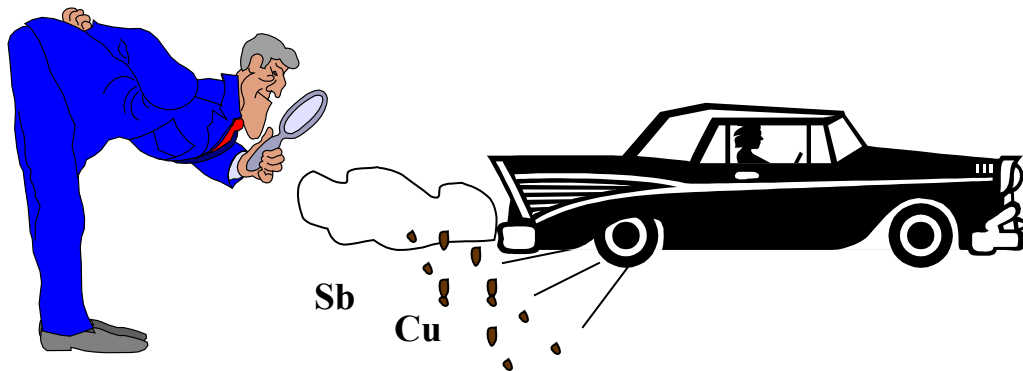




rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Vägtrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts- och landsvägskörning



John Sternbeck Erik Furusjö Anna Palm

B 1598

Oktober 2004



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary Projekttitel/Project title
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor
Telefonnr/Telephone 08 598 563 00	BilSweden Vägverket
Rapportförfattare/author John Sternbeck Erik Furusjö Anna Palm	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Vägrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts- och landsvägskörning	
Sammanfattning/Summary Trafikens påverkan på halter av PM10 och 25 metaller har studerats, med syfte att bedöma om denna påverkan skiljer sig mellan tätortskörning och landsvägskörning. För att identifiera den andel av partiklar och metaller som härrör från trafiken har multivariat receptormodellering genomförts. Härigenom identifierades fem källor – uppvirvling av vägdamm, bromsar, vägsalt, regional förbränning och bakgrund. Bromsar är av stor betydelse för PM10 vid tätortskörning, men av liten betydelse vid landsväg. Koppar, Ba, Pb, Sb och Zn är exempel på metaller som i stor utsträckning härrör från bromsar, medan förekomsten av framförallt Cd och Tl helt domineras av bakgrundsbidraget.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords PM10, metaller, vägrafik, emissioner, luft, receptormodell, bromsar	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1598	
Rapporten beställs via /The report can be ordered via Hemsida: www.ivl.se , e-mail: publicationservice@ivl.se , fax: 08-598 563 90 eller IVL, Box 210 60, 100 31 Stockholm	

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	2
1 Bakgrund och syfte	3
2 Metoder	4
2.1 Strategi och provtagningplatser	4
2.2 Provtagning och analys.....	5
2.3 Receptormodellering	6
3 Resultat.....	9
3.1 Halter	9
3.2 Receptormodellering	13
3.2.1 Osäkerhet i data	13
3.2.2 Passning och egenskaper hos PMF-modellen	13
3.3 PM10	15
3.4 Faktor 1 – uppvirvling	17
3.5 Faktor 2 – bromsar.....	19
3.6 Faktor 3 – vägsalt	22
3.7 Faktor 4 och 5 – förbränning	24
4 Diskussion	30
4.1 Faktorernas betydelse för PM10.....	30
4.2 Faktorernas betydelse för halter av enskilda metaller	32
5 Slutsatser	37
6 Tack.....	38
7 Referenser	38

Appendix.

Källprofiler för de fem källorna som estimerats med PMF

Ordlista

Sammanfattning

Vägtrafikens betydelse för förekomsten av PM10 i omgivningsluft anses ofta relaterad till spridning av s.k. slitagepartiklar, snarare än avgaspartiklar. Kunskapen om den relativa betydelsen av de processer som kan generera slitagepartiklar är dock mycket begränsad. Denna studie syftar till att kvantifiera vägtrafikens bidrag till PM10 och 25 metaller i omgivande luft, att identifiera de bakomliggande processerna, och att illustrera hur påverkan varierar mellan motorvägskörning och tätortskörning. Synkrona dygnsprov av PM10 har tagits vid motorväg (E4, ca 20 km SV om centrala Stockholm) och i större tätort (Hornsgatan, Stockholm), i sex delkampanjer under ett år (37 tillfällen). Partiklarna har karakteriserats med avseende på 25 metaller, och källorna har identifierats med hjälp av multivariat receptormodellering.

Förekomsten av PM10 och flertalet metaller beskrivs väl med fem faktorer som är gemensamma för båda stationerna: uppvirvlat vägdamm, bromsar, vägsalt, regional förbränning samt bakgrund. Bidraget från respektive källa till PM10 och varje metall redovisas för varje tidpunkt och vid båda stationerna. Bromsar är av stor betydelse för PM10 i tätort, och utgör i genomsnitt 23 % (medelbidrag $8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men är av liten betydelse vid motorväg. Avgaser förefaller inte bidra till partikelhalterna. Bromsbidraget varierar oregelbundet över året, men är högst under sommar med torrt väder. Uppvirvlat vägdamm är en av de dominerande källorna till PM10, med en topp under vårvintern och något högre halter i tätort. Sammansättningen är mycket snarlik geologiskt material, men med en anrikning av Zn som skulle kunna hänföras till däckslitage. Vägsalt är generellt av mindre betydelse för halterna av PM10, men med ett antal höga värden.

Två förbränningsfaktorer identifierades: en med regionalt ursprung och en bakgrunds aerosol. Den regionala faktorn är av mindre betydelse för PM10. Dess kemiska sammansättning är behäftad med stora osäkerheter men indikerar att oljeförbränning och eventuellt även vedeldning ingår. Bakgrunds aerosolens bidrag till PM10 samvarierar starkt mellan lokalerna och är högst då luftmassorna är av sydligt eller sydostligt ursprung, vilket indikerar att källan är energiproduktion i regioner söder eller sydost om Sverige. Detta är den dominerande källan till PM10 vid motorväg och en av de viktigaste även i tätort.

I tätort härrör Cu och Sb till > 90% från bromspartiklar, och utgör därmed goda markörmetaller för denna källa. Bromsar är även av stor betydelse för halterna av Ba, Bi, Fe, Mn, Mo, Pb och Zn. Bakgrunds aerosolen är en helt dominerande källa till Cd och Tl, även i en stor tätort som Stockholm, och är också av stor betydelse för As och Pb.

1 Bakgrund och syfte

Vägtrafik är identifierad som en viktig källa av vissa metaller och luftburna partiklar (t.ex. PM10) i tätorter, och anses ha betydelse för såväl human exponering av PM10 som spridning av vissa metaller till den akvatiska miljön. Flera olika partikeltyper härrör från trafiken och en grov indelning kan göras i förbränningspartiklar ($< 1 \mu\text{m}$) och slitagepartiklar (merparten av massan $> 1 \mu\text{m}$). Förbränningspartiklar var tidigare en dominerande källa för bly i miljön, men numera torde slitagepartiklar vara av större kvantitativ betydelse för den spridning av metaller som sker från vägtrafiken. Detsamma anses vanligen även gälla för bidraget till PM10 (t.ex. SLB, 2003; Harrison m.fl., 2003), även om några få studier pekar ut att fordonens emissioner framförallt sker som avgaspartiklar (Abu-Aballan m.fl., 2003).

Såväl kvalitativt som kvantitativt är kunskapen om slitagepartiklar från fordon begränsad (Gustafsson, 2001). Tänkbara källor till slitagepartiklar från vägtrafiken är bl.a. bromsar, däck och vägbanor. Dessutom leder trafiken till uppvirvling av vägdamm och markstoft. Åtgärder för att minska PM10 i omgivningsluft samt metallspridning från vägtrafiken kräver detaljerad kännedom om betydelsen av de olika källorna och deras variationer i tid och rum. Den inbördes betydelsen av dessa källor är till stora delar okänd, men kan förväntas variera med körnönster. Exempelvis torde tätortskörning leda till högre slitage av bromsar (start-stopp) och eventuellt även av däck (högre friktion vid svängning). Dessutom har partiklar från däck, bromsar och vägbanor olika kemisk sammansättning.

Receptormodeller har framgångsrikt använts som ett sätt att identifiera källbidragen till partiklar och ingående kemiska komponenter i omgivningsluft. Vanligen används dessa modeller för data från bakgrundslokaler eller urbana bakgrundslokaler (Hopke, 2003; Polissar m.fl., 2001; Huang m.fl., 1999). Med ökande avstånd från källorna ökar dock risken att olika källor samvarierar över tiden, t.ex. av meteorologiska orsaker, vilket kan minska möjligheten att separera dessa källors bidrag till t.ex. PM10. PMF har även använts för receptormodellering av partikulärt material från stadsluft (Chueinta m.fl., 2000; Kim m.fl., 2003; Lee m.fl., 1999; Maykut m.fl., 2003). Dessa studier skiljer sig mot den som redovisas här på ett antal områden, t.ex. provtagningsplatser och analyserade ämnen och kan p.g.a. detta inte svara på frågor om partikelnivåer och sammansättning i trafikmiljöer.

Denna studie syftar till att kvantifiera trafikens bidrag av slitagepartiklar till PM10, hur det varierar mellan körning i tätorter och vid motorväg, samt hur de olika källorna bidrar till förekomsten av PM10 och metaller i luft. Även nära vägen kan icke-trafikerelaterade partiklar vara av betydelse för halterna av såväl PM10 som enskilda metaller. Av särskild betydelse är markstoft och liknande geologiskt material, som ofta identifierats som en dominerande källa till PM10. För att kunna studera och bedöma

trafikens bidrag krävs därför en strategi där samtliga källor identifieras. Genom att provtagningarna sker nära källan (vägtrafik) blir signalen från trafiken stark, och uppvisar sannolikt även större variationer än vid en bakgrundsstation.

2 Metoder

2.1 Strategi och provtagningplatser

Strategin var att synkront mäta PM10 vid en motorvägslokal och i ett urbant gaturum, och att genomföra mätningar under olika väglag och olika årstider. Lokalerna är E4 mellan Stockholm och Södertälje, ca 1 km SV om St Botvids kyrka, och Hornsgatan på Södermalm i Stockholm. Dessa är båda belägna i samma region (avstånd ca 15 km) och påverkas därmed likartat av långväga källor, s.k. bakgrundshalter. Det finns ingen spårbunden trafik i närheten av lokalerna. Hornsgatan är ett urbant gaturum där trafikföroreningar anrikas i luften p g a begränsat luftutbyte. Vid denna lokal utför Stockholms Luft- och Bulleranalys (SLB) kontinuerliga mätningar av luftföroreningar sedan flera år, vilket har visat att miljö kvalitetsnormen för PM10 överskrids. Lokalen vid E4 är omgiven av ett skogsparti på södra sidan och jordbruksmark på norra sidan.

Fördelningen av prov i tiden fördelades för att omfatta dels variationer på dygnsbasis och dels årstidsbetingande variationer. Uppvirvling kan variera starkt mellan olika dygn beroende på om vägbanan är torr eller blöt. Årstidsvariationer beror dels på snötäcke eller ej (styr uppvirvlingen) och dels på förbränningsrelaterad energiproduktion. Under den kalla perioden produceras värme via vedeldning, olja och kol, vilka samtliga är potentiellt viktiga partikelkällor. I denna studie genomfördes mätningar under 6 perioder från mars 2003 till februari 2004. Varje period omfattade 4-11 prov, och varje prov togs i regel under 24 timmar, men vissa prov representerar upp till 48 timmar.

Trafiken är tvåfilig i båda riktningar vid båda lokalerna. Reglerad hastighet vid Hornsgatan är 50 km/h, men vid kösituationer är hastigheten lägre. Vid E4 är medelhastigheten över dygnet ca 100 km/h (se Tabell 1) och köbildning förekommer i allmänhet inte. Trafiken utgörs till större delen av personbilar (>90 %) och uppvisar tydliga toppar vid rusningstid, dvs 06.00 – 08.00 samt 15.00-18.00 vardagar. Trafikintensiteten är normalt något lägre på helgerna. Tabell 1 visar metadata för varje mätkampanj och sammanfattar de aktuella trafikflödena.

Tabell 1. Metadata för varje mätkampanj. Trafiken är beräknad utifrån genomsnittlig timtrafik per provtid (dvs om ett prov motsvarar t ex 26 timmar har den genomsnittliga timtrafiken beräknats för just dessa timmar) *i en körriktning*. Utifrån detta har medelvärden bildats för varje mätkampanj. Kampanj 1 motsvarar därmed ett medelvärde baserat på 6 enskilda värden, kampanj 2 på 5 värden osv. Spridningen är angiven som standardavvikelsen för dessa enskilda värden. På motsvarande sätt har medelhastighet för E4 och dess spridning beräknats.

