



Hälsoeffekter av luftföroreningar i stationsmiljöer till järnvägstunnlar

*Bengt Järvholm
Karl Forsell
Mats Lejerbäck
Ingrid Liljelind*

2013

Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin

Innehållsförteckning

Förord	3
Uppdrag	4
Material och metoder	5
Exponering	5
Halter och storleksfördelning	6
Partiklarnas sammansättning	8
Hälsoeffekter	10
Studier av människor	10
Djurförsök.....	12
Övriga experimentella studier	13
Rikt-/Gränsvärden i järnvägstunnelar	14
Vad bör ett rikt-/gränsvärde baseras på?	14
Vilken nivå bör ett rikt-/gränsvärde ha?.....	15
Jämförelse av riktvärde för väg- respektive järnvägstunnelar	18
Åtgärder för kontroll av luftföroreningar i järnvägstunnelar.....	19
Kunskapsluckor.....	20
Sammanfattning.....	21
Referenser.....	23
Bilaga 1 Hälsorisker av partiklar i järnvägstunnelar baserat på enskilda grundämnen	28
Upptag via partiklar	30
Bilaga 2 Beräkning av exponeringstid i järnvägstunnelar	34
Bilaga 3 Skillnader och likheter i hälsoeffekter på grund av föroreningar i järnvägstunnelar respektive vägtunnelar	37

Förord

Denna rapport har beställts av Trafikverket. Arbetet har bedrivits vid Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, enheten för yrkes- och miljömedicin samt vid AB-centrum vid Norrlands universitetssjukhus, Umeå. Bengt Järholm är professor och överläkare i yrkes- och miljömedicin, Karl Forsell är överläkare i miljömedicin, Mats Lejerbäck är företagsläkare och ST-läkare, Ingrid Liljelind är docent och forskare. Vi vill tacka alla kollegor för värdefulla synpunkter och diskussioner och då särskilt professorerna Lars Barregård, Bertil Forsberg, Magnus Svartengren och Gerd Sällsten.

Umeå oktober 2013

Bengt Järholm Karl Forsell Mats Lejerbäck Ingrid Liljelind

Uppdrag

I slutna utrymmen där det bildas damm blir vanligen halterna av luftföroreningar betydligt högre än om motsvarande aktivitet förekommer utomhus. I samband med att järnvägsstationer förläggs under jord har det uppkommit behov av att analysera vilka halter av luftföroreningar som kan vara acceptabla ur hälsosynpunkt. Mätningar har visat att halterna på järnvägsstationer under jord är väsentligt högre än på stationer ovan jord [Gustafsson et.al. 2006]. Inför en diskussion om rikt-/gränsvärden har Trafikverket identifierat följande behov:

- kunskapssammanställning av ur ett hälsoperspektiv betydelsefulla luftföroreningar i järnvägstunnlar
- analys av befintlig relevant kunskap om hälsoeffekter av järnvägspartiklar i tunnelmiljöer samt hälsoeffekter generellt av metallhaltig partikelexponering
- kunskapsluckor samt förslag till fortsatta studier som behövs för att ytterligare utveckla och förbättra underlaget till rikt-/gränsvärden
- genomgång av åtgärder för kontroll av dessa luftföroreningar

En separat analys önskas över

- skillnader och likheter mellan hälsoeffekter i väg- och järnvägstunnelmiljöer avseende exponering för metallhaltiga partiklar i järnvägstunnlar respektive mer kolhaltiga partiklar i vägtunnelmiljöer
- hur dessa skillnader/liheter kan påverka nivåer för rikt-/gränsvärden
- slutsatser om Trafikverket bör föreslå rikt-/gränsvärden baserade på andra faktorer än PM10, PM2,5 och NOx, exempelvis partiklars sammansättning, storlek och form, trots att det ännu inte finns tillräcklig kunskap för att föreslå specifika riktvärden för olika partikeltyper med skilda ursprung och innehåll.

Föreliggande rapport belyser dessa frågeställningar utifrån en litteraturgenomgång.

Material och metoder

Litteraturen kring hälsoeffekter av exponering i järnvägstunnlar är förhållandevis begränsad. Vi har bedömt att studier av hälsoeffekter och exponering i tunnelbanor innebär en likartad miljö och sådana studier har inkluderats i våra bedömningar. Litteratursökningen har skett i olika databaser (Web of Science, MedLine, PubMed) och ytterligare referenser och rapporter har inhämtats ur referenslistor från den funna litteraturen. För att bedöma risken med olika ämnen ingående i partiklarna har vi företrädesvis använt oss av referensverk liksom av de litteratursammanställningar som finns till grund för utarbetande av gränsvärden i arbetsmiljön.

Mätningar av föroreningshalter i järnvägstunnlar har förekommit på många ställen i världen (bl a Stockholm, Barcelona, Seoul och London). I både Seoul och Barcelona har man gjort mätningar i samband med olika åtgärder för att minska luftföroreningshalterna.

Exponering

I litteraturen finns redovisat mätningar av partiklar i järnvägsmiljöer under jord. De beskrivs i litteraturen som "underground railway station", men skillnaden mot tunnelbanemiljöer är inte alltid så lätt att utläsa. En skillnad mellan dessa miljöer är på vilket sätt ström tillförs tågen, via rälsen (tunnelbana) eller via strömavtagare ovanpå tåget (järnväg). Grupperingen har skett med hjälp av beskrivningen i publikationerna och via bilder på internet från de olika miljöerna. Trots detta finns ibland en viss osäkerhet och det kan finnas miljöer där båda tågtyperna blandas.

I mätningar från järnvägstunnlar förekommer också andra föroreningar är partiklar. I vissa studier har uppmätts gaser (t ex kvävedioxid NO_2). Dessa kan härröra från diesellok eller komma från ventilationsluften som i vissa fall hämtas från gatumiljö. Vår genomgång fokuserar på de partikulära föroreningarna av skäl som framgår på sid 14.

En svensk rapport anger tre huvudsakliga källor till partiklar i en järnvägstunnel: hjulen (70 %), bromsblocken (26 %) samt rälsen (1,6 %). Spårbädden angavs bidra till <0,1 % av partikelhalten [Johansson 2005]. Sitzmann et. al. anger att 67-75 % av partiklarna härrör från interaktionen mellan bromsar, hjul och räls [Sitzmann, et al. 1999]. Detta återspeglas i partiklarnas sammansättning, vilket redovisas nedan, Tabell 2.

Halten av partiklar har uppmätts på olika sätt. Olika begrepp används för att definiera vilken partikelfraktion som avses. Inom arbetsmedicinen används inhalerbar och respirabel fraktion men även torakal fraktion kan förekomma. Torakal fraktion är ungefär detsamma som PM_{10} [Ripanucci, et al. 2006].

Inom miljömedicinen används ofta PM_{10} , ibland separerat i $\text{PM}_{2,5}$ (finfraktionen) och $\text{PM}_{2,5-10}$ (grovfraktionen). Mindre ofta redovisas ännu finare fraktioner än $\text{PM}_{2,5}$ men då oftast ej mätt som massa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) utan som antalskoncentration (antal/ m^3). TSP (Total Suspended Particulates) motsvaras av partiklar i storlek <100 μm , vilket också motsvarar inhalerbar fraktion. Mätstrategin varierar mellan olika studier. Mätningarna kan vara personburna eller stationära och genomföras

under någon timme upp till flera dygn. Detta behöver man ta hänsyn till när man jämför partikelhalter mellan olika studier.

Halter och storleksfördelning

I **järnvägstunnlar** har halter av partiklar i storleksordningen 70-400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uppmätts för PM10 och 50-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM2,5, tabell 1a. Det är marginellt lägre än halterna i tunnelbanestationer, tabell 1b. Det finns dock betydligt färre mätningar i järnvägstunnlar än i tunnelbanor.

I **tunnelbanestationer** varierar de uppmätta halterna av PM10 vanligen mellan 100-400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ men det finns både lägre och högre uppmätta nivåer (30-1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Halten PM2,5 varierar mellan 20-500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medelvärden), dvs något lägre än PM10. De redovisade halterna i tabell 1b är främst uppmätta dagtid eller som dygnsmedelvärden. Lägre nivåer uppmäts på helger eller nattetid då tågtrafiken är reducerad. Det finns ett starkt samband med antalet tågrörelser, d.v.s. fler tågrörelser medför ökade partikelhalter [Johansson and Johansson 2003].

Storleken på partiklar som bildas vid nötning och slipning av metall är vanligen $>1\mu\text{m}$ och med en kantig struktur [Johansson and Johansson 2003]. Dessa grövre partiklar beskrivs som "flake like". Vissa studier har funnit fiberliknande partiklar av okänt ursprung [Aarnio et al. 2005, Rippanuci et al. 2006], medan andra studier inte kunnat bekräfta detta [Loxham et al 2013]. Mindre partiklar kan eventuellt bildas av kondenserat järn som förgasats vid gnistbildning. Partiklar från motoravgaser är vanligen $<0,2\mu\text{m}$ och består av kolkedjor som agglomererat till partikelkomplex.

I tunnelbanor har man också mätt **antalet partiklar** för olika storleksfraktioner. För partiklar $<1\mu\text{m}$ uppmättes antalet till 10^4 - 10^5 , för 1-5 μm till 10^3 samt för $>5\mu\text{m}$ till 1-100 partiklar per cm^3 [Aarnio, et al. 2005, Furuya, et al. 2001, Seaton, et al. 2005, Colombi et al. 2013]. En närmare analys av de ultrafina partiklarna visade att de flesta var i storleken 10-120 nm [Midander, et al. 2012, Norman and Johansson 2005]. Trafik med dieseltåg i en studie från Stockholms tunnelbana (Mariatorget) orsakade nattetid 10 gånger högre antal partiklar med ett storleksmaximum på 60-80 nm [Norman and Johansson 2005]. Generellt fanns ett mönster med fler större partiklar dagtid och fler mindre och ultrafina partiklar under natten, vilket tolkades bero på deras olika källor.

Antalet ultrafina partiklar ($<0,1\mu\text{m}$) hade ett maximum på 20-50 nm (Arlanda C) respektive 10-20 nm (Arlanda S) i två svenska järnvägsstationer under jord. Variationen var dock stor och varierade med typen av tåg [Gustafsson et.al. 2006].

En studie från tunnelbanor (Stockholm Mariatorget) fann att storleksfördelningen baserat på *massan* av PM10 bestod till 50-60 % av partiklar i storleken 1-2,5 μm , 15% av finare och 25-35% av grövre partiklar [Norman and Johansson 2005]. Liknande analys av massan fann ett maximum vid 2-3 μm respektive 5-7 μm i partiklar från Arlanda S och Arlanda C [Gustafsson et.al. 2006].

Tabell 1a Uppmätta halter av partiklar i järnvägstunnlar*.

Antal mätningar	Halt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Plats	Referens
	PM2,5	PM10		
196	88 \pm 39 – 129 \pm 67 ^a (passagerar-area) 57 \pm 45 – 127 \pm 52 ^a (arbetstagar-area)	182 \pm 97 – 359 \pm 171 ^a (passagerar-area) 75 \pm 33 – 271 \pm 106 ^a (arbetstagar-area)	Seoul	Kim, et al. 2008
12		152 -270 ^b	Buenos Aires	Murruni, et al. 2009
3		287 \pm 8	Mainline	Loxham, et al. 2013
4	61 \pm 26	200 \pm 96	Paris	Raut, et al. 2009
Dagligen 1 månad		88 \pm 22 – 247 \pm 72	Stockholm	Gustafsson, et al. 2012

Tabell 1b Uppmätta halter av partiklar i tunnelbanor*.

Antal mätningar	Halt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Plats	Referens
	PM2,5	PM10		
44 sommar 12 vinter	247 (105-371) 157 (12-264)		London	Adams, et al. 2001
9	130 \pm 12 – 480 \pm 26	1000 \pm 160 – 1500 \pm 120	London	Seaton, et al. 2005
2	62 (NA)		New York City	Chillrud, et al. 2004
14	260 (105-388)	470 (212-722)	Stockholm	Johansson and Johansson 2003
4		30-120 (NA)	Tokyo	Furuya, et al. 2001
18	61 (31-96)		Mexico City	Gomez-Perales, et al. 2004
88	19 \pm 3 – 79 \pm 17	33 \pm 12 – 256 \pm 97	Stockholm	Bigert, et al. 2008
?	51-65 (NA)	25-40 (NA)	Taipei	Cheng and Yan 2011
108		105 \pm 31 – 283 \pm 22	Milano	Colombi, et al. 2013
6	256 (186-33)	367 (160-498)		Norman and Johansson 2005
60		708 \pm 55 – 893 \pm 43 ^c	London	Sitzmann, et al. 1999
Dagligen 3 månader	60 (NA)	160 (NA)	Stockholm	Midander, et al. 2012
108		125 (station) 134 (i tågagn)	Prag	Branis 2006
6	50 (37-64) (station) 21 (17-26) (i tågagn)		Helsingfors	Aarnio, et al. 2005
?	193-402 (NA) ^e	330 (NA)	Rom	Ripanicci, et al. 2006
4	51 ^d	155 \pm 55 (dagtid) 130 (24-h-värde)	Budapest	Salma, et al. 2007
10	77 \pm 10	242 \pm 40		Klepczyńska Nyström, et al. 2010

*medelvärde \pm sd/min-max där ej annat anges

a/geometriskt medelvärde \pm sd b/Total Suspended Particulate, 25 och 75-percentiler, c/Avser PM5, d/Avser PM2, e/Respirabel fraktion, f/Median (range), g/ Oklart om PM10 avses, h/Summerat redovisade delfraktioner, i/Redovisas som koncentrationsintervall,j/Generellt uppmätt värde (min-max)

Halten i en italiensk underjordisk tågstation varierade mellan 182-777 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medelvärde 354 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) under en mätperiod på 5 timmar [Ripanuucci et al, 2006]. I en ungersk studie fann man också kraftiga variationer och det fanns ett tydligt samband med antalet tågrörelser [Salma et. al 2007]. På Arlanda C varierade 2-timmars medelvärdet tydligt med antalet tågrörelser och variationen var hög (20-400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [Gustafsson et.al. 2012].

Utifrån de mätningar som gjorts förefaller således både halten av partiklar och deras storleksfördelning vara likartad i järnvägstunnlar och tunnelbanor. Halten av partiklar kan förväntas variera kraftigt över tid, bl a beroende på tågrörelser och var man mäter.

Partiklarnas sammansättning

Olika metoder har använts vid analys av metallinnehållet i partiklarna. Röntgen och spektroskopiska metoder ger information om metallinnehåll och i vilken form metallen (oxiderad, eller inte) befinner sig. Metallerna har vid analys visat sig kunna vara i såväl metallisk som oxiderad form. Rena metalljoner förekom bara i 1-2 % [Johansson 2005]. De flesta artiklarna redovisar metallinnehållet endast som uppräknig av metaller och inte om det är i oxiderad form eller inte.

