

---

# Humanexponering av mikroplast i luft

En litteraturstudie samt utvärdering av hur  
exponering av mikroplast via luft kan övervakas

---

---



---

**Rapportnummer:** C788

**ISBNnummer:** 978-91-7883-533-1

**Författare:** Viktor Klemetz och Sofie Petersson

**På uppdrag av:** Naturvårdsverket

---

**Granskare:** Karin Söderlund

**Godkännare:** Karin Sjöberg

## Summary

---

IVL Swedish Environmental Research Institute was commissioned by the Swedish Environmental Protection Agency to evaluate how the human exposure to airborne microplastics can be monitored in Sweden, to report suitable methods and costs in this regard, and to investigate the possibilities of incorporating such measurements within the framework of ongoing national environmental monitoring.

From a human toxicological perspective, measurements should be performed on particles with an aerodynamic diameter of 10  $\mu\text{m}$  (PM10) and 2.5  $\mu\text{m}$  (PM2.5) respectively. The measurements are recommended to primarily take place in urban areas with active pumped sampling and initially measurements should be performed continuously on a daily or weekly basis to facilitate strategic decisions on future microplastic monitoring regarding measurement frequency and suitable measurement periods during the year. There is a probability that the levels of microplastics will tend to follow the same annual concentration variations as particulate matter, which means that the highest levels are likely to be measured in spring. Existing measurement networks are recommended to be used.

Both for sampling and analysis, glass fiber filters are recommended, or alternatively, other filters that are compatible with sampling instruments at existing measuring stations. When choosing a different type of filter for sampling, one should consider the following preparation and analysis. Thermoanalytical methods, such as pyrolysis-GC/MS and TED-GC/MS, are recommended as analysis methods for microplastics in air.

Within the national air monitoring network, the results are reported as units of weight per cubic meter of air. The same measurement unit is also recommended for microplastics, for example as  $\text{mg}/\text{m}^3$  or  $\text{ng}/\text{m}^3$  depending on the measured concentrations.

A reference library, which is a packaged information base with known markers for different plastics, is required to identify the microplastics in the analysis. A decision must therefore be made on which types of microplastic that are to be analyzed for the analysis results to best reflect the total concentration of microplastics in a sample.

Existing sampling within the national air monitoring network is not necessarily considered to be affected by an expanded analysis of microplastics provided that the type of filters used are compatible with the sampling equipment.

## Sammanfattning

---

IVL Svenska Miljöinstitutet har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att utvärdera och föra resonemang kring hur exponering av mikroplast via luft kan övervakas i Sverige, redovisa lämpliga metoder och kostnader avseende detta samt att undersöka om möjligheterna finns att övervakningen sker inom ramen för pågående nationell luftmiljöövervakning.

Ur ett humantoxikologiskt perspektiv bör mätningar göras för partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) respektive 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ). Mätningarna bör främst ske i tätorter med aktiv pumpad provtagning, och initialt bör mätningar ske kontinuerligt på dygns- eller veckobasis för att lättare kunna fatta mätstrategiska beslut om framtida övervakning av mikroplast avseende mätfrekvens och lämpliga mätperioder under året. Rimligtvis följer halterna av mikroplast samma årsvariation som partikelhalter, vilket innebär att högst halter sannolikt uppmäts på våren. Befintliga mätnätverk rekommenderas att användas.

Både för provtagning och analys rekommenderas främst glasfiberfilter, alternativt annat filter som är kompatibelt med mätinstrument på befintliga mätstationer. Vid val av annan filtersort för provtagning bör efterföljande preparering och analys beaktas. Termoanalytiska metoder, så som pyrolys-GC/MS och TED-GC/MS, rekommenderas som analysmetod för mikroplast i luft.

Inom den nationella luftövervakningen rapporteras resultaten som viktenhet per kubikmeter luft. Samma mätenhet rekommenderas även för mikroplast, förslagsvis som  $\text{mg}/\text{m}^3$  eller  $\text{ng}/\text{m}^3$  beroende på uppmätt haltnivå.

Ett referensbibliotek, vilket är ett paketerat informationsunderlag med kända markörer för olika plaster, krävs för att man i analysen ska kunna identifiera mikroplasterna. Ett beslut måste därmed tas om vilka typer av mikroplast som ska analyseras för att analysresultaten så långt som möjligt ska kunna spegla den totala halten mikroplast i ett prov.

Befintlig provtagning inom den nationella luftövervakningen bedöms nödvändigtvis inte påverkas av den utökade analysen av mikroplast förutsatt att typen av filter är kompatibel med provtagningsutrustningen.

## Innehållsförteckning

---

<b>Summary</b>	<b>3</b>
<b>Sammanfattning</b>	<b>4</b>
<b>1 Inledning</b>	<b>7</b>
1.1 Avgränsningar	7
1.2 Bakgrund	8
<b>2 Befintlig miljöövervakning</b>	<b>9</b>
2.1 Mät nätverk i bakgrundsluft	9
2.1.1 Mät nätverket SveLoD	9
2.1.2 Delprogram Partiklar i luft	11
2.1.3 Hälsorelaterad miljöövervakning (HÄMI)	11
2.2 Mät nätverk i tätortsluft	12
2.2.1 Luftvårdsförbund	12
2.2.2 Urbanmät nätet	12
<b>3 Partikelstorlek</b>	<b>13</b>
<b>4 Exponeringsberäkningar</b>	<b>14</b>
<b>5 Mätmetoder för övervakning av mikroplast i luft</b>	<b>15</b>
5.1 Provtagning av mikroplast	15
5.2 Användning av blanker	17
<b>6 Analysmetoder för övervakning av mikroplast i luft</b>	<b>18</b>
6.1 Mikroskopiska metoder	18
6.2 Mikrospektroskopi	19
6.3 Nile red staining	20
6.4 Termoanalytiska metoder med masspektrometri	20
<b>7 Val av filter för provtagning och analys</b>	<b>22</b>
7.1 Val av filter för provtagning	22
7.2 Val av filter för analys	22
<b>8 Mätplatser för övervakning av mikroplast</b>	<b>23</b>
8.1 Utomhusmiljöer	23
8.2 Inomhusmiljöer	24

**HUMANEXPONERING AV MIKROPLAST I LUFT**  
En litteraturstudie samt utvärdering av hur exponering av mikroplast via luft kan

<b>9</b>	<b>Mätperiod för övervakning av mikroplast</b>	<b>25</b>
<b>10</b>	<b>Mätfrekvens vid övervakning av mikroplaster</b>	<b>28</b>
<b>11</b>	<b>Kostnadsberäkningar</b>	<b>29</b>
	11.1 Termoanalytiska metoder	30
	11.2 Mikrospektroskopiska metoder	31
<b>12</b>	<b>Slutsatser och konsekvenser för befintlig luftövervakning</b>	<b>32</b>
<b>13</b>	<b>Referensförteckning</b>	<b>35</b>

# 1 Inledning

---

År 2022 fick Naturvårdsverket ett regeringsuppdrag gällande att utreda hur miljöövervakningen, inklusive den hälsorelaterade miljöövervakningen, kan utvecklas på ett kostnadseffektivt sätt. Ett område som berörs är övervakning av mikroplaster i luft genom mätningar och/eller modellering. IVL Svenska Miljöinstitutet har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att redovisa lämpliga metoder och kostnader, utvärdera och föra resonemang kring hur exponering av mikroplast via luft kan övervakas i Sverige.

Det övergripande syftet med denna rapport är att fungera som underlag för att kartlägga halter av mikroplaster inom befintlig nationell luftövervakning för att kunna utveckla åtgärder och styrmedel på sikt. Rapporten baseras på studier och litteratur om provtagning och analys av mikroplast där delar av studierna är utförda på andra medier än luft. Detta bör inte påverka rekommendationerna kring mät- och analysmetoderna, eftersom samma metoder i hög grad kan användas oavsett medium.

## 1.1 Avgränsningar

För att bättre finna lämpliga och hållbara tillvägagångssätt för övervakning av mikroplast i luft har uppdraget varit avgränsat till ett humanexponeringsperspektiv.

Nedan följer punkter som valts att inte ingå i uppdraget:

- **Resonemang kring typer av mikroplast**

I analysmetoderna som berörs i denna rapport tas ingen hänsyn till vilken sorts plast som de insamlade mikroplasterna består av. De vanligaste producerade plasterna globalt, bortsett från de som används inom textilindustrin, är bland annat polypropen (PP), polyeten (PE), polyvinylklorid (PVC), polyetentereftalat (PET), polyuretan (PUR) och polystyren (PS) (PlasticsEurope, 2022). Inom textilproduktion är bland annat polyamidfibrer (PA) en viktig källa till mikroplast (Dümichen et al., 2017).

De olika mikroplasternas kemiska egenskaper och fysiska karaktär påverkar hur väl vi kan upptäcka dem och sannolikt också vilka effekter de kan ha på vår hälsa. Med anledning av det stora utbudet av olika plaster som finns och okunskapen kring deras respektive hälsopåverkan kan man ifrågasätta nyttan

av att analysera och identifiera var och en av de olika mikroplasterna som samlas in under provtagning.