Period	Antal prov	Temp, °C medel (min - max)	Väder	Trafik Hornsg. fordon/h	Trafik E4 fordon/h	Medel- hastighet E4 km/h
3-9 mars 2003	6	0 (-4 - +6)	Ganska torrt, snö i vägrenen	760 ± 131	1238 ± 265	102 ± 1.6
22-27 april 2003	5	5 (-0.3-20)	Mestadels torrt	695 ± 200	1325 ± 162	97
23-27 juni 2003	4	17 (12 -25)	Blandat	752 ± 27	1463 ± 51	Info saknas
25-30 aug 2003	5	13 (9 - 17)	Mestadels regn	715 ± 57	1395 ± 65	102 ± 2.0
27 okt-3 nov 2003	6	3 (7 - 16)	Fukt, dimma, regn Tidvis uppehåll	740 ± 94	1411 ± 181	100 ± 0.54
22 jan-4 feb 2004	11	-2.6 (-13 - +6.7)	Mycket snö, lite regn mot slutet	Info saknas	1143 ± 106	98 ± 3.9

2.2 Provtagning och analys

Provtagning av PM10 genomfördes med IVLs PM10 provtagare, vid ett luftflöde på ca 19 l/min. Provtagarna placerades på ca 2.5-3 m höjd över vägbanan. Vid varje lokal användes två provtagningssystem parallellt, för att få tillräckliga mängder för analys. Proven vägdes separat och precisionen angiven som relativ standardavvikelse baserad på samtliga prover var 7%.

Metallanalyser utfördes vid Finlands Geologiska Undersökning (Espoo, Finland). Filtren uppslötts parvis i HNO₃:HF och analyserades med ICP-MS. Vid tre provtagningstillfällen på Hornsgatan togs dubbelprover som analyserades separat för att bedöma den sammantagna spridningen från provtagning och analys. Osäkerheter i data har hanterats med en modell som innefattar en term för absoluta fel och en term för relativa fel (se kapitel 3.2.1). Spridningen inom respektive par korrigerades för absoluta fel innan det sammantagna relativa felet beräknades. Resultaten finns i Tabell 2, som även innehåller uppgifter om detektionsgränser. Relativ spridning har ej beräknats i de fall fler än ett av analysvärdena låg under detektionsgränsen.

Den relativa precisionen för PM10 är 3.6% i dessa tre dubbelprover medan den som nämnts ovan är 7% för samtliga prover, vilket indikerar att även den spridning som beräknats för metallerna är lägre än vad som är representativt för samtliga prover. De

beräknade värdena kan ändå ge en uppfattning om storleksordningen av osäkerheter i provtagning och analys.

Tabell 2. Detektionsgränser (DL) och relativa fel för analyserna. Detektionsgränser per filter har erhållits av analyslaboratoriet medan approximativa detektionsgränser per m³ har baserats på medelprovtagningsvolymen (56 m³). Relativt fel har skattats från tre upprepade mätningar på Hornsgatan som beskrivs i texten.

	DL µg/filter	~DL ng/m ³	Relativ spridn.		DL µg/filter	~DL ng/m ³	relativ spridn.
Ag	0.001	0.02	9.2%	Mn	0.003	0.06	3.7%
Al	0.01	0.21	2.3%	Mo	0.005	0.10	15.1%
As	0.01	0.21		Na	0.2	4.1	5.8%
Ba	0.01	0.21	4.4%	Ni	0.01	0.21	9.6%
Be	0.03	0.63		Pb	0.005	0.10	2.7%
Bi	0.002	0.04		Rb	0.001	0.02	
Ca	2	41	14.6%	Sb	0.003	0.06	14.9%
Cd	0.003	0.06		Si	20	414	
Co	0.003	0.06	24.9%	Sr	0.01	0.21	
Cr	0.04	0.83	24.5%	Th	0.002	0.04	
Cu	0.005	0.10	2.9%	Ti	0.05	1.0	8.3%
Fe	0.5	10	3.6%	Tl	0.001	0.02	
K	1	21	6.8%	U	0.001	0.02	
Li	0.01	0.21		V	0.005	0.10	3.9%
Mg	0.05	1.0	17.8%	Zn	0.03	0.62	3.2%

2.3 Receptormodellering

I syfte att undersöka olika källors bidrag till de uppmätta partikelhalterna har data analyserats med tekniker för s.k. receptormodellering. Den mest använda tekniken bygger på kemiska massbalanser med kända källor (CMB). I de fall då alla källprofilers utseende inte är kända, vilket oftast är det mest realistiska, finns ett antal olika tekniker som kan användas varav de dominerande idag är UNMIX, *Positive Matrix Factorisation* (PMF) och tekniker som baseras på lufttrajektorier (Hopke, 2003; Henry, 2002). I detta arbete har PMF (Paatero och Tapper, 1994; Paatero, 1997) använts. Metodiken bygger på att det går att utnyttja att olika källor har olika sammansättning med avseende på de metaller som analyseras och olika tidsvariation i sina bidrag. Denna information kan användas för att identifiera antal oberoende källor som bidrar till de

observerade partikelhalterna samt deras karaktär med avseende på tidsvariation och bidrag till olika metaller. Resultatet från PMF-analysen blir tidsvariationen hos faktorernas bidrag till partikelhalterna samt deras relativa sammansättning med avseende på de metaller som mätts.

För att kunna utföra en analys med PMF krävs förutom mätdata även en skattning av osäkerheten i varje mätvärde. Med hjälp av denna viktas proverna vid passningen av modellen så att osäkra datapunkter, t.ex. värden under eller nära detektionsgränsen, får låg inverkan på modellen, vilket avsevärt förbättrar modellresultatet. Dessutom kan PMF även hantera outliers med hjälp av s.k. *winzorising*, vilket i korthet innebär att om en datapunkt får ett skattningsfel (residual) som är större än 4 standardavvikelser (i typfallet), så ges den inte större inflytande på modellen än om den hade exakt så stor avvikelse. Detta medför att avvikande prover, t.ex. p.g.a. kontamination, inte får så stor påverkan på modellen.

Den osäkerhet som uppkommer på grund av osäkerhet i de data som används i analysen kan beräknas genom felfortplantning i modellen. Detta görs automatiskt i varje analys. Resultatet erhålls som standardavvikelser för alla element i de faktorer som extraheras. Beräkningarna bygger på att skattningarna av osäkerheten i mätdata är riktig.

Dessutom är resultat från PMF och liknande tekniker oftast förknippade med en s.k. rotationsosäkerhet vilket kan visa sig som att man ibland inte erhåller profiler för rena källor utan kombinationer av flera källor (Paatero m fl., 2002). Genom att variera en parameter i analysen (kallad FPEAK) kan olika lösningar studeras. Därmed kan storleken på rotationsosäkerheten uppskattas. En lösning som ger god förklaring av variationen i data och den mest relevanta fysikaliska tolkningen antas sedan bäst representera verkliga källor och deras bidrag.

För att undersöka storleken på den osäkerhet i lösningarna som beror på rotationsfrihet har vi använt en metod där FPEAK varieras systematiskt. Det intervall på FPEAK som inte ger en signifikant ökning av passningsresidualerna, baserat på ett approximativt F-test, anses utgöra det intervall som beskriver rotationsfriheten i modellen. Faktorernas utseende i ändpunkterna på detta intervall anses representera rotationsosäkerheten i dessa. Detta sätt att kvantifiera rotationsosäkerheten i modellen är approximativt men mer exakta metoder tenderar att bli mycket komplexa. Den använda metoden anses ge tillräcklig noggrannhet för syftet i denna studie. Försök att kvantifiera rotationsosäkerheten i resultat från PMF är ovanliga och har inte rapporterats i någon studie känd för författarna av denna rapport.

Vi presenterar skattningar av båda typerna av osäkerhet (felfortplantning och rotationsosäkerhet) för resultaten i denna studie.

Genom att utföra en linjär regression efter PMF-analysen kan de olika källornas absoluta bidrag till den totala partikelhalten och deras absoluta sammansättning uppskattas. Detta sker genom att utföra multipel linjär regression mellan tidsprofilerna (G) för de olika källorna och den uppmätta partikelhalten. Tidsprofilerna (G) och källprofilerna (F) skalas sedan med de erhållna koefficienterna, vilket ger de olika källornas bidrag till partikelhalten i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ prov för prov samt källprofiler där bidragen uttrycks i μg metall/ μg partikel för samtliga metaller. Därmed skattas även det totala innehållet av icke analyserade ämnen i partiklarna (organiska ämnen, sulfat, nitrat, klorid etc.). Det är viktigt att notera att ett centralt antagande bakom regressionen är att inga andra källor än de som identifierats signifikant bidrar till partikelhalten.

3 Resultat

3.1 Halter

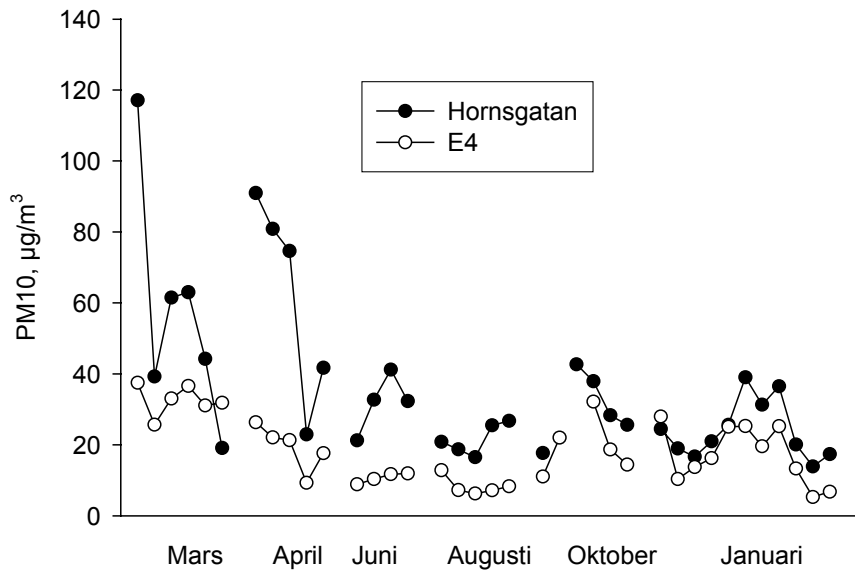
En sammanställning av halterna redovisas i Tabell 3. Halterna av PM10 uppvisar viss samvariation mellan lokalerna men var genomgående högre vid Hornsgatan (Figur 1). Medelvärde (\pm standardavvikelse) under studerade perioderna var $36.3 \pm 23.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Hornsgatan och $18.4 \pm 9.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid E4. De kontinuerliga mätningar som genomförs av SLB vid Hornsgatan ger ett medelvärde för perioden om $37.4 \pm 34.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mycket nära medelvärdet i denna studie, vilket indikerar att de valda mätperioderna är representativa.

Flertalet metaller uppvisar genomsnittligt en måttlig förhöjning vid Hornsgatan relativt E4 (Figur 2). Signifikansen hos skillnaderna i metallhalter mellan Hornsgatan och E4 bedömdes med Wilcoxon's parvisa test¹ och de beräknade p-värdena redovisas i Tabell 3. De metaller som ej uppvisar någon skillnad i halter mellan de två lokalerna är Ag, Cd, Na, Ni, Si, Cr och Tl. För övriga metaller inklusive PM10 var halterna på Hornsgatan signifikant förhöjda jämfört mot E4. Koppar och Sb är starkast anrikade, följt av Ba, Fe och Ti.

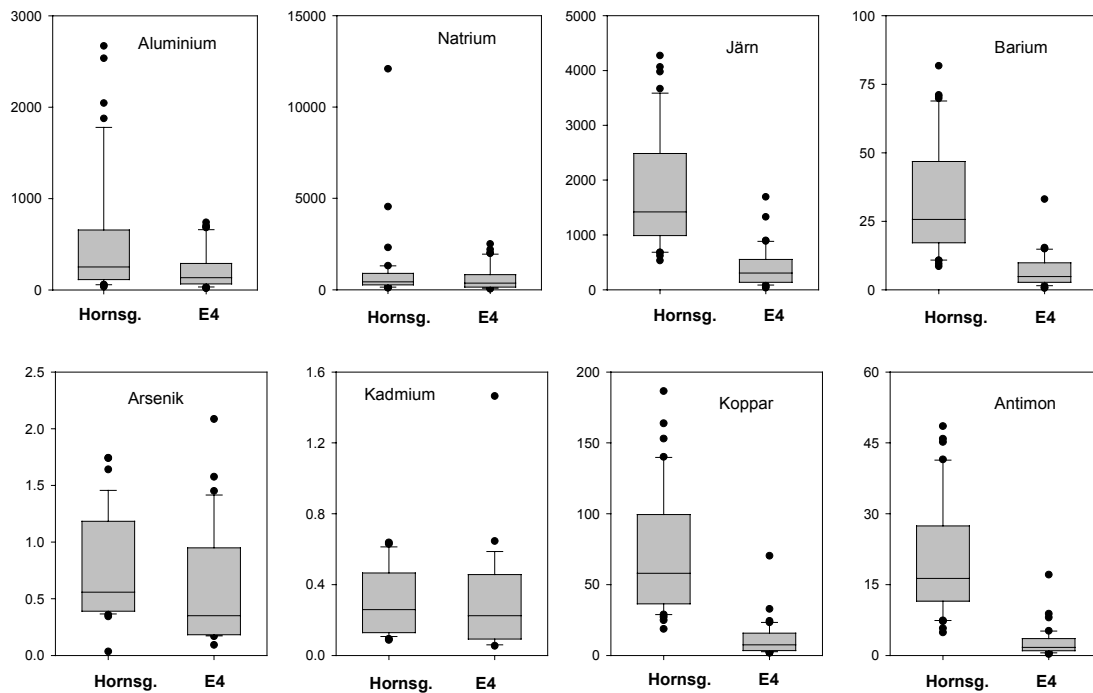
Variationen över året skiljer sig mellan metallerna. Aluminium var högst under vårvintern och lägst under januari, då snö täckte landskapen (Figur 3). Flera metaller följer detta mönster, t.ex. K, Rb, Sr och Ti. Natrium uppträdde med stora årstidsvariationer (Figur 3) och några få extremvärden vid Hornsgatan. Natriumhalterna korrelerar inte med någon annan metall. Arsenik (Figur 3), Cd och Tl var systematiskt högre under vinterhalvåret, och halterna samvarierar starkt mellan lokalerna. Dessutom var halterna nästan lika höga vid båda lokalerna; för As något högre vid Hornsgatan. Koppar varierade inte tydligt systematiskt under året, men föreföll högst under sommaren. Koppar korrelerar mycket starkt till Sb, men även till bl.a. Ba och Fe.