Metallinnehållet i partiklarna från **tunnelbanor** har undersökts både i PM10 och PM2,5. Det domineras av järn (Fe), men järnförekomsten varierar kraftigt i de olika studierna, från några $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till närmare hundra $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tabell 2. Variationen kan bero på mätstrategi, mätmetod etc. Järn utgjorde ca 70% av partikelmassan, följt av mangan (Mn), krom (Cr) och koppar (Cu) [Chillrud, et al. 2004, Seaton, et al. 2005]. Ett gemensamt mönster för Mn och Cu var att dessa i genomsnitt fanns i halter som var 2 % av halten Fe medan halten Cr var 1 % av halten Fe. Andra metaller som återfanns i samma storleksordning som Mn och Cu var barium (Ba) medan halten av aluminium (Al), zink (Zn), antimon (Sb), bly (Pb), magnesium (Mg), selen (Se), titan (Ti), vanadin (V) var i samma storleksordning som Cr. Svavel (S), klor (Cl) och brom (Br) har uppmätts i halter kring 10-talet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Det finns få studier av partiklars sammansättning i järnvägstunnlar. Andelen järn var i samma storleksordning eller till och med högre än för tunnelbanor, tabell 2. Analys av sedimenterat damm i järnvägstunnlar visade högst halt av Fe, Cu och Zn (Ripanuucci 2006). Metallerna Al, Sb, Pb, Fe, Cu, Cr, Mn, Ti, Zn fanns i högre (minst fördubblad) halt i järnvägstunnlar än i tunnelbanor, Tabell 2.

Kisel (Si) har uppmätts i varierande halter i både järnvägstunnlar och tunnelbanor och har sitt ursprung från sand och grus. Fe, Ba, Mn och Sb är metaller som används i tillverkningen av räls, hjul och bromsar. Cu och Zn har sitt ursprung från förslitning av elektriska kablar och utgör 1-4 % av partikelmassan [Colombi, et al. 2013].

Tabell 2 Sammanställning av medelhalter av metaller i partiklar rapporterade från olika miljöer.

Ämne	Tunnelbana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Järnvägstunnel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Vägtunnel ^a ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Referenser
Aluminium (Al)	0,27 - 0,99 ^a 16 ^b	0,57-2,8 ^a	0,63-12	Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Salma, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Antimon (Sb)	<0,10-0,18 ^a 0,34 ^b	0,61-3,0 ^a	0,028-0,11	Colombi, et al. 2013, Ripanucci, et al. 2006, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Barium (Ba)	0.15-3,1 ^a	0,52-2,4 ^a	0,1-0,6	Salma, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Bly (Pb)	0,01- 0,16 ^a 0,04- 0,3 ^b	0,06-0,3 ^a		Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Ripanucci, et al. 2006, Salma, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012
Brom (Br)	<0,1-12 ^a 0,04 -0,10 ^b			Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Salma, et al. 2007
Järn (Fe)	24-94 ^a 4,2-87 ^b	3-287 ^a	4,0-21	Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Chillrud, et al. 2004, Ripanucci, et al. 2006, Salma, et al. 2007, Murruni, et al. 2009, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Kalcium (Ca)	0,24-5,2 ^a 0,76-16 ^b	0,076-0,95 ^a	0,5-8,7	Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Kalium (K)	0,19-0,70 ^a 0,43- 1,6 ^b	0,14-1,3 ^a		Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Salma, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012
Kisel (Si)	0,45-4,9 ^a 2,4-63 ^b	0,89-4,8 ^a		Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Salma, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012
Klor (Cl)	0,10-2,3 ^a 1,3 ^b	0,2-0,4 ^a		Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012
Kobolt (Co)		0,1-0,9 ^a		Gustafsson, et al. 2012
Koppar(Cu)	0, 15-2,0 ^a 0,52-1,6 ^b	0,02-9,7 ^a	0,15-0,42	Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Ripanucci, et al. 2006, Salma, et al. 2007, Murruni, et al. 2009, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Krom (Cr)	0,05-0,6 ^a 0,03-0.10 ^b	0,08-1,2 ^a		Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Ripanucci, et al. 2006, Chillrud, et al. 2004, Salma, et al. 2007 , Gustafsson, et al. 2012
Mangan (Mn)	0,27-0,54 ^a 0,07-1,7 ^b	0,29-2,2 ^a	0,055-0,26	Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Chillrud 2004, Chillrud, et al. 2004, Ripanucci, et al. 2006, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Salma, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002

Magnesium (Mg)	0,43 ^a		0,21-3,7	Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Salma, et al. 2007, Sternbeck, et al. 2002
Molybden (Mo)		0,1-0,01 ^a		Gustafsson, et al. 2012
Ämne	Tunnelbana (µg/m³)	Järnvägstunnel (µg/m³)	Vägtunnel^a (µg/m³)	Referenser
Nickel (Ni)	0,03-0,7 ^a 0,03-0,07 ^b			Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Ripanucci, et al. 2006, Salma, et al. 2007
Selen (Se)	0,05-0,17 ^b			Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Adams, et al. 2001
Svavel (S)	0,7-3,7 ^a 5,9-8,0 ^b	1,3-6,6 ^a		Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012
Titan (Ti)	0,03-0,26 ^a 0,19-0,23 ^b	0,1-0,5 ^a	0,043-0,59	Aarnio, et al. 2005, Colombi, et al. 2013, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Salma 2007, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Vanadin (V)	0,01 ^a 0,03-0,16 ^b	0,02-0,06 ^a	0,015-0,060	Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002
Zink (Zn)	0,08-0,84 ^a 0,28 ^b	0,04-10 ^a	0,19-0,76	Aarnio, et al. 2005, Nieuwenhuijsen, et al. 2007, Colombi, et al. 2013, Ripanucci, et al. 2006, Salma, et al. 2007, Murrini, et al. 2009, Gustafsson, et al. 2012, Sternbeck, et al. 2002

a) stationärt

b) personburet

Hälsoeffekter

Studier av människor

Vi har inte återfunnit några studier av hälsoeffekter på människa avseende exponering i järnvägstunnlar. Däremot finns några sådana studier från tunnelbanemiljöer.

Tjugo friska personer (18-46 år) utsattes för miljön i en tunnelbana i Stockholm under 2 timmar [Klepczyńska Nyström, et al. 2010]. Genomsnittliga halten för partiklar var för PM10 242 µg/m³, PM2,5 77 µg/m³, kvävedioxid 24 µg/m³ samt kväveoxid 58 µg/m³. Huvuddelen av partiklarna bestod av järn (59 %, barium 1%, koppar 0,8 %, mangan 0,5 %). Varje individ jämfördes med resultaten då samma individ vistades i en kontorsmiljö (randomized cross-over design). Under försöken så vilade eller cyklade personerna på en testcykel. Vistelse i tunnelbanemiljön medförde att deltagarna rapporterade en störande lukt. Det fanns en tendens till att irriterande besvär från näsan ökade. Däremot fann man inga ökade irriterande besvär från ögonen. Flertalet av de olika parametrar som studerades påverkades inte av att personen vistades i tunnelbanemiljön (lungfunktion, markörer för inflammation i lungsköljvätska (BAL), förekomst av olika blodceller i perifert blod, PAI-1). Man fann dock att en markör för inflammation/koagulation i perifert blod ökade (fibrinogen) och en ökning av vissa immunologiskt aktiva celler i perifert blod (T-cells lymfocyter uttryckande CD4/CD25 och FOXP3). Forskarna tolkar själva sina resultat som att de visar att den aktuella exponeringen orsakar

en biologisk reaktion men att den är av ringa grad ("the findings indicate a minor biological response due to the subway environment").

Samma forskargrupp har i ett liknande försök utsatt personer med lindrig astma för tunnelbanemiljö i Stockholm under två timmar. Studiedesignen var i övrigt densamma [Klepczyńska-Nyström, et al. 2012]. Luftföroreningshalten var likartad (PM10: 232 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM2,5: 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, NO: 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, NO₂: 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, järnhalt partiklar 49 %). Tunnelbanemiljön orsakade signifikant mer symptom i form av irritation i ögon och näsa och en störande lukt. Liksom i undersökningen ovan var flertalet undersökta parametrar opåverkade (lungfunktion, markörer i perifert blod, flertalet markörer i lungsköljvätska). Till skillnad från försöket ovan så fann man inga förändringar av fibrinogen i perifert blod eller fördelningen av T-cells lymfocyter. Däremot fanns i lungsköljvätska en ökning av en typ av inflammatoriska celler (CD25).

I en uppföljande analys har förekomsten av en grupp inflammationsmarkörer i lungsköljvätska (oxylipiner) studerats från ovanstående två försök [Lundström, et al. 2011]. Man fann att halten för 9 av 64 studerade markörer förändrades hos de friska försökspersonerna i samband med exponeringen för tunnelbanemiljön. Någon motsvarande förändring sågs inte bland astmatikerna. Varför astmatiker och "friska" får olika reaktioner är inte känt.

Experimentella studier liknande dem som gjorts i tunnelbana och som beskrivits ovan har också gjorts i vägtunnlar i Stockholm [Bigert, et al. 2008, Klepczyńska Nyström, et al. 2010, Klepczyńska-Nyström, et al. 2012]. Friska personer som under 2 timmar vistades i vägtunnel (PM10 176 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM2,5 64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kväveoxid 874 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kvävedioxid 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medianvärden)) uppvisade tydliga tecken på inflammatoriska förändringar i lungsköljvätska och ökade symptom från ögon och övre och nedre luftvägarna [Larsson, et al. 2007]. Däremot påverkades inte lungfunktionen mätt med spirometri. Personer med lindrig astma som utsattes på liknande sätt (PM10 183 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM2,5 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kväveoxid 711 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kvävedioxid 265 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medianvärden)) hade ökade symptom från luftvägar och ögon och en sänkt lungfunktion (PEF) [Larsson, et al. 2010]. Tjugo personer med lindrig allergisk astma som under 30 minuter utsattes för luftföroreningar i en vägtunnel (PM10 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM2,5 95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kvävedioxid 313 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medianvärden)) hade en förstärkt reaktion vid efterföljande provokation med allergen, dvs de fick en ökad känslighet i luftvägarna [Svartengren, et al. 2000].

Markörer i blod för inflammation respektive koagulation mättes vid två tillfällen hos tunnelbanepersonal i Stockholm utsatta för hög, måttlig eller låg partikelnivå (PM2,5: städare 79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, biljettkontrollörer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tågförare 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, biljettförsäljare 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [Bigert, et al. 2008]. Alla var icke-rökare. Vid första tillfället hade personerna varit lediga minst två dagar och vid det andra provtagningstillfället hade de arbetat under två dagar. När man jämförde förändringen mellan före respektive efter arbete kunde man inte finna någon skillnad som kunde hänföras till exponeringen. Däremot hade de högexponerade vid första provtillfället högre värden för en markör för inflammation (högupplösande CRP) och en markör för blodkoagulation (PAI-1). Samma grupp av personer studerades också avseende lungfunktion och inflammation i luftvägarna (spirometri och FENO) utan att några hälsoeffekter av exponeringen kunde påvisas [Bigert, et al. 2011].

En studie av lungcancer bland tunnelbaneförare i Stockholm kunde inte finna någon ökad risk för lungcancer (SMR= 0.82, 95% KI 0,4-1,6) [Gustavsson, et al. 2008].

En fall- kontrollstudie av personer som drabbats av hjärtinfarkt i Stockholm fann ingen förhöjd risk bland tunnelbaneförare (RR=1,06; 95 % KI 0,78–1,43 jämfört med andra yrkesaktiva personer) [Bigert, et al. 2007].

Halten av biomarkörer hos 39 personer som var anställda i New Yorks tunnelbana (PM_{2,5}: 52 µg/m³) jämfördes med halten hos bussförare och kontorsarbetare. Författarnas slutsats var att det inte fanns någon skillnad mellan de som arbetade i tunnelbanan och bussförare eller kontorsarbetare. Studien är liten och ganska svårtolkad; författarna påpekar att det är en pilotstudie [Grass, et al. 2010].

Sammantaget kan vi konstatera att försök där människor utsatts för partiklar i tunnelbanor under 2 timmar visar tecken på en möjlig påverkan på markörer på inflammation. Denna påverkan synes vara mindre än de effekter man observerar vid motsvarande nivåer av partiklar i vägtunnlar. Studier på personer med lindrig astma indikerar vissa irriterande besvär vid vistelse i tunnelbana vid dessa nivåer. Det finns få studier av yrkesgrupper som arbetar i tunnelbanor och dessa har inte kunnat påvisa några långtidseffekter. Underlaget från studier av människor är litet och tillåter inga helt säkra slutsatser.

Djurförsök

Vi har bara hittat en studie där effekter av partiklar (eller andra luftföroreningar) från järnvägstunnlar har undersökts i djurförsök. En stor del av partiklarna består av järn och därför beskrivs här också studier där försöksdjur utsatts för partiklar där järn utgör en betydande del av massan.

I en djurstudie fick möss en hög dos partiklar från en tunnelbanestation i Paris (partiklar i koksaltlösning) nersprutade i luftstrupen, vilket orsakade övergående inflammatoriska förändringar i luftvägarna [Bachoual, et al. 2007]. Effekterna var kraftigare än för partiklar från dieselavgaser vid samma dos.

Råttor som utsattes för höga halter av järnoxid (Fe₃O₄) eller siderit (FeCO₃) (30 000 alt 100 000 µg/m³, 6 h/dag, 5 d/w) under 4 veckor uppvisade inflammatoriska förändringar i lungorna [Pauluhn and Wiemann 2011]. Författarna fann att förändringarna snarare berodde på massan av partiklar än på deras innehåll av järn. I ett uppföljande försök där djuren utsattes för järnoxid (Fe₃O₄) i totalt 13 veckor bedömdes att NOAEL (no observed adverse effect level) var omkring 4000 µg/m³ [Pauluhn 2012].

Höga engångsdoser (640 mg/m³ under 4 timmar respektive instillation av 1-5 mg/kg kroppsvikt) av nanopartiklar av järnoxid (Fe₃O₄) har visats orsaka inflammatoriska förändringar i lunga på råttor [Srinivas, et al. 2012, Szalay, et al. 2012].