För en effektivare miljöövervakning av mikroplast i luft rekommenderas därför, åtminstone initialt, att fokusera på analys av totala mängden mikroplast vid provtagning. Följaktligen kommer denna rapport främst behandla olika analysmetoder som genererar kvantitativa aspekter (ex. antal eller vikt), snarare än kvalitativa aspekter (ex. kemisk sammansättning och egenskaper). Läs mer under kapitel 10.

- **Modelleringar**

Denna rapport har begränsats till att endast behandla mätmetoder, och inte modellering. Inom miljöövervakning kan modeller med fördel användas som komplement till mätningar men eftersom mätningar utgör stommen i all luftövervakning kommer modeller inte beröras vidare i denna rapport.

- **Yrkesexponering**

Mikroplast har visat sig utgöra en hälsorisk för vissa yrkesarbetare (Prata et al., 2018). Trots att deras exponering i flera avseenden kan vara av särskilt intresse att undersöka, så representerar dessa yrken inte befolkningsexponeringen som helhet. För att uppnå en representativ övervakning av humanexponering för olika luftföroreningar finns det rekommendationer från Naturvårdsverket att förhålla sig till vid val av mätplats. Dessa rekommendationer förespråkar att man ska välja mätplats som, så långt som praktiskt möjligt, representerar de högsta halter som allmänheten exponeras för (NFS 2019:9), och därmed faller yrkesexponering utanför dessa ramar.

- **Indirekta intag av mikroplast**

Endast mikroplast i luft genom inandning berörs i denna rapport. Intag av mikroplast via deposition, på exempelvis föda, ingår ej.

## 1.2 Bakgrund

Produktionen av plast, med vissa undantag, uppgick globalt till 390,7 metriska ton (Mt) år 2021 (PlasticsEurope, 2022) varav en stor del hamnar i naturen där den bryts ner till mindre fragment, så kallade mikroplast. Trots att man länge har känt till dessa fragment så finns det i dagsläget ingen vedertagen definition för mikroplast. Naturvårdsverket definierar dock mikroplast som fasta partiklar av plast och gummi som mäter mellan 1 nanometer (nm) och 5 millimeter (mm) i



diameter, med undantag för vissa syntetiska fibrer (Naturvårdsverket, 2023a). Distinktioner görs också mellan primär och sekundär mikroplast där primär mikroplast innefattar plaster som vid produktion var tänkta att vara av mikroplaststorlek, medan sekundär mikroplast är resultatet av nedbrytning av större plastprodukter (GESAMP, 2016). I denna rapport tas dock ingen hänsyn till om mikroplasterna är av primär eller sekundär typ.

Mikroplaster har påträffats i de flesta typer av miljöer (jord, vatten och luft) samt i vår föda (Gdara et al., 2020) och deras spridning i ekosystemen medför en ökad risk för exponering hos oss människor. Trots den allt högre exponeringsrisken av mikroplast anses det nuvarande kunskapsläget över mikroplasternas hälsoeffekter än så länge vara begränsad och av otillräcklig kvalitet (WHO, 2022). Dessutom föreligger även osäkerheter kring vilka partikelstorlekar och analysmetoder som bäst lämpar sig för att mäta hälsoeffekterna från mikroplaster (WHO, 2022).

## 2 Befintlig miljöövervakning

---

I dagsläget finns ett flertal etablerade mätnätverk för luftövervakning, vilka skulle kunna nyttjas även för övervakning av mikroplast i luft. De mätnätverk som omnämns nedan omfattar majoriteten av Sveriges mätningar av luftkvalitet.

### 2.1 Mätnätverk i bakgrundsluft

Nationell luftövervakning i bakgrundsluft sker vid mätstationer över hela Sverige. Provtagning sker dels som halter i luft och dels som deposition. Mätningarna omfattar bland annat partiklar.

#### 2.1.1 Mätnätverket SveLoD

Delprogrammet "Försurande och övergödande ämnen i luft och nederbörd", inom Naturvårdsverkets Programområde Luft, ingår mätnätverket SveLoD. Mätningarna finansieras av Naturvårdsverket och innefattar övervakning av försurande och övergödande ämnen i luft och nederbörd. Partikelprovtagning sker i omfattning av partikulära kväveföreningar.

**HUMANEXPONERING AV MIKROPLAST I LUFT**  
En litteraturstudie samt utvärdering av hur exponering av mikroplast via luft kan



**Figur 1.** Mätstationer inom mätnätverket SveLoD. (Källa: modifierad från Klemetz et al., 2023).

Totalt omfattar SveLoD 17 svenska mätstationer för luftprovtagning och deposition (Figur 1). Fyra av dessa stationer ingår dessutom i EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), ett europeiskt samarbetsprogram för övervakning av luftföroreningar som transporteras långa sträckor med luftmassor och som då sprids över landsgränser (Danielsson et al., 2021). Mätstationerna är placerade i så kallade bakgrundsområden, dvs. på landsbygden, i olika delar av Sverige. Resultaten från mätstationerna inom SveLoD används bland annat för arbetet med

konventionen om gränsöverskridande luftföroreningar i Europa (CLRTAP/EMEP) (Naturvårdsverket.se<sup>1</sup>).

### 2.1.2 Delprogram Partiklar i luft

Syftet med detta delprogram är att övervaka halter och trender för partiklar (PM<sub>10</sub> samt PM<sub>2,5</sub>) och sot i bakgrundsluft och i urban bakgrund i Sverige. Det följer upp miljö kvalitetsmålet Frisk luft samt ligger till grund för rapporteringar till EU och internationella konventioner. Mätningarna finansieras av Naturvårdsverket och omfattar 7 stationer i Sverige, varav 4 är bakgrundsstationer och 3 tätortsstationer (urban bakgrund). Provtagning sker på dygnsbasis med filterprovtagning (sot vid 4 bakgrundsstationer samt PM<sub>2,5</sub> vid 3 stationer i urban bakgrund/tätorter) och timvis med direktvisande automatiska instrument (PM<sub>10</sub> och PM<sub>2,5</sub> vid 2 bakgrundsstationer).

### 2.1.3 Hälsorelaterad miljöövervakning (HÄMI)

Studier av sambandet mellan yttre miljöfaktorer och påverkan på människors exponering inleddes inom miljöövervakningen 1993. Inom ramen för den hälsorelaterade miljöövervakningen (HÄMI) studeras den svenska befolkningens exponering för luftföroreningar, samt hälsoeffekter och besvär till följd av dessa. Mätningar inom delprogrammet för exponering för luftföroreningar sker i samarbete med olika svenska universitet och forskningsinstitut.

Sedan 1991 har en exponeringskartläggning tagits fram ungefär vart fjärde eller femte år med målsättningen att kunna användas till den fördjupade utvärderingen av miljömålet Frisk luft samt uppdateringen av takdirektivets åtaganden. Sedan år 2005 har kartläggningen tagit hänsyn till både kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) och partiklar (PM<sub>2,5</sub> och PM<sub>10</sub>). Dataunderlag för analyserna har i detta fall tagits från bakgrundsstationer inom den nationella luftövervakningen.

Även långtgående studier, som har pågått sedan år 2000, innefattar humanexponering av cancerframkallande ämnen så som lättflyktiga organiska kolväten (VOC), formaldehyd och kväveoxider. Mätningarna sker på rullande

---

<sup>1</sup> Naturvårdsverket. *Försurande och övergödande ämnen i luft och nederbörd*.  
<https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/miljoovervakning/programomraden/luft/forsurande-och-overgodande-amnen/> [2023-07-04]

schema i Göteborg, Umeå, Stockholm, Malmö samt Lindesberg och inkluderar både personburna och stationära mätningar (Karolinska institutet, 2023).

## 2.2 Mät nätverk i tätortsluft

Mätningar i tätortsluft omfattar mätplatser i gaturum och urban bakgrund. De flesta tätortsmätningarna sker i landets kommuner som ansvarar för att kontrollera luftkvaliteten för de flesta luftföroreningar enligt miljökvalitetsnormerna. Övervakningen kan även ske i samverkan med andra kommuner (i så kallade luftvårdsförbund). Kontrollen ska ske i enlighet med Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2019:9) om kontroll av luftkvalitet.

### 2.2.1 Luftvårdsförbund

I Sverige finns tolv luftvårdsförbund varav flera av dessa har funnits sedan 1980-talet. De flesta följer länens gränser och vanligtvis ingår kommuner, länsstyrelser och företag. Numera har flera av förbunden, utöver övervakningen i regional bakgrund, en samordnande roll inom tätortsövervakningen (Naturvårdsverket.se<sup>2</sup>).

Bland de största luftvårdsförbunden hör Östra Sveriges Luftvårdsförbund som grundades år 1992 och som idag omfattar 62 kommuner i Gävleborgs, Stockholms, Uppsala och Södermanland och Östergötlands län. Även regioner, forskningsinstitutioner, företag och statliga verk är medlemmar i luftvårdsförbundet.