Halterna av Cr och Ni var under de 10 första proven avvikande höga (Cr: 17-85 ng/m^3 ; Ni: 17-55 ng/m^3) och korrelerar inte med någon annan metall. Mellan två dygn sjönk halterna till ca 0.1-2 ng/m^3 och därefter överskred halterna aldrig 10 ng/m^3 och låg generellt runt 1-4 ng/m^3 . Vi saknar naturlig förklaring till detta uppträdande och har valt att betrakta de inledande tio proven som kontaminerade avseende Cr och Ni, varför de uteslutits ur alla beräkningar och dataredovisningar.

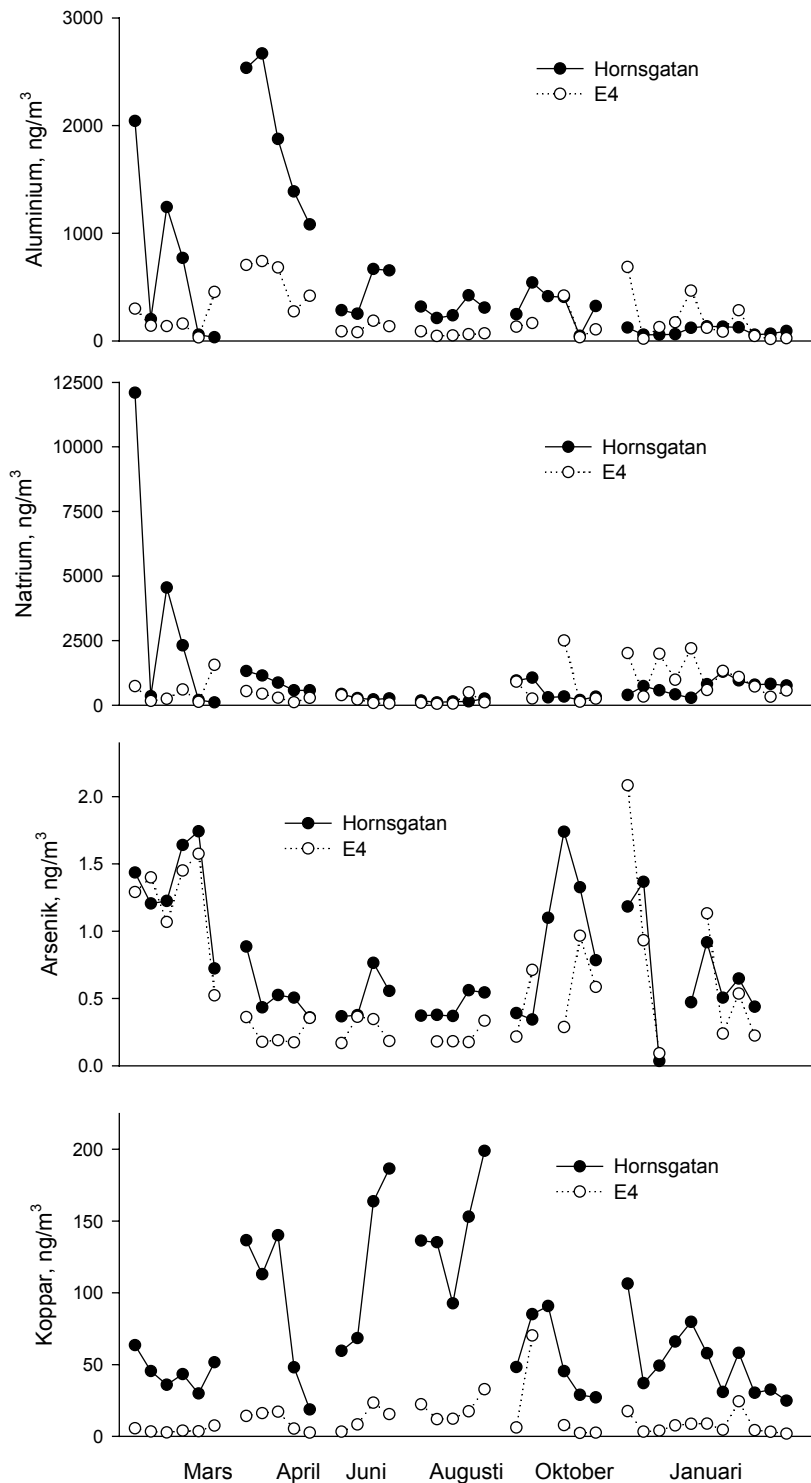
¹ Wilcoxon's parvisa test är ett icke parametriskt test, vilket innebär att det inte förutsätter normalfördelning och att variansen inte behöver vara lika mellan de studerade paren. En förutsättning är dock att det går att rangordna observationerna. Signifikansnivån för testet sattes till 95 %.



Figur 1. Halter av PM10 över året. Kampanjerna är skilda i tiden, vilket markeras med avbrott i data.



Figur 2. Percentilfördelning av metallhalter (ng/m³).



Figur 3. Halter av Al, Na, As och Cu över året. Kampanjerna är skilda i tiden, vilket markeras med avbrott i data.

Tabell 3. Halter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) och metaller (ng/m^3). Antalet prov med halter över detektionsgränsen (n) varierar. p-värdet kommer från ett statistiskt test av skillnad i halterna mellan lokalerna: $p < 0.05$ anger signifikant skillnad.

period	Hornsgatan						E4				
prov	medel	median	5%	95%	n	p	Medel	Median	95%	5%	n
PM10, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	36	28	17	83	36	<0.01	18	17	6.6	34	36
Ag	0.14	0.07	0.04	0.22	37	0.05	0.17	0.04	0.02	0.61	34
Al	548	250	54	2100	37	<0.01	215	133	23	691	36
As	0.77	0.56	0.35	1.7	34	<0.01	0.60	0.36	0.17	1.5	31
Ba	32	26	10	71	37	<0.01	6.83	4.83	0.76	15.15	36
Bi	0.59	0.50	0.19	1.1	37	<0.01	0.18	0.16	0.05	0.37	35
Ca	440	310	37	1200	36	<0.01	150	110	16	430	33
Cd	0.31	0.26	0.09	0.63	22	0.80	0.34	0.27	0.07	0.77	18
Co	0.63	0.49	0.14	2.0	36	<0.01	0.31	0.23	0.08	0.64	24
Cr	3.7	3.0	0.65	7.7	27	0.09	2.3	1.9	0.11	5.6	14
Cu	76	58	27	168	37	<0.01	11	7.53	2.42	26	36
Fe	1800	1400	670	4000	37	<0.01	410	306	59	1000	36
K	320	190	80	1040	37	<0.01	155	115	54	374	36
Li	0.74	0.57	0.18	1.7	25	<0.01	0.40	0.35	0.10	0.77	20
Mg	180	120	35	500	37	<0.01	66	55	13	152	36
Mn	18	15	6.9	43	37	<0.01	5.8	4.7	1.4	13	36
Mo	9.8	7.2	1.6	15	37	<0.01	3.3	2.0	0.36	7.4	30
Na	1000	430	134	2800	37	0.06	633	360	64	2060	36
Ni	3.9	3.5	0.53	7.7	26	0.25	3.0	2.4	0.33	6.9	14
Pb	15	13	5.67	25	37	<0.01	7.4	4.5	1.3	21	36
Rb	1.7	0.78	0.31	6.3	37	<0.01	0.78	0.52	0.17	1.9	36
Sb	20	16	7.0	45	37	<0.01	2.7	1.7	0.50	8.2	36
Si	2600	1350	113	8700	31	0.09	1500	1070	134	3970	29
Sr	2.8	1.7	0.52	8.8	37	<0.01	1.2	1.0	0.25	2.7	35
Th	0.45	0.30	0.04	1.29	29	<0.01	0.18	0.12	0.03	0.43	29
Ti	44	25	4.71	161	37	<0.01	11	6	2.05	39	36
Tl	0.06	0.04	0.02	0.15	28	0.35	0.07	0.04	0.02	0.15	19
U	0.07	0.04	0.02	0.26	35	<0.01	0.03	0.03	0.01	0.08	24
V	3.3	3.2	1.1	6.2	37	<0.01	2.2	2.2	0.36	3.8	36
Zn	43	36	12.3	95	37	<0.01	18	16	6.06	29	36

3.2 Receptormodellering

Analyser med PMF har utförts för data från Hornsgatan och E4 tillsammans. Det har tidigare visats att variabler med lågt signal/brus-förhållande kan störa beräkningarna och försvåra tolkning av modellen (Paatero och Hopke, 2003). Data för Ag, Li, Th och U uteslöts från analysen av detta skäl. De förmodas inte innehålla information om källor som inte finns i andra metaller där data är av högre kvalitet.

3.2.1 Osäkerhet i data

Som modell för total osäkerhet i data, s_x , användes en absolut och en relativ osäkerhetsterm. Den absoluta standardavvikelsen för varje datapunkt, s_{abs} (i ng/m^3), beräknades utifrån analysernas detektionsgräns för varje ämne som erhöles från laboratoriet (DL) och luftvolymen för de individuella filtren (V_{filter}).

$$s_x = s_{abs} + s_{rel}x, \quad s_{abs} = (DL/3)/V_{filter}$$

Den relativa spridningen s_{rel} uppskattades initialt på två sätt: genom erfarenhet från liknande mätningar och utifrån pooling av relativa standardavvikelser från tre duplikatmätningar som utfördes under senare delen av försöksserien.

Erfarenhetsmässigt är ett relativt fel på 10% en bra uppskattning på det samlade felet från provtagning och analys. I de fall utvärderingen av duplikatmätningar visade på ett högre relativt fel, användes detta istället. Detta var fallet för Ca, Co, Cr, Mg, Ni, Si, Sb och Sr. Spridningen för dessa ligger mellan 10% och 25% (Co och Cr) i duplikatmätningarna.

Inledande försök med PMF-modelleringen visade på svårigheter att beskriva data för Bi, Mo och Zn på ett tillfredsställande sätt även om ett relativt stort antal faktorer användes, vilket kan bero på att osäkerheten i dessa data är större än de 10% som användes. s_{rel} för dessa ökades därför till 20% innan de slutliga modellerna passades, vilket gav modeller med rimliga passningsfel och utseende på residualerna. Tjugonio värden (1.6% av de 1825 datapunkterna) blev s.k. *outliers* och påverkade inte resultatet av passningen p.g.a. den robusta algoritmen som finns tillgänglig i PMF.

3.2.2 Passning och egenskaper hos PMF-modellen

I en nyligen publicerad artikel (Maykut m. fl., 2003) ges ett antal indikatorer som kan användas för att bestämma det antal faktorer/källor som behövs för att förklara variationen i analysdata. Av dessa indikatorer visade sig två inte användbara i denna studie och diskuteras inte vidare. De tre övriga är:

- Storleken på de standardiserade residualerna $Q = \sum e_{ij} / s_{ij}$.
- Det största värdet i matrisen som indikerar rotationsosäkerheter i modellen, benämnt LR .
- Inspektion av faktorernas utseende och bedömning av lösningens fysikaliska relevans.

Dessutom registrerades antal detekterade outliers i passningen som en indikator, eftersom en modell med för få faktorer, som inte beskriver all systematisk variation i data, kommer att ge ett antal felaktiga outlierindikationer.

Denna procedur leder oss till välja en modell med 5 faktorer som har $Q=3287$, $LR=0.67$ och faktorer som är möjliga att tolka. Rotation av modellen med $FPEAK \neq 0$ gav inte förbättrad tolkning av faktorerna varför rotation av modellen med denna parameter inte användes för detta ändamål. Vid tolkning av den faktor som beskriver uppvirvling (faktor 1) upptäcktes att sammansättningen stämde väl överens med en uppskattning av jordskorpan sammansättning (Taylor och McLennan, 1995) för alla vanligt förekommande grundämnen utom Na. Rotationsosäkerheten för Na i denna faktor är stor jämfört med övriga förekommande ämnen (se diskussion och figur i 3.4), vilket troligen beror på rotationsosäkerhet associerad med det stora Na-innehållet i faktor 3 som beskriver vägsalt (se 3.6). Intervallet för Na innefattar det som förväntas utifrån den uppskattning av jordskorpan sammansättning som använts. Detta innebär att det är möjligt att rotera modellen så att innehållet av Na stämmer med det förväntade utan att försämra passningen till data. Denna rotation har utförts i den modell som tolkas nedan².

Tabell 4 visar hur väl variationen i data för de olika metallerna beskrivs av PMF-modellen. Detta, tillsammans med osäkerheterna i data är viktig information vid tolkning av faktorerna, t.ex. då källsammanfattningar jämförs med andra data. För de flesta metaller är förklaringsgraden mycket god men en del ämnen med låga halter, t.ex. Cr och Ni, har lägre förklaringsgrader. Även Si har mycket låg förklaringsgrad (48%), vilket troligen beror på ett flertal faktorer: svårighet att helt uppsluta SiO_2 under provupparbetning, ICP/MS-analysens mycket låga känslighet för Si samt höga bakgrundshalter av Si i de filter som använts vid provtagningen. Tolkning av resultat ska göras med större försiktighet för metaller som har lägre förklaringsgrad i modellen.

² Rotationen utfördes med hjälp av en matris som kontrollerar rotationer i PMF, benämnd rotmat i dokumentationen.