Svetsrök innehåller en hög andel järn och det finns ganska många studier av djur som utsatts för svetsrök. Här redovisas endast några enskilda. Råttor som utsattes för svetsrökspartiklar (81 % järn) under 3-10 dagar (40 000 µg/m³, 3 h/dag) uppvisade inga tecken på inflammation 1-11 dagar efter försöket. Däremot fanns en ökad förekomst av bakterier i lungan och författarna diskuterar möjligheten att exponeringen kan medföra en ökad infektionskänslighet. Däremot såg man en viss inlagring av mangan i hjärnan. Partiklarna innehöll ca 15 % mangan [Antonini, et al. 2009]. Fynd som tyder på en ökad infektionskänslighet har påvisats i andra djurförsök och det finns också en del studier på människa som tyder på att svetsrök/metallrök ökar infektionskänsligheten [Zeidler-Erdely, et al. 2012].

Övriga experimentella studier

Det finns några studier där partiklar från järnvägstunnlar eller tunnelbanor undersökts i olika cellulära testsystem. I några fall har man också jämfört effekten mellan olika typer av partiklar.

Partiklar från Stockholms tunnelbana jämfördes med partiklar från vedeldning, gatumiljö och bildäck i cellförsök för att studera graden av DNA-skada respektive inflammatoriska effekter (mätt med IL-6, IL-8 och TNFα) [Karlsson, et al. 2006, Lindbom, et al. 2006]. Testerna visade att partiklar från tunnelbana hade kraftigast påverkan på DNA, men svag påverkan när det gäller inflammatoriska markörer. Orsaken till att partiklarna från tunnelbanan hade störst DNA-skadande effekt tolkades av författarna bero på dess innehåll av järn. I en uppföljande studie gjordes ytterligare jämförelser för att studera orsaken till den genotoxiska påverkan [Karlsson, et al. 2008]. Författarna tolkade fynden som att den genotoxiska effekten inte var beroende av magnetit (järnoxid) eller förekomst av vattenlösliga metaller utan att det var förhållandet att partiklarnas yta var kraftigt reaktiv och orsakade en oxidativ stress.

Partiklar från Londons tunnelbana jämfördes i cellförsök med kvarts- respektive svetsrökspartiklar. Kvartspartiklar hade betydligt kraftigare cytotoxisk och inflammatorisk effekt än partiklar från tunnelbanan. Partiklar från tunnelbana och svetsrök hade likartad inflammatorisk effekt, medan svetsrökspartiklarna hade något kraftigare cytotoxisk effekt [Seaton, et al. 2005]. En analys tydde på att den inflammatoriska effekten av partiklar från tunnelbanan hade samband med deras innehåll av övergångsmetaller.

Partiklar insamlade från olika platser i Nederländerna jämfördes i olika cellförsök för att jämföra partiklarnas toxicitet [Steenhof, et al. 2011]. Partiklar insamlade på plattformen i en underjordisk järnvägsstation uppvisade betydligt lägre inflammatorisk aktivitet i testerna än partiklar från miljöer där det förekom mycket bil och lastbilstrafik.

Sammanfattningsvis tyder studier på celler och djur att partiklar från järnvägstunnlar/tunnelbanor har lägre inflammatoriska effekter än partiklar från gatumiljö.

Rikt-/Gränsvärden i järnvägstunnelar

Vad bör ett rikt-/gränsvärde baseras på?

Luftmiljön i järnvägstunnelar är komplex. Där finns partiklar från hjul, strömavtagare och banvallen innehållande olika metaller och andra ämnen. Dessutom kan det förekomma föroreningar från motoravgaser från diesellok eller ventilationsluften.

Vi har gjort en genomgång av olika ämnen som förekommer i järnvägsmiljön (bilaga 1) och hälsoriskerna med dem. Vi har också jämfört intaget (räknat som grundämne) med intaget från andra källor (föda, vatten mm).

Vår bedömning är att ett riktvärde avseende något enskilt ämne eller blandning av ämnen inte är ändamålsenligt. Vår bedömning baseras på att

- intaget/upptaget av de enskilda ämnena är lågt jämfört med intag från andra källor
- det är oklart i många fall i vilken exakt kemisk form ämnet förekommer (vanligen har man mätt förekomsten av grundämnet)
- ett riktvärde baserat på partikelhalt innebär också en begränsning av enskilda ämnen

Vi bedömer det inte som ändamålsenligt att sätta ett riktvärde för att begränsa utsläppen av dieselavgaser i järnvägstunnelar (perronger). Sothalt och andra ämnen i dieselavgaser (t ex aldehyder) torde komma att upplevas som påtagligt besvärande för de som vistas vid perrongen. Personer med svår astma torde kunna få sin sjukdom övergående försämrade och uppleva påtagliga besvär. Vår uppfattning är att det knappast är möjligt att ha mer regelbunden dieseldrift under jord i järnvägstunnelar (stationer). Sannolikt borde det vara bättre att göra restriktioner för hur dieseltrafik får förekomma i dessa tunnelar än att föreskriva riktvärden. Jämfört med en vägtunnel kan i många fall tiden personerna vistas i järnvägstunneln bli betydligt längre. Dessutom utsätts personer på perrong direkt för avgaser, medan bilförare i vägtunnel delvis får sin exponering reducerad genom en viss filtrering i bilens ventilationssystem. Det talar för att om man ska ha riktvärde som också avser dieselfordon ska dessa vara väsentligt lägre än i vägtunnelar i de fall dieselfordon (eller fordon med andra förbränningsmotorer) förekommer. Man bör också beakta att i avgaserna förekommer mycket kväveoxid som snabbt oxideras till kvävedioxid i närvaro av ozon. Ibland används enbart kvävedioxid som en markör för dieselavgaser. Om halten ozon i en järnvägstunnel är låg, kan en jämförelse med ett riktvärde satt för luft utomhus innebära att risken underskattas i en järnvägstunnel om endast kvävedioxid mäts.

Det finns en omfattande forskning kring hälsoeffekter av partiklar i urban miljö. Exakt vilka typer av partiklar som orsakar dessa effekter är inte fullt klarlagt. Det finns en vetenskaplig diskussion om att storleken på partiklar skulle ha betydelse (små partiklar skulle vara farligare), men kunskapsläget är ganska oklart. Det finns en ganska stark misstanke om att inflammatoriska processer är av betydelse

för hälsoeffekter av partiklar. En annan forskningslinje är att partiklar påverkar blodets förmåga att koagulera.

Om man sätter ett riktvärde för luftföroeningar i järnvägstunnlar utifrån deras innehåll av partiklar är vår bedömning att det bör utgå från massan snarare än antalet partiklar. Dels används massan för riktvärden i urban miljö, dels är kunskapsläget om sambandet med hälsoeffekter bättre än utifrån partikelantalet. Om man jämför skadligheten av partiklar från järnvägstunnlar med skadligheten i trafikmiljöer finns det dels experimentella studier på cellnivå, dels humanstudier. Vi menar att man bör lägga störst vikt vid humanstudierna från tunnelbanemiljöer. Dels har man studerat nivåer som är mer realistiska än de vid cellförsök, dels kan hälsoeffekterna på en komplex organism som människa vara annorlunda än på encelliga organismer. Det hindrar inte att cellförsök har värde när det gäller att t ex bedöma vilka mekanismer som är mest betydelsefulla. Både cell- och humanförsök tyder på att vid likartade nivåer av luftföroeningar mätt som PM10 eller PM2,5 så har partiklar från vägtunnlar/gatumiljö kraftigare inflammatoriska effekter (se ovan). Däremot tyder cellförsök på att den DNA-skadande effekten skulle vara större för järnvägspartiklar [Karlsson, et al. 2008, Karlsson, et al. 2006]. Den effekten tillskrivs i första hand partiklarnas innehåll av järn. Studier av arbetare som utsätts för höga halter av järnhaltigt damm, t ex svetsare och gruvarbetare, har inte visat någon ökad cancerisk som har kopplats till deras exponering för järnhaltiga partiklar (däremot för radon, kvartsdamm och dieselavgaser).

Vår bedömning är att om man ska ha ett riktvärde i järnvägstunnlar (perronger) bör det i första hand baseras på partikelhalten mätt som massa. Det baserar vi på att

- partikelhalten torde ge en mer samlad bild av den totala hälsorisken än att mäta på varje ämne för sig
- det finns inte tillräckligt underlag att utpeka något enskild kemisk förening som "kritisk"
- det finns väl etablerade metoder för att mäta partikelhalt

Vilken nivå bör ett rikt-/gränsvärde ha?

Ett riktvärde blir beroende på vilket tidsperspektiv man har. De som vistas i järnvägstunnlar är dels anställda vid järnvägen, t ex tågpersonal, städare, biljettkontrollörer mfl. Särskilt de som arbetar många timmar i tunneln kommer att få en hög kumulativ dags- och årsdos. En pendlare med tåg som regelbundet använder en station under jord, torde sällan komma upp i 1 timmas vistelse i miljön fem dagar per vecka. En tunnelbaneresenär som använder tunnelbana för arbetspendling vistas en betydligt längre tid i tunnlar. För resenären som då och då använder en underjordisk station, t ex i anslutning till flygplats, torde vistelsen knappast överstiga 1 timme per vecka. I det fall plattform eller

närliggande område skulle användas för näringsverksamhet, t ex försäljning kommer personalen att utsättas för tunnelmiljön drygt 40 timmar per vecka.

Frågan är också om ett riktvärde ska baseras på korttidsexponering eller den totala dosen. De studier som finns av korttidsexponering av partiklar i den allmänna miljön avser studier där man undersökt hälsoeffekter av variationer mellan olika dygn, och då mäts medelkoncentrationen under dygnet. Epidemiologiska studier har visat att hälsoeffekter kan påvisas vid variationer i exponering redan vid halter av partiklar som förekommer i urbana miljöer [World Health Organization. Regional Office for Europe. 2013].

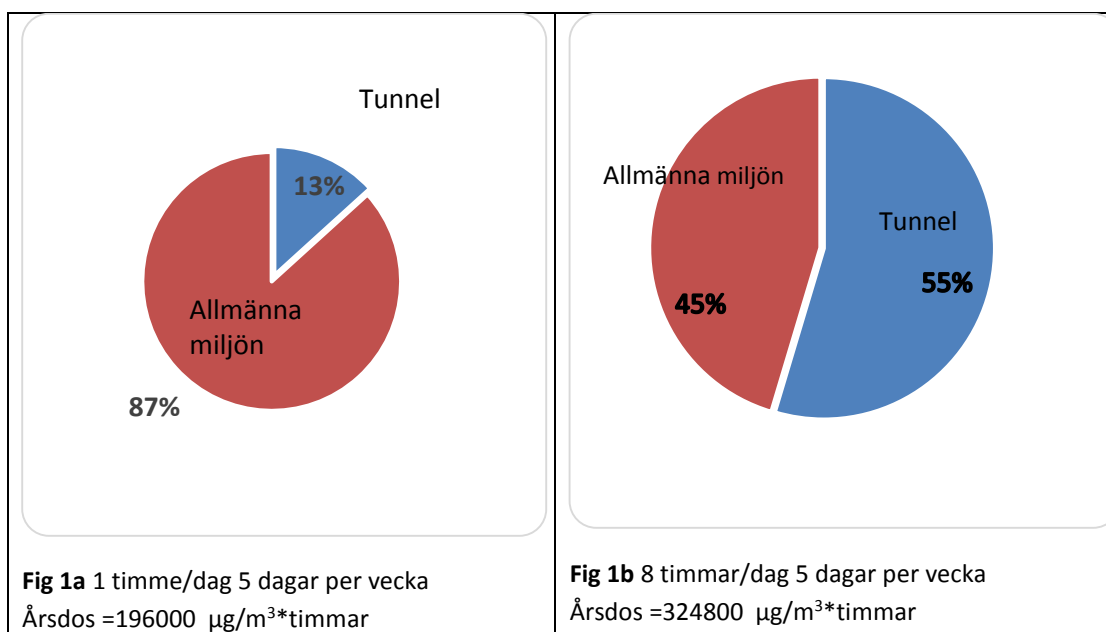
Ett riktvärde kan baseras på korttidsvärden eller på genomsnittsdos under en längre period, t ex ett år. Miljökvalitetsnormen (MKN) för partiklar i den allmänna miljön omfattar dels ett årsmedelvärde ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och ett dygnsmedelvärde ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Årsmedelvärdet får ej överskridas, medan dygnsmedelvärdet får överskridas högst 35 dagar per år. Dessa nivåer innehåller flera överväganden och innebär inte att det är nivåer vid vilka inga hälsoeffekter kan påvisas. Redan vid nivåer av partiklar som ligger kring $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kan hälsoeffekter påvisas [World Health Organization. Regional Office for Europe. 2013]. Man har inte heller visat på någon "tröskelnivå" under vilken inga hälsoeffekter förekommer.

Med tanke på att halterna i tågtunnlar momentant kan bli höga kan det finnas skäl att både reglera genomsnittshalten under ett år och den kortvariga exponeringen, t ex under en timma. Ska riktvärdet i första hand sättas för personer som är yrkesmässigt verksamma bör man överväga en gränsvärde avseende 8 timmar per dag i analogi med de hygieniska gränsvärdena för arbetsmiljön (AFS 2011:18).

Gränsvärden i arbetsmiljön skiljer sig från riktvärden eller MKN i den allmänna miljön. För respirabelt oorganiskt "damm" finns det t ex ett hygieniskt gränsvärde på $5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medan MKN för partiklar är $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medan hygieniska gränsvärden är satta utifrån att skydda väsentligen friska människor ska riktvärden i den allmänna miljön också skydda personer med olika typer av sjukdomar liksom människor med ökad känslighet. Riktvärdena i den allmänna miljön utgår från att man vistas i miljön hela tiden, medan man i arbetsmiljön vistas en begränsad del av dagen och året. För partiklar i den allmänna miljön finns en mycket omfattande forskning kring riskerna medan för vissa ämnen i arbetsmiljön utgår gränsvärdena från en mycket begränsad forskning.