Mätningar inom Östra Sveriges Luftvårdsförbundet sker i urban och regional bakgrund medan kommunernas mätningar allt som oftast sker i gaturum. Sammantaget mäts partiklar, kväveoxider, ozon och svaveldioxid.

### 2.2.2 Urbanmät nätet

Urbanmät nätet, som är ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet och en rad av landets kommuner och luftvårdsförbund, grundades år 1986 och innefattade då endast mätningar av kvävedioxid, svaveldioxid och sot, men har med tiden även

---

<sup>2</sup> Naturvårdsverket. *Övervakning av luftkvalitet*.  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/luft/overvakning-av-luftkvaliteten/> [2023-07-04]

kommit att inkludera övervakning av många fler luftföroreningar, bl.a. partiklar, i takt med att de reglerats inom miljökvalitetsnormerna. Mätningarna sker numera främst i föroreningsbelastade gaturum eller i den så kallade urbana bakgrunden, detta för att spegla den generella luftföroreningsbelastningen. Inom ramen för övervakningen erbjuds även emissionsinventeringar, spridningsberäkningar samt objektiva skattningar.

Mätprogrammen inom Urbanmätnätet anpassas fortlöpande för att kunna erbjuda landets kommuner en relevant uppföljning av luftkvaliteten. Detta medför både flexibilitet samt möjlighet att även inkludera mätningar av mikroplast i dessa miljöer.

### 3 Partikelstorlek

---

Partikelstorleken har betydelse för hur potentiellt hälsoskadlig mikroplast kan vara för oss människor. Därmed kan man rimligtvis förutsätta att samma premisser gäller för mikroplastpartiklar, som utgör en del av de luftföroreningar som ingår i samlingsnamnet partiklar. Generellt är det de minsta partiklarna som anses kunna orsaka mest skada (AFS, 2018). Detta är anledningen till att alla storlekar av mikroplast i luften (Total Suspended Particles (TSP)), inte alltid anses vara relevant att undersöka, ur ett humantoxikologiskt perspektiv, även om vi exponeras för dem.

Provtagning i utomhusmiljö brukar generellt främst omfatta mätningar av PM<sub>10</sub> och PM<sub>2,5</sub>, vilket är partiklar med en diameter som är mindre än 10 mikrometer (µm) (PM<sub>10</sub>) respektive 2,5 mikrometer (PM<sub>2,5</sub>). Det vill säga vid mätning av PM<sub>10</sub> innefattas alla partiklar som har en diameter som är mindre än 10 µm. Att mätningar görs för just PM<sub>10</sub> och PM<sub>2,5</sub> är en konsekvens av att det endast är dessa storleksfraktioner som har lagstadgade gränsvärden (miljökvalitetsnormer) som måste efterlevas (Luftkvalitetsförordningen, SFS 2010:477). I inomhusmiljöer finns inga riktvärden för vare sig mikroplast eller partiklar, men de uppmätta storleksfraktionerna motsvarar oftast de som utförs i utomhusmiljö.

Inom arbetsmiljöområdet skiljer man på inhalerbara, torakala och respirabla fraktioner. Dessa syftar på partiklar som en människa andas in genom näsa och mun (inhalerbara), partiklar som passerar struphuvudet (torakala) och partiklar som når längst ner i luftvägarna till alveolerna i lungorna (respirabla) (AFS, 2018).

Eftersom majoriteten av studier kring partiklar i luft ofta har undersökt mikroplaster större än PM<sub>10</sub> finns det, ur ett humantoxikologiskt perspektiv, även ett behov av att mäta mindre partiklar av mikroplast (Wright et al., 2021), vilka har förmågan att nå långt ner i lungorna.

På internationell nivå har även så kallade ultrafina partiklar (UFP), partiklar med en aerodynamisk diameter som är mindre än 0,1 µm, uppmärksammas allt mer. Detta på grund av de potentiellt negativa hälsoeffekterna som kan medföras vid exponering av UFP (WHO, 2022).

## Rekommendationer - Partikelstorlek

Ur ett humanexponeringsperspektiv anses små partiklar ha en större hälsoskadlig effekt än större partiklar. Då det i dagsläget finns gränsvärden för PM<sub>10</sub> och PM<sub>2,5</sub> för utomhusluft vore det därför rimligt att initialt fokusera på mätningar i dessa storleksfraktioner även för mikroplast.

## 4 Exponeringsberäkningar

---

Vi människor exponeras dagligen för mer eller mindre förorenad luft, både inomhus och utomhus. Hur mycket luftföroreningar, i detta fall mikroplaster, som en person får i sig beror på olika faktorer. Exponering via luft beräknas genom att multiplicera uppmätta partiklar per luftvolymenhet med volymen inandningsluft. Med denna metod kan man beräkna humanexponering mellan olika demografiska grupper (ex. ålder och kön) och personers fysiska aktivitet och vikt. Detta görs genom användning av standardiserade beräkningsfaktorer som motsvarar respektive grupps lungkapacitet, de vill säga hur mycket luft som en människa antas kunna andas in under en given tid. Små barn har, på grund av deras snabba tillväxt, högre syreförbrukning per kroppsvikt jämfört med en vuxen person och exponeras därför för en större mängd föroreningar per kroppsvikt (US EPA, 1989).

## Rekommendationer – Exponeringsberäkning

Exponeringsberäkningarna som används i dagsläget baseras sällan på avancerade beräkningsmodeller. Att mäta mängden mikroplast (antal och/eller vikt) och dividera dessa data med ett uppmätt luftflöde, bedöms därmed kunna utgöra ett fullgott underlag för beräkning av humanexponering av mikroplast i luft.

## 5 Mätmetoder för övervakning av mikroplast i luft

---

### 5.1 Provtagning av mikroplast

Provtagning av mikroplast i luft kan antingen genomföras genom att mäta torrdeposition eller genom en så kallad aktivt pumpad provtagning av omgivningsluft. Depositionsmätningar utgör en majoritet i litteraturunderlaget (Wright et al., 2021), däribland depositionsmätningar med Sigma-2 provtagare (Sommer et al, 2018; Järleskog et al., 2022; Rausch et al., 2022). Inom Sveriges nationella luftövervakning av partikelhalter (där alla partikeltyper ingår, inklusive mikroplast) används bl.a. timvisa instrument samt aktiv partikelprovtagning på filter (Figur 2). Gemensamt för merparten av mätmetoderna som använts vid insamling av mikroplast i luft, enligt litteraturen, är att man använt filter (personburen eller stationär provtagning) som sedan genomgår efteranalys.



**Figur 2.** Bilder på passiv Sigma-2 provtagare för depositions-mätningar (vänster) och aktivt pumpat Leckel-instrument (höger) för partikelmätningar, varav den senare används inom Delprogrammet: Partiklar i luft (Källa: *Particle Vision (v) resp. IVL Svenska Miljöinstitutet (h)*).

Vid beräkningar av exponering av en viss luftförorening lämpar det sig generellt bättre att mäta på tim- och dygnsbasis än jämfört med på vecko- och/eller månadsbasis. Detta i syfte att få mer detaljerad information över haltvariationer. För att säkerställa att partikelstorlekarna (t.ex.  $PM_{10}$  och  $PM_{2,5}$ ) av intresse fångas in är aktiv pumpad provtagning att föredra före depositions-mätning. Depositionsmätning har använts i flera studier för att beräkna mängden mikroplast i luft, men pumpad provtagning anses däremot vara en mer lämplig mätmetod. Detta med anledning av att pumpad provtagning i högre grad efterliknar hur partiklar andas in i lungor. Genom depositionsprovtagning går det inte heller att beräkna ett luftflöde, vilket innebär att endast partikelmängd kan beräknas, och inte någon halt. Det är även svårare att med depositions-mätning mäta exakta partikelfraktioner.

Personburna mätningar med aktivt pumpad provtagning ger en mer korrekt bild över den exponering som individuella personer utsätts för, jämfört med en motsvarande stationär provtagning. Trots att detaljgraden i resultaten är av intresse ur ett humanexponeringsperspektiv så anses personburna mätningar, ur ett miljöövervakningsperspektiv, inte vara lika lämpliga som stationära mätningar, till följd av att det är mer kostnads- och tidskrävande eftersom det krävs många individer för att resultaten ska vara representativa för befolkningen och inte bara för den enskilda individen, samt att det är svårt att få till under längre perioder. Personburen mätning innebär också mer hantering och därmed större risk för mänskliga fel som kan påverka de uppmätta halterna.