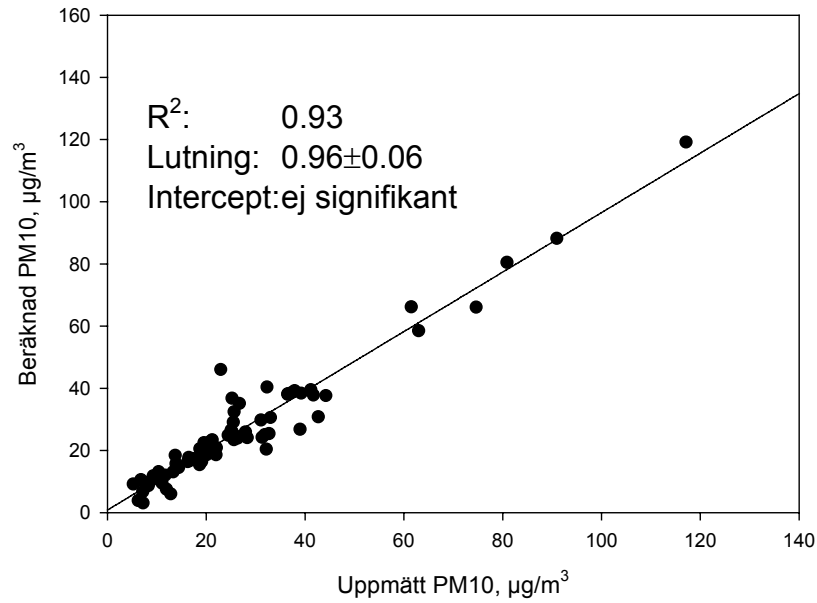
Tabell 4. Andel av modellen förklarad varians per metall. Värden nära 100% indikerar att modellens faktorer fullständigt förklarar den variation som finns i mätdata.

Al	93%	Cu	95%	Pb	93%
As	76%	Fe	91%	Rb	91%
Ba	91%	K	86%	Sb	89%
Bi	76%	Mg	79%	Si	48%
Ca	71%	Mn	88%	Sr	83%
Cd	74%	Mo	69%	Ti	85%
Co	70%	Na	99%	Tl	82%
Cr	63%	Ni	58%	V	95%
				Zn	82%

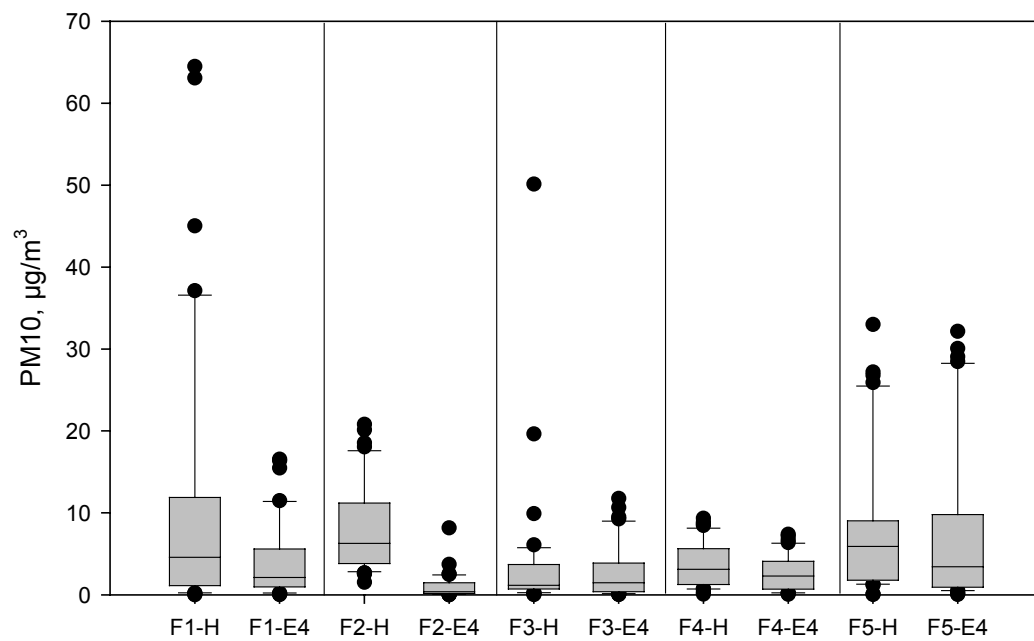
3.3 PM10

Faktorens bidrag till PM10 uppskattades såsom beskrivits ovan. Summan av de beräknade individuella bidragen visas som en funktion av uppmätta PM10-halter i Figur 4. Överensstämmelsen är mycket god, vilket indikerar att de faktorer som bidrar signifikant till PM10 är inkluderade i modellen.

De individuella faktorernas bidrag till PM10 visas i Figur 5. Det genomsnittliga bidraget under de studerade perioderna domineras av F1 och F5 samt för Hornsgatan även F2. Enligt en parvis statistisk jämförelse (Wilcoxon's signed rank test) är bidraget till PM10 från faktor 1, 2 och 4 signifikant högre ($p < 0.001$) vid Hornsgatan än vid E4. Graden av anrikning avtar enligt $F2 > F1 > F4$. I kapitel 3.4-3.7 presenteras faktorerna avseende kemisk sammansättning, troligt ursprung samt variation över året och mellan lokalerna. I kapitel 4 diskuteras hur de olika källorna bidrar till PM10 och enskilda metaller.



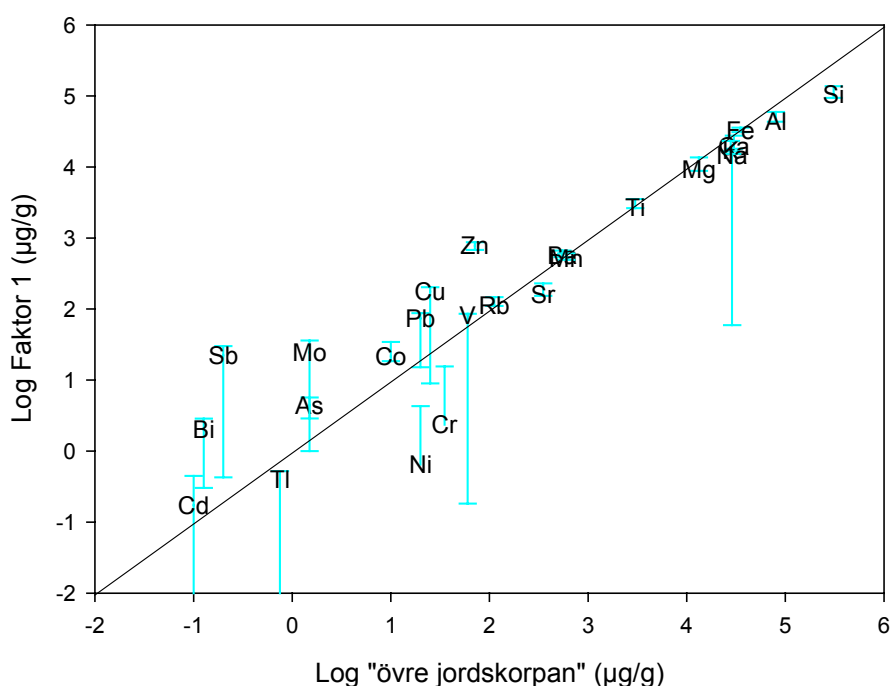
Figur 4. Resultatet från en regression av PM10 mot faktorerna från PMF.



Figur 5. Jämförelse av faktorernas bidrag till PM10 vid Hornsgatan (H) och E4.

3.4 Faktor 1 – uppvirvling

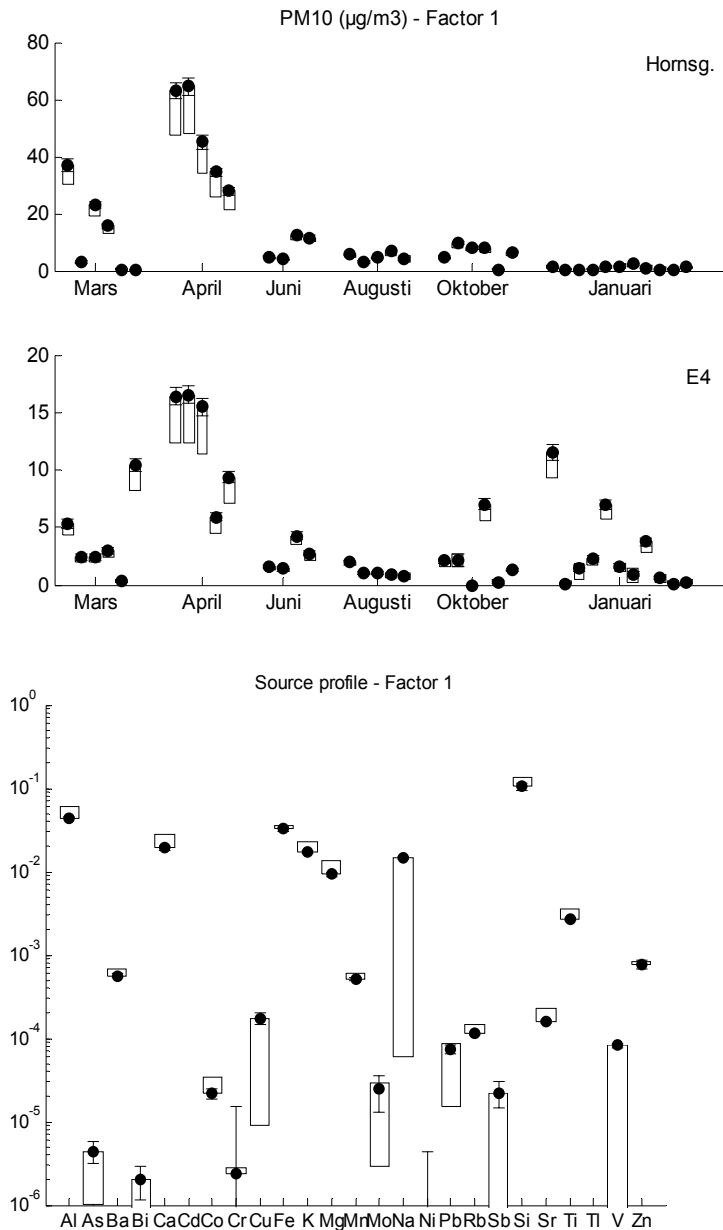
Av alla faktorer uppvisar faktor 1 högst halter av Al, Ca, Co, K, Mg, Rb, Si, Sr, och Ti. Dessa är typiska markörmetaller för geologiskt material, och omräknat till oxider utgör de ca 45 vikts-% av massan. Överensstämmelsen mellan sammansättningen på faktor 1 och på geologiskt material (enligt Taylor och McLennan, 1995) måste betraktas som mycket god (Figur 6), med tanke på att vi saknar ett representativt mått på lokal mark. Uppgifter på sammansättning av svensk matjord i åkermark (Eriksson, 2001) kan användas men ger en i det närmaste identisk graf. I figuren anges det högsta respektive lägsta värdet enligt den osäkerhetsanalys som genomförts (se kapitel 3.2.2). Det framgår att 1:1 linjen faktiskt omfattar flertalet metaller. Med hänsyn tagen till osäkerheten i faktorns sammansättning kan endast Zn betraktas som definitivt anrikad, ungefär med en faktor 10. Att kisel är något låg torde bl.a. förklaras av ofullständig uppslutning vid analysen (kapitel 3.2.2), och en högre halt skulle innebära att en avsevärt högre andel av partikelmassan kan förklaras.



Figur 6. Korrelation mellan faktor 1 och jordskorpans sammansättning, logaritmerade halter. Linjen indikerar 1:1 förhållandet. Den maximala skattade osäkerheten i faktorns sammansättning anges i felstaplarna.

Halterna är högst under mars-april och vid snötäcke i januari är halterna låga (Figur 7). Faktorn är signifikant högre vid Hornsgatan, med medianvärdet ca 2 gånger högre än vid E4 (Figur 5). Faktorn motsvarar uppvirvling och anrikningen i urban miljö kan

förklaras med att föroreningar ansamlas i urbana gaturum p.g.a. låg ventilation. Uppvirvling är känd från flera svenska studier som varande av stor betydelse för de högsta PM10-halterna under året (t.ex. Areskoug m.fl., 2000; Gustafsson, 2002; SLB, 2003).



Figur 7. Faktor 1: bidrag till PM10 vid Hornsgatan och E4, samt kemisk sammansättning (se även appendix). Staplarna anger rotationsosäkerheten och de vertikala linjerna anger den osäkerhet som beror på precision i ingående data.

Avvikelsen från geologisk sammansättning är högre för spårelement än för huvudelementen vilket är rimligt, eftersom dessa torde uppvisa större naturliga variationer i berggrunden och därmed större skillnad mellan lokal mark och "average crust". Förutom Cr och Ni är avvikelserna positiva, dvs halterna är högre i denna faktor än i geologiskt material. Flertalet anrikade metaller är typiska trafikföroreningar (se kapitel 3.5), vilket visar att det uppvirvlade materialet huvudsakligen består av geologiskt material men även av trafikföroreningar. Zink är definitivt anrikad. Källan är osäker men skulle kunna vara slitagepartiklar från däck. Om det geologiska materialet härrör från mark eller slitage av vägbanan, eller från båda, kan ej avgöras utifrån dessa data. För att bedöma det geologiska materialets källa krävs troligen ett annat försöksupplägg än det som använts i denna studie, t.ex. med analys av sällsynta jordartsmetaller eller andra spårämnen som har potential för att skilja på geologiskt material av olika ursprung.

