligt är detta för det lägsta storleksintervallet (1 - 10 μm) med en markant ökning i koncentrationen partiklar för flera provplatser (Tabell 4, Figur 3). Undantaget är Luleå och Stockholm där inga partiklar kunde detekteras för det minsta storleksintervallet (Tabell 4). Varken typen av vatten eller reningsmetod kan dock förklara denna avvikelse. Tendensen med ökande koncentrationer för mindre partikelstorlekar är en vanligt förekommande trend i partikelstorleksanalys oavsett om partikelstorleksfördelningen genereras från fragmentering eller friktionslitage. Denna observation återfinns också i andra studier där man undersökt mindre storlekar av mikroplast, bland annat i flaskvatten (Mason et al., 2018). Resultat från undersökningen i regeringsuppdraget visar också, baserat på data från Stockholm och Malmö, att antalet andra partiklar i dricksvattnet, t.ex. organiska partiklar eller mineralpartiklar, skulle kunna vara betydligt större än antalet mikroplastpartiklar (se fotnot, Tabell 4).

Resultaten visar inte någon större skillnad på halter av mikroplastpartiklar samt plasttyp mellan dricksvatten som distribuerats från grundvattentäkter eller ytvattentäkter (samt blandvatten) (Figur 4A-D). Antalet vattenverk är dock för litet för att kunna säga något med bestämdhet. Övervägande plasttyper, med beaktande av alla städer, är PE och polyamid (PA) följt av materialet silikon (PDMS) samt plasttyperna PP och PS. Dessa plasttyper, förutom PS, förekommer i prover från samtliga provplatser. PE, PP och PS står för de största produktionsvolymerna av plast och återfinns ofta i miljön, och kan därmed tänkas finnas i råvattenkällorna. PE förekommer även i distributionsnät och i fastighetsinstallationer som t.ex. rör för dricksvatten. I dricksvatten från Malmö påträffas anmärkningsvärda förekomster av plasttypen polyoximetylen (POM) men inte i vatten från andra vattenverk. POM även kallad acetalplast, t.ex. Delrin®, används i lager, tätningar, kugghjul etc. och kan därmed eventuellt härröra från dricksvattenberedningen, distributionsnätet inklusive pumpstationer och ventiler. Även PA, till exempel en form av nylon, är förekommande i vattenverkskonstruktioner och återfanns tydligt i Lund, Malmö och Uppsala. I Uppsala utgör PE tillsammans med PA de viktigaste bidragen till den höga halten på 20 000 partiklar per liter för den minsta storleksfraktionen (1 - 10 μm) i Tabell 4, och för Göteborg är PE och PDMS viktigast för motsvarande halt på 24 000 partiklar per liter (Figur 4A och 4D).

Den höga halten av PDMS i proverna skulle kunna ha påverkats av en s.k. O-ring (tillverkad av PDMS) som finns i de stora filterhållarna. Dock identifierades inga PDMS partiklar i blankproverna

men det är möjligt att O-ringen släpper mer då stora volymer filtreras. Samma filterhållare har använts i andra projekt, främst där havsvatten har filtrerats och PDMS har då inte påvisats. Emellertid filtrerades då mindre volymer jämfört med i denna dricksvattenundersökning. Resultat utan PDMS redovisas i Figur 3 med avseende på alla provplatser.

På båda av de mindre filtren från Uppsala och Göteborg identifierades en PET-partikel. Dessa partiklar kan härstamma från förfiltret som var ett nät av PET. PET-partiklarna identifierade på de större filtren bör dock inte ses som kontamination eftersom de större filtren inte varit i kontakt med förfiltret som användes för den mindre uppställningen. PA som har identifierats i alla prover kan till viss del komma från förfiltret som var av PA, dock var den mindre uppställningen aldrig i kontakt med den större vilket tyder på att en stor del inte är kontamination. Ett vanligt tecken på stor kontamination är att proverna innehåller många fibrer vilket inte var fallet för denna studie (7 fibrer i Uppsala, 5 i Göteborg och 1 i Luleå).

Norge (Uhl et al., 2019), Danmark (Strand et al., 2018), Finland (Sillanpää et al., 2018), England (UKWIR 2018), Tyskland (Mintening et al., 2019) och Tjeckien (Pivokonsky et al., 2018) har gjort liknande studier. I den danska och norska studien filtrerades små volymer, 50 respektive 1 liter. Även den tjeckiska studien filtrerade en liten volym (1 liter) men där identifierades 338 ± 76 till 628 ± 28 partiklar per liter där de flesta partiklarna var mellan 1 och 10 μm . Dock baserade Pivokonsky et al. (2018) antalet plastpartiklar på en kombination av spektroskopisk och elektronmikroskopisk identifiering. Med elektronmikroskopi ser man fler partiklar, framförallt av de mindre storlekarna, vilket innebär att de troligtvis rapporterar en för hög koncentration. Den finska studien filtrerade betydligt mer (500 liter) och fann en koncentration mellan 0 och 9 partiklar per liter och inga partiklar identifierades i blankproverna. Totalt identifierades mycket få partiklar vilket innebär en stor statistisk osäkerhet. I den engelska och tyska studien filtrerades en större mängd (över 1000 liter) och där rapporterades en låg koncentration av plast, 0,002 respektive 0,0007 partiklar per liter, men i båda undersökningarna visade sig blankproverna vara mycket kontaminerade.

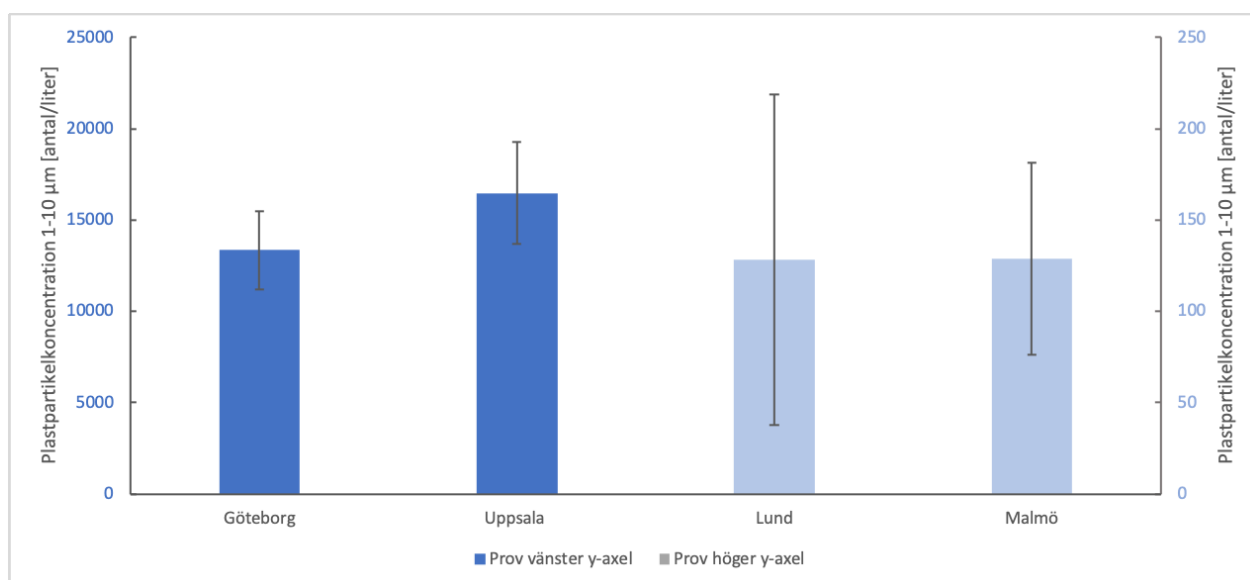
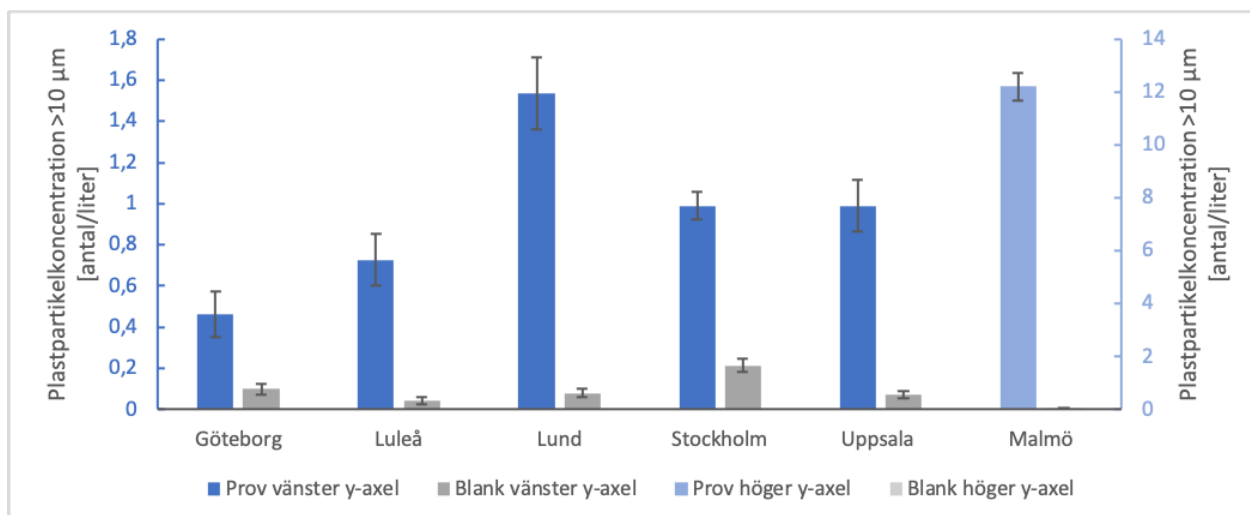
Koelmans et al. (2019) har utarbetat ett poängsystem för att visa hur bra en studie har utförts, från förberedelserna i laboratoriet till dess att partiklarna blivit identifierade. Högsta möjliga poäng är 18. Undersökningen som utförs inom detta uppdrag får 17 poäng om minst 50 partiklar blir identifierade eller 25% av filtrets yta analyseras vilket är fallet för Lund, Malmö, Stockholm och Uppsala. För Göteborg och Luleå skulle en större yta och/eller en större volym behöva analyseras för att erhålla samma poäng. Som jämförelse bedöms den engelska studien få 17 poäng och den tyska får 15 poäng.

Förutom resultaten i Tabell 4 som diskuterats ovan har information erhållits om antalet generella småpartiklar (inte enbart plast) mindre än 1 μm genom analys med NTA (Figur 5). NTA mätningarna på vattnet som passerat 1 μm visar en storleksfördelning med den mesta av partikelantalskoncentrationen under 500 nm, och för Stockholm, Lund och Göteborg huvudsakligen under 250 nm. Det prov som har mest anmärkningsvärda halter i jämförelse med de övriga är Östersund (NTA analysen omfattande även Östersund förutom övriga 6 provplatser), närmast följt av Luleå. Dessa resultat avspeglar troligtvis mycket naturliga partiklar eller partiklar genererade inom dricksvattenberedningen eller i distributionsnätet. Ingen värdering bör göras enbart utifrån NTA, utan mätningarna ger en indikering på halterna av total förekomst av små partiklar.

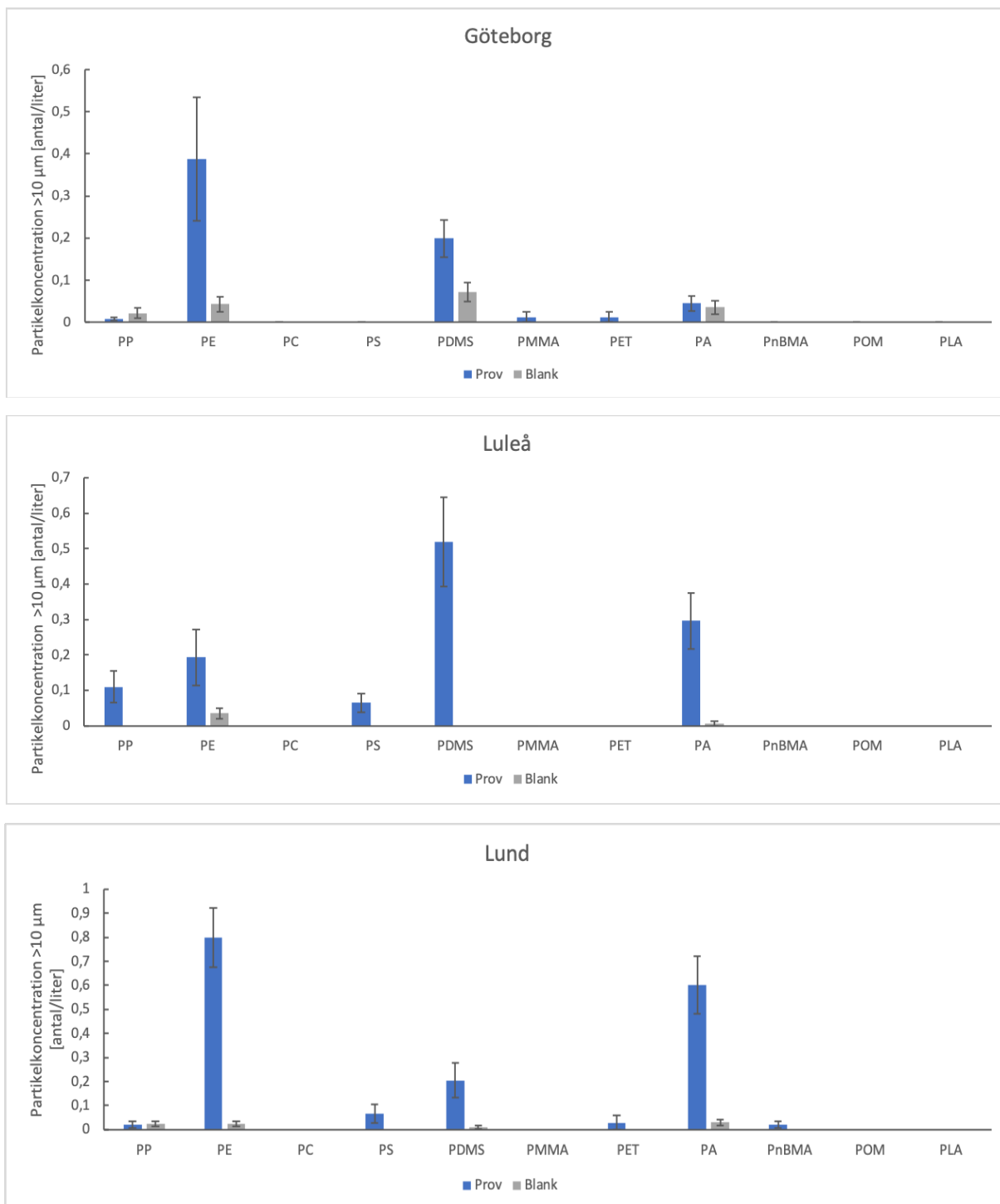
Tabell 4. Koncentration av mikropartiklar av plast i dricksvatten (partiklar per liter) för olika storleksintervaller (filterporstorlekar) och provplatser (städer) i Sverige.