De mätmetoder som kan ge högst tidsupplösning (timbasis), och därmed mest information som kan vara av intresse ur ett humanexponeringsperspektiv, är direktvisande instrument. I litteraturen framgår det dock inte om något sådant direktvisande instrument, som mäter och separerar mikroplast från andra partiklar, finns på marknaden. Eftersom det inte finns konverteringsfaktorer, som kan omräkna uppmätta partikelhalter till koncentrationer av mikroplast, är det rimligt att anta att dessa direktvisande metoder inte är applicerbara för provtagning av mikroplast. Direktvisande instrument kommer därför inte diskuteras vidare i rapporten. Påföljande resonemang i denna rapport utgår i stället från att provtagning av mikroplast har skett med filtermetoder.

## 5.2 Användning av blanker

Vid provtagning, hantering och analys av prov finns det alltid en risk för kontaminering av plast till följd av att många vardags- och labbprodukter består av just plast. Därmed kan medvetna materialval och färre steg vid insamling och preparering av prover minska kontamineringsrisken. För att kunna räkna bort bidraget från eventuell kontaminering har användning av blanker, extra prover som genomgår samtliga steg utan att exponeras, lyfts fram som en viktig åtgärd för säkrare resultat (Wright et al., 2021).

### Rekommendationer – Mätmetoder

I valet av mätmetod, pumpad eller depositionsättning, är båda metoderna lämpliga för humanexponering av mikroplast. Däremot rekommenderas aktiv provtagning vid stationära stationer. Oavsett val av provtagningsmetod rekommenderas att blanker används för att kunna beräkna bakgrundskontaminering under provtagning och hantering av proverna.

## 6 Analysmetoder för övervakning av mikroplast i luft

---

Val av analysmetod påverkar vilken kvantitativ (t.ex. antal och massa) och kvalitativ (kemisk sammansättning) information som kan erhållas från ett prov. Till följd av brist på standardiserade protokoll för provtagning och analys av mikroplast, samt den stora variation av analysmetoder som används i olika studier, är det i dagsläget svårt att göra jämförelser och dra slutsatser utifrån resultaten. Av denna anledning förespråkar experter en standardiserad metod för provtagning och analys av mikroplaster (WHO, 2022; SAPEA, 2019). Vid val av analysmetod är därmed analyser som mäter både fysiska och kemiska egenskaper att föredra, men ofta kan kombinationer av flera metoder vara nödvändiga för att erhålla omfattande kvalitativa och kvantitativa data. Exempelvis kan man vid analys av mikroplast låta mikroskopiska metoder följas av spektroskopi eller termiska analysmetoder (Gdara et al., 2021, Wagner et al., 2017), medan andra studier av mikroplast kombinerar spektroskopi och termiska analysmetoder (Fischer & Scholz-Böttcher, 2017).

Om mätningar av mikroplast skulle implementeras i Sveriges nationella luftövervakning är det sannolikt att många prover skulle behöva analyseras regelbundet, vilket ställer krav på att analysmetoder inte är för tidskrävande.

Nedan följer ett urval av de vanligast använda analysmetoderna för mikroplast som har påträffats i litteraturen. Fler lovande metoder finns tillgängliga men till följd av studiens syfte, att utgöra underlag för undersökning av möjligheterna för nationell provtagning av mikroplast, krävs en robusthet i analysmetodiken, vilket bedömdes enbart kunde uppfyllas genom mer beprövade analysmetoder.

### 6.1 Mikroskopiska metoder

Bland de främsta mikroskopiska metoderna för analys av mikroplast hör optisk mikroskopi och svepelektronmikroskopi med energidispersiv röntgenanalys (SEM-EDS, ibland förkortad SEM-EDX).

Optisk mikroskopi, då man använder exempelvis stereomikroskop, är en visuell metod som kan användas för att enkelt samt med billig utrustning analysera mikroplaster. Metoden är dock tidskrävande (Huang et al., 2023) och förlitar sig mycket på operatören som analyserar provet.

Med optisk mikroskopi kan det exempelvis vara svårt att urskilja små, transparenta plaster, och även om SEM-EDS kan analysera partiklar ner till 1  $\mu\text{m}$  så kan det föreligga risk att undgå att särskilja partiklar av mikroplast från andra partiklar (Gdara et al., 2021). Begränsningarna i dessa metoder utgör därmed en ökad risk för mänskliga felkällor, så som subjektiva bedömningar, vilket kan leda till under- eller överestimeringar.

Ovan nämnda analysmetoder rekommenderas inte användas som enda analysmetoder (Renner et al., 2017; Song et al., 2015). De kan med fördel kombineras med andra metoder som identifierar plasternas kemiska egenskaper (Rocha-Santos & Duarte, 2015), exempelvis mikrospektroskopi eller termoanalytiska metoder.

## 6.2 Mikrospektroskopi

Några av de vanligaste metoderna av mikrospektroskopi för analys av mikroplast är Fourier Transform Infrared Spectroscopy ( $\mu$ -FTIR) och  $\mu$ -Raman spektroskopi. Bortsett från SEM, så utgör  $\mu$ -FTIR, följt av Raman, sannolikt de mest beprövade ytanalytiska teknikerna (Renner et al., 2018). Gemensamt för teknikerna är att infrarött ljus ( $\mu$ -FTIR) respektive laser ( $\mu$ -Raman) passerar genom ett mikroskop som tillåter analys av mycket små områden på provet. Ljuset som sedan reflekteras från materialet i provet, jämförs mot ett referensbibliotek som ger information om mikroplasternas kemiska egenskaper. Detta kan vara av intresse om syftet är att identifiera specifika typer av plast. Båda metoderna lämpar sig dessutom för att mäta partikelantal av mikroplast i ett prov, och kan även ge information kring storlek och former.

Nackdelen med mikrospektroskopiska metoder är att de, precis som för ljusmikroskopi, är mycket tidskrävande analysmetoder (Wang et al., 2017), och kan kräva omfattande preparering av provet före analys (Andersson-Sköld et al., 2020). På grund av de spektroskopiska metodernas tidskrävande processer anses de därför vara svårt att genomföra dessa som rutinanalyser (Dümichen et al., 2017). För att spara tid kan delar av provfiltret analyseras. Det ställer dock krav på att man säkert vet mikroplasternas spridning på filtret för att inte riskera att representativiteten av provet äventyras när man extrapolerar resultaten (Huppertsberg & Knepper, 2018; Käßler et al., 2016). Ur ett miljöövervakningsperspektiv lämpar sig dock  $\mu$ -FTIR bättre än Raman för rutinmässiga analyser till följd av kortare analystider och enklare hantering under analysen (Gdara et al., 2020).

Trots att den kortare analystiden talar för att  $\mu$ -FTIR skulle kunna lämpa sig för miljöövervakning så kan teknologin endast analysera partiklar ner till 20  $\mu\text{m}$  i diameter (Andersson-Sköld et al., 2020), vilket är större än partikelstorlekarna av mest humantoxikologiskt intresse ( $\text{PM}_{10}$  och  $\text{PM}_{2,5}$ ). FTIR-metoden har även visat sig att riskera underestimera mikroplast med diametrar på 100-tals  $\mu\text{m}$  (Käppler et al., 2016). För analys av mindre partiklar ner till 1  $\mu\text{m}$  i diameter kan teknologier som  $\mu$ -Raman i stället användas (Huppertsberg & Knepper, 2018). På grund av den lägre detektionsgränsen rekommenderats denna metod för analys av partiklar  $<50 \mu\text{m}$ , medan  $\mu$ -FTIR har rekommenderats för analys av partiklar  $>50 \mu\text{m}$  (Käppler et al., 2016).

Svarta partiklar från däck- och vägslitage, så som gummi, har däremot utgjort begränsningar för  $\mu$ -Raman eftersom analysen undgår att detektera dessa svarta partiklar som absorberar det emitterade ljuset från instrumentet (Andersson-Sköld et al., 2020). Motsvarande begränsningar, till följd av mörka partiklar, finns dock även för FTIR-metoden. Eftersom analyserna har begränsningar för att detektera olika typer av plast bör detta beaktas vid val av analysmetod (Käppler et al., 2016).

## 6.3 Nile red staining

Metoden "Nile red staining" går ut på att behandla prover med fluorescerande bläck som sedan fäster på mikroplastpartiklarna och gör dem mer synliga för vidare mikroskopiska och/eller spektroskopiska analyser. Metoden är snabb, enkel och kan utföras till låg kostnad (Gdara et al., 2020). Den är dock inte anpassad för plaster med hydrofila egenskaper eftersom bläcket inte fäster på dessa partiklar (Bianco et al., 2023). Det fluorescerande bläcket kan även fästa till naturligt förekommande polymerer så som lignin (i ved) och kitin (i svampar och insekter) som kan vara svåra att eliminera i proverna (Erni-Cassola et al., 2017).

## 6.4 Termoanalytiska metoder med masspektrometri

Bland de vanligaste analysmetoderna av termoanalytiska tekniker, för analys av mikroplast, hör termisk extraktion-desorptionsgaskromatografisk analys (TED-GC) och pyrolys-gaskromatografi (Py-GC). Metoderna går ut på att utsätta provet för höga temperaturer över tid så att gasformiga restprodukter bildas i form av polymerer. Dessa kan sedan identifieras med hjälp av gaskromatografi (Andersson-Sköld et al., 2020; Huang et al., 2023).