3.5 Faktor 2 – bromsar

I faktor 2 dominerar järn (21 vikts-%), följt av bl a Ca och Cu i halter kring 1 % (Figur 8). Följande metaller är högst i faktor 2, jämfört med övriga faktorer: Cu, Sb, Mo, Bi, Ba, Fe, Zn, Cr, Mn, Ni och Pb, i fallande grad av anrikning. Dessa metaller är bestämda med låg modellosäkerhet. Receptormodellen visar att väsentligen all Cu och Sb härrör från denna faktor. Totalhalterna av Cu och Sb är mycket starkt korrelerade (Figur 9; $Cu:Sb = 3.82 \pm 0.12$ vid Hornsgatan; 3.75 ± 0.25 vid E4; ej signifikant intercept) vilket överensstämmer väl med resultat från svenska emissionsmätningar i vägtunnlar, där en Cu:Sb-kvot om 4.6 ± 2.3 föreslogs som diagnostiskt kriterium för bromspartiklar (Sternbeck et al., 2002). Även Ba och Fe förekommer i höga halter i bromspartiklar (Torre et al., 2002; Sanders et al., 2003), och har ofta visats typiska för trafikemissioner (Sternbeck et al., 2002; Harrison et al., 2003). Faktor 2 är den enda faktorn som korrelerar med NO_x ($r^2=0.79$, $p < 0.001$, i Hornsgatan).

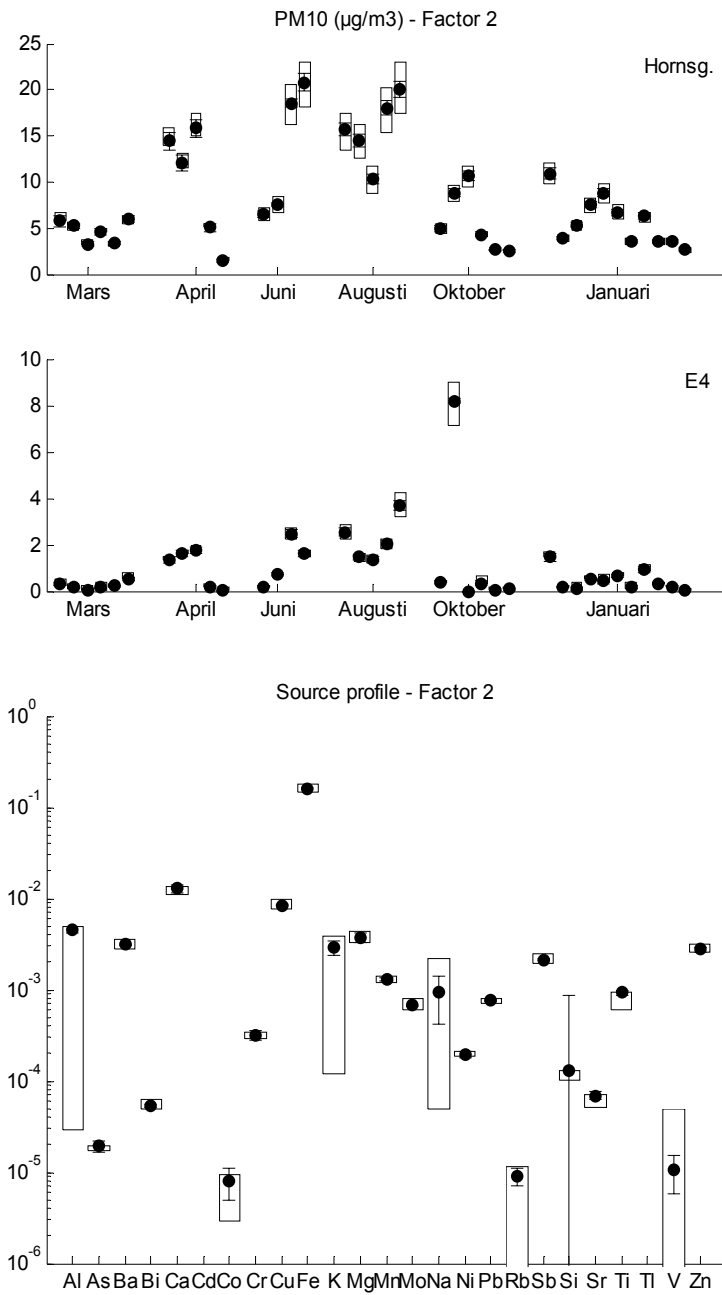
Sammantaget visar detta att faktor 2 representerar direkta emissioner från fordon. Flera källor är tänkbara, t ex bromsar, däck, korrosion eller avgaser. Följande argument indikerar samtliga att faktorn huvudsakligen består av partiklar från bromsslitage.

1. Bromsmaterial består vanligen till 43% av metaller (Oak Ridge Nat. Lab., 2001) som föreligger i grundform, som oxider, sulfider eller sulfater. Om man antar att alla metaller i faktor 2 föreligger som oxider kan analyserna förklara 30 % av massan i denna faktor; i elementär form kan analyserna förklara ca 21%. Viktandelen metallföreningar i denna faktor är alltså rimlig. Skillnader kan bero på t.ex. ofullständig uppslutning vid analys, hygroskopiskt bundet vatten, eller icke analyserade komponenter som t.ex. ZrO (Garg et al., 2000).

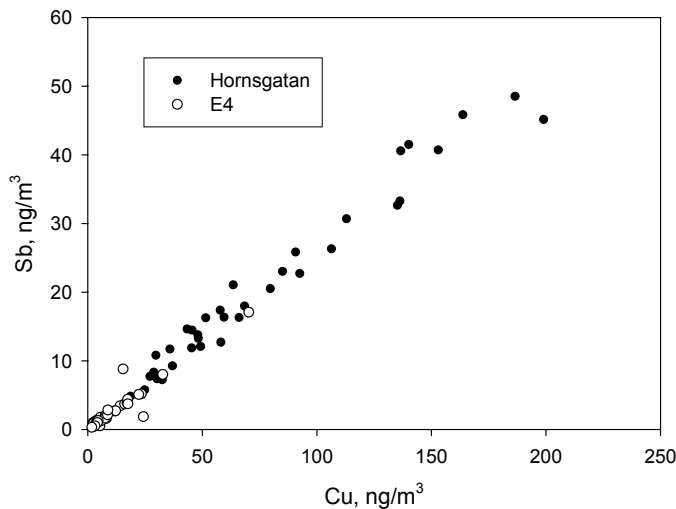
2. Typiska metaller är Cu, Sb, Fe och Ba, vilka alla förekommer i höga halter i bromsar och bromslitagepartiklar (Torre et al., 2002; Sanders et al., 2003). Experimentella studier av partikelspridning från bromsning har påvisat halter av Fe och Cu i intervallet 22-47 % respektive 1.2-3.4 % i luftburna partiklar (Sanders et al., 2003), mycket nära de halter som denna faktor uppvisar.
3. Däck innehåller vanligen 1-2 % Zn och är en ofta utpekad källa av Zn i miljön (t.ex. Concell m.fl., 2004). Dock innehåller även bromsbackar Zn, och enligt Westerlund (2001) bör Zn:Cu kvoten genomsnittligt ligga runt 0.2 i bromsbelägg för Stockholms fordonspark. I bromsfaktorn är kvoten 0.3, vilket inte kan betraktas som signifikant högre med tanke på den stora spridningen i bromssammansättningar och osäkerheter i modellresultaten. Däckpartiklar har också mycket lågt metallinnehåll vilket denna faktor inte har.

Mot bromsbelägg som enda källa talar mätningar av dess sammansättning, där en viktad medelhalt av koppar om ca 10 % har presenteras som representativ för regionen (Westerlund, 2001). I denna faktor är Cu-halten 1.1 % vilket skulle kunna tolkas som att partiklar från bromsbelägg utgör ca 10 vikts-% av de PM10-emissioner som direkt härrör från trafiken. Denna utspädning kan förklaras med att även bromsskivorna slits, varifrån mycket av järnet härrör. Att halterna i partiklarna överensstämmer med verkliga mätningar av bromsslitage (Sanders et al., 2003, punkt 2 ovan) är dessutom en bättre jämförelse än med sammansättning av beläggen.

Bidraget till PM10 är högst under sommarhalvåret och vid Hornsgatan bidrar dessa bromsemissioner ofta med 10-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid E4 är alla prov utom ett lägre än 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ett avvikande högt värde uppträder vid E4 i oktober. Vi saknar tänkbar förklaring till detta värde, men kan konstatera att de uppmätta halterna av Cu, Sb och Ba var förhöjda ca 5-10 gånger jämfört med omgivande prov, varför resultatet torde vara reellt och inte en modellartefakt.



Figur 8. Faktor 2: bidrag till PM10 vid Hornsgatan och E4, samt kemisk sammansättning (se även appendix). Staplarna anger rotationsosäkerheten och de vertikala linjerna anger den osäkerhet som beror på precision i ingående data.

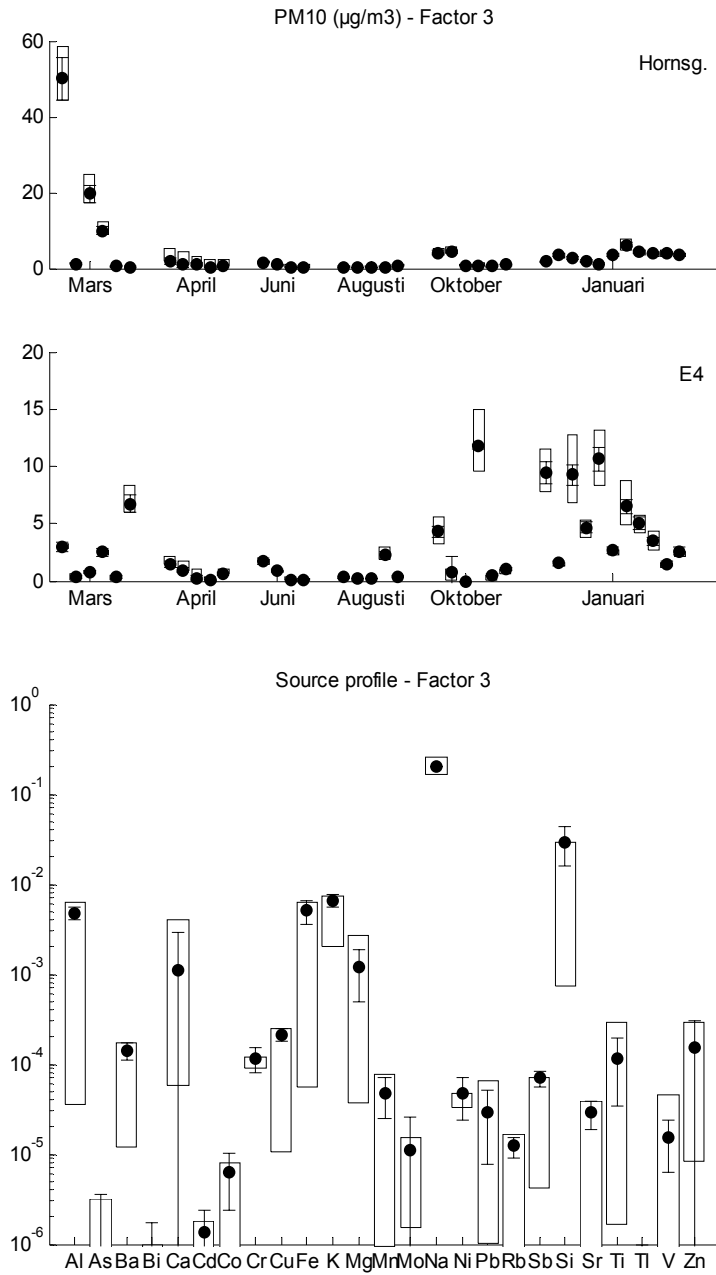


Figur 9. Koppar och antimon i PM10 vid Hornsgatan och E4.

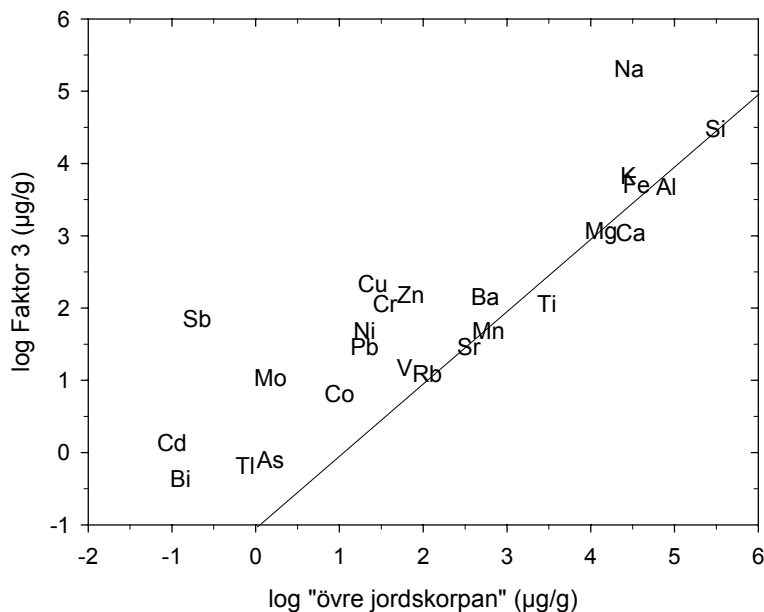
3.6 Faktor 3 – vägsalt

Faktor 3 innehåller 20 vikts-% natrium och uppvisar en mycket stark årstidsvariation (Figur 10). Förutom Na är halterna av flertalet metaller osäkra, dvs känsliga för rotation i modellen. Det inbördes förhållandet mellan Si, Al, Mg, Ti, Mn, Sr och Rb indikerar att geologiskt material ingår med ca 10 vikts-% (Figur 11), och de typiska trafikmetallerna (se kapitel 3.5) är anrikade relativt geologiskt material. I medeltal är faktorn bland de minst betydande för PM10 (Figur 5). Ett extremt högt värde uppträder vid Hornsgatan (se Figur 10) under mars, vid det datum som sista halkbekämpningen för säsongen genomfördes, med sand innehållande 1% salt. Faktor 3 tolkas som vägsalt med viss inblandning av geologiskt material och trafikföroreningar. Faktor 1 och 2 har dock mycket större betydelse för spridningen av geologiskt material och trafikföroreningar än vad denna faktor har. De analyserade metallerna förklarar 26 % av massan, och om det antas att alla metaller laddningsbalanseras av syre, förutom Na som balanseras av Cl, så kan 60% av massan förklaras. Resterande massa kan troligen utgöras av vatten, eftersom saltpartiklar är hygroskopiska.