Stad	Filterporstorlek (µm)	Volym analyserad i liter	Summa partiklar	Partiklar per liter
Göteborg	100	400	13	0,033
	30	81	22	0,27
	10	8,4	3	0,36
	1	0,0029	70	24000
Luleå	100	286	17	0,059
	30	60	13	0,22
	10	21	19	0,91
	1	-	0	*
Lund	100	400	5	0,012
	30	104	29	0,28
	10	35	50	1,4
	1	0,016	2	128
Malmö	100	283	16	0,057
	30	82	45	0,55
	10	42	487	12
	1	0,047	6	129*
Stockholm	100	400	18	0,045
	30	215	92	0,43
	10	203	131	0,64
	1	-	1	*
Uppsala	100	400	28	0,070
	30	156	37	0,24
	10	17	23	1,3
	1	0,0021	42	20000

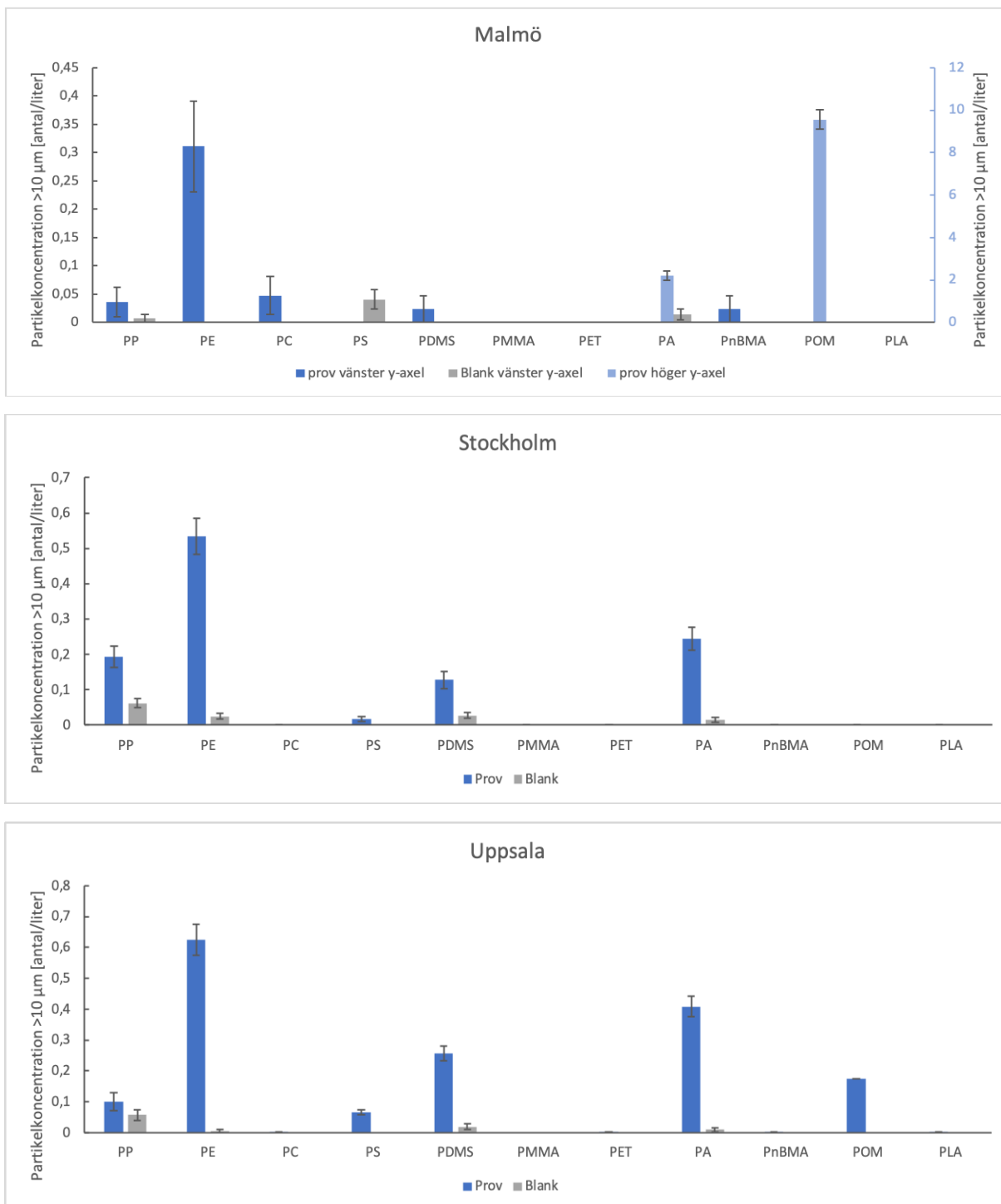
* Inga plastpartiklar identifierades i Luleå medan 1 av 3000 partiklar var plast i Stockholm. I Malmö identifierades 6 av 1105 partiklar som plast.



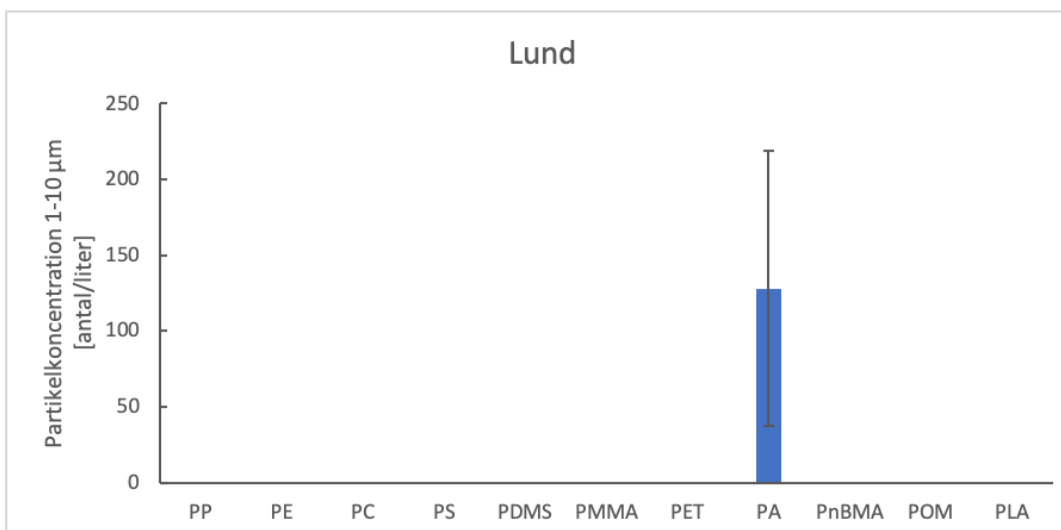
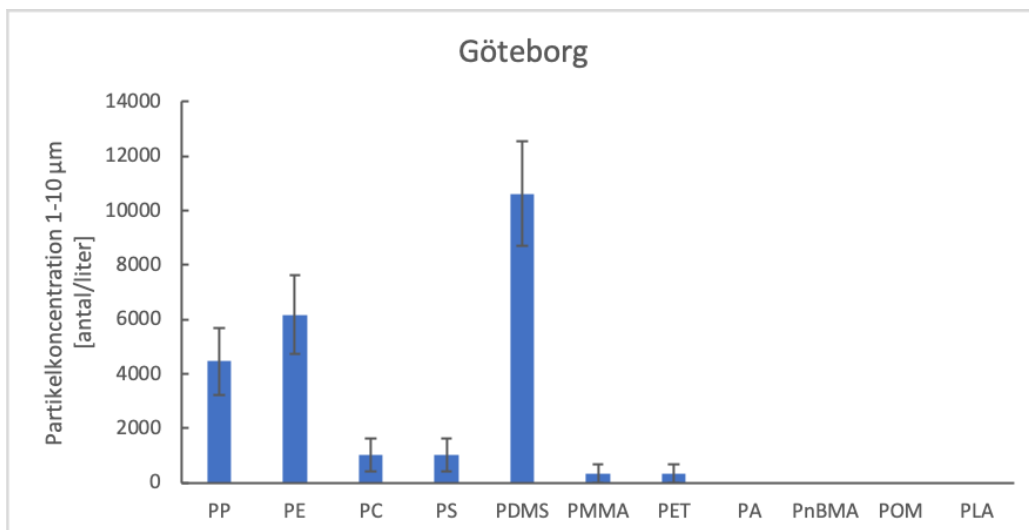
Figur 3. Koncentration av plastpartiklar > 10 µm och 1-10 µm i dricksvatten för olika provtagningsplatser. För 1-10 µm redovisas inte provplatser där inga eller mycket få plastpartiklar identifierades (se Tabell 4). Materialet silikon, PDMS, ingår i Tabell 4 men har som jämförelse inte tagits med här. Felstaplar visar räknestatistisk osäkerhet (Stdev). Koncentrationen av platspartiklar > 10 µm i Malmö utgörs i huvudsak av plasttypen polyoximetylen (POM, se Figur 4B). Utan POM skulle motsvarande koncentration bli mindre än 1 partikel per liter.



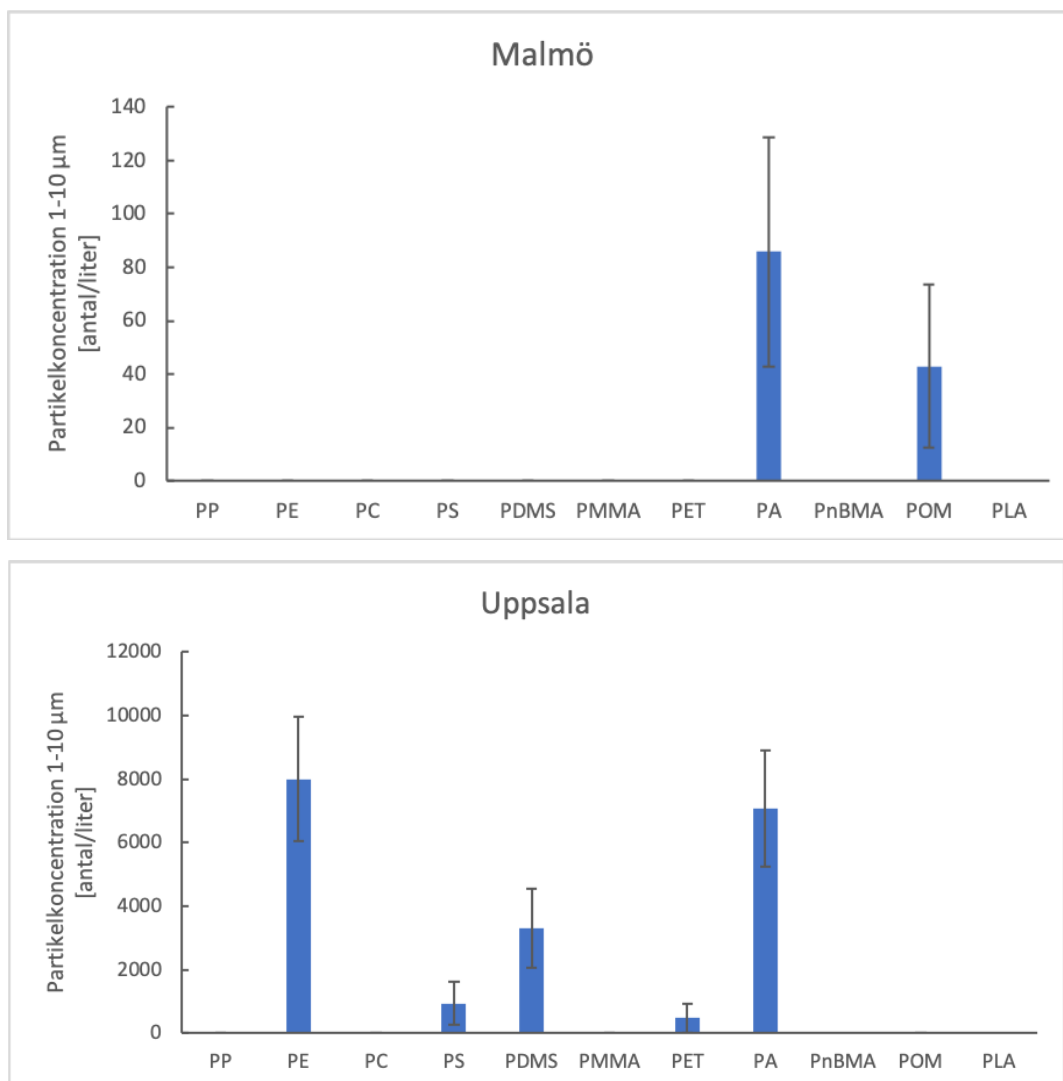
Figur 4A. Koncentration av plastpartiklar > 10 µm i dricksvatten uppdelat på plats och plasttyp. Felstaplar visar räknestatistisk osäkerhet (Stdev). PP (polypropen), PE (polyeten), PC (polykarbonat), PS (polystyren), PDMS (polydimetylsiloxan), PMMA (polymetylmakrylat), PET (polyetylentereftalat), PA (polyamid), PnBMA (poly n-butylmetakrylat), POM (polyoximetylen), PLA (mjölksyrabaserad biopolyester).