Underlagen för att bedöma riskerna med partiklar i den allmänna urbana miljön är omfattande [World Health Organization. Regional Office for Europe. 2013]. Kunskapsunderlaget för att bedöma hälsoriskerna i järnvägstunnlar är däremot mycket mindre. De studier som finns både på människa, djur och celler tyder dock på att partiklar från järnvägstunnlar snarare innebär en mindre hälsorisk än partiklar i den allmänna urbana miljön. En studie avseende lungcancer bedömde att risken var betydligt högre vid vistelse i trafik än vid vistelse i tunnelbana [Kam et al 2013]. Det berodde på att trafikmiljön innehåller betydligt högre halter av polyaromatiska kolväten (PAH). Å andra sidan är underlaget inte så stort att man med säkerhet kan säga att hälsoriskerna är lägre. Mycket av risknivåerna i den allmänna miljön baseras på stora epidemiologiska studier och sådana finns inte genomförda i tunnelmiljöer. **Vi ser det därför som rimligt att utgå från "riktvärden" i den allmänna miljön när man diskuterar riktvärden för järnvägstunnlar.**

Om man använder MKN för partiklar som utgångspunkt kommer vistelse i järnvägstunnlar att ge ett betydande bidrag till årsdosen i de fall personer vistas lång tid i järnvägstunnlar (t ex om man skulle ha butiker och butikspersonal på perrongerna). Gäller det däremot personer som totalt sett vistas under kortare tider i tågtunnlar, t ex en flygresenär som någon gång då och då använder underjordisk järnvägsstation vid en flygplats, blir bidraget litet. I bilaga 2 har vi beräknat bidraget till årsdosen under några olika scenarior. Hur stor andel av årsdosen som kommer från vistelse i järnvägstunnel kommer också att bli beroende på halten i den allmänna miljön (är halterna höga i den allmänna miljön blir bidraget mindre, är halterna i den allmänna miljön låga blir bidraget större). I figur 1a och 1b har vi beräknat hur stor andel av den totala årsdosen som kommer från vistelse i tågtunnel under antagandet att personen vistas 1 timma per dag 5 dagar i veckan i tågtunneln och övrig tid i den allmänna miljön. Vid halten 100 µg/m³ så är bidraget 13 procent, vilket inte är ett helt obetydligt tillskott. Om halten i tunneln är 400 µg/m³ blir motsvarande andel (allt annat lika) 38 procent. Om man skulle ha en person som arbetade i tunneln (t ex ett butiksbiträde) skulle bidraget vid motsvarande situation (20 µg/m³ i allmänna miljön och 100 µg/m³ i tunneln) vara 55 %, fig 1b. Den totala årsdosen skulle bli betydligt högre i fallet med arbete i tunnelmiljön och motsvarar 89 procent av att vistas hela året vid en halt av 40 µg/m³.¹



Figur 1 Bidrag till årsdosen av partiklar från vistelse i tågtunnel (halt i tunnel 100 µg/m³, halt i allmänna miljön 20 µg/m³).

En vanlig urban miljö idag i Sverige har en genomsnittshalt i storleksordningen 20 µg/m³, men det finns miljöer med en genomsnittshalt kring 30 µg/m³. Om man då vill att den totala årsdosen inte ska överskrida dosen motsvarande att vistas i 40 µg/m³ hela året kan man vistas i en tunnel med en halt av 200 µg/m³ under högst ca 500 timmar per år (bilaga 2).

Vilket riktvärde för genomsnittshalten man ska välja blir således beroende på hur länge personerna vistas i tunneln och hur stort man anser att bidraget ska vara till den totala årsdosen. Ett riktvärde

¹ Att vi valt att utgå från 40 µg/m³ beror på att det är MKN för PM10

kring 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för genomsnittshalten under en dag torde kunna motiveras då det ger ett måttligt tillskott till årsdosen (i storleksordningen 10 %) för personer som dagligen vistas i tunneln under högst ca 1 timmes tid.

Partikelhalten varierar kraftigt i järnvägstunnelar beroende på trafik. T ex uppmättes i Londons tunnelbana medelvärdesnivåer av PM_{2,5} på upp till 480 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Seaton, et al. 2005]. Vid låg trafik kan genomsnittshalten vara förhållandevis låg även om ganska höga halter förekommer under kortare perioder. Det är visat att t ex personer med hjärtsjukdom påverkas av ganska kortvariga variationer i partikelhalt i den allmänna miljö. Om så är fallet också vid exponering för partiklar i järnvägstunnelar är inte känt. Det torde dock utifrån denna vetskap vara rimligt att sätta en övre gräns för hur högt ett värde får vara för en viss begränsad tid, t ex en timme. I en svensk studie sågs viss påverkan på markörer för inflammation och irriterande effekter hos personer med lindrig astma efter 2 timmars exponering i tunnelbana vid nivåer strax över 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (halten PM₁₀ var 232 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och halten PM_{2,5} var 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [Klepczyńska Nyström, et al. 2012]. Sannolikt skulle personer med svår astma få mer uttalade besvär vid dessa nivåer än personer med lindrig astma. Det ter sig därför rimligt ur ett hälsoperspektiv att ha ett riktvärde också för kortare perioder än genomsnittshalten under en dag/dygn. Med tanke på att personer med lindrig astma fick en viss lättare inflammatorisk påverkan vid ca 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM₁₀) så skulle en gräns av denna storleksordning kunna uppfattas som vara i närheten av NOEL för en person med lindrig astma. Skulle man tillämpa en "skyddsfaktor" för att skydda även betydligt känsligare personer (t ex personer med svår astma) skulle en lägre gräns kunna motiveras.

Jämförelse av riktvärde för väg- respektive järnvägstunnelar

Föroreningarna i vägtunnelar och järnvägstunnelar har både likheter och olikheter. Källorna till föroreningarna är olika. I järnvägstunnelar så måste man skilja på tunnelar där det förekommer enbart elektrifierad drift och tunnelar där det förekommer fordon som drivs med förbränningsmotorer. Här görs en jämförelse endast avseende järnvägstunnelar med elektrifierad drift. I dessa uppträder luftföroreningar i huvudsak från följande källor

- slitagepartiklar från hjul och bromsar
- slitagepartiklar från strömvagnar
- uppvirvlat damm från banvallen

I vägtunnelar kommer föroreningarna huvudsakligen från följande källor

- avgaser från förbränningsmotorer
- slitagepartiklar från väg och däck
- uppvirvlat damm från vägbanor

Det finns idag inga utarbetade rikt-/gränsvärden för vägtunnelar men utredningsarbete pågår. Vi menar att skillnaderna i exponering är stora mellan vägtunnelar och järnvägstunnelar och att en bedömning av hälsorisker därför kommer att delvis baseras på olika kriterier. En närmare analys av likheter och olikheter mellan väg- och järnvägstunnelar finns i bilaga 3.

Åtgärder för kontroll av luftföroreningar i järnvägstunnlar

Vi har inte hittat någon litteratur som på ett systematiskt sätt utvärderar olika åtgärder för att reducera exponeringen för personer som vistas på perrongerna. Halten inne i tågen finns mätt i några studier och blir naturligtvis beroende på i vilken grad tågen också går ”utomhus”. En mätning visade halter på i genomsnitt $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{2,5}) dvs förhållandevis låga halter jämfört med halten på perronger [Aarino et al. 2005]. Mätningar i Barcelonas tunnelbana visade också att halten i vagnar var lägre än på perrongen [Querol et al. 2012]. Mätningar i förarhytt i tunnelbana visade varierande halter under ett arbetsskift (PM_{2,5}: 13-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [Seaton et al. 2005]. En mätning i tunnlar mellan stationer under jord visade lägre halter i tunnarna (ca 100 – 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lägre) [Rapanucci et al. 2005]. Det innebär att om sådan luft från tunneln kommer in i stationen så tenderar halten i varje fall inte att öka.

Undvik att ventilera med förorenad luft

Ventilationen av stationsmiljöer kan vara styrd via ett ventilationssystem eller bestå av självdrag vilket förstärks av tågrörelser (piston-effekten). Luftintaget från närliggande stadsmiljö kan föra med sig föroreningar. Aarnio et al. I Helsingfors tunnelbana uppmättes elementärt kol och sot (black carbon), där ursprunget troligen var aerosoler från vägtrafik eller från dieseltåg som användes för underhåll och reparationer nattetid [Aarnio, et al. 2005]. Miljön kan också lokalt påverkas av faktorer som stationens konstruktion, tunneldjup och bredd, typ av tåg men även tågfrekvens (tidtabell), städning och underhåll samt mänskliga aktiviteter, såsom tobaksrökning.

I litteraturen finns således indikationer på att man använder ”gatuluft” för att ventilera järnvägstunnlar. Det visar sig bl a genom att man finner inte helt obetydliga nivåer av dieselpartiklar trots att dieseldrift i tunneln inte förekommer [Midander, et al. 2012]. Miljön i tunnarna är redan ganska kraftigt förorenad och att ytterligare förorena miljön genom att använda luft innehållande föroreningar från biltrafik är olämpligt.

Rengöring

Rengöring av tunnlar tycks ha begränsad effekt på föroreningshalten. Endast 10% reduktion av partikelhalterna har kunnat uppmätas [Johansson and Johansson 2003].

Inbyggnad av perronger

En perrong kan genom väggar med dörrar skiljas från själva spåret. Dörrar öppnas då passagerare ska kliva på och av tåget. På så sätt kan perrongen ventileras separat och halterna av föroreningar från tågen begränsas. Effekten av sådana åtgärder kommer naturligtvis att bli beroende på lokala förhållanden (graden av tätning, ventilation mm). En studie i Sydkorea fann att halten av PM₁₀ på perrongen reducerades med 16 % när ett sådant system installerades [Kim et al. 2012].

Magneter för att samla upp magnetiskt damm

En stor del av de partiklar som finns i järnvägstunnlar innehåller järn i en form som är magnetisk och det har föreslagits att man ska kunna reducera dammhalten genom att ha magneter i tunnarna som samlar upp det magnetiska dammet [Jung et al. 2012]. Tekniken förefaller dock än så länge inte vara utprövad så att man kan förutsäga hur väl det kommer att fungera i praktiken. Endast magnetiska partiklar kan insamlas på detta sätt, men eftersom de utgör en stor andel av partiklarna torde hälsoeffekter som beror på ”partikelexponeringen” i sig kunna reduceras.

En kombination av flera åtgärder

Halterna på vissa plattformar i tunnelbanor i Barcelona uppvisar en betydligt lägre halt än i många andra mätningar (PM_{2,5} 18-46 µg/m³) [Querol et al. 2012]. Man menar att man kan reducera halten med en faktor ca 7 i en modern tunnelbanestation jämfört med en äldre station genom en kombination av åtgärder (vad varje åtgärd i sig innebär är inte redovisad). De åtgärder som man ansåg hade betydelse var

- optimering av ventilationssystemet
- inbyggnad av plattformen med dörrar på plattform och tåg som öppnades synkront
- tåg med optimal hastighet och bromssystem

Kunskapsluckor

Förekomst av föroreningar

De mätningar som gjorts i järnvägstunnlar har fokuserat på att mäta halten av partiklar (som massa, antal, storleksfördelning) och sammansättningen baserad på förekomst av olika grundämnen. För att bedöma hälsorisker räcker det sällan med att veta vilka grundämnen som förekommer eftersom olika kemiska föreningar kan ha olika hälsoeffekter. Även ämnets struktur kan ha betydelse, t ex innebär exponering för kristallin kvarts betydligt större hälsorisker än exponering för amorf kvarts. Vi bedömer att ytterligare mätningar baserad på förekomst av grundämnen inte tillför särskilt mycket ny kunskap när det gäller att bedöma hälsoriskerna i järnvägstunnlar. Det antal föreningar man kan tänka sig baserat på de grundämnen som mätts är mycket stort. De mätningar som vi bedömer skulle kunna ge ett visst tillskott av kunskap för att bedöma hälsoriskerna är att mäta exponeringen för kvarts, olika kromföreningar och möjligen förekomst av vissa nickelföreningar.

Vissa data tyder på att förhållandevis höga halter av *respirabel kvarts* kan förekomma. Källan tycks i en studie vara sand i samband med bromsning, men det skulle också kunna komma från banvallen eller uppvirvlat damm. En italiensk studie fann att halten kvarts var 6 % i den respirabla fraktionen (motsvarande en halt på 12 µg/m³) [Rippanuci et al. 2006]. Särskilt om man överväger att personer mer långvarigt (flera hundra timmar/år) ska vistas i miljön borde man genom mätningar förvissa sig om att halterna av respirabel kvarts är låga. Tekniken är väl etablerad och förhållandevis enkel och kostnaderna måttliga. Om det skulle visa sig att höga nivåer av kvarts är vanligt i järnvägstunnlar och det förekommer att personer längre tid vistas i miljön finns det anledning att överväga ett riktvärde för kvarts i järnvägstunnlar.

Krom innebär olika hälsorisker beroende på i vilken form det förekommer. Sexvärt krom innebär en ökad risk för cancer i luftvägarna redan vid låga halter medan andra föreningar innebär hälsorisker först vid högre nivåer (hygieniska gränsvärdet i arbetsmiljön är 5 µg/m³ för sexvärt krom medan motsvarande gränsvärde för övriga kromföreningar är 500 µg/m³). Vår bedömning är att det är mindre sannolikt att krom förekommer i sexvärd form eftersom det är ganska reaktivt, men mätningar skulle kunna verifiera (eller motbevisa) vårt antagande.

Nickel synes kunna förekomma i vissa fall och liksom för krom så innebär olika nickelföreningar olika hälsorisker. Den hälsorisk man skulle kunna bedöma via mätningar är risken för cancer i luftvägarna.

Den är starkt beroende på vilken typ av nickelförening som förekommer (för nickelkarbonyl är t ex det hygieniska gränsvärdet $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för trinickeldisulfid är det $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medan det för övriga nickelföreningar är $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Vi tror det är mindre sannolikt att de mesta farliga föreningarna förekommer i järnvägsmiljön, men mätning torde kunna verifiera detta.

Ytterligare studier av hälsoeffekter

Det skulle vara önskvärt med studier som studerar långsiktiga hälsoeffekter av att vistas i järnvägstunnelar. Den metodik vi kan se som skulle kunna bidra till detta är att göra epidemiologiska studier av personal i tunnelbanor. Nackdelen är att man studerar "friska" personer i arbetsför ålder, medan effekterna av partiklar i den urbana miljön tycks vara mest uttalade på äldre personer och personer med allvarlig sjukdom. Det skulle naturligtvis vara intressant med studier av hur personer med svår lungsjukdom (t ex svår astma eller kronisk obstruktiv lungsjukdom) skulle påverkas av miljön i järnvägstunnelar, men experimentella studier av samma slag som gjorts på friska eller personer med lindrig astma torde vara omöjliga av etiska skäl. Ett annat studieupplägg vore att följa personer med sjukdom och registrera deras tillstånd när de "normalt" vistas i tunnelbana eller järnvägstunnel. Samtidigt behöver man mäta både tiden de vistas där och halten av föroreningar. Den typen av studier torde vara praktiskt mycket svåra att genomföra. Däremot skulle man kunna följa personer med viss typ av hjärtsjukdom som är utrustade med en viss typ av pacemaker. Det har man gjort när det gäller påverkan av den urbana miljön. Man har då kunnat visa att oregelbunden hjärtrytm uppträder oftare när partikelhalterna är höga (Peters m.fl. 2000). Eftersom dessa personer kan leva ett tämligen normalt liv skulle det vara möjligt att följa dem i de fall de använder tunnelbana.