Bidraget från vägsalt till PM10 uppvisar mycket stora variationer varför det genomsnittliga bidraget till PM10 är svårt att skatta från dessa mätkampanjer. Endast vid några få mättillfällen har vägsalt stor betydelse för halten av PM10 vid Hornsgatan, medan den har större relativ betydelse vid E4, vintertid (Figur 17). Vid E4 saltas regelbundet under vintern medan det vid Hornsgatan används sand med 1% salt.



Figur 10. Faktor 3: bidrag till PM10 vid Hornsgatan och E4, samt kemisk sammansättning (se även appendix). Staplarna anger rotationsosäkerheten och de vertikala linjerna anger den osäkerhet som beror på precision i ingående data.



Figur 11. Sammansättningen av faktor 3 mot sammansättningen på geologiskt material. Den diagonala linjen visar att faktorn innehåller geologiskt material och att detta utgör ca 10 vikts-% av faktorns massa.

3.7 Faktor 4 och 5 – förbränning

Både F4 och F5 uppvisar stark samvariation mellan lokalerna och har lågt metallinnehåll (Figur 13 och Figur 14): 4.6 resp. 2.7 vikts-%, om man antar att de laddningsbalanseras av syre. Detta tyder på regionala eller storskaliga förbränningskällor. Med tanke på de relativt stora rotationsosäkerheter som föreligger för dessa faktorer är det möjligt att källorna inte är helt separerade.

Kadmium, As och Tl är högre i faktor 5 än i övriga faktorer. Dessa är metaller med hög flyktighet vid högtemperaturförbränning, och talliuminnehållet är ofta högt i kol (t.ex. Sternbeck och Östlund, 1999). Det är känt att atmosfärsbelastningen i Sverige av dessa metaller och även bly påverkas av utsläpp i andra länder. I nederbörd från en bakgrundslokal i Västsverige uppträder dessa metaller i förhållandet 1:5:23: 210 (Tl:Cd:As:Pb), vilket är identiskt med sammansättningen på bakgrundsfaktorn (1:4:11:172) med hänsyn taget till osäkerhet. Detta stärker källidentifieringen.

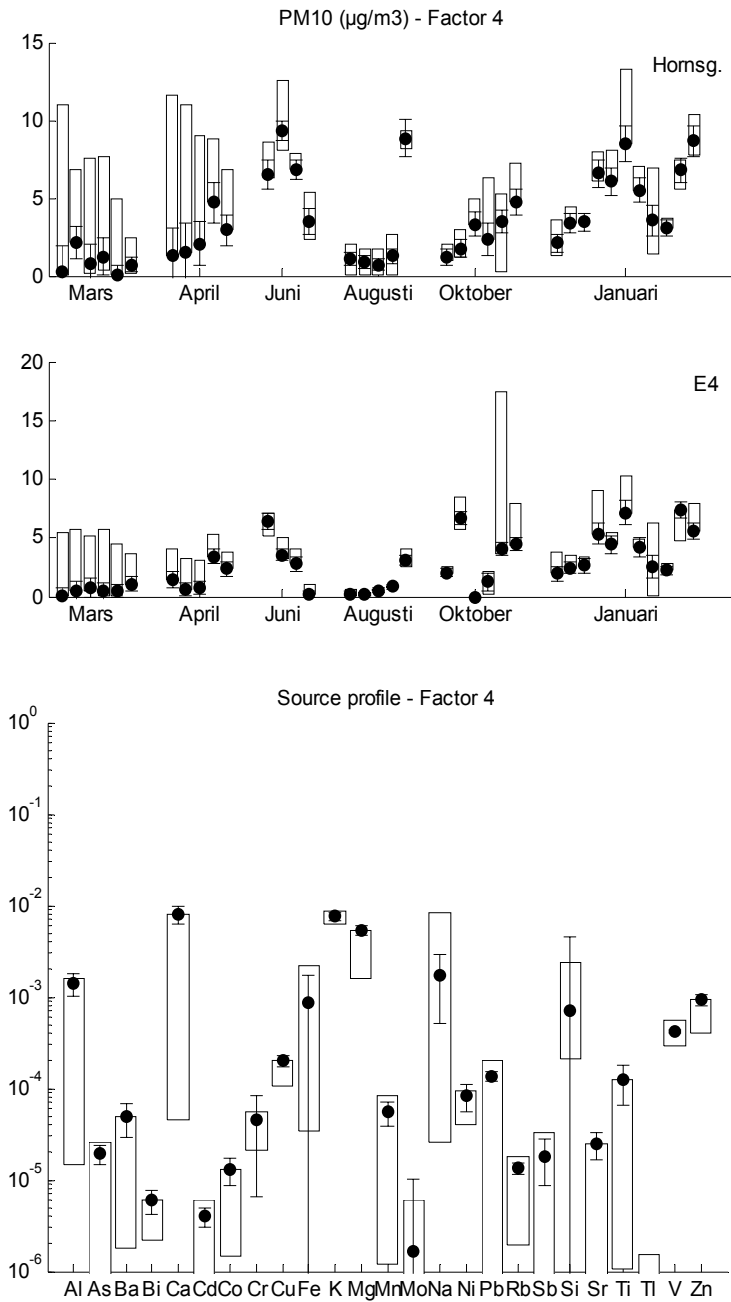
Bidraget till PM10 från faktor 5 samvarierar starkt mellan båda lokalerna ($r^2=0.78$; $p<0.001$), med låga halter under sommarhalvåret (Figur 14). Dessutom är halterna nästan lika höga vid båda lokalerna, vid respektive mätperiod. Vindhastighet och riktning har tidigare använts som extern information som kan minska den osäkerhet som

är associerad med rotation av modellerna (Paatero och Hopke, 2002). I denna studie har information om vindar inte använts i modelleringen utan enbart för att tolka och validera de resultat som erhålls. Nästan samtliga höga halter av PM10 från faktor 5 uppträder vid sydlig till sydostlig vind (Figur 15). Sammantaget är detta starka bevis för att faktorn återspeglar bakgrundshalter härrörande från bland annat kolförbränning söder eller sydost om Skandinavien. Denna faktor är i genomsnitt av stor betydelse för halterna av PM10 (Figur 5), framförallt under vintern när halterna kan uppgå till 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 14). SLB (2003) fastslår också att ”intransporten av partiklar från utsläpp utanför regionen (Stockholm-Uppsala) bidrar på årsbasis med ca hälften av den totala urbana PM10-halten i regionen”.

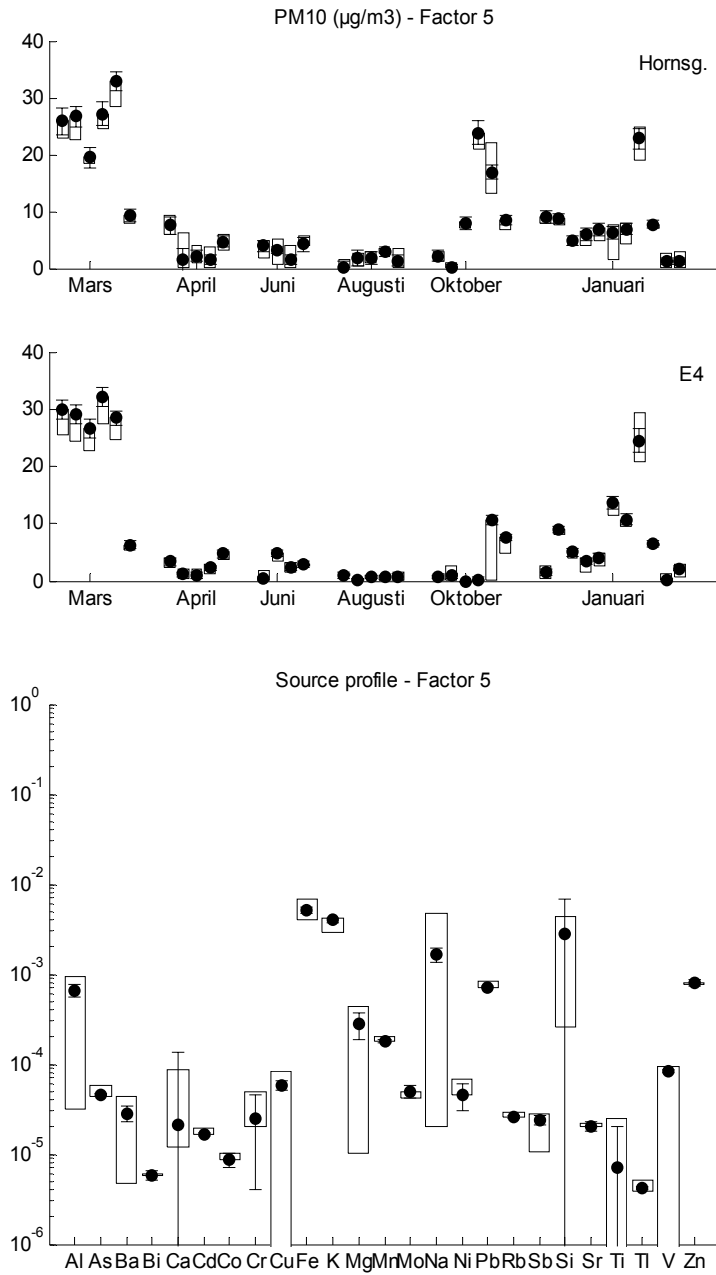
Beräkningar av lufttrajektorier med ankomst i Stockholm vid samtliga provtagnings-tillfällen har utförts med HYSPLIT-modellen, för de 72 timmar som föregår varje mätperiod (Rolph, 2003; Draxler och Rolph, 2003). Sådana trajektorier visar på ett pålitligare sätt än lokal vindriktning ursprunget för långväga transporterade partiklar. De beräknade trajektorierna visar att luftmassorna som når Stockholm vid de tillfällen då faktor 5 har höga bidrag till PM10 i nästan samtliga fall passerat Baltikum eller Polen inom ett par dygn innan ankomst till Stockholm. På motsvarande sätt kommer luftmassor med låga bidrag från faktor 5 ofta norr eller västerifrån, se Figur 16 för representativa exempel på trajektorier för hög och låg långdistanstransport.

Faktor 4 uppvisar till sin sammansättning och tidsvariation vissa likheter med faktor 5 men PM10-halterna är generellt något lägre (Figur 5). Vanadin, vilket är en oljemarkör, är den enda metall som är högre i faktor 4 än i övriga faktorer. Förhållandet mellan K och Zn är snarlikt det som uppmäts i partiklar från småskalig vedeldning (Hedberg m.fl., 2002) men för övriga metaller är överensstämmelsen med vedeldning dålig. Det låga metallinnehållet indikerar förbränningspartiklar och viss samvariation mellan lokalerna (Figur 13) tyder på regional eller storskalig källa. Det finns ingen korrelation med NOx (Hornsgatan) eller med metallsammansättning i avgaspartiklar (Cadle et al., 2001), varför faktorn inte torde representera avgaspartiklar, och sambandet mellan vindriktning och F4 är inte tydligt (Figur 15). Sammantaget tolkas F4 som partiklar från förbränningsrelaterad energiproduktion i regionen, åtminstone delvis från oljeeldade fjärrvärmeverk och kanske även småskalig vedeldning. Även i Helsingfors har en oljepartikelkomponent identifierats i aerosolprov, utifrån bl.a. vanadinhalter och storleksfördelning (Pakkanen m.fl., 2003).