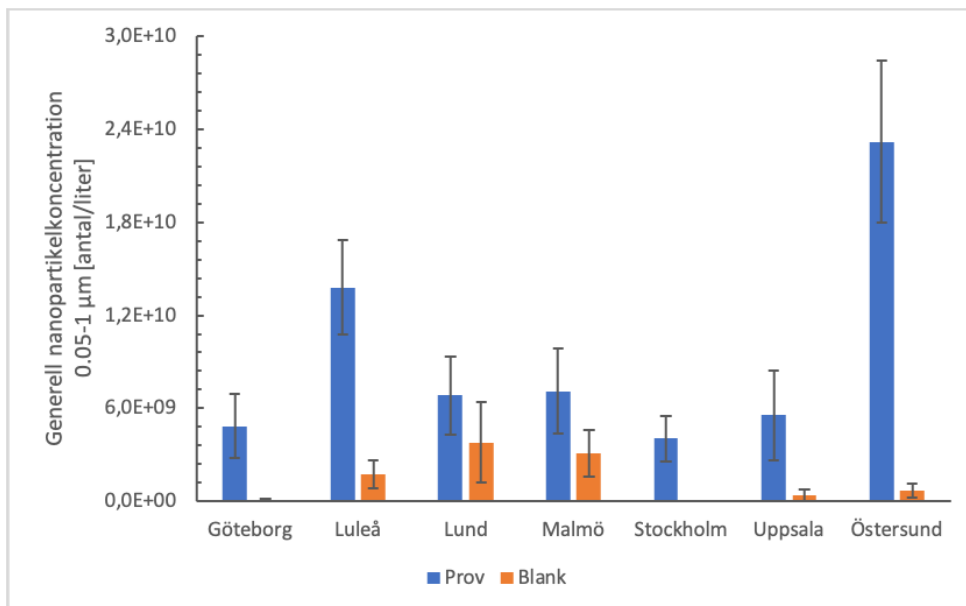
Figur 4B. Koncentration av plastpartiklar > 10 µm i dricksvatten uppdelat på plats och plasttyp. Felstaplar visar räknestatistisk osäkerhet (Stdev). PP (polypropen), PE (polyeten), PC (polykarbonat), PS (polystyren), PDMS (polydimetylsiloxan), PMMA (polymetylmakrylat), PET (polyetylentereftalat), PA (polyamid), PnBMA (poly n-butylmetakrylat), POM (polyoximetylen), PLA (mjölksyrabaserad biopolyester).



Figur 4C. Koncentration av plastpartiklar 1-10 µm i dricksvatten uppdelat på plats och plasttyp. Felstaplar visar räknestatistisk osäkerhet (Stdev). PP (polypropen), PE (polyeten), PC (polykarbonat), PS (polystyren), PDMS (polydimetylsiloxan), PMMA (polymetylmetakrylat), PET (polyetylentereftalat), PA (polyamid), PnBMA (poly n-butylmetakrylat), POM (polyoximetylen), PLA (mjölksyrabaserad biopolyester).



Figur 4D. Koncentration av plastpartiklar 1-10 µm i dricksvatten uppdelat på plats och plasttyp. Felstaplar visar räknestatistisk osäkerhet (Stdev). PP (polypropen), PE (polyeten), PC (polykarbonat), PS (polystyren), PDMS (polydimetylsiloxan), PMMA (polymetylmetakrylat), PET (polyetylentereftalat), PA (polyamid), PnBMA (poly n-butylmetakrylat), POM (polyoximetylen), PLA (mjölkstyrabaserad biopolyester).



Figur 5. Koncentration av generella småpartiklar (ej specifikt plast) mindre än 1 µm i dricksvatten med hjälp av Nanoparticle Tracking Analysis (NTA). Staplar visar medelvärdeskoncentration av sju analyser och felstaplar representerar medelvärdets medelfel. NTA är en ljusspridningsmetod för enskilda partiklar och även om det är en generell partikelanalysmetod beror förmågan att detektera partiklar dels på sammansättning och dels på partikelstorlek. För naturliga partiklar klingar detektionsgränsen av under cirka 100 nm (Gallego et al., 2010). Då halterna av partiklar i dricksvattnet närmar sig detektionsgränsen så blir storleksfördelningarna förknippade med högre osäkerheter jämfört med de mätningar i olika naturliga vatten runt Göteborg (inklusive råvatten och reserv-vattentäkt) och mer förorenade vatten som studerats tidigare (Gallego et al., 2010).

7. Hälsoriskvärdering

Resultat från undersökningen visar att fler mikroplastpartiklar erhålls vid de lägre filternivåerna, och särskilt på 1 - 10 μm -nivån för flera provplatser (som mest upp emot 25 000 mikroplastpartiklar per liter vatten). Experimentella studier i djur (avsnitt 5) visar att små mikropartiklar och troligen nanopartiklar lättare tas upp av tarmen och skulle därmed potentiellt sett kunna utgöra hälsorisker. Resultat från denna studie visar också att en grov uppskattning av antalet dricksvattenpartiklar som inte är plast, kan vara betydligt större än antalet mikroplastpartiklar. Utifrån kunskap om hur nanopartiklar av rena kemiska ämnen kan tas upp och distribueras och interagera med vävnader och organ finns en misstanke om att nanopartiklar av plast på samma sätt skulle kunna ge upphov till inflammation och andra immuntoxiska reaktioner. Det är inte omöjligt att liknande ”toxiska” effekter skulle kunna ske vid upptag av partiklar av andra material än plast. Ytterligare forskning skulle behövas dock för att klarlägga detta.

Bristen på kunskap i dagsläget (se avsnitt 5.5) omöjliggör dock en traditionell riskvärdering inklusive identifiering av acceptabelt intag, eller motsvarande, av mikro- och nanoplast i dricksvatten. Däremot kan vissa jämförelser göras mellan exponeringen av mikropartiklar av plast från dricksvatten och motsvarande intag från mat, luft eller yrkesmässig exponering, samt jämförelse med exponering för specifika ämnen som kan ha absorberats till mikroplast. Detta ger en viss uppfattning om eventuella hälsorisker relativt sett.

7.1 Exponering från dricksvatten, andra livsmedel och luft

Med ett antagande om en dricksvattenkonsumtion på 2 liter per dag (vuxna personer) i kombination med halterna i Tabell 4 skulle exponeringen för de större mikropartiklarna av plast ($> 10 \mu\text{m}$) vara på mellan 0,1 - 20 stycken per dag. För de minsta partiklarna på 1 - 10 μm är motsvarande antal från 250 (givet halldata från Lund och Malmö) och upp till 40 000 - 50 000 per dag (givet halldata från Göteborg och Uppsala).

I livsmedel har det rapporterats halter av mikroplastpartiklar i upp till 2,5 mikropartiklar (per g mussla), 660 (per kg honung), 806 (per kg salt), 217 (per kg socker), 3 (i sardiner per burk), 79 (per liter öl), 118 (per liter flaskvatten) i en sammanställning från 2019 (Toussaint et al., 2019). Dock skiljer sig både metoder för identifiering och kvantifiering, samt filterporstorlek för bestämning av halter utifrån olika undersökningar. Jämförelser är därför svåra att göra men redovisade halter enligt ovan synes inte vara högre för dricksvatten (Tabell 4) med avseende på de större mikropartiklarna (t.ex. 30 - 100 μm) där detektionsgränsen funnits i flertalet av studierna på andra livsmedel och dricksvatten. Konsumtionen av dricksvatten är dock högre än konsumtionen av flera av livsmedlen ovan vilket påverkar exponeringen. För flaskvatten blir dock uppskattad exponering (runt 200 mikropartiklar per dag) något större än för dricksvatten (upp till 20 mikropartiklar per dag) med avseende på plastpartiklar större än 10 μm om samma antagande om vattenkonsumtion görs (2 liter per dag). Andra undersökningar har även visat att flaskvatten uppvisar högre halter plastpartiklar än kranvatten (Mason et al., 2018). Data från undersökningar av livsmedel och dricksvatten med avseende på mikropartiklar i storleksordningen 1 - 10 μm saknas i stort varför jämförelse med avseende på det minsta storleksintervallet är svårt att göra.

Mikroplastpartiklar i form av fibrer finns t ex i luften överallt. Dris et al. (2017) undersökte halter både inomhus och utomhus. Inomhus varierade halten mellan 1-60 partiklar per m³ och utomhus 0,3 - 1,5 partiklar per m³. I vila andas en vuxen minst 2 m³ luft per dygn och upp till tio gånger mer vid arbete. En vuxen får därför i sig minst 2-120 mikropartiklar inomhus per dygn i vila eller minst 1 - 3 partiklar från utomhusluften. Detta är i ungefär samma storleksordning som den uppskattade exponeringen via dricksvatten med avseende på de plastpartiklar som är större än 10 µm.

Vid monitorering av personer med luftpumpar i dammig miljö har organiska fibrer i luften registrerats upp till 11 000 stycken per m³ för fibrer < 5 µm; 19 000 per m³ för fibrer > 5 µm; och upp till 2000 per m³ för fibrer > 20 µm (Schneider et al., 1996). Inom textilindustri har mikroplastpartiklar upp till 500 000, 800 000 och 700 000 stycken per m³ i luft uppmätts för nylon, PVC respektive polyester. Enligt tidigare resonemang för inom- och utomhusluft skulle då en vuxen kunna få i sig i storleksordningen miljon/er partiklar per dygn, vilket även överskrider uppskattad exponering via dricksvatten för de minsta partiklarna (upp till 50 000 per dag). När det gäller exponering via luft ska det noteras att alla mikroplastpartiklar inte når själva lungvävnaden utan fångas upp längre upp i luftstrupen och avlägsnas. Upptaget av mikropartiklar efter oralt intag beror även av rad faktorer inte minst partikelstorleken (se avsnitt 5).

7.2 Jämförelse med ämnen som absorberas till mikroplast

Att beräkna bidraget från ämnen som adsorberats på mikropartiklar jämfört med vad som kan finnas i livsmedel av andra orsaker, som föroreningar från livsmedelsförpackningar (t ex. genom så kallad migration), utgör en annan möjlighet till jämförelse. Ämnet bisfenol A (BPA) som används som inre beläggning (epoxi) i konservburkar eller i polykarbonat har hittats i koncentrationer mellan 5 - 284 µg/kg mikroplast (Teuten et al., 2009). Givet ett antagande om en mikropartikel med kubisk form där varje sida är 30 µm så skulle denna ha en volym på 27 000 µm³ (eller 27×10^{-9} cm³). Om en densitet på 1,38 gram per cm³ (baserat på PET) antas så ger det en vikt per partikel på $3,7 \times 10^{-8}$ gram. Den övre gränsen för uppskattad exponering via dricksvatten med avseende på de större partiklarna var ca 20 partiklar per dag (se avsnitt 7.1) vilket då motsvarar en konsumtion av en totalvikt på ca $7,5 \times 10^{-7}$ gram mikropartiklar per dag. Om de högsta koncentrationerna av tillsatser som uppmätts i mikropartiklar i miljön (Rist et al., 2018) används (284 µg/kg mikroplast) blir den teoretiska exponeringen ca 2×10^{-7} µg BPA. Om samma beräkningar istället görs för en mikropartikel med en storlek på 1 µm samt att den övre gränsen för uppskattad exponering för de minsta partiklarna används (d.v.s. 50 000 partiklar per dag, se avsnitt 7.1) blir den teoretiska exponeringen ca 2×10^{-8} µg BPA. Exponeringen för BPA givet en partikelstorlek på 1 µm blir alltså ca 10 gånger mindre än för en partikelstorlek på 30 µm trots att antalet av de mindre partiklarna är mycket större.

En svensk studie uppskattar det genomsnittliga intaget för vuxna från livsmedel av BPA till 3,9 µg per person och dag (Gyllenhammar et al., 2012). Enligt Efsa är motsvarande intag 9 µg per person och dag vilket understiger tolerabelt intag motsvarande 280 µg per dag för en person på 70 kilo (EFSA, 2015). Utifrån de svenska exponeringsdata är intaget från livsmedel i storleksordningen 20 - 200 miljoner gånger högre än beräkningarna ovan av teoretisk exponeringen för BPA från mikroplast i dricksvatten. I bilaga 1 (avsnitt 10.5.3) redovisas likande uppskattningar för organiska miljögifter som också visar på en låg teoretisk exponering från mikroplast i dricksvatten. Världshälsoorganisationen kommer även fram till liknade resultat för ett antal kemiska ämnen (WHO, 2019).