Sammanfattning

Riktvärden i järnvägstunnelar behöver ta hänsyn till typen av trafik. Om dieseldrift förekommer bör halten av dieselavgaser vara den begränsande exponeringen. Vi har inte hittat några studier av förhållandena vid regelbunden dieseldrift, däremot tycks sådan trafik kunna förekomma vid reparationer och underhåll.

Vår bedömning är att ett riktvärde bör baseras på halten av partiklar mätt som massa. Ett riktvärde bör utgå från de riktvärden för halten som finns i den "vanliga" urbana miljön. Det finns begränsad kunskap om hälsoriskerna med att vistas i järnvägstunnelar. Den kunskap som finns talar för att riskerna med partiklar i järnvägstunnelar i varje fall inte är högre än för risker med partiklar i den urbana miljön, även om det idag inte finns kunskap att avgöra storleken på denna riskskillnad.

Vid elektrisk drift av fordon i järnvägstunnelar är partikelhalten i tunnelarna den faktor som bäst lämpar sig för ett riktvärde. Nivån på riktvärdet kommer att bero på mätteknik (PM₁₀, PM_{2,5}, inhalerbart damm, etc). Ett riktvärde utgående från miljö kvalitetsnormerna (MKN) kommer att bli beroende av vilka grupper man avser att "skydda". Om man tar hänsyn till personer som kan vistas en hel arbetsdag (8 timmar) i miljön är ett riktvärde i storleksordningen $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM₁₀) förenligt med de nivåer som finns i den allmänna miljön i Sverige idag. Eftersom driften i järnvägstunnelarna varierar mycket över dygnet bör man överväga att inte mäta dygnsmedelvärde utan snarare medelvärdet för den tid människor vistas i miljön. För att undvika extrema halter bör man också överväga att ha ett riktvärde för kortare perioder. Vid vistelse under 2 timmar i halter kring $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM₁₀) kunde

man påvisa lindriga effekter hos personer med lindrig astma. Personer med svår astma torde kunna ha högre känslighet. Ska man skydda dessa personer är ett riktvärde kring $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under en timme mätt som PM10 rimligt.

Resultat från moderna tunnelbanestationer (Barcelona) tyder på att man med en kombination av åtgärder högst avsevärt kan reducera partikelhalterna på perrongerna.

Referenser

Aarnio P, Yli-Tuomi T, Kousa A, Makela T, Hirsikko A, Hameri K, Raisanen M, Hillamo R, Koskentalo T, Jantunen M. 2005. The concentrations and composition of and exposure to fine particles (PM_{2.5}) in the Helsinki subway system. *Atmospheric Environment* 39: 5059-5066.

Adams HS, Nieuwenhuijsen MJ, Colville RN, McMullen MAS, Khandelwal P. 2001. Fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Science of the Total Environment* 279: 29-44.

Almeida-Silva M, Canha N, Freitas M, Dung H, Dionisio I. 2011. Air pollution at an urban traffic tunnel in Lisbon, Portugal-an INAA study. *Applied Radiation and Isotopes* 69: 1586-1591.

Antonini JM, Roberts JR, Stone S, Chen BT, Schwegler-Berry D, Frazer DG. 2009. Short-term inhalation exposure to mild steel welding fume had no effect on lung inflammation and injury but did alter defense responses to bacteria in rats. *Inhal Toxicol* 21: 182-192.

Antonini JM, Sriram K, Benkovic SA, Roberts JR, Stone S, Chen BT, Schwegler-Berry D, Jefferson AM, Billig BK, Felton CM, Hammer MA, Ma F, Frazer DG, O'Callaghan JP, Miller DB. 2009. Mild steel welding fume causes manganese accumulation and subtle neuroinflammatory changes but not overt neuronal damage in discrete brain regions of rats after short-term inhalation exposure. *Neurotoxicology* 30: 915-925.

Bachoual R, Boczkowski J, Goven D, Amara N, Tabet L, On D, Leçon-Malas V, Aubier M, Lanone S. 2007. Biological effects of particles from the paris subway system. *Chem Res Toxicol* 20: 1426-1433.

Bigert C, Alderling M, Svartengren M, Plato N, de Faire U, Gustavsson P. 2008. Blood markers of inflammation and coagulation and exposure to airborne particles in employees in the Stockholm underground. *Occupational and Environmental Medicine* 65: 655-658.

Bigert C, Alderling M, Svartengren M, Plato N, de Faire U, Gustavsson P. 2008. Blood markers of inflammation and coagulation and exposure to airborne particles in employees in the Stockholm underground. *Occup Environ Med* 65: 655-658.

Bigert C, Alderling M, Svartengren M, Plato N, Gustavsson P. 2011. No short-term respiratory effects among particle-exposed employees in the Stockholm subway. *Scand J Work Environ Health* 37: 129-135.

Bigert C, Klerdal K, Hammar N, Gustavsson P. 2007. Myocardial infarction in Swedish subway drivers. *Scand J Work Environ Health* 33: 267-271.

Branis M. 2006. The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and trains of the Prague underground transport system. *Atmospheric Environment* 40: 348-356.

Cheng Y, Liu Z, Chen C. 2010. On-road measurements of ultrafine particle concentration profiles and their size distributions inside the longest highway tunnel in Southeast Asia. *Atmospheric Environment* 44: 763-772.

Cheng YH, Yan JW. 2011. Comparisons of particulate matter, CO, and CO₂ levels in underground and ground-level stations in the Taipei mass rapid transit system. *Atmospheric Environment* 45: 4882-4891.

Chillrud SN, Epstein D, Ross JM, Sax SN, Pederson D, Spengler JD, Kinney PL. 2004. Elevated airborne exposures of teenagers to manganese, chromium, and iron from steel dust and New York City's subway system. *Environmental Science & Technology* 38: 732-737.

Colombi C, Angius S, Gianelle V, Lazzarini M. 2013. Particulate matter concentrations, physical characteristics and elemental composition in the Milan underground transport system. *Atmospheric Environment* 70: 166-178.

Council NHaMR. 2008. Systematic Literature Review. Air Quality in and around Traffic Tunnels. Final Report: National Health and Medical Research Council.

Furuya K, Kudo Y, Okinaga K, Yamuki M, Takahashi S, Araki Y, Hisamatsu Y. 2001. Seasonal variation and their characterization of suspended particulate matter in the air of subway stations. *J Trace Microprobe T* 19: 469-485.

Gomez-Perales JE, Colvile RN, Nieuwenhuijsen MJ, Fernandez-Bremauntz A, Gutierrez-Avedoy VJ, Paramo-Figueroa VH, Blanco-Jimenez S, Bueno-Lopez E, Mandujano F, Bernabe-Cabanillas R, Ortiz-Segovia E. 2004. Commuters' exposure to PM_{2.5}, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric Environment* 38: 1219-1229.

Grass DS, Ross JM, Family F, Barbour J, James Simpson H, Coulibaly D, Hernandez J, Chen Y, Slavkovich V, Li Y, Graziano J, Santella RM, Brandt-Rauf P, Chillrud SN. 2010. Airborne particulate metals in the New York City subway: a pilot study to assess the potential for health impacts. *Environ Res* 110: 1-11.

Gustafsson M, Blomqvist G, Swietlicki E, Dahl A, Gudmundsson A. 2012. Inhalable railroad particles at ground level and subterranean stations - Physical and chemical properties and relation to train traffic. *Transportation Research Part D-Transport and Environment* 17: 277-285.

Gustafsson M, Statens väg- och transportforskningsinstitut. 2006. Inandningsbara partiklar i järnvägsmiljöer. VTI rapport, Linköping: VTI, p 55 s.

Gustavsson P, Bigert C, Pollán M. 2008. Incidence of lung cancer among subway drivers in Stockholm. *Am J Ind Med* 51: 545-547.

Indrehus O, Aralt T. 2005. Air quality and ventilation fan control based on aerosol measurement in the bi-directional undersea Bomlafjord tunnel. *Journal of Environmental Monitoring* 7: 349-356.

Johansson C. 2005. Källor till partiklar i Stockholms tunnelbana. *SLB Analys* 6:2005: SLB.

Johansson C, Johansson PA. 2003. Particulate matter in the underground of Stockholm. *Atmospheric Environment* 37: 3-9.

Johansson C, Silvergren S, Norman M, Sjövall B. 2013. Halter av partiklar och NO_x i fordon i relation till omgivningsluftens halter. Underlag för skattning av trafikantexponering. *SLB Analys* 1:2013.

Jung HJ, Kim B, Malek MA, Koo YS, Jung JH, Son YS, Kim JC, Kim H, Ro CU. 2012. Chemical speciation of size-segregated floor dusts and airborne magnetic particles collected at underground subway stations in Seoul, Korea. *J Hazard Mater* 213-214:331-340.

Kam W, Delfino RJ, Schauer JJ, Sioutas C. 2013 A comparative assessment of PM_{2.5} exposures in lightrail, subway, freeway and surface stree environments in Los Angeles and estimated lung cancer risk. *Environ. Sci Processes Impacts* 15:234.

Karlsson HL, Holgersson A, Möller L. 2008. Mechanisms related to the genotoxicity of particles in the subway and from other sources. *Chem Res Toxicol* 21: 726-731.

Karlsson HL, Ljungman AG, Lindbom J, Möller L. 2006. Comparison of genotoxic and inflammatory effects of particles generated by wood combustion, a road simulator and collected from street and subway. *Toxicol Lett* 165: 203-211.

Kim KY, Kim YS, Roh YM, Lee CM, Kim CN. 2008. Spatial distribution of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) in Seoul Metropolitan Subway stations. *J Hazard Mater* 154: 440-443.

Kim KH, Ho DX, Jeon JS, Kim JC. 2012. A noticeable shift in particulate matter leves after platform screen door installation in a Korean subway station. *Atmospheric Environment* 49:219-223.

Klepczyńska Nyström A, Svartengren M, Grunewald J, Pousette C, Rödin I, Lundin A, Sköld CM, Eklund A, Larsson BM. 2010. Health effects of a subway environment in healthy volunteers. *Eur Respir J* 36: 240-248.

Klepczyńska-Nyström A, Larsson BM, Grunewald J, Pousette C, Lundin A, Eklund A, Svartengren M. 2012. Health effects of a subway environment in mild asthmatic volunteers. *Respir Med* 106: 25-33.

Larsson BM, Grunewald J, Sköld CM, Lundin A, Sandström T, Eklund A, Svartengren M. 2010. Limited airway effects in mild asthmatics after exposure to air pollution in a road tunnel. *Respir Med* 104: 1912-1918.

Larsson BM, Sehlstedt M, Grunewald J, Sköld CM, Lundin A, Blomberg A, Sandström T, Eklund A, Svartengren M. 2007. Road tunnel air pollution induces bronchoalveolar inflammation in healthy subjects. *Eur Respir J* 29: 699-705.

Lindbom J, Gustafsson M, Blomqvist G, Dahl A, Gudmundsson A, Swietlicki E, Ljungman AG. 2006. Exposure to wear particles generated from studded tires and pavement induces inflammatory cytokine release from human macrophages. *Chem Res Toxicol* 19: 521-530.

Loxham M, Cooper MJ, Gerlofs-Nijland ME, Cassee FR, Davies DE, Palmer MR, Teagle DA. 2013. Physicochemical characterization of airborne particulate matter at a mainline underground railway station. *Environ Sci Technol* 47: 3614-3622.

Lundberg P. 1997. Vetenskapligt underlag för hygieniska gränsvärden 18. Arbete och hälsa.

Lundström SL, Levänen B, Nording M, Klepczynska-Nyström A, Sköld M, Haeggström JZ, Grunewald J, Svartengren M, Hammock BD, Larsson BM, Eklund A, Wheelock Å, Wheelock CE. 2011. Asthmatics exhibit altered oxylipin profiles compared to healthy individuals after subway air exposure. *PLoS One* 6: e23864.

Meyer-Baron M, Schäper M, Knapp G, Lucchini R, Zoni S, Bast-Pettersen R, Ellingsen DG, Thomassen Y, He S, Yuan H, Niu Q, Wang XL, Yang YJ, Iregren A, Sjögren B, Blond M, Laursen P, Netterstrom B, Mergler D, Bowler R, van Thriel C. 2013. The neurobehavioral impact of manganese: results and challenges obtained by a meta-analysis of individual participant data. *Neurotoxicology* 36: 1-9.

- Midander K, Elihn K, Wallen A, Belova L, Karlsson A, Wallinder I. 2012. Characterisation of nano- and micron-sized airborne and collected subway particles, a multi-analytical approach. *Science of the Total Environment* 427: 390-400.
- Molnár P, Bellander T, Sällsten G, Boman J. 2007. Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *J Environ Monit* 9: 348-357.
- Molnár P, Johannesson S, Boman J, Barregård L, Sällsten G. 2006. Personal exposures and indoor, residential outdoor, and urban background levels of fine particle trace elements in the general population. *J Environ Monit* 8: 543-551.
- Montelius Je. 2000. Vetenskapligt underlag för hygieniska gränsvärden 21.
- Murrini L, Solanes V, Debray M, Kreiner A, Davidson J, Davidson M, Vazquez M, Ozafran M. 2009. Concentrations and elemental composition of particulate matter in the Buenos Aires underground system. *Atmospheric Environment* 43: 4577-4583.
- Nieuwenhuijsen M, Gomez-Perales J, Colvile R. 2007. Levels of particulate air pollution, its elemental composition, determinants and health effects in metro systems. *Atmospheric Environment* 41: 7995-8006.
- Nordberg G. 2007. *Handbook on the Toxicology of Metals* Burlington: Academic Press.
- Norman M, Johansson C. 2005. Karakterisering av partikelförekomsten vid Mariatorgets tunnelbanestation. SLB analys 1:2005 Stockholm.
- Parkes WR. 1994. *Occupational lung disorders*. 3rd ed. ed. Oxford: Butterworth Heinemann.
- Pauluhn J. 2012. Subchronic inhalation toxicity of iron oxide (magnetite, Fe₃O₄) in rats: pulmonary toxicity is determined by the particle kinetics typical of poorly soluble particles. *J Appl Toxicol* 32: 488-504.
- Pauluhn J, Wiemann M. 2011. Siderite (FeCO₃) and magnetite (Fe₃O₄) overload-dependent pulmonary toxicity is determined by the poorly soluble particle not the iron content. *Inhal Toxicol* 23: 763-783.
- Raut JC, Chazette P, Fortain A. 2009. Link between aerosol optical, microphysical and chemical measurements in an underground railway station in Paris. *Atmospheric Environment* 43: 860-868.
- Peters A, Liu E, Verrier RL, et al. 2000 Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. *Epidemiology* 11:11-17.
- Querol X, Moreno T, Karanasiou A, Reche C, Alastuey, A, Viana M, Font O, Gil J, Miguel E, Capdevila M. 2012. Variability of levels and composition of PM₁₀ and PM_{2.5} in the Barcelona metro system. *Atmos Chem Phys* 12:5055-5076.
- Ripanucci G, Grana M, Vicentini L, Magrini A, Bergamaschi A. 2006. Dust in the underground railway tunnels of an Italian town. *J Occup Environ Hyg* 3: 16-25.
- Salma I, Weidinger T, Maenhaut W. 2007. Time-resolved mass concentration, composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station. *Atmospheric Environment* 41: 8391-8405.