Identifieringen av polymererna i provet sker genom att matcha gasens innehåll mot kända polymermarkörer i ett referensbibliotek. Metoderna kombineras ofta med masspektrometri (MS) för att på så sätt erhålla massan av varje polymer (Dümichen et al., 2017).

Termoanalytiska metoder går generellt snabbare än mikroskopiska och spektroskopiska metoder, detta som följd av bland annat kort prepareringstid. Dessa metoder kan dock inte användas för att analysera partikelantal och storleksfördelningar av olika sorters mikroplast i ett prov. Dessutom är metoderna destruktiva eftersom den höga temperaturen förstör provet och gör det oanvändbart efter analys.

Möjligheten att använda TED-GC eller Py-GC för att analysera partikelprover påverkas inte av mikroplasternas form, storlek eller yta, vilket gör dem lämpliga vid analys av prover från komplexa miljöer (Huang et al., 2023). Provets storlek (vikt) har däremot visat sig vara en begränsning för Py-GC, och därför anses den inte lämplig för stora prov (Nuelle et al., 2014) över 0,5 mg (Dümichen et al., 2017). Som alternativ finns då TED-GC som lämpar sig för större prover upp till 100 mg (Dümichen et al., 2019) och som är mindre tidskrävande än Py-GC (Andersson-Sköld et al., 2020).

## Rekommendationer – Analysmetod

Valet av analysmetod baseras på vilken information som önskar erhållas från proverna. Utifrån avgränsningarna i denna studie, d.v.s. att intresse finns att mäta totala mängden mikroplast och inte enskilda typer av plast, framstår kvalitativ information om mikroplasterna, som kemiska egenskaper, som mindre relevanta. Däremot är kvantitativ information, som antal och vikt, av större relevans.

Termoanalytiska metoder bedöms vara bäst lämpade för nationell luftövervakning av mikroplast, jämfört med andra analysmetoder, till följd av att de exempelvis är mindre tidskrävande, kan ge mer representativa resultat och är inte begränsade av någon partikelstorlek. Dock kan dessa metoder med fördel kombineras med spektroskopiska metoder för att uppnå en mer heltäckande kvantitativ och kvalitativ analys.

## 7 Val av filter för provtagning och analys

---

Valet av filter (nedan även använt som synonym till substrat) är av yttersta vikt för att säkerställa resultatens tillförlitlighet. Även om majoriteten av studierna av mikroplast behandlar mätningar i vatten, mark och deposition sker separering och filtrering ofta på ett nytt filter som sedan genomgår analys. Vilket medium man fångar upp mikroplasten i har därför nödvändigtvis inte så stor betydelse för vilken analysmetod som kan användas. Filtret som används vid provtagningen bör dock beaktas noga och om möjligt vara kompatibelt med efterföljande analys för att minimera handläggningstiden och mänskliga felkällor som kan leda till kontamination.

### 7.1 Val av filter för provtagning

Filter och substrat som har använts vid insamling av mikroplast i luft har i studier bestått av bland annat rostfritt stål (Goßmann et al., 2023), kvarts (Dris et al., 2017) och bor (Järleskog et al., 2022, Rausch et al., 2022) som har använts för aktiv provtagning respektive depositions-mätning. De två förstnämnda filtertyperna har i studierna använts till aktiv provtagning medan borsubstrat, som inte lämpar sig för aktiv provtagning (Järleskog et al., 2022) har använts för depositions-mätning. Av de ovannämnda filtertyperna har glasfiberfilter använts sedan tidigare inom Sveriges nationella luftövervakning.

### 7.2 Val av filter för analys

I studier då torrdepositionsprover har analyserats genom spektroskopi (läs mer i kapitel 10.2) har filter av exempelvis polykarbonat (Magnusson et al., 2020; Song et al., 2015), kvarts (Dris et al., 2016 & Dris et al., 2017) eller bor (Järleskog et al., 2022, Rausch et al., 2022) använts. Användning av bor-filter har en fördel över de mer konventionella filtren av polykarbonat genom att det exempelvis bidrar till ökad kontrast mellan de insamlade partiklarna och substratet (Rausch et al., 2022), vilket underlättar undersökning av provet. Polykarbonatfilter har visat sig användbara vid optiska analyser (Magnusson et al., 2020), men har liksom cellulosafilter, konstaterats vara olämpliga för spektroskopiska analyser då materialet och färgen på filtret försvårar detektion av mikroplast (Oßmann et al., 2017).

Polykarbonatfilter belagda med metaller, så som aluminium och guld, har dock visat vara lämpliga substrat vid spektroskopiska analysmetoder (Zhu et al., 2020; Oßmann et al., 2017).

Ett annat alternativ av filter för analys av mikroplast är glasfiberfilter som har använts i studier av mikroplast i luft (Gaston et al., 2020; Goßmann et al., 2023) i syfte att undvika kontaminering av proverna (Gdara et al., 2020). Glasfiberfilter lämpar sig för många analysmetoder, i synnerhet vid termoanalytiska metoder (läs mer under kapitel 10.4) då det är ett inert<sup>3</sup> filter som alltså inte förstörs vid bränning. Glasfiberfilter kan också ses som ett fullgott och billigare alternativ till metallbelagda polykarbonatfilter (Zhu et al., 2020).

## Rekommendationer – Val av filter

Glasfiberfilter rekommenderas att användas till följd av att de lämpar sig för termoanalytiska metoder, som är de rekommenderade analysmetoderna vid luftövervakning av mikroplast (läs mer under avsnitt 10.5). Dessutom har glasfiberfilter använts i flera studier för såväl provtagning som analys. Filtren har också använts inom den nationella miljöövervakningen sedan tidigare och förutsätts därmed vara kompatibla med provtagningsutrustningen på ett flertal befintliga mätstationer.

# 8 Mätplatser för övervakning av mikroplast

---

## 8.1 Utomhusmiljöer

Mikroplasternas olika spridningsvägar i naturen, naturliga som antropogena, påverkar var vi detekterar högst halter. Det är därmed rimligt att anta att risken för exponering av mikroplast genom inandning varierar beroende på miljö (t.ex. kust, förort, stad eller landsbygd). Fler studier bedöms dock krävas för att stödja en

---

<sup>3</sup> Ett inert material är ett stabilt material som inte förändras fysikaliskt, kemiskt eller biologiskt.

sådan hypotes (Gdara et al., 2020). Det förefaller dock rimligt att anta att det föreligger en ökad risk för förhöjda halter av mikroplast i närheten av utsläppskällor från exempelvis industrier för plasttillverkning. Vissa studier i urbana miljöer har också visat på högre deposition av mikroplast i centrala stadsdelar jämfört med i förorter (Dris et al., 2017) och mindre befolkade områden (Cai et al., 2017).

Samtidigt har långväga luftströmmar innehållande mikroplaster visat sig påverka haltnivåerna på lokal nivå (van Bavel et al., 2022), vilket talar för att utsläppen i närmiljön inte alltid utgör det största bidraget till exponeringen av mikroplast. En parallell kan här dras till humanexponeringen av fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>), som ju även inkluderar mikroplast, där en stor del av bidraget till södra Sveriges haltnivåer utgörs av intransport av partiklar från kontinentala Europa (Naturvårdsverket, 2023b).

I syfte att utvärdera lokala utsläppskällors bidrag till humanexponering av mikroplast rekommenderas att mätningar utförs i urbana miljöer (van Bavel et al., 2022), som utgör representativa mätplatser för exponering av luftföroreningar. Dessa miljöer har ofta tät bebyggelse som medför sämre luftomblandning och högre halter, i kombination med att många människor ofta vistas i urbana miljöer.

## 8.2 Inomhusmiljöer

Antalet studier av luftburna mikroplaster i inomhusmiljöer har ökat de senaste åren. I flertalet studier som har undersökt relationen mellan exponering i inomhus- och utomhusmiljöer har man funnit ett högre antal mikroplaster, och i synnerhet plastfibrer, inomhus jämfört med utomhus (Dris et al., 2017; Gaston et al., 2020, Gasperi et al., 2015), sannolikt till följd av mer textilier i dessa miljöer (Dris et al., 2017).

Eftersom hälsoeffekterna av mikroplaster inte till fullo är förstådda finns för dessa inga rekommenderade riktvärden inom lagstiftning och föreskrifter i Sverige, varken för inomhusmiljö eller för arbetsmiljö. Mätningar i inomhusmiljöer anses dock som relevanta ur ett humanexponeringsperspektiv, inte minst eftersom luftomblandningen sannolikt generellt är sämre i dessa miljöer jämfört med utomhus, vilket även det kan bidra till höga halter.



## Rekommendationer – Mätplats

Eftersom mätningar av mikroplast visar på att det kan uppstå högre halter och deposition av mikroplast i mer befolkade miljöer så rekommenderas kontinuerliga mätningar<sup>1</sup> framför allt att utföras i urbana miljöer. Dock kan kompletterande mätningar (kontinuerliga och/eller indikativa) göras vid bakgrundsstationer. Detta för att kunna beräkna haltbidraget som tillkommer från långväga lufttransporter.