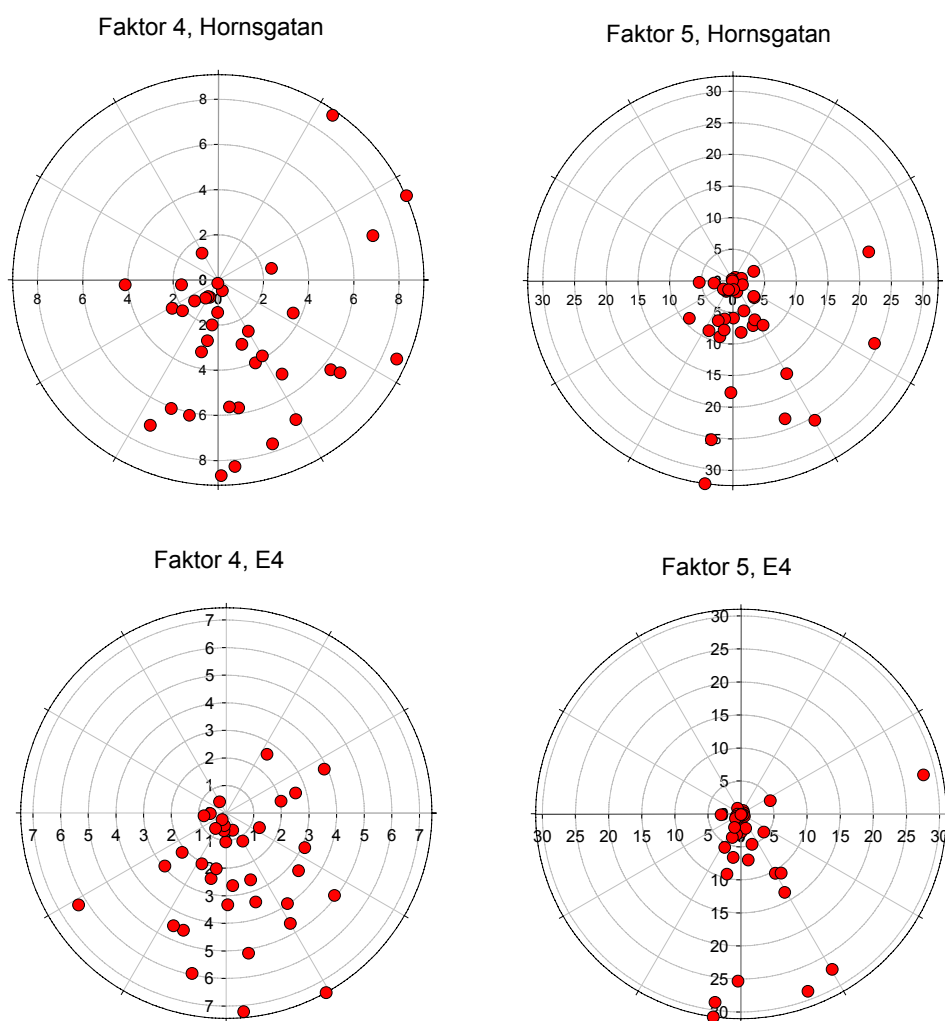
I genomsnitt utgör faktor 4 10% och 14% av PM10-halterna vid Hornsgatan respektive E4. I Stockholms och Uppsala län har utsläppen av PM10 från energianläggningar (exkl. vedeldning) skattats till ca 10% av de totala utsläppen (SLB, 2003). Det är svårt att jämföra utsläpp och halter, eftersom de senare även påverkas av bakgrundsbidraget. Jämförelsen visar ändå att tolkningen inte är orimlig.



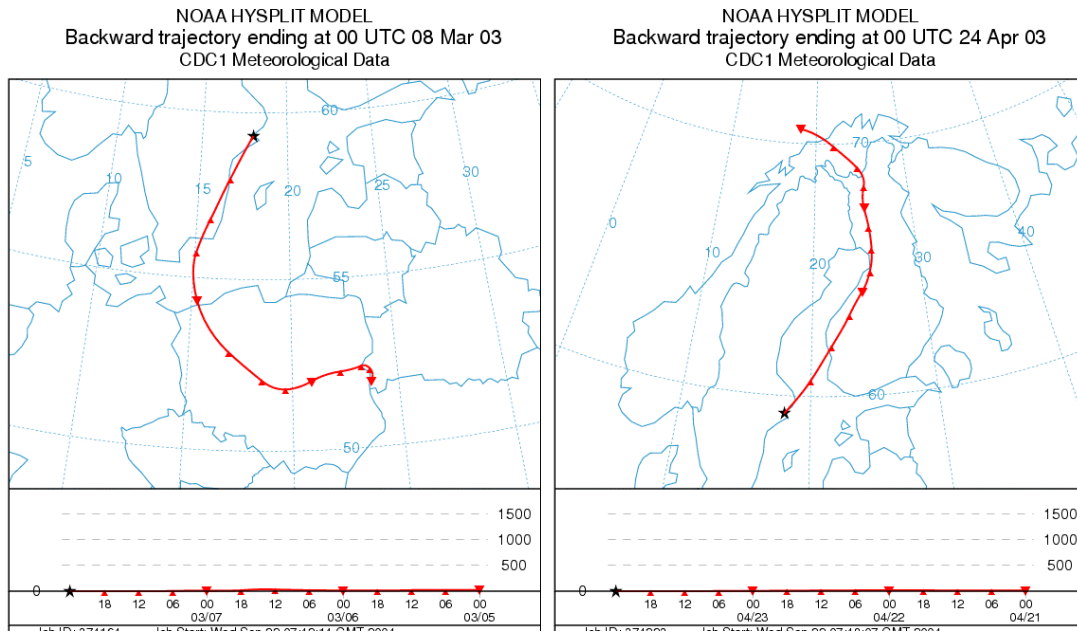
Figur 13. Faktor 4: bidrag till PM10 vid Hornsgatan och E4, samt kemisk sammansättning (se även appendix). Staplarna anger rotationsosäkerheten och de vertikala linjerna anger den osäkerhet som beror på precision i ingående data.



Figur 14. Faktor 5: bidrag till PM10 vid Hornsgatan och E4, samt kemisk sammansättning (se även appendix). Staplarna anger rotationsosäkerheten och de vertikala linjerna anger den osäkerhet som beror på precision i ingående data.



Figur 15. PM10 från faktor 4 resp. 5 vid Hornsgatan och E4, som funktion av genomsnittlig vindriktning.



Figur 16. Representativa beräknade lufttrajektorier med ankomst i Stockholm.
 Vänster: 8/3 2003, prov 5 med ett beräknat PM10-bidrag från faktor 5 på 33 och 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Hornsgatan respektive E4.
 Höger: 24/4 2003, prov 9 med ett beräknat PM10-bidrag från faktor 5 på 2 och 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Hornsgatan respektive E4.

4 Diskussion

4.1 Faktorernas betydelse för PM10

De olika faktorernas bidrag till halten av PM10 vid varje tidpunkt visas i Figur 17. Det framgår att de olika källornas bidrag till PM10 varierar över året, och i viss mån mellan lokalerna. Uppvirvling utgör en dominerande andel under framförallt april, vid båda lokalerna. Under mars, oktober och januari är bakgrundsbidraget markant, och vid E4 t.o.m. dominerande vid många tidpunkter. Bromsemissioner utgör ofta mer än 20% av PM10 vid Hornsgatan och varierar mellan 1.5-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medelbidrag 8.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), medan bidraget vid E4 vanligen är mindre än 5% av PM10 (0-8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Störst skillnad mellan lokalerna uppvisas just av bromsemissionerna, troligen beroende på olika körsätt. För uppvirvling är medianvärdet för PM10 2.2 gånger högre vid Hornsgatan än vid E4. För bromsfaktorn är skillnaden en faktor 16. Detta indikerar att emissionen av bromspartiklar är i storleksordningen 7 gånger högre på Hornsgatan jämfört med E4, vilket kan bero på högre bromsslitage vid körning i tätort. Det har tidigare visats att emissionsfaktorer för Cu (d.v.s. bromsslitage) ökar med ökande fordonstäthet, och därmed torde bromsemissioner vara avsevärt högre vid körning i tätort än vid motorväg (Sternbeck m.fl., 2002).

Vägsalt är vid några få tillfällen en dominerande faktor, och bidrar vid ett tillfälle med 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Hornsgatan. Vid E4 uppträder vägsalt något mer allmänt än vid Hornsgatan, vilket är rimligt eftersom ren saltning inte förekommer vid Hornsgatan men däremot vid E4. Den regionala förbränningsfaktorn är generellt av mindre betydelse och överstiger aldrig 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, men överstiger 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 27 % och 17 % av mätningarna vid Hornsgatan respektive E4. Som diskuteras i kapitel 3.7 råder stora rotationsosäkerheter för denna faktor, varför värdena måste tolkas försiktigt.

Att uppvirvling av vägdamm eller markpartiklar är en betydande faktor för halterna av PM10 har visats i flera tidigare studier, liksom att denna process är mest intensiv under vårvintern (Areskoug m.fl., 2000; SLB, 2003). Även bakgrundshalterna är av stor betydelse under höst och vinter, vilket också framgår av exempelvis nämnda referenser.

Direkta utsläpp från fordon har mer sällan kunnat identifieras, och särskilt inte dess betydelse för PM10. För Stockholms och Uppsala län har fastslagits att det relativa bidraget från vägbana, däck och bromsar till uppvirvlingen är dåligt känt (SLB, 2003). I föreliggande studie har bromsemissioner kunnat separeras från uppvirvling av material med geologisk sammansättning.

I en liknande studie jämfördes Sveavägen (tätort) och Vallstanäs (E4 N om Stockholm) och partikelkällorna skattades med PMF (Nilsson, 2003). Bromsar eller däck kunde inte identifieras i denna modell, men antogs vara dolda i ”jordstof”, vilket huvudsakligen motsvarar vår uppvirvlingsfaktor. I föreliggande studie uppvisar dock uppvirvling och bromsemissioner helt olika tidsvariationer. Vid Vallstanäs identifierade Nilsson (2003) emellertid en faktor för ”fordonsemission” och det antogs att ursprunget var avgaser. Denna faktor innehåller Fe, Cu, Zn, Pb och Mn i proportioner som är mycket snarlika de i vår faktor 2, vilket starkt tyder på att bromsar är ett mer sannolikt ursprung.

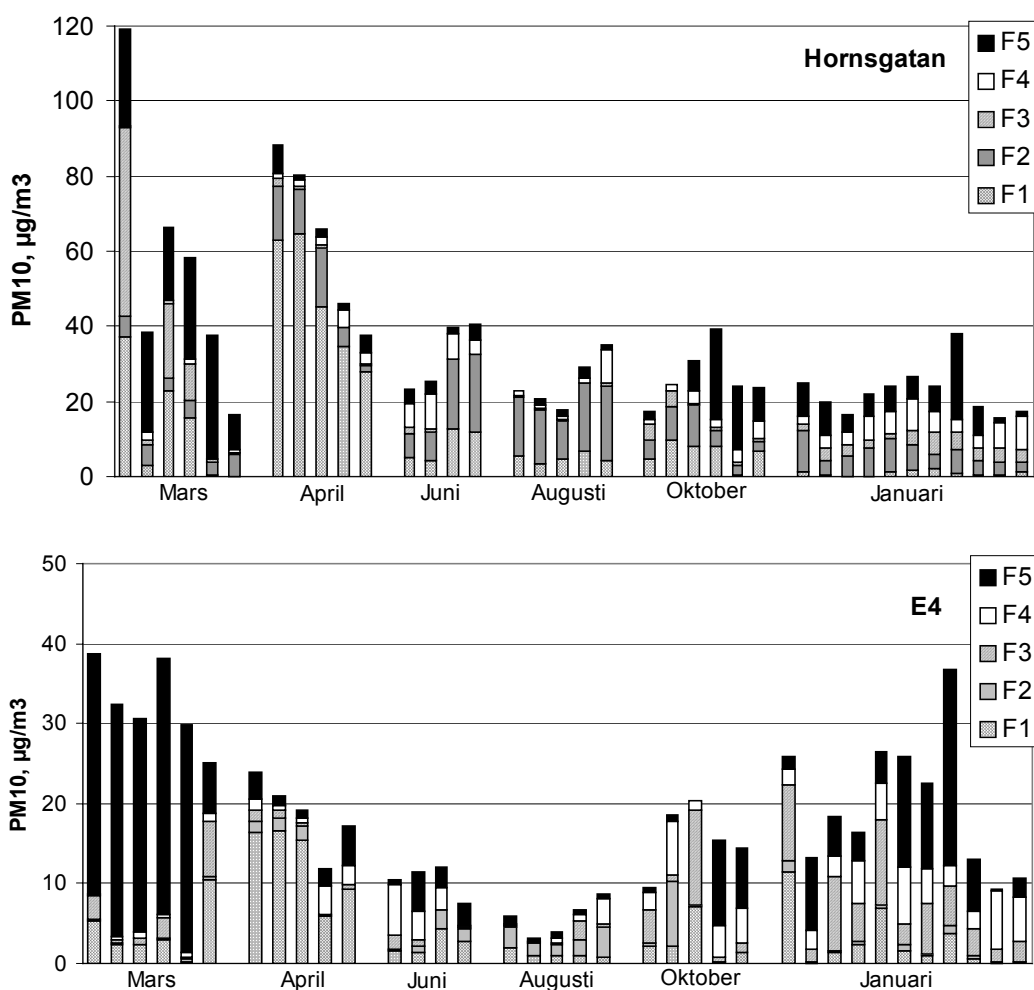
En engelsk studie utnyttjade en snarlik statistisk metod (PCA), men lyckades inte använda metaller för att identifiera fordonsemissioner invid en väg (Harrison m.fl., 2003). Studiens slutsats var att metaller inte kan användas som markörer för trafikgenererade partiklar, vilket vi anser föreliggande studie motbevisar. Det kan finnas flera anledningar till att de inte lyckas använda metaller för att identifiera en faktor motsvarande bromsar. Exempel på viktiga aspekter är utformning av mätstrategi och typen av statistisk databehandling. Dessutom har Harrison m.fl. (2003) inte analyserat antimon, vilket är en mycket stark markör för bromspartiklar.

Vi kan inte identifiera avgaspartiklar, även om det skulle kunna utgöra en mindre komponent i faktor 4 (regional förbränning, se kapitel 3.7). Detta är i god överensstämmelse med emissionskattningar för regionen, där avgaspartiklar bedöms utgöra ett litet tillskott till PM10 (SLB, 2003). I en amerikansk studie användes en s.k. ”chemical mass balance”-modell (CMB) för att identifiera källor till partiklar invid vägar (Abu-Allaban m.fl., 2003). Denna typ av modell kräver kännedom om alla källors sammansättning *a priori*. I studien utpekades avgaspartiklar som den enda direkta partikelkällan från fordon, förutom i ett fåtal prov där bromsar kunde identifieras. Det är inte troligt att CMB är en lämplig metod för att identifiera bromspartiklar i omgivningsluft, under beaktande av den stora variation i sammansättning som bromsbelägg uppvisar vilket ger problem att finna en representativ källprofil (t.ex. Garg m.fl., 2000; Sanders m.fl., 2003). I studien användes dessutom en äldre referens för bromspartiklars källprofil. Receptormodeller av typen PMF, som används i denna studie, är sannolikt en mer framkomlig väg.