Seaton A, Cherrie J, Dennekamp M, Donaldson K, Hurley JF, Tran CL. 2005. The London Underground: dust and hazards to health. *Occup Environ Med* 62: 355-362.

Seaton A, Cherrie J, Dennekamp M, Donaldson K, Hurley JF, Tran CL. 2005. The London Underground: dust and hazards to health. *Occupational and Environmental Medicine* 62: 355-362.

Sitzmann B, Kendall M, Watt J, Williams I. 1999. Characterisation of airborne particles in London by computer-controlled scanning electron microscopy. *Science of the Total Environment* 241: 63-73.

Srinivas A, Rao PJ, Selvam G, Goparaju A, Murthy PB, Reddy PN. 2012. Oxidative stress and inflammatory responses of rat following acute inhalation exposure to iron oxide nanoparticles. *Hum Exp Toxicol* 31: 1113-1131.

Steenhof M, Gosens I, Strak M, Godri KJ, Hoek G, Cassee FR, Mudway IS, Kelly FJ, Harrison RM, Lebrecht E, Brunekreef B, Janssen NA, Pieters RH. 2011. In vitro toxicity of particulate matter (PM) collected at different sites in the Netherlands is associated with PM composition, size fraction and oxidative potential--the RAPTES project. *Part Fibre Toxicol* 8: 26.

Sternbeck J, Sjodin A, Andreasson K. 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36: 4735-4744.

Svartengren M, Strand V, Bylin G, Järup L, Pershagen G. 2000. Short-term exposure to air pollution in a road tunnel enhances the asthmatic response to allergen. *Eur Respir J* 15: 716-724.

Syalova J, Szakova J. 2006. Mobility assessment and validation of toxic elements in tunnel dust samples - Subway and road using sequential chemical extraction and ICP-OES/GF AAS measurements. *Environmental Research* 101: 287-293.

Szalay B, Tátrai E, Nyíró G, Vezér T, Dura G. 2012. Potential toxic effects of iron oxide nanoparticles in in vivo and in vitro experiments. *J Appl Toxicol* 32: 446-453.

World Health Organization. Regional Office for Europe. 2013. "Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project" First results Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. 33 pages. p.

Zeidler-Erdely PC, Erdely A, Antonini JM. 2012. Immunotoxicology of arc welding fume: worker and experimental animal studies. *J Immunotoxicol* 9: 411-425.

Bilaga 1 Hälsorisker av partiklar i järnvägstunlar baserat på enskilda grundämnen

Här beskrivs översiktligt vilka hälsoeffekter som kan förväntas av enskilda grundämnen som ingår i järnvägspartiklar. Tyngdpunkten har lagts på ämnen som förekommer i högre koncentrationer framför allt järn, men också koppar, krom, mangan och barium. För övriga ämnen som nämnts i samband med partiklar i järnvägs miljön finns uppgifterna summariskt beskrivna i tabellform.

Järn

Järn är kemiskt reaktivt och kan lätt bilda olika föreningar t ex. järnoxider som magnetit (Fe_3O_4) eller hematit (Fe_2O_3). Järn är inblandat i många livsnödvändiga processer hos människa, t ex syretransport. En vuxen man har ca 4 gram järn i kroppen, därav 60-70 procent i de röda blodkropparna. Upptaget av järn via mag-tarmkanalen är noga reglerat och beror på bl a behovet. Normalt intag av järn med födan är ca 15 mg per dag varav ca 10 procent tas upp från tarmen. I vilken grad järn tas upp via inandning är okänt. Halten av järn i luft är mycket låg i de flesta miljöer, men i t ex järnmalmsgruvor kan dammhalten ibland vara hög. Det hygieniska gränsvärdet för järndamm är i Sverige 3500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Den vanligaste förgiftningen av järn är att barn intar tabletter med järn avsedda för vuxna. Vanliga symptom är magsmärtor, illamående och kräkningar. Svåra förgiftningar kan leda till döden. Man uppskattar att ett intag av över 30-60 mg per kilo kroppsvikt medför en måttlig förgiftning (30 mg/kg = 2 100 000 μg för en man på 70 kg) (www.FASS.se). Långvarigt högt intag via föda eller vatten kan ge negativa effekter hos personer med ökad känslighet och leda till skador på bland annat levern.

Svetsare som inandas järndamm lagrar in järnoxid i lungorna. Man uppskattar att en svetsare kan ha upp till 4 000 000 μg järn deponerat i lungan. Några direkta skador av detta har man inte sett, däremot kan man på röntgenbilder av lungan se förändringar, sideros, som dock inte är förenad med någon påverkan på lungfunktionen eller annan ohälsa. Förändringarna beror på att partiklarna inlagras i lungan. Det uppträder hos kraftigt exponerade personer och röntgenförändringarna brukar långsamt gå tillbaka efter att personen slutat svetsa [Nordberg 2007, Parkes 1994].

Studier av gruvarbetare i järnmalmsgruvor och personer som arbetar i järngjuterier har påvisat en ökad risk för lungcancer. I dessa miljöer förekom ämnen som är kända att kunna orsaka lungcancer såsom radon, dieselavgaser, kvartsdamm och förbränningsgaser. Järnoxid i form av hematit är utvärderat av IARC och har inte klassificerats som cancerframkallande (grupp 3, www.iarc.fr).

Det finns inga studier om inandad järn och påverkan på graviditet. Järntillskott med läkemedel är en vanlig behandling under graviditet.

Koppar

Koppar är en essentiell metall och ingår i många av kroppens enzymsystem. Intag via vatten och föda uppskattas till 1000 – 2 500 μg per dag. Vid inandning av höga halter av koppardamm eller kopparrök (förekommer t ex vid svetsning) uppstår irritation i luftvägarna. Vid höga halter kan också s.k. metallröksfeber uppträda, en övergående feberreaktion utan kvarstående besvär. Koppar är inte känt för att kunna orsaka cancer [Nordberg 2007].

Krom

Krom förekommer dels som metall, dels i olika former där trevärt och sexvärt krom är vanligast. Krom förekommer naturligt i kroppens alla vävnader, även hos nyfödda. Krom förekommer i födan och det dagliga intaget har uppskattats till mellan 30 och 100 µg/dag. Hälsorisker med krom är framför allt förknippat med sexvärt krom (Cr⁶⁺), vilket vid inandning i höga halter kan skada slemhinnan i näsa och övre luftvägar och även orsaka astma. Inandning av sexvärt krom är förenat med en ökad risk för cancer i luftvägarna, bl a lungcancer. Sexvärt krom förekommer i färger, vid svetsning, framställning av krom ur krommalm mm. Trevärt krom kan i höga halter verka luftvägsirriterande [Montelius 2000, Nordberg 2007]. Det är inte känt i vilken form krom förekommer i partiklarna i järnvägstunnilar.

Mangan

Mangan förekommer naturligt i marken i låg koncentration och är en essentiell metall för människa. Det är alltid bundet till andra ämnen. Mangan förekommer i vatten (ca 10 µg/L) och luft (stadsluft 0,01-0,07 µg/m³; sydpolen 0,00001 µg/m³). Mangan förekommer också i livsmedel i varierande koncentration, de högsta halterna förekommer i födoämnen från växter.

Hög yrkesmässig exponering för mangan kan skada nervsystemet. Vid mycket höga nivåer kan en sjukdomsbild liknande den vid Parkinsons sjukdom uppträda. Svetsare kan under vissa omständigheter utsättas för höga halter och undersökningar har visat på påverkan på nervsystemet. Höga halter kan också leda till påverkan på luftvägarna. Man har bedömt att skador på nervsystemet kan uppträda vid halter kring 200 µg/m³ [Lundberg 1997, Nordberg 2007]. I arbetslivet finns ett nivågränsvärdet för mangan i respirabelt damm på 100 µg/m³ och det finns studier på svetsare som indikerar påverkan på nervsystemet vid eller under denna nivå [Meyer-Baron, et al. 2013].

Tabell 3 Kritisk hälsoeffekt för några andra ämnen som kan förekomma i partiklar i järnvägstunnilar

Ämne	Hälsoeffekt
Antimon (Sb)	Luftvägsirritation
Arsenik (As)	Cancer, nerv- och hudskador (beror på typ av As-förening)
Bly (Pb)	Nervskador
Brom (Br)	Nervsystemet (bromider)
Kadmium (Cd)	Njurskada, cancer
Kalcium (Ca)	Luftvägsirritation (vissa calciumföreningar, t ex Kalciumoxid)
Kisel (Si)	Stendamslunga och cancer (kristallin kvarts)
Klor (Cl)	Luftvägsirritation
Nickel (Ni)	Cancer
Selen (Se)	Nerv- och leverskador
Svavel (S)	Luftvägsirritation
Titan (Ti)	Luftvägsirritation (?)
Vanadin (V)	Luftvägsirritation
Zink (Zn)	Luftvägsirritation
Zirkonium	Inandning av höga halter kan möjligen ge förändringar som syns på lungröntgen utan att ge besvär (benign pneumokonios)

Barium

Barium finns naturligt i jordskorpan i låg halt. Det tas upp i låg grad i växter och förekommer i livsmedel. Det dagliga upptaget via livsmedel uppskattas till 300 – 1800 µg/dag. Halten i svenskt dricksvatten kan variera kraftigt. Halten i luft har rapporterats till 0,01 µg/m³ under 1990-talet. Hälsoeffekterna beror på i vilken form barium förekommer. Svårslösliga salter, t ex bariumsulfat tas i princip inte upp (har t ex använts som kontrastmedel vid röntgenundersökningar) medan lösliga salter kan orsaka förgiftningar. Inandning av höga halter av svårslösligt bariumsulfat kan orsaka en upplagring i lungan (baritos) [Nordberg 2007].

Övriga ämnen

Nedan beskrivs summariskt den hälsoeffekt som bedömts kritisk för respektive ämne, tabell 3. De mätningar som gjorts i järnvägstunnlar beskriver att grundämnet förekommer i partiklarna. Hälsoeffekten kan i hög grad vara beroende av i vilken form ämnet förekommer, t ex är det stor skillnad på hälsoeffekt om arsenik förekommer som tre- eller femvärt. Kalcium som kalciumoxid (osläkt kalk) är betydligt mer luftvägsirriterande än kalciumkarbonat. Kalium är ett vanligt förekommande grundämne i kroppen, där vi inte kan ange några hälsoeffekter för dosområden aktuella i järnvägstunnlar.

Upptag via partiklar

I tabell 5 har upptaget av olika grundämnen via föda och dricksvatten jämförts med ett upptag via inandning av järnvägspartiklar under 1 timme. Vi har då antagit att 100 % av de inandade partiklarna tas upp (en överskattning) och dessutom att andningsvolymen är 1 m³ under en timme (motsvarar medeltungt arbete för en vuxen man). Beräkningarna utgår från att halten partiklar är 200 µg/m³. Vi har då utgått från en tänkt sammansättning av partiklarna i järnvägstunnlar som framgår ur tabellen och som bygger på data från tabell 2.

Tabell 5 Beräknat upptag via järnvägspartiklar jämfört med upptag via föda och rekommenderat upptag (se text).

Ämne	Upptag per dag vid 1 timmes vistelse i järnvägstunnel per dag (andel inom parentes) µg (%)	Upptag via föda, dricksvatten per dygn (µg) ^a	Rekommenderat intag per dygn (µg) ^b	Acceptabelt upptag via dricksvatten (µg) ^c
Aluminium	2 (1%)	5 000 – 10 000 ^a		100
Antimon (Sb)	2 (1%)	5		5 ^d
Barium (Ba)	4 (2%)	300 - 1 800		
Bly (Pb)	2 (1%)	>1		10 ^d
Järn (Fe)	140 (70%)	15 000	8 000 – 15 000	200
Koppar(Cu)	4 (2%)	1 000 – 2 500	300 – 1 300	200
Krom (Cr)	2 (1%)	30 - 100		50
Magnesium (Mg)	2 (1%)			30 000
Mangan (Mn)	4 (2%)	2 000 – 8 800		50
Nickel (Ni)	2 (1%)	200 - 300		20 ^d
Selen (Se)	2 (1%)		15 - 55	10 ^d
Titan (Ti)	2 (1%)	300 - 500		
Vanadin (V)	2 (1%)	6 - 30		
Zink (Zn)	2 (1%)		5 000 – 12 000	

- a) enligt [Nordberg 2007]
- b) enligt Livsmedelsverkets rekommendationer (<http://www.slv.se/sv/grupp1/Mat-och-naring/Svenska-narings-rekommendationer/Rekommenderat-intag-av-vitaminer-och-mineraler/> kontrollerat 130701)
- c) Intaget har beräknats utifrån att inviden dricker 1 L vatten under 1 dag och halten är vid gränsvärdet för tjänlig vatten eller tjänlig vatten med anmärkning enligt Livsmedelsverkets föreskrift (LIVSFS 2001:30)
- d) gräns för otjänligt vatten enligt Livsmedelsverkets föreskrift (LIVSFS 2001:30)

Intaget har också jämförts med att inviden dricker 1 L vatten under 1 dag och halten är vid gränsvärdet för tjänlig vatten eller tjänlig vatten med anmärkning enligt Livsmedelsverkets föreskrift (LIVSFS 2001:30). Ur tabellen framgår att upptaget av grundämnet via inandning är förhållandevis lågt. Riskerna beror också på vilken kemisk förening det handlar om och ett ämne kan ha delvis andra effekter om det inandas jämfört med om det sväljs ned.

Jämfört med gällande hygieniska gränsvärden för arbetsmiljön är halterna i järnvägstunnlar lägre (AFS 2011:18, avser genomsnittlig halt under 8 timmar), tabell 6.