7.3 Slutsats om hälsorisker

Mikroplastpartiklar finns överallt i vår miljö och exponering sker oralt via munnen från dryck eller mat, samt via inandning. Halterna och de storleksnivåer som mätts varierar mellan undersökningar och det saknas standardiserade metoder för identifiering och kvantifiering av mikroplastpartiklar. Sammantaget innebär detta att de jämförelser som gjorts innehåller osäkerheter. Utifrån resultaten från dricksvattenundersökningen skulle dock exponering för mikroplastpartiklar via dricksvatten kunna vara jämförbar med exponering från vissa sällankonsumerade livsmedel, men vara lägre än exponeringen från t.ex. flaskvatten. Exponering från luft skulle även kunna vara mer betydande än exponering från dricksvatten. Mikroplaster som bärare av kemiska ämnen ger inte ett praktiskt betydande bidrag enligt de grova uppskattningar som gjorts och utifrån de exempel som undersökts.

Sammanfattningsvis, utifrån dagens kunskap om toxicitet (avsnitt 5) kan hälsorisker för människa inte påvisas som en direkt konsekvens av mikro- eller nanoplast i dricksvatten, och de exempel som diskuterats rörande mikroplaster som bärare av kemiska ämnen visar på små eller obetydliga risker (avsnitt 7.2). WHO (2019) bedömer även att exponering för mikroorganismer utgör en låg risk utifrån kunskapen hittills. Givet befintliga underlag på exponering kan dessutom dricksvatten inte urskiljas som en mycket betydelsefull källa relativt vissa andra livsmedel och luft (avsnitt 7.1).

Att små partiklar som nanopartiklar av rena kemiska ämnen kan ge upphov till immuntoxiska effekter innebär dock att frågan kan ställas om intag av små plastpartiklar även skulle kunna kopplas till hälsoeffekter. Denna fråga kan också vara relevant med avseende på små partiklar mer generellt sett, och antalet partiklar i dricksvatten som inte är plast skulle enligt undersökningen kunna vara större än antalet plastpartiklar. Ytterligare forskning behövs därför i detta avseende, och i slutändan avgör även exponeringens storlek om en möjlig risk är att betrakta som relevant eller inte.

WHO (2019) sammanfattar att det saknas kunskap för att kunna dra bestämda slutsatser fastän inget indikerar att mikro- och nanoplast i dricksvatten utgör en tydlig hälsorisk i nuläget.

8. Slutsats om uppdraget

Utifrån dagens kunskap i kombination med undersökningen av dricksvatten i Sverige har hälsorisker för människa på grund av mikro- eller nanopartiklar av plast inte kunnat påvisas eller tydligt misstänkas. Sammantaget bedöms det därför inte finnas motiv till åtgärder med avseende på dricksvatten i nuläget.

Rent tekniskt kan ett sätt att minska exponering för små partiklar av t.ex. plast vara införande av nanofiltrering alternativt reverse osmosis (ROS) vid vattenverk om inte en betydande del partiklar tillförs vid pumpstationer eller i själva ledningsnätet.

Undersökningen av mikroplastpartiklar som utförts inom uppdraget är begränsad i storlek men påvisar i flera fall en markant ökning i koncentration av mikropartiklar med minskande storlekar ner till 1 µm. Antalet andra partiklar i dricksvatten som inte är plast skulle dock kunna vara ännu större. För att bättre kartlägga förekomst och exponering av mikro- och nanopartiklar av plast finns ett behov av vidareutveckling av standardiserade analysmetoder för detektion och kvantifiering i dricksvatten och livsmedel. Resultaten som avser mätning vid kranen skulle även kunna kompletteras med undersökningar vid flera provpunkter, t.ex. fastighetsinstallationer, distributionsnätet, vattenverket, ytvatten, grundvatten eller vatten med kort uppehållstid som grundvatten (< 14 dagar).

På grund av kunskapsluckor har hälsoriskvärderingen inom uppdraget av nödvändighet varit översiktlig. För att bättre kunna värdera om studerade plastpartiklar skulle kunna utgöra en relevant hälsorisk behövs, förutom en bättre kartläggning av förekomst och exponering, fler toxikologiska studier av relevans för riskvärdering.

9. Referenser

- Anschober, R & Heinisch W. 2015. Mikroplastik auf der Spur: Die ersten Ergebnisse der großen Österreich-Studie "Kunststoffe in der Donau" für OÖ. Information zur Pressekonferenz, http://www.landoberoesterreich.gv.at/Mediendateien/LK/PK_LR_Anschober_12.3.2015_Internet.pdf, 2015.
- Au SY, Bruce TF, Bridges WC, & Klaine SJ. 2015. Responses of *Hyalella Azteca* to acute and chronic microplastic exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 34, 2564–2572.
- Besseling B, Wegner A, Foekema EM, Heuvel-Greve MJ, & Koelmans AA. 2013. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.) *Environ. Sci. Technol.* 47, 593–600.
- Blank F, Stumbles PA, Seydoux E, Holt PG, Fink A, Rothen-Rutishauser B, Strickland DH & von Garnier C. 2013. Size-dependent uptake of particles by pulmonary antigen-presenting cell populations and trafficking to regional lymph nodes. *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology*, 49, 67–77.
- Bouwmeester H, Dekkers S, Noordam MY, Hagens WI, Bulder AS, de Heer C, ten Voorde SE, Wijnhoven SW, Marvin HJ & Sips AJ. 2009. Review of health safety aspects of nanotechnologies in food production. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 53, 52–62.
- Della Torre, C, Bergami E, Salvati A, Faleri C, Cirino P, Dawson KA & Corsi I. 2014. Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles at early stage of development of sea urchin embryos *Paracentrotus lividus*. *Environ. Sci. Technol.* 48 (20), 12302–12311.
- Dris R, Gasperi J, Rocher V, Saad M, Renault N & Tassin B. 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry* 2015.
- Dris R, Gasperi J, Mirande C, Mandin C, Guerrouache M, Langlois V & Tassin B. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ Pollut* 221:453–458.
- EFSA Scientific Committee. 2009. The potential risks arising from nanoscience and nanotechnologies on food and feed safety. *EFSA Journal* 2009; 7(3):958, 39 pp. doi:10.2903/j.efsa.2009.958
- EFSA CEF Panel (EFSA Panel on Food Contact Materials, Enzymes, Flavourings and Processing Aids). 2015. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs: Part I – Exposure assessment. *EFSA Journal* 2015;13(1):3978, 396 pp. doi:10.2903/j.efsa.2015.3978.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. Statement of EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 2016; 14(6):4501. 30 pp. doi: 10.2903/j.efsa.2016.4501
- FAO. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture. Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. *FAO Fisheries and aquaculture Technical Paper* 615, Rome.NI 2017
- Faure F & Alencastro LF. 2014. Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse, Rapport Final. École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Faculté de l'environnement naturel, architectural et construit (ENAC), Institut d'ingénierie de l'environnement (IIE), Laboratoire central environnemental (GR--CEL), Lausanne.
- Gallego J, Tuoriniemi J, Pallander T & Hassellöv M. 2010. Measurements of nanoparticle number concentrations and size distributions in contrasting aquatic environments using nanoparticle tracking analysis. *Environmental Chemistry*, 2010, Vol 7, p. 67-81
- Galloway TS. 2015. Micro- and Nano-plastics and Human Health. In: Bergmann M, Gutow L & Klages M (eds). *Marine anthropogenic litter*. Springer International Publishing, Cham. pp. 343–366.
- GESAMP. 2015. Sources, Fates and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment. 98 pp. Available online at: http://www.gesamp.org/data/gesamp/files/media/Publications/Reports_and_studies_82/gallery_1510/object_1670_large.pdf

Gyllenhammar I, Glynn A, Darnerud PO, Lignell S, van Delft R, Aune M. 2012. 4-Nonylphenol and bisphenol A in Swedish food and exposure in Swedish nursing women. *Environ Int.* 43:21-8. doi: 10.1016/j.envint.2012.02.010. Epub 2012 Mar 30.

Handy RD, Henry TB, Scown TM, Johnston BD & Tyler CR. 2008. Manufactured nanoparticles: their uptake and effects on fish – a mechanistic analysis. *Ecotoxicology*, 17, 396–409.

Jin Y, Lu L, Tu W, Luo T, Fu Z. 2019. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment* 649 (2019) 308–317.

Klein S, Worch E & Knepper TP. 2014. Mikroplastik in aquatischen Ökosystemen: Vorkommen in Flusssedimenten und Belastung mit organischen Schadstoffen. In *Kurzreferate, Wasser 2014 Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, 26.-28.05.2014, Haltern am See; Wasserchemische Gesellschaft -- Fachgruppe in der Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V., Ed.: Mülheim an der Ruhr, pp 443–446.*

Koelmans et al. 2019. Microplastics in freshwater and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research* 155 (1019) 410-422.

Kosuth M, Mason SA, & Wattenberg EV. 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLOS ONE* 13(4): e0194970.

Landbecker. 2012. Anthropogenic Particles in Lake Mälaren (APILM) With focus on microscopic and plastic fiber pollution in the water of the third largest lake in Sweden Project Work 30 credits. Uppsala University 2012. Biology Education Centre (IBG).

Lechner A & Ramler D. 2015. The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental Pollution* 200, 159–160.

Lu L, Wan Z, Luo T, Fu Z, Jin Y. 2018. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Science of the Total Environment* 631–632, 449–458.

Lusher A. 2015. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In: Bergmann, M. (Ed.), *Marine Anthropogenic Litter*. New York, Springer (245–307p).

Mahler GJ, Esch MB, Tako E, Southard TL, Archer SD, Glahn RP & Shuler ML. 2012. Oral exposure to polystyrene nanoparticles affects iron absorption. *Nature Nanotechnology*, 7, 264–271.

Mani T. 2014. Erste Untersuchungsergebnisse aus dem rheinland--pfälzischen Rheinabschnitt. Mikroplastik im Rhein? <http://www.luwg.rlp.de/icc/luwg/med/914/91460677--e84e--5841--f692--bcf0defa5a20,11111111-1111--1111--1111--111111111111.pdf>, Sep 15.

Mason SA, Welch V & Neratko J. 2018. Synthetic polymer contamination in bottled water. State University of New York at Fredonia, Department of Geology & Environmental Sciences. New York.

Mattsson K, Johnson E, Malmendal A, Linse S, Hansson L-A, & Cedervall T. 2017. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Sci. Rep.* 7 (1), 11452.

McCormick A, Hoellein TJ, Mason SA, Schlupe J & Kelly JJ. 2014. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science and Technology*, 48, 11863–11871.

Mintenig et al. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the Total Environment* 648 (2019) 631-635.

Naturvårdsverket. 2017. Mikroplaster. Redovisning av ett regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige. Naturvårdsverkets rapport 6772, Mikroplaster, Bromma.

Oliveira M, Ribeiro A, Guilhermino L. 2012. Effects of short-term exposure to microplastics and pyrene on *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 163 (S20-S20).

Pivokonsky et al. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment* 643 (2018) 1644-1651.

Powell JJ, Thoree V and Pele LC. 2007. Dietary microparticles and their impact on tolerance and immune responsiveness of the gastrointestinal tract. *British Journal of Nutrition*, 98 (Suppl. 1), S59–S63.

- Rafiee M, Dargahi L, Eslami A, Beirami E, Jahangiri-rad M, Sabour S, Amereh F. 2018. Neurobehavioral assessment of rats exposed to pristine polystyrene nanoplastics upon oral exposure. *Chemosphere* 193 (2018) 745-753.
- Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein. Jahresbericht. 2013, 2014. www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- Rist S, Carney Almroth B, Hartmann HB, and Karlsson TM. 2018. A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment* 626 (2018) 720–726.
- Schneider T, Burdett G, Martinon L, Brochard P, Guillemin M, Teichert U & Draeger U. 1996. Ubiquitous fiber exposure in selected sampling sites in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 22, 274–284.
- Seydoux E, Rothen-Rutishauser B, Nita IM, Balog S, Gazdhar A, Stumbles PA, Petri-Fink A, Blank F & von Garnier C. 2014. Size-dependent accumulation of particles in lysosomes modulates dendritic cell function through impaired antigen degradation. *International Journal of Nanomedicine*, 9, 3885–3902.
- Sillanpää M., Talvitie J., Lehtiniemi M., Setälä O. ja Kiviranta H. 2018. Esiselvitys mikromuovien esiintyvyydestä Suomen talousvesissä. *Vesilaitosyhdistys*
- Stock V, Böhmert L, Lisicki E, Block R, Cara-Carmona J, Kim Pack L, Selb R, Lichtenstein D, Voss L, Henderson CJ, Zabinsky E, Sieg H, Braeuning A & Lampen A. 2019. Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo. *Archives of Toxicology* 93:1817–1833, <https://doi.org/10.1007/s00204-019-02478-7>
- Strand J, Feld L, Murphy F, Mackevica A & Hartmann NB. 2018. Analysis of microplastic particles in Danish drinking water. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 34 pp. Scientific Report No. 291.
- Teuten EL, Saquing JM, Knappe DR, Barlaz MA, Jonsson S, Bjorn A, Rowland SJ, Thompson RC, Galloway TS, Yamashita R, Ochi D, Watanuki Y, Moore C, Viet PH, Tana TS, Prudente M, Boonyatumanond R, Zakaria MP, Akkhavong K, Ogata Y, Hirai H, Iwasa S, Mizukawa K, Hagino Y, Imamura A, Saha M and Takada H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 27;364 (1526): 2027-45. doi: 10.1098/rstb.2008.0284.
- Tomazic-Jezic VJ, Merritt K & Umbreit TH. 2001. Significance of the type and the size of biomaterial particles on phagocytosis and tissue distribution. *Journal of Biomedical Materials Research*, 55, 523–529.
- Toussaint B, Raffael B, Angers-Loustau A, Gilliland D, Kestens V, Petrillo M, Rio-Echevarria IM & Van den Eede G. 2019. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain, *Food Additives & Contaminants Part A*, 36:5, 639-673, doi: 10.1080/19440049.2019.1583381
- Uhl W, Eftekhardakh M & Svendsen C. 2019. Mapping microplastic in Norwegian drinking water. Report no 241/2018. Norwegian Water Report, Hamar, Norway.
- UKWIR (UK Water Industry Research Limited). 2019. Sink to river – river to tap. A review of potential risks from nanoparticles and microplastics. *Environment & Quality: Environment and Quality issues EQ/01, EQ 01 A 231*.
- Verschoor AJ. 2015. Towards a definition of microplastics. Considerations for the specification of physico-chemical properties. RIVM Letter report 2015-0116.
- WHO. 2019. Microplastics in drinking water. Geneva World Health Organization; 2019. License: CCBY-NC-SA 3.0IGO.
- Wright SL & Kelly F J. 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environ. Sci. Technol.* 51, 12, 6634-6647.