För att mäta den generella humanexponeringen av mikroplast rekommenderas att mätningar sker i utomhusmiljöer.

## 9 Mätperiod för övervakning av mikroplast

Bedömning av lämplig mätperiod för provtagning av luftföroreningar grundar sig i de flesta fall på meteorologin som har en stark påverkan på vilka halter som bildas från utsläpp till luft. Meteorologiska parametrar som temperatur, nederbörds mängd, vindhastighet, vindriktning och atmosfärisk skiktning har betydelse för hur luftföroreningshalterna varierar. I studier har hänsyn i vissa fall tagits till exempelvis årstider (Järleskog et al., 2022), men sällan ges utrymme för diskussion om mätperiodernas påverkan på halterna av mikroplast.

För partiklar, har årsmedelnederbörd samt totalt antal dagar med nederbörd, stark påverkan på vilka partikelhalter som genereras, vilket även gäller för mikroplast (Gasperi et al., 2015). Mindre nederbörd och torrare väder bidrar till minskad dammbindning och ökad uppvirvling av partiklar, s.k. resuspension. I Sverige är det vanligt att halterna av partiklar är som högst under våren då temperaturen stiger och vägbanorna börjar torka upp, vilket också har observerats i studier av mikroplaster från däckslitage (Järleskog et al., 2022). Det är därför rimligt att anta att halterna av mikroplast sannolikt följer liknande mönster som partikelhalterna genom att uppvisa högst halter under vårmånaderna.

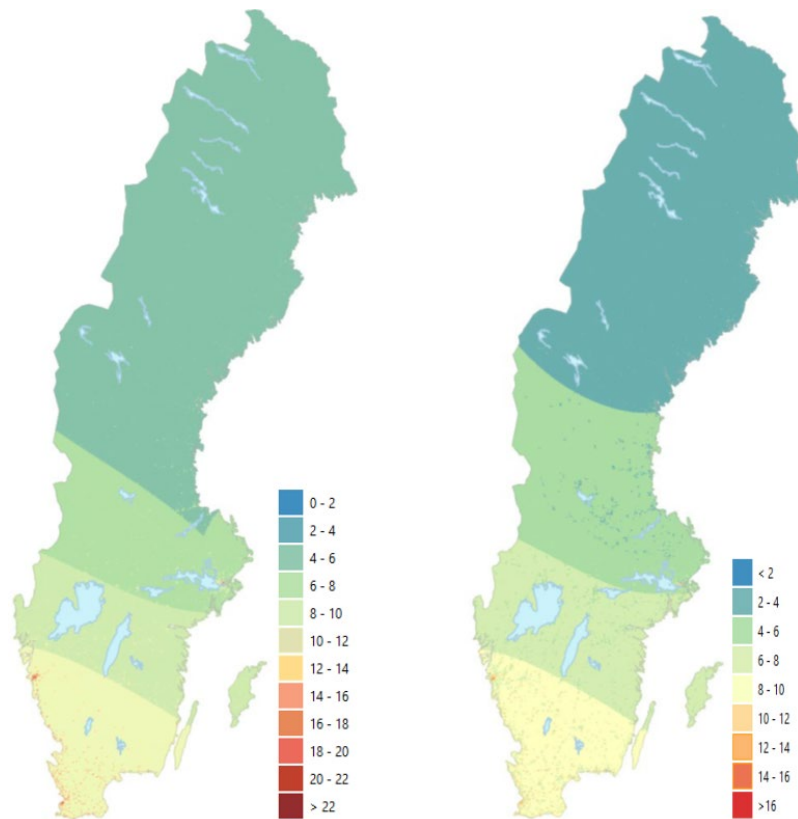
Andra meteorologiska parametrar, så som solinstrålning, har visat sig påverka koncentrationerna av olika storleksfraktioner. Detta beror på att ultraviolett ljus

(UV) har potential att bryta ner mikroplast till mindre storleksfraktioner, vilket talar för att en högre andel mindre partiklar kan förväntas under sommarmånaderna (Öborn et al., 2022). Eftersom mindre partikelstorlekar anses vara mer hälsoskadliga kan det därmed, ur ett humantoxikologiskt perspektiv, anses rimligt att fokusera på att mäta mikroplast under våren och sommaren.

Även om halter och storleksfraktioner av mikroplaster verkar variera beroende på årstid så finns det andra meteorologiska fenomen som komplicerar sambandet mellan uppmätta halter och säsong. Långväga luftmassor från kontinentala Europa utgör ett stort bidrag till Sveriges partikelhalter, vilket generellt följer en syd-nordlig gradient där halterna är som högst i söder och lägst i norr (Klemetz et al., 2023; Gustafsson et al., 2022).

Luftmassornas påverkan på lokala halter av mikroplaster har uppmärksammats i studier (van Bavel et al., 2022) varav vissa talar för att mikroplast skulle kunna sprida sig transkontinentalt (Allen et al., 2021) och över världshaven (Evangelidou et al., 2020) på global skala.

**HUMANEXPONERING AV MIKROPLAST I LUFT**  
En litteraturstudie samt utvärdering av hur exponering av mikroplast via luft kan



**Figur 3.** Modellerade årsmedelvärden av PM<sub>10</sub> (vänster) och PM<sub>2.5</sub> (höger) i Sverige, µg/m<sup>3</sup>.  
(Källa: Gustafsson et al., 2022).

## Rekommendationer – Mätperiod

Halterna av mikroplast följer sannolikt uppmätta partikelhalter. Förhöjda halter av mikroplast kan därmed förväntas uppmätas under vårmånaderna vilket borde beaktas vid val av mätperiod. Till följd av solinstrålningens påverkan på mikroplasternas nedbrytning till mindre och potentiellt mer hälsoskadliga partiklar borde mätningar rimligtvis även ske under sommarmånaderna.

Eftersom lite är känt om mikroplasternas haltvariationer under ett kalenderår i Sverige rekommenderas kontinuerliga mätningar att utföras, initialt eller under flera påföljande år, för att på så sätt bygga upp ett kunskapsunderlag som kan ligga till grund för mer informerade och säkrare beslut om mätstrategier.

## 10 Mätfrekvens vid övervakning av mikroplaster

---

Inom den nationella luftövervakningen mäts partiklar i utomhusluft på timbasis med direktvisande instrument och på dygnsbasis med filtermetoder. Detta för att miljö kvalitetsnormer (MKN) och miljö kvalitetsmål för partiklar baseras på årsmedelvärde och dygnmedelvärde. I litteraturen skrivs det dock väldigt sparsamt kring mätfrekvenser vid mätning av mikroplast. Majoriteten av studierna som genomgått i denna studie, har mätning skett vid enbart ett eller några få tillfällen under kortare tidsperioder.

Eftersom mikroplast endast utgör en fraktion av partikelhalterna är det rimligt att anta att halterna av mikroplast är förhållandevis låga jämfört med de totala partikelhalterna. Indikativa<sup>4</sup> mätningar av mikroplast skulle därmed rimligtvis kunna begränsas till att endast omfatta ett antal mätveckor per år, exempelvis genom dygnsvis eller veckovis provtagning, för att uppnå tillräcklig representativitet för ett kalenderår. Denna mätmetod används redan i Sverige för andra partikelrelaterade luftföroreningar, så som tungmetaller (bly, arsenik, zink och kadmium) samt det polyaromatiska kolvätet bens(a)pyren (Naturvårdsverket, 2019).

Ur ett humanexponerings- och humantoxikologiskt perspektiv är kontinuerliga mätningar på tim- eller dygnsbasis dock av störst intresse. Detta för att inte riskera att missa tillfällen med höga halter. Om halterna mellan dessa höghaltstillfällen däremot är mycket låga kan mätning med så hög tidsupplösning som timme och dygn ifrågasättas. I synnerhet eftersom uppmätta halter riskerar att underskrida analysernas detektionsgräns om provtagen mängd är för liten, till följd av för kort exponeringstid.

För att kunna motivera hur ofta mätningar bör ske förutsätts att man förstår mikroplasternas variation över ett kalenderår. Därmed rekommenderas att dygnsvisa kontinuerliga mätningar genomförs, åtminstone initialt, vid en eller flera platser under ett helt kalenderår, för att kartlägga halterna av mikroplast, som i sin tur kan utgöra underlag för utveckling av bästa möjliga mätstrategier.

---

<sup>4</sup> Med indikativ mätning menas en mätning som kan ske på en mätplats i kortare perioder jämnt fördelat över ett kalenderår. Mätningarna kan fördelas slumpvis över dagar och veckor.

## Rekommendationer – Mätfrekvens

Kontinuerliga mätningar rekommenderas utföras initialt på dygnsbasis över ett helt kalenderår för att kartlägga haltvariationen av mikroplast. Utifrån dessa mätningar kan beslut tas om mätningar bör fortsätta ske på dygnsbasis eller kan begränsas till endast några få mätveckor om året.