Tabell 6. Halt i järnvägstunnel jämfört med hygieniskt gränsvärde i arbetsmiljön (AFS 2011:18)

Ämne	Halt i järnvägstunnel ^a ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Hygieniskt gränsvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^b
Aluminium	2	1000
Antimon (Sb)	2	250
Barium (Ba)	4	500
Bly (Pb)	2	50
Järn (Fe)	140	3 500
Koppar(Cu)	4	200
Krom (Cr)	2	5
Magnesium (Mg)	2	- ^c
Mangan (Mn)	4	100
Nickel (Ni)	2	7
Selen (Se)	2	30
Titan (Ti)	2	1000
Vanadin (V)	2	200
Zink (Zn)	2	1000

- a) utgår från halten 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och sammansättning enligt tabell 5
- b) i det fall det finns gränsvärden för flera föreningar av ämnet redovisas ämnet med lägst gränsvärde avseende 8 timmar
- c) Gränsvärde saknas

I tabell 7 har halten av olika ämnen i järnvägstunnlar jämförts med rapporterade halter i stadsluft. Halten i järnvägstunnlar utgår ifrån en partikelhalt på 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Andelen av partiklarna som består av respektive grundämne är samma som i tabell 5. Eftersom halten partiklar i järnvägstunnlar är betydligt högre än partikelhalten i stadsluft blir halten av de flesta grundämnena högre i järnvägstunnlar. Av de grundämnena som har relevant miljö kvalitetsnorm överskrider denna för nickel.

För metaller som i vissa former är cancerogena, såsom arsenik, krom och nickel, brukar man anse att man ska tillämpa en linjär riskmodell. För krom gäller att det endast är sex-värd krom (kromater) som är visat cancerframkallande. Vår bedömning är att krom i samband med slitage troligen inte förekommer i sexvärd form, men det skulle behöva studeras. Om allt krom förekom i sexvärd form skulle man kunna förvänta sig halter kring $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är lägre än gällande hygieniskt gränsvärde² ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men betydligt över bakgrundshalten i stadsluft. Nickel är cancerframkallande men det råder osäkerhet om den cancerogena potentialen för olika nickelföreningar (metalliskt, oorganiskt, lätt-/svårösliga salter mm) [Nordberg 2007]. Det hygieniska gränsvärdet för nickel i arbetsmiljön är beroende av i vilken form nickel förekommer; för nickeldioxid är det $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, för nickelföreningar $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och i metallisk form $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten nickel (typ av förening ej angiven) i en italiensk tunnelbana uppmättes vid stationär mätning till mellan $0,1$ och $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Ripanucci, et al. 2006].

Flera av de grundämnen som förekommer kan i vissa former orsaka luftvägsirritation och försök i tunnelbanor indikerar att friska försökspersoner och personer med lindrig astma upplever miljön som mer irriterande än "stadsluft" [Klepczyńska Nyström, et al. 2010, Klepczyńska-Nyström, et al. 2012]. Det är dock svårt att knyta detta till något enskilt ämne. Halterna av varje metall för sig är så pass låga att det är osannolikt att den irriterativa effekten kan knytas till någon enskild metall.

I partiklarna har också kisel påvisats vid grundämnesanalys. Kisel kan förekomma i många olika former, t ex kristallint och amorft, och det finns många olika typer av silikater. Mest ogynnsamt skulle det vara ifall kiesel förkom som en cancerogen silikat i fiberform, t ex asbest. En möjlig källa till kisel är från sten i banvallen (spårbädden). Det finns dock andra tänkbara källor till kisel. Det har uppskattats i en studie från tunnelbanan att endast $0,1\%$ av uppmätt kisel kommer från spårbädden [Johansson 2005], vilket skulle motsvara $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid en partikelhalt på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kisel motsvarar ca $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kiseldioxid). I tunnelbanestationer i Rom har halter av respirabel kvarts mellan $12 - 39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uppmätts [Ripanucci, et al. 2006]. Där användes sand för att förstärka bromseffekten och det uppgavs att ca 400 ton sand per år förbrukades. En engelsk studie i tunnelbanemiljö fann att $1-2\%$ av partiklarna var kvarts, vilket skulle motsvara nivåer kring $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i den miljön [Seaton, et al. 2005]. I arbetsmiljöer finns ett hygieniskt gränsvärde på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Risken för silikos vid måttliga exponeringsnivåer anses bero på den totala dosen ($\text{år} \cdot \mu\text{g}/\text{m}^3$). En rapport från en amerikansk arbetsmiljömyndighet indikerar att exponering under 45 år för nivån $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inte helt skyddar från risken för silikos (<http://www.cdc.gov/niosh/docs/2011-120/>, kontrollerad 130703). För resenärer som vistas kortare perioder i järnvägstunnlar torde risken från kvartsdammsexponering var obetydlig. Däremot kan det vara en risk om personerna hela dagarna uppehåller sig i miljön och nivåerna är kring eller över de som uppmätts i den engelska tunnelbanan. De data som finns från Sverige indikerar dock lägre nivåer av kvarts, men det kan finnas anledning att mäta exponeringen för kvarts i dessa miljöer.

² Det hygieniska gränsvärdet i arbetsmiljön avser en genomsnittlig koncentration under en 8 timmars arbetsdag (AFS 2011:18).

Tabell 7 Halt i järnvägstunnel jämfört med rapporterade halter i stadsluft

Ämne	Järnvägs-tunnel ^d (µg/m ³)	Stads-luft ^a (µg/m ³)	Bakgrunds-nivå (µg/m ³)	Miljö kvalitetsnorm (µg/m ³)	Utomhus ^{f,g} (medel-halt) (µg/m ³)	Urban bakgrund ^f (medelhalt) (µg/m ³)
Aluminium	2	1-6				
Antimon (Sb)	2	0,0005 - 0,2				
Barium (Ba)	4	0,0002 – 0,028				
Bly (Pb)	2	0,075		0,5	0,0021 - 0,0046	0,0033
Järn (Fe)	140				0,045 - 0,140	0,036
Kalcium (Ca)	1				0,0034 - 0,0051	0,021
Kalium (K)	1				0,063 -0,090	0,055
Kisel (Si)	5					
Klor (Cl)	0,4				0,200	0,097
Kobolt (Co)	1					
Koppar(Cu)	4	<1			0,0026 – 0,0049	0,0021
Krom (Cr)	1	<0,01 – 0,05			0,0010 – 0,0012	
Mangan (Mn)	2	0,01 – 0,07			0,0029 – 0,0036	0,0016
Molybden	0,1					
Nickel (Ni)	0,03/0,7 ^e	0,1 – 0,2	0,0002 – 0,001 ^c	0,02	0,0010 - 0,0015	0,0016
Svavel (S)	7			100 (som svaveldioxid)	0,36 – 0,64	0,62
Titan (Ti)	0,5	<0,1			0,0063 – 0,0091	0,0021
Vanadin (V)	0,06	0,0005 – 1,2			0,0023 - 0,0055	0,0034
Zink (Zn)	10	0,01 – 2,4			0,013 - 0,022	0,014
Brom (Br)					0,0018 - 0,0027	0,0017

a) [Nordberg 2007]

b) SFS 2010:477

c) Luftguiden, handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, SNV, 2011:1

d) Ur Tabell 4 Arlanda Central, 24 timmar [Gustafsson, et al. 2012]

e) Se tabell 2 (tunnelbanor)

f) [Molnár, et al. 2006] mätt i PM_{2,5} fraktionen

g) [Molnár, et al. 2007] mätt i PM_{2,5} fraktionen

Bilaga 2 Beräkning av exponeringstid i järnvägstunnlar

Vi har beräknat årlig exponeringstid för fyra olika scenarior

- Pendlaren med tåg
- tunnelbaneresenären
- flygresenären
- butiksbiträdet

Pendlaren med tåg reser med järnväg varje dag. Han/hon väntar på tåget uppskattningsvis 15 min vid varje tillfälle för påstigning medan personen lämnar stationen inom 5 minuter vid avstigning. Den andra stationen antar vi är ovan jord. Därtill finns viss tid medan tåget bromsar in på stationen och man kan tänka sig att tåget passerar en eller flera underjordiska stationer. Vi räknar därför med en vistelsetid i järnvägstunnel per dag på 30 minuter och 220 arbetsdagar per år = 110 timmar/år. Till detta kommer pendelresor på fritiden (uppskattningsvis 40 timmar) dvs totalt 150 timmar/år

Tunnelbaneresenären vistas i järnvägstunnlar både medan personen väntar på tåget men också under själva resan. Med en res- och väntetid på 45 minuter enkel väg blir tiden för arbetsresor 220 dagar * 1,5 timmar=330 timmar. Till detta kommer resor på fritiden som vi uppskattar till 150 timmar (dvs 25 min/dag), dvs totalt 480 timmar.

Flygresenären gör 20 flygresor per år då han/hon använder en underjordisk järnvägsstation. Väntetiden uppskattas till 15 minuter och avstigningen tar 5 minuter. Endast den ena stationen ligger under jord. Totalt motsvarar det 400 minuter per år eller knappt 7 timmar/år.

Butiksbiträdet vistas hela arbetstiden i stationsmiljön och dessutom tillkommer uppskattningsvis 30 min/dag före/efter arbetets början. Den totala vistelsetiden i miljön blir i detta fall 220 arbetsdagar*8,5 timmar=1870 timmar/år.

Beräkning av vistelsetid i tunnel för att inte överskrida en given årsdos.

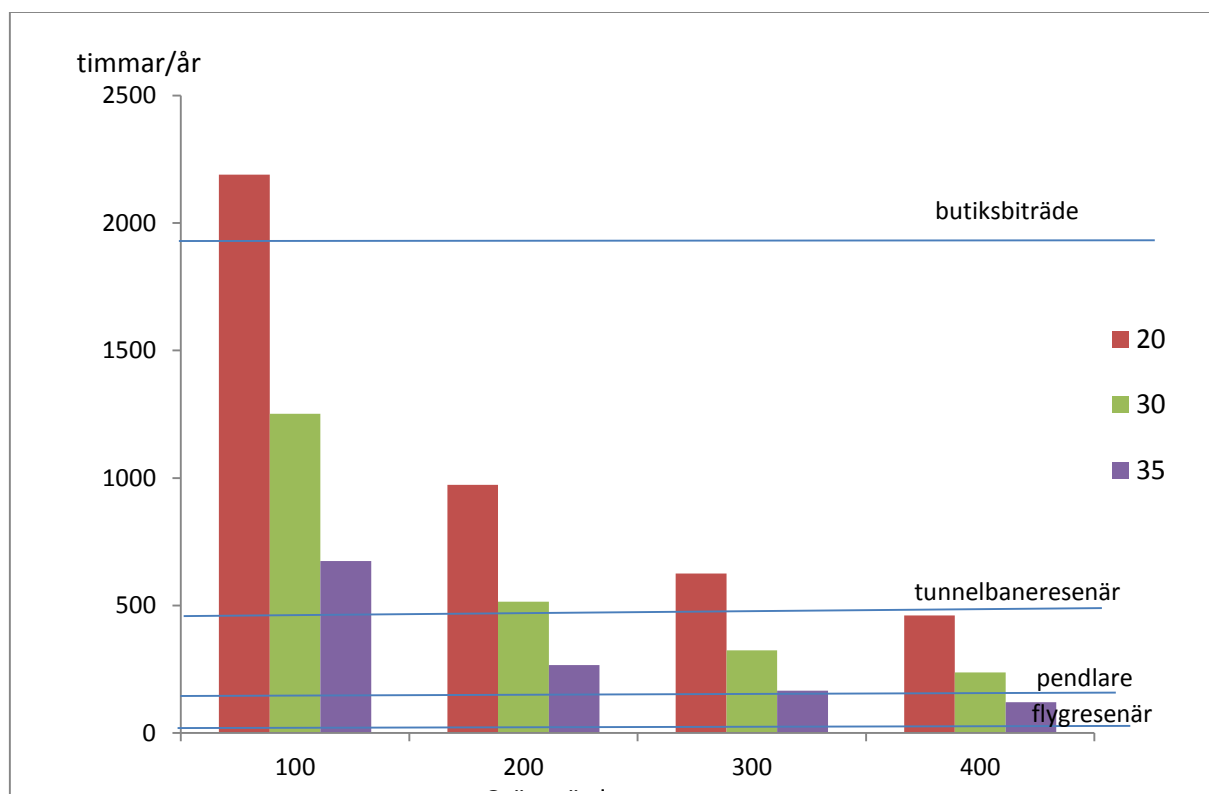
I nedanstående exempel utgår vi från årsdosen vid en vistelse i genomsnitt på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (=MKN för PM10). Utgångspunkten är att ingen person ska utsättas för en genomsnittshalt av partiklar som överskrider $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beräknat som ett årsmedelvärde (motsvarar MKN för PM10), d.v.s. den totala årsdosen ska inte överstiga den dos som motsvarar att man hela året vistas i $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket motsvarar $8760 \cdot 40 = 350\,400 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{timmar}$ ($8760 \text{ timmar} = 24 \text{ timmar} \cdot 365 \text{ dagar}$). Den tid en person kan vistas i en järnvägstunnel blir då beroende av

- den genomsnittliga halt som förekommer övrig tid, t ex $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (C_0)
- den genomsnittliga halt som förekommer i järnvägstunneln, t ex $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (C_t)

Maximal tid i järnvägstunneln (T_{max}) kan då beräknas som:

$$T_{\text{max}} = 8760 \cdot (40 - C_0) / (C_t - C_0)$$

Man kan då beräkna hur många timmar per år en person kan vistas i en järnvägstunnel utgående från individens genomsnittliga övriga exponering i den allmänna miljön (man tar då inte hänsyn till vad personen utsätts för i arbetet). I nedanstående diagram redovisas hur många timmar personen kan vistas vid olika partikelhalter. I diagrammet har vi markerat tiderna för tågpendlaren, tunnelbaneresenären, flygresenären och butiksbiträdet, hur deras tid beräknats finns i bilaga 1. I figur 2 beskrivs hur många timmar man kan vistas i en miljö med nivån från 100 till 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ utan att den totala årsdosen överskrider en genomsnittsdos på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tiden beskrivs utifrån den genomsnittliga nivån i övriga miljöer 20-35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För ett butiksbiträde som under övrig tid utsätts för nivåer kring 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ underskrivs en total årsdos motsvarande genomsnittshalten 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ endast ifall nivån under arbetstid ligger kring eller under 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En tunnelbaneresenären "klarar" utifrån ett motsvarande resonemang en nivå kring 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För den som pendlar med tåg ligger gränsen kring 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För "flygresenären" är inte den kumulativa dosen begränsande utan hans/hennes exponering bör baseras på ett riktvärde över en kortare tidsperiod (<1 timme).