10. Bilaga 1: Detaljerad kunskapssammanställning av hälsorisker

Forskning om hälsorisker för människa av partiklar av mikro- och nanoplast som intas via dricksvatten eller födan är ett relativt nytt område och vetenskapliga studier om eventuellt skadliga effekter är bristfällig. Det finns viss kunskap om upptag och distribution i kroppen för både partiklar i mikro- och nanostorlek men mycket liten kunskap om vidare transport och utsöndring.

Diskussionen om risker med mikro- och nanoplast avser dels själva partiklarna (eller fibrer, fragment, flagor, film och pellets) och dels att partiklarna kan vara bärare av kemiska ämnen och mikroorganismer som eventuellt kan innebära en hälsorisk.

Man måste också skilja på partiklar av mikroplast (100 nm - 5 mm) och nanoplast (1-100 nm) eftersom de senare har andra fysikalisk-kemiska egenskaper jämfört med mikroplast bl. a. beroende på dess stora yta i förhållande till volymen. Storleken på plastpartikeln är av mycket stor betydelse då större partiklar ej tas upp av tarmen och därmed i människokroppen. Mindre mikropartiklar tycks tas upp av tarmen ($< 150 \mu\text{m}$) men dåligt, men upptaget tycks öka ju mindre partiklarna är. Endast mikropartiklar med en storlek $\leq 20 \mu\text{m}$ skulle kunna tränga in i organ medan den allra minsta fraktionen i mikroområdet ($0,1 > 10 \mu\text{m}$) skulle vara tillgänglig för alla organ, cellmembran, blod-hjärnbarriären och placentan (Browne et al., 2008; von Moos et al., 2012; Bouwmeester et al., 2015; Galloway, 2015; Lusher, 2015; European Food Safety Authority (EFSA), 2016). Partiklar av nanoplast tas däremot upp av tarmen.

Här nedan diskuteras möjliga hälsorisker av dessa mikro- och nanoplastpartiklar huvudsakligen baserade på *in vitro* och *in vivo* data från djurförsök som erhållit plastpartiklar via födan/dricksvattnet eller via sondmatning. Efsa publicerade 2016 en mycket omfattande genomgång av upptag, distribution och toxicitet av partiklar av mikro- och nanoplast (EFSA, 2016). Dessa tidigare data tillsammans med en aktuell uppdatering och komplettering av litteraturen presenteras nedan. Dock redovisas bara ett axplock av den stora mängd studier på vattenlevande organismer som publicerats. Antalet studier på försöksdjur som publicerats är däremot mycket begränsat. Redovisade studier på försöksdjur speglar framför allt de olika effekter som studerats eller undersökts men är inte uttömmande.

10.1 Upptag av mikroplast

Den allra viktigaste faktorn för upptag av mikroplast från tarmen är partikelstorleken som i sin tur är avgörande för på vilket sätt mikroplastpartiklar kan tas upp. I en vetenskaplig sammanfattning av Galloway (2015) presenteras utförligt de olika möjligheter för upptag av mikropartiklar i tarmen som hittills identifierats. Tarmepitelcellagret förhindrar t.ex. direkt transcellulär transport (genom cellen). Upptag via den paracellulära vägen (mellan celler) är inte heller möjlig, eftersom den maximala porstorleken som medges via så kallade "tight junctions" endast är 1,5 nm (Alberts et al., 2002).

Upptag till lymfvävnaden, via så kallade microfold (M) celler i Peyer's plack (Peyer's fläckar; Galloway, 2015), efter påföljande fagocytos eller via endocytos har föreslagits som en trolig upptagsväg. Information om mikroplastupptag är dock begränsad. Övre gränsen för endocytos är ungefär 0,5 µm medan fagocytos med hjälp av makrofager kan ta upp partiklar större än 0,5 µm (Yoo et al., 2011). Fagocytos av partiklar (1-12 µm) av plast som polymetakrylat (PMA) och PS har visats i möss efter (i.p.) injektion (Tomazic-Jezic et al., 2001). Enligt Galloway (2015) är den troligaste upptagsvägen via M-celler i Peyer's plack.

Transport av mikroplaster av varierande sammansättning (0,1-150 µm) över tarmen i däggdjur till lymfsystemet har visats i studier av olika arter liksom människa (0,2-150 µm), hundar (3-100 µm), kaniner (5-110 µm) och gnagare (30-40 µm; Hussain et al., 2001). Partiklar (5-110 µm) av polyvinylklorid (PVC) har påvisats i portvenen hos hundar (Volkheimer, 1975). Tarmabsorptionen av mikroplastpartiklar verkar dock vara liten. Hos olika gnagare absorberades endast 0,04-0,3% av dosen av de latexpartiklar som användes i studien (2 µm; Carr et al., 2012). Liknande begränsad absorption (ca 0,2%) av polylaktid-co-glykolid mikropartiklar (3 µm) uppmättes *in vitro* vid användning av en slemhinna från tjocktarmen från människa. Slemhinnan från tjocktarmen hos patienter med inflammatorisk tarmsjukdom visade på ökad transport (0,45% jämfört med 0,2% i friska kontroller) på grund av ökad permeabilitet i tarmen (Schmidt et al., 2013).

Det är inte mycket känt om fördelningen av mikroplast efter absorption, men det är känt att mikropartiklar > 0,2 µm som förekommer i lymfsystemet kommer att elimineras genom mjältens filtreringssystem till tarmen (Yoo et al., 2011), medan mikropartiklar i blodet kommer att avlägsnas i levern genom galla, och slutligen utsöndras via avföringen. Partiklar > 1,5 µm förväntas inte penetrera kapillärer, vilket medför att de inte kommer att tas upp i organ (Yoo et al., 2011).

Med tanke på de många faktorer som påverkar absorptionen, såsom storlek och sammansättning, men också laddning på ytan och vattenlöslighet är det svårt att förutsäga partiklars upptag.

Sammanfattningsvis saknas *in vivo* data om absorption av mikroplast i människa. Däggdjurs-studier har i stor utsträckning endast studerat plastpartiklar av PS, PVC och polyakrylater med några få undantag. I sådana studier har mikropartiklar upptäckts i storlekar upp till 150 µm i lymfsystemet, medan en annan studie påvisade PVC partiklar (110 µm) i portvenen. Troligen absorberas inte mikroplastpartiklar större än 150 µm, och endast lokala effekter på immunsystem och inflammation i tarmen kan förväntas. De mindre (< 150 µm) kan leda till systemisk exponering, men tillgängliga data visar att absorptionen är begränsad (≤ 0,3%). Endast den minsta fraktionen (storlek < 1,5 µm) kan penetrera djupt in i organ.

10.2 Upptag av nanoplast

En särskild risk med nanopartiklar (1-100 nm) är deras förmåga att kunna transporteras över lung- och tarmepitelet vilket resulterar i systemisk exponering. De flesta resultat rörande upptag har erhållits med en stor variation av nanopartiklar, och inte specifikt nanoplast. Nanoplaster, andra än huvudsakligen PS-partiklar och polylaktidpartiklar, har ännu inte studerats, och det bör noteras att upptag och toxicitet är mycket beroende av materialets kemiska natur liksom storlek, form och andra fysikalisk-kemiska egenskaper (EFSA, 2009). En omfattande översikt om nanopartiklars upptag och fördelning ges i en rapport av Kemikalieinspektionen (2016) i vilken också nanoplast av PS ingår.

Nanopartiklar av PS har använts som modellpartiklar i några decennier i *in vitro* och *in vivo* studier i däggdjur. Den uppskattade orala biotillgängligheten av PS-partiklar på 50 nm varierade mellan studier från 0,2% till 2% (Walczak et al., 2015) upp till 7% (Jani et al., 1990). Win & Feng (2005) studerade cellupptaget av PS-nanopartiklar i olika storlekar (50-1000 nm) i cellsystem och visade att cellupptaget var storleks-, koncentrations- och tidsberoende. Upptaget ökade mindre än proportionellt med koncentrationen, vilket indikerar en kapacitetsbegränsad (mättad) upptagning. Upptaget minskade även över tid, antagligen på grund av mättnad, och minskade dessutom med ökande partikelstorlek (100-1000 nm), undantaget var PS-partiklar på 50 nm som visade det allra lägsta upptaget.

Liksom med mikroplast verkar det inte finnas ett enkelt förhållande mellan upptag, storlek och sammansättning av nanopartiklar (Jani et al., 1990, 1992; Hillery et al., 1994; Hillery och Florence, 1996; Hussain et al., 1997, 2001; Walczak et al., 2015). Högst variabla upptag av PS-nanopartiklar (50-500 nm) har rapporterats i olika *in vitro* tarmmodeller som sträcker sig från 1,5 till 10%, beroende på nanopartikelstorlek, ytkemi och typ av *in vitro*-modell (des Rieux et al., 2007; Kulkarni och Feng, 2013; Walczak et al., 2015). Tarmslemhinnan består av ett komplext nätverk av högt förgrenade glykoproteiner och makromolekyler som kan begränsa diffusionen av nanopartiklar beroende på laddning. Negativt laddade nanopartiklar diffunderade t ex 20-30 gånger snabbare än positivt laddade (Crater och Carrier 2010). Hålrum (lumen) i mag-tarmkanalen är en komplicerande faktor som innebär att upptagna nanopartiklar inte kommer att förbli i fri form i lumen, och absorptionen kan följaktligen påverkas. Nanopartiklar kan interagera med ett brett spektrum av molekyler, såsom proteiner, lipider, kolhydrater, nukleinsyror, joner och vatten som finns i mag-tarmkanalen (EFSA, 2011). Interaktioner med proteiner kan leda till att partiklarna omges med en så kallad "corona" (krans) av proteiner (Lundqvist et al., 2008) vilket kan leda till en ökad transport (Walczak et al., 2015).

Studier av PS-partiklar på 50 och 200 nm (Mahler et al., 2012) indikerar att de på 200 nm transporteras av M-celler genom en energiberoende process, såsom endocytos och att de på 50 nm kan ha passerat *in vitro*-epitelet via en paracellulär väg (mellan celler).

När nanopartiklar har absorberats har det visat sig att de fördelas i hela kroppen. Till exempel, efter en intravenös injektion av olika nanopartiklar i olika storlekar (10-250 nm) hos råttor, tycktes de minsta partiklarna spridas brett och hittades i lever, mjälte, hjärta, lungor, tymus, fortplantningsorgan, njure och även i hjärnan (d.v.s. blod - järnbarriären passerades). De största partiklarna hittades huvudsakligen i lever och mjälte (De Jong et al., 2008). I en modellstudie av PS-partiklar med diametrar från 50 till 240 nm togs de mindre partiklarna upp av placentan (moderkakan) i högre grad genom cellerna (Wick et al., 2010). Partiklar av storleken 500 nm stannade huvudsakligen i moderns cirkulation eller placentavävnad, medan en låg koncentration detekterades i fostrets cirkulation.

Sammanfattningsvis har överföring över tarmepitelet visats för många olika typer av nanopartiklar som kan leda till närvaro i ett flertal organ, inklusive hjärnan. Förutom blod-hjärnbarriären, kan placenta-barriären också passeras. Nanoplast, andra än PS-partiklar och polylaktidpartiklar, har ännu inte studerats, och det bör noteras att upptag och toxicitet är mycket beroende av materialets kemiska natur liksom storlek, form och andra fysikalisk-kemiska egenskaper (EFSA, 2009). Extrapoleringar från studier av en viss typ av nanomaterial till ett annat är därför svårt och inte alltid möjligt.

10.3 Toxicitet av mikroplast och nanoplast

Mikro- och nanoplasters potentiella toxicitet avser dels själva partiklarna (eller fibrer, fragment, flagor, film och pellets) och dels att partiklarna kan vara bärare av kemiska ämnen och mikroorganismer som kan vara skadliga, som t ex tillsatser till plasten och föroreningar som bundits till plastpartiklarna. Huvudbeståndsdelen i plasten, själva polymeren betraktas ofta som inert medan frigjorda tillsatser lättare kan tas upp av celler och orsaka skada.