Kontinuerliga mätningar kan i många fall även kompletteras med kortare, indikativa mätningar (exempelvis vecko- och månadsmätningar) på andra mätplatser, för att på ett enkelt sätt följa halterna över ett större område, vilket kan vara av intresse ur ett humanexponeringsperspektiv.

## 11 Kostnadsberäkningar

---

Nedan presenteras kostnadsberäkningar gällande tre olika exempel på metoder för att övervaka och analysera mikroplast i luft. Kostnaderna nedan omfattar både termoanalytiska metoder samt spektroskopiska metoder och har erhållits genom kontakt med diverse laboratorier. Observera att priserna som anges är uppskattningar och är därför inte exakta. Läsaren ombedes beakta detta då priserna hos olika leverantörer och laboratorier kan skilja sig samt förändras med tiden. Priserna bör ses som "från-priser".

Observera att användning av befintliga mätstationer inte skulle leda till extra arvodeskostnader som däremot upprättandet av en ny mätstation medför.

## 11.1 Termoanalytiska metoder

De termoanalytiska metoderna som kostnadsberäkningen omfattar är Pyrolys-GC/MS (Tabell 1) samt TED-GC/MS (Tabell 2).

**Tabell 1.** Kostnad för Pyrolys-GC/MS.

Utgiftsposter	Kostnad (SEK)
Analyskostnad (inkl. arbetstimmar)	5000 kr/prov
Inköpskostnad Instrument GC/MS	1 000 000 kr
Inköpskostnad Pyrolys-instrument (för Py-GC)	1 000 000 kr
Årlig kostnad för tillsyn av ny mätstation (installation, kalibrering, årlig tillsyn, utvärdering och rapportering)	160 000 kr

**Tabell 2.** Kostnad för TED-GC/MS.

Utgiftsposter	Kostnad (SEK)
Analyskostnad (inkl. arbetstimmar)	5000 kr/prov
Inköpskostnad Instrument GC/MS	1 000 000 kr
Inköpskostnad TGA (för TED)	500 000 – 750 000 kr
Årlig kostnad för tillsyn av ny mätstation (installation, kalibrering, årlig tillsyn, utvärdering och rapportering)	160 000 kr

## 11.2 Mikrospektroskopiska metoder

Kostnadsberäkningarna för de mikrospektroskopiska metoderna omfattar analys genom  $\mu$ -FTIR (Tabell 3) respektive  $\mu$ -Raman (Tabell 4). Även om  $\mu$ -FTIR inte kan analysera de mest intressanta partiklarna ur humantoxikologiskt perspektiv så redovisas kostnaderna i det fall analys av större mikroplastpartiklar skulle vara av intresse eller om  $\mu$ -FTIR skulle ses som ett lämpligt komplement till de andra metoderna. Ytterligare kostnader som kan vara nödvändiga, beroende på analysens omfattning, redovisas separat i Tabell 5).

**Tabell 3.** Kostnad för  $\mu$ -FTIR.

Utgiftsposter	Kostnad (SEK)
Analyskostnad (inkl. arbetstimmar)	5000 kr/prov
Inköpskostnad Instrument	1 500 000 kr
Årlig kostnad för tillsyn av ny mätstation (kalibrering, årlig tillsyn, utvärdering, rapportering)	160 000 kr

**Tabell 4.** Kostnad för  $\mu$ -Raman.

Utgiftsposter	Kostnad (SEK)
Analyskostnad (inkl. arbetstimmar)	20 000 kr/prov
Inköpskostnad Instrument (inkl. installation, utbildning av programvara & mjukvara)	2 500 000 kr
Årlig kostnad för tillsyn av ny mätstation (kalibrering, årlig tillsyn, utvärdering, rapportering)	160 000 kr

**Tabell 5.** Potentiella tilläggskostnader för spektroskopiska analyser.

Eventuella tilläggskostnader	Kostnad (SEK)
Array-detektor för mikrospektroskopi (för 16 gånger snabbare avläsning av provet)	300 000 kr
Kompletterande referensbibliotek för mikrospektroskopi och termoanalytiska metoder (för analys av fler plaster som inte ingår i den inkluderade mjukvaran)	10 000 - 50 000 kr/ referensbibliotek

## 12 Slutsatser och konsekvenser för befintlig luftövervakning

Sverige har i dagsläget ett stort antal mätnätverk för luftövervakning som skulle kunna användas för provtagning av mikroplast. Främst rekommenderas "Delprogrammet: Partiklar i Luft" inom Naturvårdsverkets Programområde Luft, som redan mäter partiklar, att utökas till att även omfatta analys av mikroplast på befintliga partikelfilter. Utöver det rekommenderas även regionala och kommunala tätortsmätningar av partiklar att användas för efteranalys av mikroplast. Sannolikt kan inte exakt alla olika sorters mikroplaster i ett prov analyseras. Detta begränsas av vilka referensbibliotek som används och finns tillgängliga.

Ur ett humantoxikologiskt perspektiv bör partiklar med en aerodynamisk diameter på 10  $\mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) respektive 2,5  $\mu\text{m}$  (PM<sub>2,5</sub>) mätas. Mätningarna rekommenderas ske med pumpad provtagning vid strategiskt placerade, stationära mätstationer. Utomhusmätningar är att föredra för att med största säkerhet kartlägga den allmänna befolkningens exponering för mikroplast i luft. Med det sagt är personburna mätningar och mätningar i inomhusmiljö inte att förkasta som irrelevanta ur ett humanexponeringsperspektiv.

Mätningarna rekommenderas, åtminstone initialt, att ske kontinuerligt över ett helt kalenderår, antingen på dygns- eller veckobasis. Dessa mätningar kan ske vid en eller flera mätplatser för att kartlägga mikroplasternas variation över ett år, och utgöra underlag för framtida mätstrategier. Baserat på redan insamlade



partikeldata finns det dock en föraning om att högst halter av mikroplast skulle kunna uppstå under tidig vår.

Termoanalytiska metoder så som Py-GC/MS och TED-GC/MS, rekommenderas för analys av mikroplast i luft inom den nationella luftövervakningen, då dessa analyser är förhållandevis snabba och kan analysera komplexa miljöprover, vilket kan ses som en fördel för rutinmässiga analyser. Mikrospektroskopiska metoder, så som FTIR och Raman, är begränsade av detektionsgräns respektive hur tidskrävande de är, jämfört med termoanalytiska metoder. Metoderna kan dock med fördel användas som komplement.

När provtagning och analys är genomförd rekommenderas att exponeringsberäkningarna räknas ut som mängd mikroplast (antal/massa) per kubikmeter (m<sup>3</sup>).

Samtliga metoder behöver ett referensbibliotek som krävs för att analysen ska kunna identifiera om mikroplast finns i provet. Detta innebär, trots avgränsningarna i denna rapport, att beslut måste tas kring vilka plaster som ska analyseras för att resultatet ska bli jämförbart med de faktiska mikroplasthalterna. Rimligtvis kan data om global eller europeisk plastproduktion vara till hjälp för att identifiera de plastsorter som bidrar mest till halterna i luften. När beslut om detta har tagits kan relevanta referensbibliotek köpas in för analys av dessa plastsorter.

Mätning av mikroplast enligt rekommendationerna ovan behöver nödvändigtvis inte innebära förändringar av befintlig luftövervakning. Mätmetoden med pumpad filterprovtagning som mäter på dygns- eller veckobasis i tätortsluft används redan på många platser inom befintliga mätnätverk i kommunal samverkan eller i kommunernas egen regi. Även nationella mätnätverk som "Delprogrammet: Partiklar i luft" skulle kunna användas för att mäta mikroplast.

Valet av filter bedöms utgöra den främsta faktorn som kan komma att leda till förändring av befintlig luftövervakning. Inom Urbanmätnätet används exempelvis teflonfilter som nödvändigtvis inte är det bäst lämpade filtret för provtagning av mikroplast. Glasfiberfilter anses vara ett fullgott alternativ för denna typ av provtagning med efterföljande termoanalytiska metoder. För partikelmätningarna i urban bakgrund inom "Delprogrammet: Partiklar i luft" används numera teflonfilter, men i början av mätningarna användes glasfiberfilter, vilket talar för att det är möjligt att återgå till dessa filter om provtagning av mikroplast blir aktuell.

Glasfiberfiltrens kompatibilitet med andra mätinstrument än dem inom delprogrammet bör dock ses över.