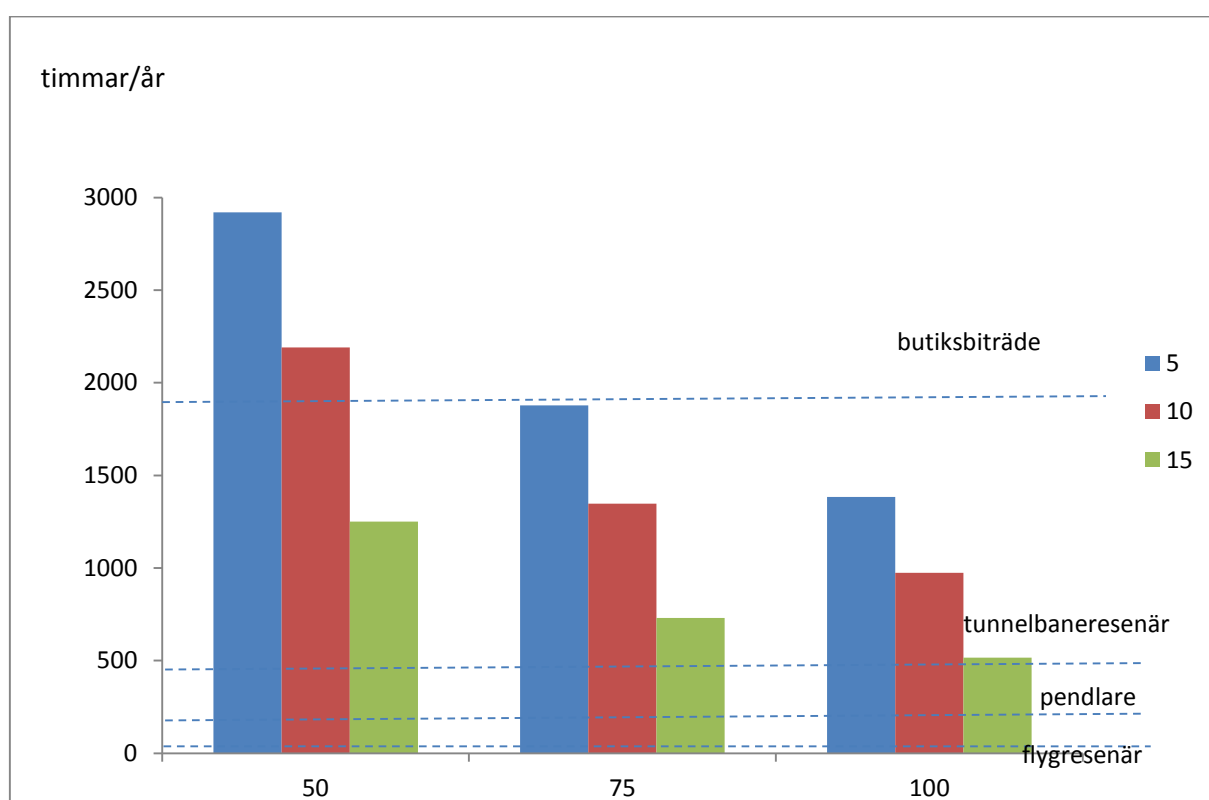


Figur 2 Antal timmar per år man kan vistas i olika nivåer (100 – 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) för att totalt få en total dos för partiklar motsvarande MKN vid 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under ett helt år vid olika nivåer på exponering i övrig miljö (20 – 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). I diagrammet har den tid ett butiksbiträde, en tunnelbaneresenär, en pendlare och en flygresenär beräknas vistas i järnvägstunnlar markerats.

Från 2015 kommer MKN för PM_{2,5} att vara 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beräknad som ett nationellt medelvärde under en treårsperiod (SFS 2010:477). Samma beräkning som för PM₁₀ har därför gjorts utgående från 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och vid bakgrundshalterna för PM_{2,5} på 5, 10 och 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, figur 3. Exponering för en genomsnittlig halt på 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ är en förhållandevis hög nivå om man ser till den nivå när

hälsoeffekter bedöms uppträda. Redan vid nivåer som ligger kring $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kan hälsoeffekter påvisas [World Health Organization. Regional Office for Europe. 2013].

Utgår man från denna typ av bedömning då man ska sätta ett riktvärde, måste man överväga vilka bakgrundsnivåer som förekommer i Sverige. Ska man t ex hindra att en person som vistas i en bakgrundsnivå på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM10 överskrider $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som genomsnittsexponering under år så kan han/hon inte vistas mer än drygt 400 timmar per år i järnvägstunnlar. Denna tid överskrids sannolikt för många personer som regelbundet arbetspendlar med tunnelbana/tåg. När man utgår från MKN bör man beakta att den baseras i ganska hög grad på studier som avser föroreningar från trafik där motorfordon förekommer. De få studier som finns talar snarare för att partiklar från järnvägstunnlar innebär lägre risk än för partiklar från vägtrafik.



Figur 3 Antal timmar per år man kan vistas i olika nivåer ($50 - 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) för att totalt få en total dos för partiklar motsvarande MKN vid $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under ett helt år vid olika nivåer på exponering i övrig miljö ($5 - 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I diagrammet har den tid ett butiksbitråde, en tunnelbaneresenär, en pendlare och en flygresenär beräknas vistas i järnvägstunnlar markerats.

Bilaga 3 Skillnader och likheter i hälsoeffekter på grund av föroreningar i järnvägstunnlar respektive vägtunnlar

Föroreningarna i vägtunnlar och järnvägstunnlar har både likheter och olikheter. Källorna till föroreningarna är olika. I järnvägstunnlar (och tunnelbanor) förekommer i huvudsak enbart elektriskt drivna fordon medan fordonen i vägtunnlar i huvudsak drivs med förbränningsmotorer. Det innebär att i vägtunnlar kommer partiklarna huvudsakligen från avgaser från förbränningsmotorer, slitagepartiklar från väg och däck samt uppvirvlat damm från vägbanor. Partikelhalten i en vägtunnel beror på antalet fordon som passerar tunneln, hastighet och andra fordonsspecifika karaktäristika (ålder, typ av fordon, såsom lastbil eller personbil, motortyp, motortemperatur, underhåll) men även förarens körstil. Andra viktiga faktorer är vägens lutning och trafiktäthet (trafikstockning). Ventilationssystemet i en vägtunnel är beroende av bl a tunnelns längd och kan ske på tre sätt: passivt (trafikärelsen), longitudinellt (via fläktar som förflyttar luften längs tunneln med intag av frisk luft via en av infarterna) samt "transverse" ventilation (aktivt tillförd frisk luft och utblås av förorenad luft på ett flertal ställen inne i tunneln, och utan longitudinell förflyttning av luft inne i tunneln). Partiklar som uppmäts i vägtunnlar har sitt ursprung både från tunneln och den omgivande miljön. Mätningar visar att en betydande del av de partikelhalter som finns i vägtunnlar härrör från luften utanför tunneln.

Det kan vara svårt att jämföra värden uppmätta i olika vägtunnlar eftersom provtagningsplatsen är av stor betydelse. T.ex. kan halten i slutet av en tunnel eller i anslutningen av en utfart vara högre än mitt i tunneln.

Den genomsnittliga halten av partiklar i vägtunnlar för PM₁₀ är 50-1600 µg/m³ och 60-300 µg/m³ för PM_{2,5}, vilket inte är i samma storleksordning som i järnvägstunnlar, tabell 8a. I ett vägtunnelscenario (National Health and Medical Research Council 2008) skattas genomsnittshalterna för PM₁₀ till 167 µg/m³ (max 667 µg/m³) och för PM_{2,5} 150 µg/m³ (max 600 µg/m³), dvs ungefär samma partikelhalt för såväl PM₁₀ som för PM_{2,5}. Detta beror på att PM₁₀-halter till 90% motsvaras av PM_{2,5} i vägmiljöer (förutsatt att inga dubbdäck förekommer). Som jämförelse kan nämnas att i samma scenario uppskattas halterna inuti en bil som färdas i tunneln till 33 µg/m³ (max 800 µg/m³) resp 30 µg/m³ (max 600 µg/m³) för PM₁₀ resp PM_{2,5}.

Koncentrationen av antalet partiklar i vägtunnlar är av storleksordningen 10⁵ cm⁻³ vilket kan öka till 10⁶ cm⁻³ vid trafikstockning. Partiklarna domineras av partiklar i storleken 10-20 nm och ibland upp till 60 nm. Samma fynd återfinns i järnvägstunnlar (och i tunnelbanor) [Cheng, et al. 2010, Council 2008, Johansson, et al. 2013]. Däremot är storleksfördelningen baserat på massa något annorlunda. Partiklarna kan delas in i två storlekar med avseende på källa, avgaser (sot och organiska ämnen, <1 µm) samt uppvirvlat damm från vägbanan (grus, broms- och däckslitage, >1 µm). Baserat på massfördelning är de flesta partiklarna som finns i vägtunnlar mellan 0,05 och 1,0 µm stora, med en dominans av partiklar i storleken 0,1-0,2 µm. I järnvägstunnlar (och tunnelbanor) dominerar partiklar i storleken 1-7 µm.

Sammansättningen av partiklarna skiljer sig åt mellan järnvägs- och vägtunnlar. Järn (Fe) förekommer i båda typerna av partiklar men vägdammpartiklarna innehåller mindre Fe (partiklar i järnvägstunnlar

innehåller 5-10 gånger högre halt). Metallinnehållet i vägdammpartiklar är också generellt lägre för Sb, Ba, Cu, Mn och Zn, se tabell 2. För andra metaller har Sysalova et al. [Sysalova and Szakova 2006] jämfört metallinnehållet i uppsamlat damm från vägtunnel- respektive tunnelbana och författarna redovisar att Pb finns i dubbelt så hög halt i vägparklarna än i partiklarna från tunnelbanor medan halten Ni, Cd och As var högre i partiklar från tunnelbanor. Krom (Cr) finns i ungefär samma halt i båda miljöerna medan Mn och Zn finns i något lägre halt i vägparklarna, vilket också visas i tabell 2.

Analys av organiskt material av partiklar i tunnelbanor fann att 10-20% hade organiskt ursprung [Johansson 2005]. Partiklarna innehöll 37% organiskt kol (OC) och 11% elementärt kol (EC) [Gomez-Perales, et al. 2004]. Partiklarna i vägtunnlar har en större andel organiskt innehåll (EC 58,8% och OC 26,5%) [Council 2008].

I avgaser från förbränningsmotorer bildas en lång rad olika kemiska föreningar. De som vanligen brukar mätas är kväveoxider, men där förekommer också aldehyder, ketoner mm. Halten av kväveoxid och kvävedioxid är betydligt högre i vägtunnlar jämfört med järnvägstunnlar där endast eldrivna fordon förekommer. Text uppmättes halten kvävedioxid i tunnelbanemiljö till $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, medan halten i en vägtunnel var ca 10 gånger högre ($230 \mu\text{g}/\text{m}^3$; medianvärde) [Klepczyńska Nyström, et al. 2010]. Motsvarande halter för kväveoxid var 59, respektive $874 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 8a Uppmätta halter av partiklar i järnvägstunnlar (medelvärde±std).

Antal mätningar	Halt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Plats	Referens
	PM2,5	PM10		
196 (?)	88±39 – 129±67 ^a (passagerar-area) 57±45 – 127±52 ^a (arbetstagar-area)	182±97 – 359±171 ^a (passagerar-area) 75±33 – 271±106 ^a (arbetstagar-area)	Seoul	[Kim, et al. 2008]
12		152 -270 ^b	Buenos Aires	[Murruni, et al. 2009]
3		287±8	Mainline	[Loxham, et al. 2013]
4	61±26	200±96	Paris	[Raut, et al. 2009]
Dagligen 1 månad		88±22 – 247±72	Stockholm	[Gustafsson, et al. 2012]

Uppmätta halter av partiklar i **vägtunnlar** (medelvärde±std).

Antal mätningar	Halt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Plats	Referens
	PM2,5	PM10		
?	64(46-81) ^f	176 (130-206) ^f	Stockholm	[Larsson, et al. 2007]
Kontinuerligt 11 månader		45 _± 29 – 138 _± 92 ^g	Bomlafjord	[Almeida-Silva, et al. 2011, Indrehus and Aralt 2005]
12	199-1061(NA) ^h	250-1340 (NA) ^h	Lissabon	[Almeida-Silva, et al. 2011, Johansson, et al. 2013]
	60-170 ⁱ	350-1600 ⁱ	Stockholm	[Johansson, et al. 2013]
?	100-300 ^j (32-388)	60-400 ^j (16-1004)		[Council 2008]
10		122 _± 18 – 645 _± 287	Göteborg	[Sternbeck, et al. 2002]

- a) geometriskt medelvärde ±sd
- b) Total Suspended Particulate, 25 och 75-percentiler
- c) PM5
- d) PM2
- e) Respirabel fraktion
- f) Median (range)
- g) Oklart om PM10 avses
- h) Summerat redovisade delfraktioner
- i) Redovisas som koncentrationsintervall
- j) Generellt uppmätt värde (min-max)

Skillnader och likheter mellan partiklar i järnvägstunnlar och vägtunnlar kan sammanfattas som:

- Innehållet i partiklarna i järnvägstunnlar kommer till stor del från slitage av hjul, räls och bromsar medan partiklar i vägtunnlar kommer från förbränningsmotorer och vägsnitage, vilket leder till att:
 - partiklar i järnvägstunnlar innehåller en större andel järn
 - partiklar i vägtunnlar innehåller PAH, aldehyder mm från förbränning (kan förekomma i järnvägstunnlar om diesellok används)
- halten av partiklar är av samma storleksordning i järnvägs- och vägtunnlar
- partiklar i vägtunnlar är till storleken mer fina och ultrafina partiklar (framför allt på grund av de innehåller partiklar från förbränningsmotorer)

Vår bedömning är att hälsoriskerna vid vistelse i järnvägstunnlar är lägre än vid motsvarande vistelse i vägtunnlar (om det inte förekommer diesellok i järnvägstunnlarna). Vi utgår då från att halten av partiklar är av samma storleksordning och tiden man vistas i tunneln är lika lång. Vi bygger vår slutsats på studier i vägtunnlar respektive tunnelbanestationer av friska försökspersoner och personer med lindrig astma. I studierna noterades mer påverkan på irritativa besvär och markörer för inflammation vid vistelse i vägtunnlar än vid vistelse i järnvägstunnlar vid likartade partikelnivåer [Klepczyńska Nyström, et al. 2010, Klepczyńska-Nyström, et al. 2012, Larsson, et al. 2010, Larsson, et al. 2007]. Studier i cellsystem tyder likaså på att partiklar från vägtunnlar har en högre inflammatorisk potential, se sid 12. Resultaten indikerar att hälsoeffekter som bygger på inflammatoriska mekanismer inte bör vara svagare i järnvägstunnlar än i vägtunnlar. Risken för cancer bedömer vi som lägre i järnvägstunnlar än i vägtunnlar eftersom partiklar från förbränningsmotorer innehåller bl a polyaromatiska kolväten, vilka torde vara en viktig orsak till en ökad risk för cancer i samband med exponering för partiklar i den allmänna miljön.