10.3.1 Effekter på vattenlevande organismer

En rad toxiska effekter av olika mikroplasttyper har dokumenterats i flera olika arter av vattenlevande organismer. Dokumenterade effekter av mikropartiklar av PE i fisk inkluderar neurotoxicitet (96 h, 1-5 μm ; 0,184 mg/l; Oliveira et al., 2012, 2013; Luis et al., 2015), reduktion av predatorprestanda och effektivitet i smörbultsfisk (*P. microps*; predatorstest; 420-500 μm ; 100 partiklar/l; de Sá et al., 2015) liksom mortalitet och induktion av cytokrom P450 (CYP P450) i havsabborre (*D. labrax*; 846 h, 10-45 μm , 10-100 partiklar/mg i dieten; Mazurais et al., 2015).

Mikropartiklar av PE har också visat sig påverka tillväxt och reproduktion i sötvattenskräftdjur, t ex i amfipoden *Hyalella azteca* (240 h och 1008 h, 10-27 μm ; 0-10⁸ partiklar/l; Au et al., 2015). Flera toxiska effekter relaterade till immunsvår, oxidativ stress och gentoxicitet har rapporterats hos blötdjur inklusive i en studie av marina musslor (*Mytilus galloprovincialis*) som exponerats för mikropartiklar av PE (168 h; < 100 μm ; 20 000 mg/l; Avio et al., 2015). Van Cauwenberghe et al. (2015) observerade en ökning av energikonsumtionen i ringmask (polychaeten *A. Marina*) när den exponerades för mikropartiklar av PE (336 h, < 100 μm ; 1,1 $\times 10^5$ artiklar/l). Hos tagghudingar har mikropartiklar av PE (120 h, 10-45 μm ; 3 $\times 10^5$ partiklar/l) visat sig påverka larvtillväxt och utveckling hos sjögurka (*Tripneustes gratilla*) utan att påverka dess överlevnad (Kaposi et al., 2014). Dessa resultat bekräftades av Nobre et al. (2015) för sjöborrelarver (*Lytechinus variegatus*; 24 h, 200 ml partiklar/l). Det bör noteras att dessa studier har utförts vid koncentrationer av mikropartiklar som är högre än de som normalt uppträder i den vattenlevande miljön. Effekter av mikropartiklar av PP på kräftdjur (*H. azteca*; 240 h och 1008 h, 20-75 μm ; 0-9 $\times 10^4$ partiklar/l) har rapporterats av Au et al. (2015) som visade en högre toxicitet för mikropartiklar av PP än för PE.

Effekter av mikropartiklar av PS har dokumenterats i stor utsträckning i olika försök. I studier med zebrafisk (*D. rerio*) har mikropartiklar av PS visat sig vara ansvariga för uppreglering av gener som är involverade i nervsystemet, det visuella systemet (Chen et al., 2017a, 2017b) (48-120 h, 0,04-0,42 μm , 1 mg/l) såväl som i immunsystemet (Veneman et al., 2017; injektion; 0,7 μm ; 5000 mg/l). I studier av små kräftdjur observerades en minskning av överlevnad och fruktsamhet i marina plankton (copepoden *Calanus helgolandicus*; 24 h och 216 h, 20 μm ; 6,5-7,5 $\times 10^4$ partiklar/l) och i kräftdjur som *Tigriopus japonicas* (tvågenerationstest, 0,05-0,5 μm ; 0,125-25 mg/l) vid exponering för mikropartiklar av PS. Gambardella et al. (2017) och Jeong et al. (2017) påvisade viss förändring av enzymer i de små kräftdjuren *Artemia franciscana* (48 h, 0,1 μm ; 0,001-10 mg/l) och *Paracyclopsina nana* (24 h, 0,05-6 μm ; 0,1-20 mg/l). Avio et al. (2015) dokumenterade liknande enzymförändringar efter exponering för mikropartiklar av PS och PE i marina blötdjur (*M. galloprovincialis*; 168 h, < 100 μm , 2 $\times 10^3$ mg/l).

Ytterligare effekter av exponering för mikropartiklar av PS observerades i två blötdjursarter. En studie som använde musslan *Scrobicularia plana* (Ribeiro et al., 2017) rapporterade en ökning av neurotoxicitet och gentoxicitet. En 25%-ig ökning av energikonsumtionen rapporterades efter intag av

mikropartiklar av PS i blåmussla (*M. edulis*; 336 h, < 100 µm, $1,1 \times 10^5$ partiklar/l; Van Cauwenberghe et al., 2015), förmodligen associerad med ett försök att förtära inert material och därmed upprätthålla fysiologisk homeostas (von Moos et al., 2012). I blåmussla, observerades att en överföring av mikropartiklar från tarmarna till lymfan och blodceller som fortsatte i 48 dagar efter exponering under 3 dagar (Browne et al., 2008). Detta kvarhållande av mikropartiklar i musslor utgör en möjlig källa till toxicitet för rovdjur och potentiellt för människor (t.ex. De Witte et al., 2014; Van Cauwenberghe och Janssen, 2014).

I ringmask (polychaeten *A. marina*) observerades ekotoxikologiska effekter efter exponering för mikropartiklar av PS (672 h; 400-1300 µm; 105 mg/l) inklusive reducerad födointagsaktivitet och reduktion av lysosomal membranstabilitet (Besseling et al., 2013). Van Cauwenberghe et al. (2015) observerade också en ökning av energikonsumtionen hos ringmask när de exponerades för mikropartiklar av PS (336 h, < 100 µm; $1,1 \times 10^5$ partiklar/l). Della Torre et al. (2014) beskrev effekter av mikropartiklar av PS (6-48 h, 0,04-0,05 µm, 1-50 mg/l) på genuttryck i tagghudingens *Paracentrotus lividus*, inklusive uppreglering av Abcb1-genen som är ansvarig för skydd och multiresistens mot läkemedel (Shipp och Hamdoun, 2012). I hjulddjur observerades en minskning av tillväxthastigheten och fruktsamhet efter exponering för mikropartiklar av PS (288 h, 0,05-6 µm; 0,1-20 mg/l; Jeong et al., 2016). Studier av ringmask som exponerats för mikropartiklar av PVC i sediment (48 h, 672 h; 130 µm; $5-50 \times 10^3$ mg partiklar/kg sediment) visade på en utarmning av lipidreserver och inflammatorisk respons (Wright et al., 2013).

En första studie av effekten av nanoplastpartiklar, som tagits upp via kedjan alger-zooplankton-fisk, på hjärnvävnaden i fisk utfördes av Mattsson et al. (2017). De visade att 52 nm positivt laddade aminomodifierade PS-nanopartiklar med mer än 0,050 g/l är skadligt för kräftdjuret *Daphnia magna* och att fisk som äter *Daphnia* kontaminerad med nanoplast visade beteendestörningar. Vidare, detekterades PS nanopartiklar i hjärnvävnaden av all matad fisk vilket visar att nanoplastpartiklar kan transporteras över blod-hjärnbarriären i fisk.

Sammantaget omfattar dokumenterade effekter av mikropartiklar på vattenlevande organismer minskad födointagsaktivitet (Besseling et al., 2013; de Sá et al., 2015), oxidativ stress (Della Torre et al., 2014), gentoxicitet (Della Torre et al., 2014), neurotoxicitet (Oliveira et al., 2012, 2013; Luis et al., 2015; Ribeiro et al., 2017), tillväxtfördröjning (Della Torre et al., 2014; Au et al., 2015; Redondo-Hasselerharm et al., 2018), reduktion av reproduktiv status (Lee et al., 2013, Au et al., 2015; Cole et al., 2015) samt mortalitet (Lee et al., 2013, Au et al., 2015; Cole et al., 2015; Mazurais et al., 2015; Li et al., 2016).

10.3.2 Effekter på försöksdjur

Efter oralt intag utsöndras i regel den allra största fraktionen (> 90%) av intagna mikro- och nanoplast via avföringen. Endast plastpartiklar mindre än 150 µm (dvs mindre mikroplast- och nanoplastpartiklar) transporteras över tarmepitelet, vilket medför en systemisk exponering.

Förekomsten av mikropartiklar i en organism kan orsaka fysiska negativa effekter på grund av blockering av mag-tarm kanalen eller mekanisk nötning av vävnader (Rodríguez-Seijo A et al., 2017, Peda et al., 2016). Studier på försöksdjur, d.v.s. *in vivo* toxicitetsstudier av mikro- eller nanoplast på t.ex. gnagare som kan användas i riskvärderingen för människa saknas.

Lu et al. (2018) observerade minskade kroppsvikt, lever- och lipidvikter hos ICR möss efter oral exponering för 1000 µg/l av PS-partiklar på 0,5 respektive 50 µm i 5 veckor. Dessutom minskade levertriglycerider (TG) och total kolesterol (TCH) i båda grupperna. Mikropartiklarna av PS hade också effekter på mikroorganismer i tarmen och på lipidmetabolismen i levern. Jin et al. (2019) exponerade ICR hanmöss oralt (1000 µg/l) för fluorescerande PS-partiklar på 5 µm i sex veckor. Mikropartiklar av PS ackumulerades i mössens tarmar vilket ledde till en reduktion av tarmslemsekretionen och orsakade skador på tarmbarriärfunktionen. En störning av tarmfloran samt gallmetabolismen observerades också. Studien av Jin et al. (2019) och Lu et al. (2018) kan dock ifrågasättas utifrån de mycket höga doser av mikropartiklar som gavs till försöksdjuren.

Stock et al. (2019) undersökte upptaget av mikroplast i tarmen *in vitro* med hjälp av Caco-2 celler, transport i tarmen och oxidativ stress i en *in vivo* studie på C57BL/6NT möss, samt effekter på immunceller (human cellinje THP-1). Olika storlekar av sfäriska fluorescerande PS-partiklar (1, 4 och 10 µm) användes för att studera partikelupptag och transport. Möss behandlades tre gånger per vecka genom sondmatning med en blandning av 1 µm ($4,55 \times 10^7$ partiklar), 4 µm ($4,55 \times 10^7$ partiklar) och 10 µm ($1,49 \times 10^6$ partiklar) plast i en volym av 10 ml/kg kv. Studien visade på ett lågt upptag av en mindre fraktion av partiklar. *In vivo* data visade på frånvaron av vävnadsskador och inflammatoriska svar. Inga effekter erhöles på immunceller.

Beteendeffekter av nanopartiklar av PS har undersökts med användning av 1, 3, 6 och 10 mg PS-nanopartiklar/kg kroppsvikt/dag administrerade oralt till vuxna Wistar hanrättor i fem veckor (Rafiee et al., 2018). Inga effekter på djurens kroppsvikt identifierades. Inga statistiskt signifikanta beteendeffekter observerades vid alla utförda tester ($p > 0,05$). I "Maze" labyrinten (minnes- och inlärningstest) uppvisade rättor som exponerats ett större antal fel jämfört med kontroldjur. Med hänsyn till de subtila och övergående beteendeffekterna kan det inte uteslutas att detta kan få konsekvenser fastän resultaten inte var signifikanta.

Experiment på gnagare av injicerade eller inhalerade mikroplast- och nanoplastpärlor visar sammantaget att de aktiverar T-celler och tas om hand av makrofager, som transporterar partiklarna till lymfkörtlarna (t ex Tomazic-Jezic et al., 2001; Blank et al., 2013). Några av dessa effekter har bekräftats av *in vitro* studier (Seydoux et al., 2014) och var mer uttalade för mindre plastpärlor och skiljer sig också mellan olika polymerer. Andra potentiella effekter baserade på *in vitro* studier har sammanfattats av Galloway (Galloway, 2015), och i *in vitro* studier med hjärn- och epitelceller från människa orsakade PS-mikroplastpartiklar (10 µm) cytotoxiska effekter på cellnivå i termer av oxidativ stress (Schirinz et al., 2017), vilket förstärker spekulationer om möjliga konsekvenser för människors hälsa.

I en *in vivo* kycklingmodell studerades effekter på upptag av järn i närvaro av nanoplastpartiklar (Mahler et al., 2012). En enstaka dos av 2 mg/kg kroppsvikt av 50 nm karboxylerade PS-partiklar resulterade i en trefaldig minskning av järnabsorptionen. Hos kycklingar som dagligen fått oralt samma PS-partiklar i 2 veckor före mätning av järnupptag var däremot järnabsorptionen signifikant högre jämfört med kontroller. Den förbättrade järnabsorptionen tolkades av författarna som ett kompensatoriskt svar på ett försämrat näringsupptag (Mahler et al., 2012). Samma grupp (Mahler et al., 2012) visade också att upptaget av järn var koncentrationsberoende i närvaro av 50 eller 200 nm karboxylerade PS-partiklar med ett högre upptag vid högre koncentrationer.