## 13 Referensförteckning

---

- Allen, S., Allen, D., Baladima, F., Phoenix, V. R., Thomas, J. L., Le Roux, G., & Sonke, J. E. (2021). Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory. *Nature communications*, 12(1), 7242.
- Arbetsmiljöverket. (2018). Hygieniska gränsvärden AFS 2018:1 - Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden.
- Andersson-Sköld, Y., Johannesson, M., Gustafsson, M., Järllskog, I., Lithner, D., Polukarova, M., & Strömvall, A. M. (2020). Mikroplast från däck-och vägslitage: en kunskapssammanställning.
- Bianco, A., Carena, L., Peitsaro, N., Sordello, F., Vione, D., & Passananti, M. (2023). Rapid detection of nanoplastics and small microplastics by Nile-Red staining and flow cytometry. *Environmental Chemistry Letters*, 21(2), 647-653.
- Cai, H., Chen, M., Chen, Q., Du, F., Liu, J., & Shi, H. (2020). Microplastic quantification affected by structure and pore size of filters. *Chemosphere*, 257, 127198.
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., & Chen, Q. (2017). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 24928-24935.
- Danielsson, H., Pihl Karlsson, G., & Söderlund, K. (2021) Försurande och övergödande ämnen i luft och nederbörd.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin*, 104(1-2), 290-293.
- 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. *Environmental pollution*, 221, 453-458.
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C. G., Barthel, A. K., Senz, R., & Braun, U. (2017). Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. *Chemosphere*, 174, 572-584.

Dümichen, E., Eisentraut, P., Celina, M., & Braun, U. (2019). Automated thermal extraction-desorption gas chromatography mass spectrometry: A multifunctional tool for comprehensive characterization of polymers and their degradation products. *Journal of Chromatography A*, 1592, 133-142.

Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., & Christie-Oleza, J. A. (2017). Lost, but found with Nile red: a novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 µm) in environmental samples. *Environmental science & technology*, 51(23), 13641-13648.

Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S. & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>.

Fischer, M., & Scholz-Böttcher, B. M. (2017). Simultaneous trace identification and quantification of common types of microplastics in environmental samples by pyrolysis-gas chromatography–mass spectrometry. *Environmental science & technology*, 51(9), 5052-5060.

Gasperi, J., Dris, R., Mirande-Bret, C., Mandin, C., Langlois, V., & Tassin, B. (2015, September). First overview of microplastics in indoor and outdoor air. In *15th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment*.

Gaston, E., Woo, M., Steele, C., Sukumaran, S., & Anderson, S. (2020). Microplastics differ between indoor and outdoor air masses: insights from multiple microscopy methodologies. *Applied spectroscopy*, 74(9), 1079-1098.

Gdara, I., Lawler, J., Staines, A., & O'Neill, S. (2020). The State of the Art on the Potential Human Health Impacts of Microplastics and Nanoplastics.

GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.

Goßmann, I., Herzke, D., Held, A., Schulz, J., Nikiforov, V., Georgi, C., Evangelidou, N., Eckhardt, S., Gerdt, G., Wurl, O. & Scholz-Böttcher, B. M. (2023). Occurrence and backtracking of microplastic mass loads including tire wear particles in northern Atlantic air. *Nature Communications*, 14(1), 3707.

Gustafsson, G., Lindén, J., Forsberg, B., Åström, S., Johansson, E. (2022). Quantification of population exposure to NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, and estimated health impacts 2019. IVL Rapport B2446.

Huang, Z., Hu, B., & Wang, H. (2023). Analytical methods for microplastics in the environment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 383-401.

Huppertsberg, S., & Knepper, T. P. (2018). Instrumental analysis of microplastics - benefits and challenges. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 410, 6343-6352.

Järleskog, I., Jaramillo-Vogel, D., Rausch, J., Gustafsson, M., Strömvall, A. M., & Andersson-Sköld, Y. (2022). Concentrations of tire wear microplastics and other traffic-derived non-exhaust particles in the road environment. *Environment International*, 170, 107618.

Karolinska Institutet. (2023). HÄMI: Luftföroreningar – exponeringsstudier. <https://ki.se/imm/hami-luftfororeningar-exponeringsstudier#heading-4> [2023-07-19].

Klemetz, V., Danielsson, H., Hansson, K., Nerentorp, M., Pihl Karlsson, G., Potter, A., Segura Roux, M., Söderlund, K., Areskou, H., Hamzavi, Z., Hansson, H-C., Krejci, R., Mellqvist, J., Lindström, B., Nanos, T., Alpfjord Wylde, H., Andersson, A., Andersson, S., Carlund, T., Leung, W. (2023). Nationell luftövervakning. Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. 2021. IVL Rapport C756.

Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K. J., & Voit, B. (2016). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 408, 8377-8391.

Magnusson, K., Winberg von Friesen, L., Karlsson, P. E., & Pihl Karlsson, G. (2020). Atmosfäriskt nedfall av mikroskräp.

Naturvårdsverket (2019). Luftguiden - Handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft.

Naturvårdsverket (2023a). *Mikroplast*.

<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/plast/om-plast/mikroplast> [2023-06-20]

Naturvårdsverket (2023b). Luft & miljö: Om luftmiljö och svensk luftövervakning 2023 - Tema: Partiklar. Stockholm. 101 p.

NFS 2019:9. Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet.

Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental pollution*, 184, 161-169.

Oßmann, B. E., Sarau, G., Schmitt, S. W., Holtmannspötter, H., Christiansen, S. H., & Dicke, W. (2017). Development of an optimal filter substrate for the identification of small microplastic particles in food by micro-Raman spectroscopy. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 409, 4099-4109.

PlasticsEurope. (2022). *Plastics – The Facts 2022*.

Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: consequences to human health?. *Environmental pollution*, 234, 115-126.

Rausch, Juanita, David Jaramillo-Vogel, Sébastien Perseguers, Nicolas Schnidrig, Bernard Grobéty, and Phattadon Yajan. (2022). "Automated identification and quantification of tire wear particles (TWP) in airborne dust: SEM/EDX single particle analysis coupled to a machine learning classifier." *Science of The Total Environment* 803: 149832.

Renner, G., Schmidt, T. C., & Schram, J. (2018). Analytical methodologies for monitoring micro (nano) plastics: which are fit for purpose?. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 55-61.

Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in analytical chemistry*, 65, 47-53.

SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies. (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin: SAPEA.  
<https://doi.org/10.26356/microplastics>.

SFS 2010:477. Luftkvalitetsförordningen. Stockholm: Miljödepartementet.

Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., & Gieré, R. (2018). Tire abrasion as a major source of microplastics in the environment. *Aerosol and air quality research*, 18(8), 2014-2028.

Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Rani, M., Lee, J., & Shim, W. J. (2015). A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine pollution bulletin*, 93(1-2), 202-209.

United States. Environmental Protection Agency. Office of Health, & Environmental Assessment. Exposure Assessment Group. (1989). *Exposure factors handbook* (Vol. 90, No. 106774). Office of Health and Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency.

van Bavel, B. V., Lusher, A. L., Consolaro, C., Hjelset, S., Singdahl-Larsen, C., Buenaventura, N., Röhler, L., Pakhomova, S., Lund, E., Eidsvoll, D., Herzke, D & Nerland Bråte, I-L. (2022). Microplastics in Norwegian coastal areas, rivers, lakes and air (MIKRONOR1). *NIVA-rapport 7811-2023*.

Wagner, J., Wang, Z. M., Ghosal, S., Rochman, C., Gassel, M., & Wall, S. (2017). Novel method for the extraction and identification of microplastics in ocean trawl and fish gut matrices. *Analytical Methods*, 9(9), 1479-1490.

Wang, L., Zhang, J., Hou, S., & Sun, H. (2017). A simple method for quantifying polycarbonate and polyethylene terephthalate microplastics in environmental samples by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(12), 530-534.

World Health Organization (WHO) (2022). Dietary and inhalation exposure to nano-and microplastic particles and potential implications for human health.

Wright, S. L., Gouin, T., Koelmans, A. A., & Scheuermann, L. (2021). Development of screening criteria for microplastic particles in air and atmospheric deposition: critical review and applicability towards assessing human exposure. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 1-18.

Zhu, C., Kanaya, Y., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Nomaki, H., Kitahashi, T., & Fujikura, K. (2020). Characterization of microplastics on filter substrates based on hyperspectral imaging: Laboratory assessments. *Environmental Pollution*, 263, 114296.

Öborn, L., Österlund, H., Svedin, J., Nordqvist, K., & Viklander, M. (2022). Litter in urban areas may contribute to microplastics pollution: laboratory study of the photodegradation of four commonly discarded plastics. *Journal of Environmental Engineering*, 148(11), 06022004.





**STOCKHOLM**

Box 21060, 100 31 Stockholm

**GÖTEBORG**

Box 53021, 400 14 Göteborg

**MALMÖ**

Nordenskiöldsgatan 24  
211 19 Malmö

**KRISTINEBERG**

**(Center för marin forskning  
och innovation)**

Kristineberg 566  
451 78 Fiskebäckskil

**SKELLEFTEÅ**

Kanalgatan 59  
931 32 Skellefteå

**BEIJING, CHINA**

Room 612A  
InterChina Commercial Building No.33  
Dengshikou Dajie  
Dongcheng District  
Beijing 100006  
China

© IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET AB | Tel: 010-788 65 00 | [www.ivl.se](http://www.ivl.se)