Mikro- och nanoplast kommer sannolikt att interagera med immunsystemet, inte minst eftersom sådan plast kan tas upp via fagocytos. I en studie på musslor (*M. galloprovincialis*) har det beskrivits att den

fagocytiska aktiviteten minskade på grund av nanoplast (Canesi et al., 2015), men studier i andra arter saknas. Även om varken mikro- eller nanoplast kategoriseras som kemiska ämnen kan de eventuellt ha liknande hälsoeffekter som involverar immunsystemet, beroende på mängden material som når immunsystemet. När det gäller kemiska ämnen kan möjligen immuntoxicitet av mikro- och nanoplast vara associerad med flera olika negativa resultat såsom immunedtryckning (minskat motstånd mot infektiösa ämnen och tumörer), immunaktivering (ökad risk att utveckla allergiska och autoimmuna sjukdomar) och onormala inflammatoriska reaktioner. Sådana effekter har emellertid inte rapporterats ännu (Lusher, 2015; EFSA, 2016; Wright och Kelly, 2017). Det kan också förväntas att sjukdomar relaterade till mag-tarmkanalen möjligen kan förvärras, eftersom de allra flesta partiklarna kommer att deponeras i mag-tarmkanalen och möjligen interagera med bioprocesser där (Powell et al., 2007; Handy et al., 2008), liksom med bioprocesser i bakteriefloran.

I motsats till nanoplast har toxicitet av konstruerade nanomaterial, såsom metall och metalloxidpartiklar studerats bredare och olika toxiska effekter har observerats, såsom produktion av reaktiva syreradikaler och därtill hörande inflammation, lever- och njurskador, sekundära genotoxiska effekter samt effekter på immunförsvaret (Bouwmeester et al., 2009). Att extrapolera från studier av konstruerade nanomaterial är svårt och olämpligt eftersom det är känt att toxiciteten beror på materialets kemiska natur tillsammans med storlek, form, ytkemi, laddning och andra aspekter (Bouwmeester et al., 2009).

Sammanfattningsvis, på grund av en brist på toxikologiska data, främst *in vivo*, kan inte en kvantitativ riskvärdering i nuläget genomföras för människa utifrån oralt intag av mikro- och nanoplast. Omfattningen och typen av befintliga studier (t.ex. avsaknad av standardiserade toxicitetsstudier på gnagare) tillåter till exempel inte någon identifiering av hur stor exponering av mikro- eller nanopartiklar av plast som skulle kunna vara skadligt för människa.

10.4 Hälsorisker av mikroplast och nanoplast - studier på människa

Några studier som behandlar möjliga hälsoeffekter av mikroplast som intagits via munnen har inte identifierats.

Vid en undersökning av effekterna av grovkli på transporttiden i tunntarmen hos vuxna, användes mikroplastpärlor (barium-märkt PE) som kontroll. En enstaka dos av 15 g PE i rispudding påskyndade transporten av grovkli i grovtarmen i samma grad (McIntyre et al., 1997) som grovkli självt. Även om detta är en uttalad effekt är dosen mycket orealistisk när det gäller människors exponering via livsmedel.

Utifrån den medicinska litteraturen och effekter av plastimplantat kan viss information erhållas om hur effekter av mikro- och nanoplast påverkar människor. Mikro- och nanoplast frigjord från kirurgiska material kan efterlikna effekter av absorberade partiklar som har gått in i blodomloppet och vävnaderna. Den medicinska litteraturen dokumenterar påverkan från PE, PS, polymetylmetakrylat (PMMA) och PC partiklar från 20 upp till 55 nm i storlek. Effekter påvisades på flera nivåer, från oxidativ stress på cellulär nivå till skador i organ. Studier med plastproteser observerade förändringar i genuttryck och proteiner, skada på DNA, komprometterade immunceller, cellulär förökning och celledöd, inflammation och rivsår i vävnader samt upplösning av benvävnad (FAO, 2017).

10.5 Hälsorisker av tillsatsämnen, kemiska och mikrobiella föroreningar samt biofilm bundna till mikroplast och nanoplast

Organiska bundna ämnen i mikroplast kan antingen introduceras under tillverkning av plasten som t ex tillsatser eller adsorberas från havs/sjövatten som föroreningar (Teuten et al., 2009). Plast kan koncentrera föroreningar upp till 106 gånger (Mato et al., 2001) och därigenom verka som en potentiell källa och bärare av dessa kemikalier. I hav och nära kustområden har polyklorerade bifenyler (PCB), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och klororganiska pesticider [1,1-diklor-2,2-bis(klorfenyl) etylen (DDE)] hittats i koncentrationer från 1 till 200 ng/g, 4 till 10 000 ng/g och 0,1 till 250 ng/g respektive (Bouwmeester et al., 2015). Oorganiska föroreningar, som metaller, kan också adsorberas till mikroplast i vattenmiljö. Pellets uppsamlade längs de sydvästra kusterna i Storbritannien innehöll liknande metallkoncentrationer (och överstiger i vissa fall) de som hittats i lokala sediment (Holmes et al., 2012).

10.5.1 Persistenta organiska föroreningar som adsorberats till mikroplast

Efsa har uppskattat exponeringen för persistenta organiska föroreningar (POPs) via intag av mikroplast (7 µm) utifrån förekomsten av mikroplast i musslor (Li et al., 2015) och utifrån en konsumtion av 225 g kinesiska musslor. Liknande resonemang skulle kunna tillämpas för mikropartiklar som man får i sig via dricksvatten.

Med halter av PCB upp till 2,8 ng/g och PAH upp till 24 000 ng/g i musslor leder detta till ett intag av ca 19 pg av PCB och 170 pg av PAH. Som jämförelse är den genomsnittliga exponeringen för icke-dioxinliknande PCB från livsmedel på den europeiska marknaden 0,3-1,8 µg PCB per dag (för en person på 70 kg; EFSA, 2012). För PAH uppskattade Efsa en medianexponering på 3,8 µg per dag inom EU (EFSA, 2008). Således, även om det antas att PCB och PAH frigörs fullständigt från mikroplast skulle konsumtionen av dessa musslor få en liten betydelse med avseende på den totala exponeringen för PCB (en ökning < 0,006%) och PAH (en ökning < 0,004%).

10.5.2 Tillsatser i mikroplast

I genomsnitt är 4% tillsatsämnen (viktsmässigt) i den plast som vanligen förekommer som mikroplast. Används samma musselexempel som i ovanstående avsnitt med ett intag på 7 µg mikroplast skulle 0,28 µg vara tillsatser (4% av 7 µg plast). Om bisfenol A används som ett exempel på en tillsats skulle en musselportion då innehålla 0,28 µg bisfenol A. Som ett konservativt scenario antar vi att bisfenol A helt skulle frigöras från mikroplasten. Efsa uppskattade en genomsnittlig bisfenol A-exponering för vuxna från födan till 0,13 µg/kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2015). För en vuxen person på 70 kg motsvarar detta ca 9 µg bisfenol A per dag. Följaktligen kommer bisfenol A från mikroplast i musslor endast att bidra med ca 3% (0,28/9). Exponeringen för andra tillsatser från mikroplast förväntas inte vara väsentligen annorlunda.

10.5.3 Mikropartiklar i dricksvatten

I exemplen ovan har följande data från Li et al. (2015) använts av Efsa; kinesiska musslor med det allra högsta antalet mikropartiklar; 4 partiklar/g (medianvärde). En konsumtion av en portion musslor enligt ovan (225 g) ger ett intag av cirka 900 mikroplastpartiklar. Antagande har gjorts av sfäriska

partiklar med en genomsnittlig partikelstorleksdiameter på 25 µm (Van Cauwenberghe och Janssen, 2014) och en densitet på 0,92 g/cm³ (densitet för LDPE, den vanligaste polymertypen av mikroplast (Bouwmeester et al., 2015)).

Om vi gör samma antagande om halter av persistenta organiska föroreningar och tillsatser för mikropartiklar i dricksvatten (som undersökts i detta regeringsuppdrag) som för livsmedel ovan innebär det ytterligare en minskad exponering för dessa ämnen på ca 50 ggr från dricksvatten. För filternivåerna 100, 30 och 10 µm i dricksvattenundersökningen identifierades som mest upp till ca 10 partiklar per liter vatten (Tabell 4). Två liter dricksvatten per dag ger då maximalt ca 20 partiklar per dag och person medan intaget av partiklar i fallen ovan med musslor blev 900 partiklar per dag och person vilket i sig var mycket lågt i relation till total exponering från livsmedel av de organiska miljögifterna och tillsatserna nämnda ovan (se 10.5.1 och 10.5.2).

10.5.4 Mikrobiell förorening som substrat

Det finns dokumentation att plasticskräp kan fungera som substrat för olika mikroorganismer (Harrison et al., 2011, 2014; Zettler et al., 2013; McCormick et al., 2014). Mikroorganismer, inklusive plastnedbrytande organismer och patogener har visat sig kunna kolonisera mikroplast. Sådana kolonier av mikroorganismer har även visat sig vara skilda från andra mikrobiella kolonier i det omgivande ytvattnet (Zettler et al., 2013). Relevansen för dricksvatten och konsekvenserna för människors hälsa är dock okända.

I ett forskningsprojekt (som främst fokuserar på luftburna mikroorganismer) har laddade partiklar i lösning eller i en dimma visat sig fånga bakterier och virus, i ett s.k. "fluidfilter". I analogi med vätskefilter betyder det att mikropartiklar av plast i havet, beroende på storlek (t.ex. 1-5 µm), kan binda en stor mängd virus (storlek till exempel 40 nm) och bakterier (medelstorlek 500 nm), såväl som molekyler (t ex toxiner). Följaktligen kan dessa partiklar i hav eller sjö leda till spridning av mikroorganismer/toxiner till områden där de normalt inte är närvarande, infektera nya arter samt ge upphov till ackumulering i skaldjur (ostron, kräftor och musslor; EFSA, 2018).

10.5.5 Biofilm på mikroplast som bärare av mikroorganismer

I sjövattnet har mikroplast visat sig kunna binda mikroorganismer via bildad biofilm. Vattenverk förfogar idag bland annat över membrantekniker som effektivt tar bort sådana mikropartiklar. Desinfektionsmedel bör också ta död på ev. biofilm. Det finns också standarder och tester i ett flertal länder som ska visa att plastmaterial avsett för dricksvattenändamål inte attraherar mikroorganismer. För närvarande finns det inget som pekar på att biofilm på mikroplast skulle utgöra en hälsorisk (WHO, 2019).

10.6 Referenser

Alberts B, Johnson A, Lewis J, Raff M, Roberts K & Walter P. 2002. Molecular biology of the cell. 4th Edition. Garland Science, Taylor & Francis Group, LLC, New York, NY, USA.

Au SY, Bruce TF, Bridges WC, & Klaine SJ. 2015. Responses of *Hyalella Azteca* to acute and chronic microplastic exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 34, 2564–2572.

Avio CG, Gorbi S, Milan M, Benedetti M, Fattorini D, D'Errico G, Pauletto M, Bargelloni L, & Regoli F. 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ. Pollut.* 198, 211–222.

- Besseling B, Wegner A, Foekema EM, Heuvel-Greve MJ, & Koelmans AA. 2013. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.) *Environ. Sci. Technol.* 47, 593–600.
- Blank F, Stumbles PA, Seydoux E, Holt PG, Fink A, Rothen-Rutishauser B, Strickland DH & von Garnier C. 2013. Size-dependent uptake of particles by pulmonary antigen-presenting cell populations and trafficking to regional lymph nodes. *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology*, 49, 67–77.
- Bouwmeester H, Dekkers S, Noordam MY, Hagens WI, Bulder AS, de Heer C, ten Voorde SE, Wijnhoven SW, Marvin HJ & Sips AJ. 2009. Review of health safety aspects of nanotechnologies in food production. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 53, 52–62.
- Bouwmeester H, Hollman PC & Peters RJ. 2015. Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: experiences from nanotoxicology. *Environmental Science and Technology*, 49, 8932–8947.
- Browne MA, Dissanayake A, Galloway TS, Lowe DM & Thompson RC. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L). *Environmental Science and Technology*, 42, 5026–5031.
- Canesi L, Ciacci C, Bergami E, Monopoli MP, Dawson KA, Papa S, Canonico B & Corsi I. 2015. Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus*. *Marine Environmental Research*, 111, 34–40.
- Carr KE, Smyth SH, McCullough MT, Morris JF & Moyes SM. 2012. Morphological aspects of interactions between microparticles and mammalian cells: intestinal uptake and onward movement. *Progress in Histochemistry and Cytochemistry*, 46, 185–252.
- Chen Q, Gundlach M, Yang S, Jiang J, Velki M, Yin D, Hollert H. 2017a. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Sci. Total Environ.* 584-585, 1022–1031.
- Chen Q, Yin D, Jia Y, Schiwiy S, Legradi J, Yang SY, & Hollert H. 2017b. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish. *Sci. Total Environ.* 609, 1312–1321.
- Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C & Galloway TS. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ. Sci. Technol.* 49, 1130–1137.
- Crater JS & Carrier RL. 2010. Barrier properties of gastrointestinal mucus to nanoparticle transport. *Macromol Biosci* 10(12): 1473-1483.
- De Jong WH, Hagens WI, Krystek P, Burger MC, Sips AJ & Geertsma RE. 2008. Particle size-dependent organ distribution of gold nanoparticles after intravenous administration. *Biomaterials*, 29, 1912–1919.
- Della Torre, C, Bergami E, Salvati A, Faleri C, Cirino P, Dawson KA & Corsi I. 2014. Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles at early stage of development of sea urchin embryos *Paracentrotus lividus*. *Environ. Sci. Technol.* 48 (20), 12302–12311.
- de Sá LC, Luís LG, Guilhermino L. 2015. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environ. Pollut.* 196, 359–362.
- De Witte B, Devriese L, Bekaert S, Hoffman G, Vandermeersch G, Cooreman K, Robbens J. 2014. Quality assessment of the blu mussel (*Mytilus edulis*): comparison between commercial and wild types. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 146–155.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons in food: Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *EFSA Journal* 2008; 6(8):724, 114 pp. doi:10.2903/j.efsa.2008.724
- EFSA Scientific Committee. 2009. The potential risks arising from nanoscience and nanotechnologies on food and feed safety. *EFSA Journal* 2009; 7(3):958, 39 pp. doi:10.2903/j.efsa.2009.958

- EFSA Scientific Committee. 2011. Guidance on the risk assessment of the application of nanoscience and nanotechnologies in the food and feed chain. *EFSA Journal* 2011;9(5):2140, 36 pp. doi:10.2903/j.efsa.2011.2140
- EFSA (European Food Safety Authority). 2012. Update of the monitoring of levels of dioxins and PCBs in food and feed. *EFSA Journal* 2012; 10(7):2832, 82 pp. doi:10.2903/j.efsa.2012.2832
- EFSA CEF Panel (EFSA Panel on Food Contact Materials, Enzymes, Flavourings and Processing Aids). 2015. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs: Part I – Exposure assessment. *EFSA Journal* 2015;13(1):3978, 396 pp. doi:10.2903/j.efsa.2015.3978
- EFSA (European Food Safety Authority). 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. Statement of EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 2016; 14(6):4501. 30 pp. doi: 10.2903/j.efsa.2016.4501
- EFSA. 2018 Emerging Risks Exchange Network.
- FAO. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture. Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. *FAO Fisheries and aquaculture Technical Paper 615*, Rome.NI 2017.
- Galloway TS. 2015. Micro- and Nano-plastics and Human Health. In: Bergmann M, Gutow L & Klages M (eds). *Marine anthropogenic litter*. Springer International Publishing, Cham. pp. 343–366.
- Gambardella C, Morgana S, Ferrando S, Bramini M, Piazza V, Costa E & Garaventa F. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture. Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615*, Rome.
- Handy RD, Henry TB, Scown TM, Johnston BD & Tyler CR. 2008. Manufactured nanoparticles: their uptake and effects on fish – a mechanistic analysis. *Ecotoxicology*, 17, 396–409.
- Harrison JP, Sapp M, Schratzberger M and Osborn AM. 2011. Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research. *Marine Technology Society Journal*, 45, 12–20.
- Harrison JP, Schratzberger M, Sapp M & Osborn AM. 2014. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiology*, 14, 232.
- Hillery AM & Florence AT. 1996. The effect of adsorbed poloxamer 188 and 407 surfactants on the intestinal uptake of 60-nm polystyrene particles after oral administration in the rat. *International Journal of Pharmaceutics*, 132, 123–130.
- Hillery AM, Jani PU & Florence AT. 1994. Comparative, quantitative study of lymphoid and non-lymphoid uptake of 60 nm polystyrene particles. *Journal of Drug Targeting*, 2, 151–156.
- Holmes LA, Turner A & Thompson RC. 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160, 42–48.
- Hussain N, Jani PU & Florence AT. 1997. Enhanced oral uptake of tomato lectin-conjugated nanoparticles in the rat. *Pharmaceutical Research*, 14, 613–618.
- Hussain N, Jaitley V & Florence AT. 2001. Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 50, 107–142.
- Jani P, Halbert GW, Langridge J & Florence AT. 1990. Nanoparticle uptake by the rat gastrointestinal mucosa: quantitation and particle size dependency. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 42, 821–826.
- Jani PU, McCarthy DE & Florence AT. 1992. Nanosphere and microsphere uptake via Peyer's patches: observation of the rate of uptake in the rat after a single oral dose. *International Journal of Pharmaceutics*, 86, 9–246.
- Jeong CB, Won EJ, Kang HM, Lee MC, Hwang DS, Hwang UK, Zhou B, Souissi S, Lee SJ & Lee JS. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction and p-JNK and p-p38 activation in the Monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environ. Sci. Technol.* 50 (16), 8849–8857.

- Jeong C-B, Kang HM, Lee MC, Kim DH, Han J, Hwang DS, Souissi S, Lee SJ, Shin KH, Park HG & Lee JS. 2017. Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclops nana*. *Sci. Rep.* 7, 41323.
- Jin Y, Lu L, Tu W, Luo T, Fu Z. 2019. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment* 649 (2019) 308–317.
- Kaposi KL, Mos B, Kelaher BP, & Dworjanyn SA. 2014. Ingestion of microplastic has limited impact on marine larva. *Environ. Sci. Technol.* 48, 1638–1645.
- Kemikalieinspektionen. 2016. Uptake and biodistribution of nanoparticles - a review. Report 12/16, Stockholm 2016.
- Kulkarni SA and Feng SS. 2013. Effects of particle size and surface modification on cellular uptake and biodistribution of polymeric nanoparticles for drug delivery. *Pharmaceutical Research*, 30, 2512–2522.
- Lee KW, Shim WJ, Kwon OY, Kang JH. 2013. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environ. Sci. Technol.* 47 (19), 11278–11283.
- Li J, Yang D, Li L, Jabeen K & Shi H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, 207, 190–195.
- Li H-X, Getzinger GJ, Ferguson PL, Orihuela B, Zhu M, & Rittschof D. 2016. Effects of toxic leachate from commercial plastics on larval survival and settlement of the barnacle *Amphibalanus Amphitrite*. *Environ. Sci. Technol.* 50 (2), 924–931.
- Lu L, Wan Z, Luo T, Fu Z, Jin Y. 2018. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Science of the Total Environment* 631–632, 449–458.
- Luis L, Ferreira P, Fonte E, Oliveira M, Guilhermino L. 2015. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquat. Toxicol.* 164, 163–174.
- Lundqvist M, Stigler J, Elia G, Lynch I, Cedervall T & Dawson KA. 2008. Nanoparticle size and surface properties determine the protein corona with possible implications for biological impacts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 14265–14270.
- Lusher A, 2015. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In: Bergmann, M. (Ed.), *Marine Anthropogenic Litter*. New York, Springer (245–307p).
- Mahler GJ, Esch MB, Tako E, Southard TL, Archer SD, Glahn RP & Shuler ML. 2012. Oral exposure to polystyrene nanoparticles affects iron absorption. *Nature Nanotechnology*, 7, 264–271.
- Mato Y, Isobe T, Takada H, Kanehiro H, Ohtake C and Kaminuma T. 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science and Technology*, 35, 318–324.
- Mattsson K, Johnson E, Malmendal A, Linse S, Hansson L-A, & Cedervall T. 2017. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Sci. Rep.* 7 (1), 11452.
- Mazurais D, Emande B, Quazuguel P, Severe A, Huelvan C, Madec L, Mouchel O, Soudant P, Robbens J, Huvet A, Zambonino-Indante J. 2015. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Mar. Environ. Res.* 112 (Part A), 78–85.
- McCormick A, Hoellein TJ, Mason SA, Schlupe J & Kelly JJ. 2014. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science and Technology*, 48, 11863–11871.
- McIntyre A, Vincent RM, Perkins AC & Spiller RC. 1997. Effect of bran, ispaghula, and inert plastic particles on gastric emptying and small bowel transit in humans: the role of physical factors. *Gut*, 40, 223–227.
- Nobre CR, Santana MFM, Maluf A, Cortez FS, Cesar A, Pereira CDS, & Turra A. 2015. Assessment of microplastics toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Mar. Pollut. Bull.* 92 (1–2), 99–104.
- Oliveira M, Ribeiro A, Guilhermino L. 2012. Effects of short-term exposure to microplastics and pyrene on *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 163 (S20-S20).

- Oliveira M, Ribeiro A, Hylland K, & Guilhermino L. 2013. Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (teleostei: gobiidae). *Ecol. Indic.* 34, 641–647.
- Peda C, Caccamo L, Fossi MC, Gai F, Andaloro F, Genovese L, Perdichizzi A, Romeo T & Maricchiolo G. 2016. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. *Environ Pollut* 212:251–256.
- Powell JJ, Thoree V and Pele LC. 2007. Dietary microparticles and their impact on tolerance and immune responsiveness of the gastrointestinal tract. *British Journal of Nutrition*, 98 (Suppl. 1), S59–S63.
- Rafiee M, Dargahi L, Eslami A, Beirami E, Jahangiri-rad M, Sabour S, Amereh F. 2018. Neurobehavioral assessment of rats exposed to pristine polystyrene nanoplastics upon oral exposure. *Chemosphere* 193 (2018) 745-753.
- Redondo-Hasselerharm PE, Falahudin D, Peeters ETHM, & Koelmans AA. 2018. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environ. Sci. Technol.* 52 (4), 2278–2286.
- des Rieux A, Fievez V, Theate I, Mast J, Preat V and Schneider YJ. 2007. An improved in vitro model of human intestinal follicle-associated epithelium to study nanoparticle transport by M cells. *European Journal of Pharmaceutical Sciences*, 30, 380–391.
- Ribeiro F, Garcia AR, Pereira BP, Fonseca M, Mestre NC, Fonseca TG, Ilharco LM, & Bebianno MJ. 2017. Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Mar. Pollut. Bull.* 122 (1–2), 379–391.
- Rodríguez-Seijo A, Lourenço J, Rocha-Santos TA, da Costa J, Duarte AC, Vala H, Pereira R. 2017. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. *Environ Pollut*, 220:495–503.
- Shipp LE, Hamdoun A. 2012. ATP-binding cassette (ABC) transporter expression and localization in sea urchin development. *Dev. Dyn.* 241, 1111–1124.
- Schirinzi GF, Pérez-Pomeda I, Sanchís J, Rossini C, Farré M, Barceló D. 2017. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environ. Res.* 159, 579–587.
- Schmidt C, Lautenschlaeger C, Collnot EM, Schumann M, Bojarski C, Schulzke JD, Lehr CM and Stallmach A. 2013. Nano- and microscaled particles for drug targeting to inflamed intestinal mucosa: a first in vivo study in human patients. *Journal of Controlled Release*, 165, 139–145.
- Seydoux E, Rothen-Rutishauser B, Nita IM, Balog S, Gazdhar A, Stumbles PA, Petri-Fink A, Blank F & von Garnier C. 2014. Size-dependent accumulation of particles in lysosomes modulates dendritic cell function through impaired antigen degradation. *International Journal of Nanomedicine*, 9, 3885–3902.
- Stock V, Böhmert L, Lisicki E, Block R, Cara-Carmona J, Kim Pack L, Selb R, Lichtenstein D, Voss L, Henderson CJ, Zabinsky E, Sieg H, Braeuning A & Lampen A. 2019. Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo. *Archives of Toxicology* 93:1817–1833, <https://doi.org/10.1007/s00204-019-02478-7>
- Teuten EL, Saquing JM, Knappe DR, Barlaz MA, Jonsson S, Bjorn A, Rowland SJ, Thompson RC, Galloway TS, Yamashita R, Ochi D, Watanuki Y, Moore C, Viet PH, Tana TS, Prudente M, Boonyatumanond R, Zakaria MP, Akkhavong K, Ogata Y, Hirai H, Iwasa S, Mizukawa K, Hagino Y, Imamura A, Saha M and Takada H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 27;364 (1526): 2027-45. doi: 10.1098/rstb.2008.0284.
- Tomazic-Jezic VJ, Merritt K & Umbreit TH. 2001. Significance of the type and the size of biomaterial particles on phagocytosis and tissue distribution. *Journal of Biomedical Materials Research*, 55, 523–529.
- Van Cauwenberghe LV & Janssen CR. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70.
- Van Cauwenberghe LV, Claessens M, Vandegehuchte MN. 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ. Pollut.* 199, 10–17.
- Veneman WJ, Spaink HP, Brun NR, Bosker T, Vijver, MG. 2017. Pathway analysis of systemic transcriptome responses to injected polystyrene particles in zebrafish larvae. *Aquat. Toxicol.* 190, 112–120.

- Volkheimer G. 1975. Hematogenous dissemination of ingested polyvinyl chloride particles. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 246, 164–171.
- von Moos N, Burkhardt-Holm P, Köhler A. 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environ. Sci. Technol.* 46, 11327–11335.
- Walczak AP, Kramer E, Hendriksen PJ, Tromp P, Helsper JP, van der Zande M, Rietjens IM and Bouwmeester H. 2015. Translocation of differently sized and charged polystyrene nanoparticles in in vitro intestinal cell models of increasing complexity. *Nanotoxicology*, 9, 453–461.
- WHO. 2019. Microplastics in drinking water. Geneva World Health Organization; 2019. License: CCBY-NC-SA 3.0IGO.
- Wick P, Malek A, Manser P, Meili D, Maeder-Althaus X, Diener L, Diener PA, Zisch A, Krug HF and von Mandach U. 2010. Barrier capacity of human placenta for nanosized materials. *Environmental Health Perspectives*, 118, 432–436.
- Win KY & Feng SS. 2005. Effects of particle size and surface coating on cellular uptake of polymeric nanoparticles for oral delivery of anticancer drugs. *Biomaterials* 26(15): 2713-2722.
- Wright SL & Kelly FJ. 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environ. Sci. Technol.* 51, 12, 6634-6647.
- Wright SL, Rowe D, Thompson RC, & Galloway TS. 2013. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Curr. Biol.* 23 (23), 1031–1033.
- Yoo JW, Doshi N and Mitragotri S. 2011. Adaptive micro and nanoparticles: temporal control over carrier properties to facilitate drug delivery. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 63, 1247–1256.
- Zettler ER, Mincer TJ and Amaral-Zettler LA. 2013. Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science and Technology*, 47, 7137–7146.



Livsmedelsverket

www.livsmedelsverket.se