Bromsfaktorn är högst under sommarhalvåret (Figur 8). Viss samvariation av bromsfaktorn råder mellan de två lokalerna, och kan vara väderbetingad. Exempelvis uppträder flertalet av de högsta värdena vid torrt och soligt väder. Detta kan förklaras med att hög fuktighet torde leda till att bromspartiklar i högre grad fastnar på bromsskivor och fälgar mm. Emissionsstudier i verkliga trafiktunnlar har visat att emissionerna av Cu, dvs bromsar, är lägre under regniga perioder än under torra perioder (Sternbeck m.fl., 2002). Bromsfaktorns bidrag till PM10 för torra perioder antikorrelerar signifikant med vindhastighet ($r^2=0.67$, $p = 0.024$), vilket tyder på att utspädningen är en faktor påverkar dess haltbidrag. Detta haltbidrag varierar markant

vid varje mätplats, vilket trafikintensiteten inte gör. Däremot är det tydligt att körsättet har stor betydelse, med större emissioner vid tätortskörning och lägre vid motorvägskörning. Sammantaget tyder detta på att emissionsberäkningar av bromsslitage bör ta hänsyn till körsätt och fuktighet.

Sannolikt har t.ex. fuktighet och vind stor betydelse för i vilken grad som bromspartiklar blir luftburna.



Figur 17. Bidraget från olika faktorer till PM10 vid Hornsgatan och E4. Observera att haltskalorna skiljer sig.

4.2 Faktorernas betydelse för halter av enskilda metaller

Figur 18 visar de olika faktorernas betydelse för medelhalten av respektive metall vid Hornsgatan och E4. 100% i figuren representerar medelvärdet av mätdata för metallen.

Eftersom modellen inte beskriver mätdata perfekt, se Tabell 4 ovan, avviker summan av de olika faktorernas bidrag från 100% med större avvikelser för de metaller som beskrivs dåligt av modellen p.g.a. stora osäkerheter i analysen, vilket diskuterats ovan.

Lokalerna uppvisar stora likheter vad gäller det relativa bidraget från olika källor till respektive metall. Som diskuterats tidigare har bidraget från bromsar dock större betydelse vid Hornsgatan än vid E4. Bromsar är en huvudsaklig källa för Ba, Bi, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb och Sb och Zn vid Hornsgatan, och för Ba, Bi, Cu, Fe och Sb vid E4. Detta är i god överensstämmelse med svenska emissionsmätningar (Sternbeck m.fl., 2002), liksom även med tolkningar av mätdata från Helsingfors (t.ex. Pakkanen m.fl., 2003).

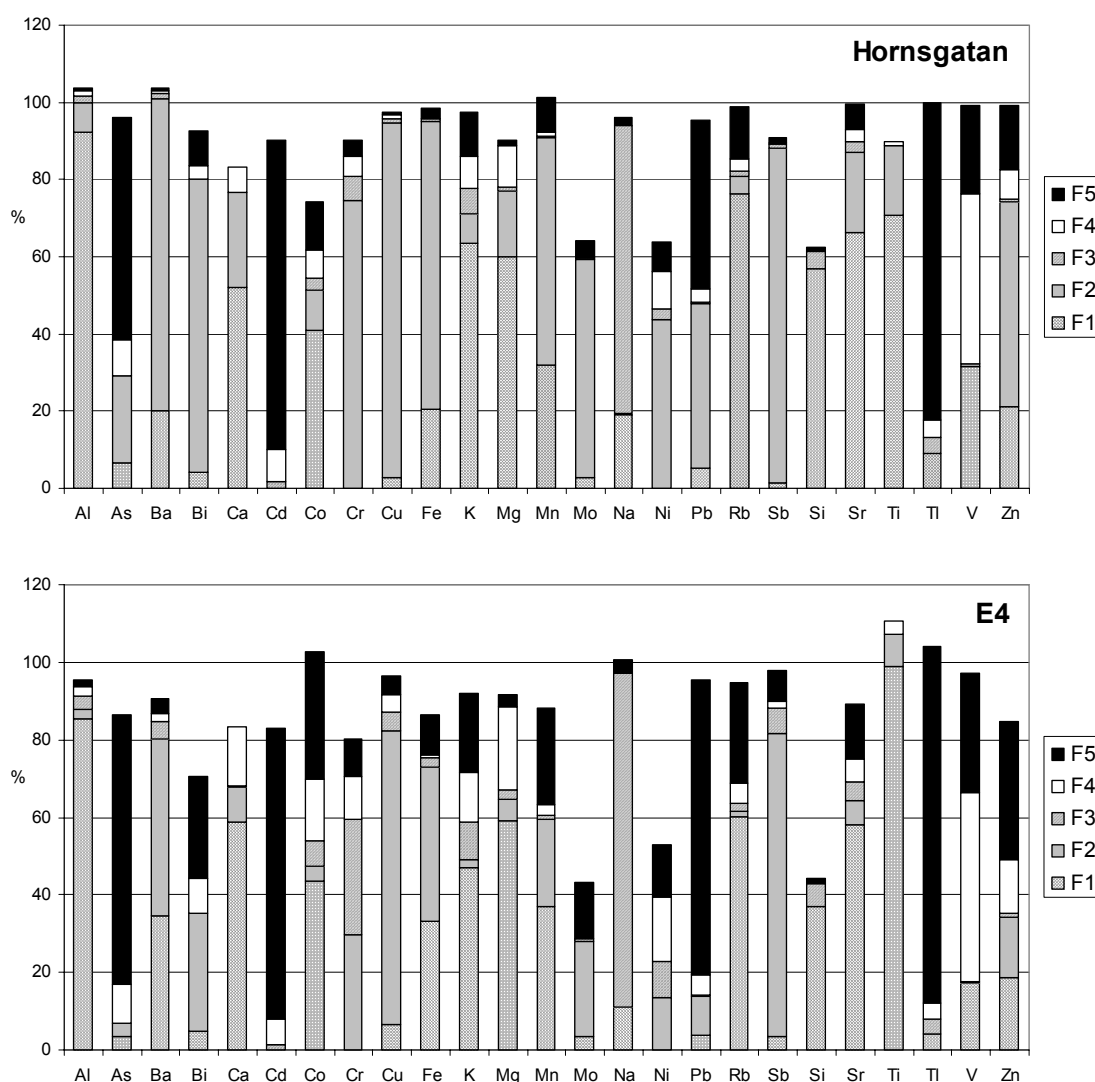
Bromsar förefaller även dominera bidraget till Cr och Ni, framförallt vid Hornsgatan, men eftersom förklaringsgraden är låg för dessa metaller, och anpassningen till geologiskt material är dålig (Figur 6), anser vi att resultaten för Cr och Ni bör tolkas med stor försiktighet. Vissa studier kan inte påvisa att Cr emitteras från fordon (t.ex. Singh m.fl., 2002; Sternbeck m.fl., 2002), medan andra hävdar motsatsen (t.ex. Sörme m.fl., 2001).

Geologiskt material som sprids via uppvirvling är av stor betydelse för Al, Ca, Co, K, Mg, Rb, Si, Sr och Ti vid Hornsgatan, och vid E4 även för Fe och Mn. På basis av denna studie kan vi dock inte avgöra om ursprunget är markpartiklar eller vägbaneslitage, eller båda. Vägsalt har endast betydelse för Na.

Bakgrundsbidraget, som är av långväga ursprung, utgör en dominerande källa till As, Cd, Pb och Tl, även i centrala Stockholm. Liknande tolkningar har gjorts utifrån mätningar i Helsingfors (Pakkanen m.fl., 2003). Bakgrundsbidraget är också av betydelse för bl.a. Bi, V och Zn, och sammantaget överensstämmer detta med slutsatserna från svenska studier av metaller i mossa och mår (Lithner och Holm, 2003). Sammansättningen på den regionala förbränningskällan är osäker, men den förefaller vara av stor betydelse endast för V.

PMF, som använts i denna studie, använder som diskuterats ovan kombinationen av alla metallhalter för att kvantifiera källbidragen till de enskilda proverna. I syfte att finna enskilda metaller som kan fungera som markörer för enskilda partikelkällor har linjär regressionsanalys av mätdata mot PM10-halt från respektive faktor genomförts. Interceptet bör idealiskt vara noll, och motsvarar det genomsnittliga systematiska fel i PM10-bidrag som erhålls om PM10-bidragen skattas med uppmätta halter av enskilda metaller. Korrelationen mellan metallen och källans bidrag bör vara hög om metallen ska vara användbar som markör. Resultaten anges i Tabell 5. Det bör betonas att osäkerheten kan vara större om andra kemiska analysmetoder används. I miljöer liknande dessa kan alltså PM10 från uppvirvling skattas med totalhalter av Al och Ti, bromsemissioner med Cu och Sb, och bakgrund med Tl. Regional förbränning saknar

lämpliga markörmetaller, och sannolikt kan vissa organiska ämnen eller salter utgöra ett komplement. Om proportionerna mellan de olika källorna är drastiskt annorlunda än i föreliggande studie kan t.ex. Cu även härröra från uppvirvling till stor del. Därför är det en fördel att även jämföra kvoterna mellan dessa metaller i respektive faktor. Om t.ex. Cu:Sb = 25 i ett prov kan Sb användas för att skatta partikelbidraget från bromsar, medan Cu inte bör användas. Dessa resultat står i kontrast till Harrison m.fl. (2003), som hävdar att metaller inte kan användas som markörer för trafikemissioner. Att bromsar är en viktig källa till spridning av Cu och Sb stärks av att liknande förhållanden mellan Cu och Sb uppmätts på andra platser, t.ex. i Tyskland (5.6:1, Stechmann och Dannecker, 1990) och Helsingfors (4:1 i PM2.3, Pakkanen m.fl., 2001).



Figur 18. De olika faktorernas betydelse för medelhalten av respektive metall vid Hornsgatan och E4. För diskussion om differens från summa 100%, se text.

Tabell 5. Potentiella markörmetaller för respektive källa, med angivande av korrelationskoefficienter mm. Osäkerheter för lutning och intercept anges som 95%-iga konfidensintervall. Icke-signifikanta intercept och $r^2 > 0.95$ har markerats med kursiv stil. Regional förbränning saknar lämpliga markörmetaller. Se texten för vidare kommentarer.

Faktor/metall	r^2	p	PM10-intercept, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	lutning: PM10/Me ($\mu\text{g}/\text{ng}$)	kommentar
Uppvirvling - F1					
Al	<i>0.982</i>	<0.0001	-1.26 ± 0.52	0.0235 ± 0.0008	ok vid höga Al-halter
Li	0.80	<0.0001	-5.9 ± 3.24	29.7 ± 4.4	stor spridning
Ti	<i>0.962</i>	<0.0001	-0.70 ± 0.72	0.305 ± 0.014	
Bromsar – F2					
Ba	0.873	<0.0001	-0.30 ± 0.64	0.255 ± 0.022	stor spridning
Cu	<i>0.993</i>	<0.0001	-0.23 ± 0.14	0.111 ± 0.002	hög precision
Sb	<i>0.979</i>	<0.0001	-0.21 ± 0.24	0.419 ± 0.014	
Vägsalt – F3					
Na	<i>0.98</i>	<0.0001	-0.204 ± 0.24	0.0042 ± 0.0002	
Bakgrund – F5					
As	0.53	<0.0001	-0.99 ± 2.90	14.4 ± 3.4	mkt stor spridning
Cd	0.43	<0.0001	5.4 ± 3.8	25.1 ± 9.4	mkt stor spridning
Tl	0.87	<0.0001	-0.38 ± 1.8	195 ± 22	

Bromsar har utpekats som en av de största spridningskällorna av koppar till dagvatten och mark i Stockholm (t.ex. Sörme m.fl., 2001). Ungefär 50% av dagvattnet går till recipienterna i Stockholm, varför bromsar skulle kunna utgöra en betydande källa till de höga kopparhalter som återfinns i sedimenten (t.ex. Sternbeck m.fl., 2003). Denna studie visar att partiklar från bromsar innehåller Cu och Sb i förhållandet 4:1, vilket kan användas för att kvantifiera bidraget från bromsar till förekomsten av koppar i Stockholms sediment, under förutsättning att andra betydande källor till Sb inte föreligger och att partiklarna behåller sin sammansättning under transport. I ytsediment från centrala Stockholm och några trafikpåverkade sjöar (Trekanten, Råcksta Träsk) varierar förhållandet Cu:Sb i intervallet 100-2000 (Lithner m.fl., 2003; Sternbeck opubl.), vilket indikerar att bromsar bara bidrar med några % av den mängd Cu som återfinns i sedimenten. Kopparhalterna är generellt så höga i dessa sediment att en korrigering för det naturliga kopparinnehållet (ca 20-30 $\mu\text{g}/\text{g}$) inte påverkar denna

slutsats. Visserligen är inte alla bromsgenererade partiklar luftburna, men experimentella studier visar att Cu:Sb kvoten är densamma i luftburna och icke-luftburna bromspartiklar (Garg et al., 2000), vilket stärker slutsatsen att bromsar inte är en huvudsaklig källa till Cu i Stockholms sediment.

Zink vid Hornsgatan kommer till drygt 50 % från bromsar (Figur 18). Såsom diskuterades i kapitel 3.4 är det möjligt att däckpartiklar bidrar med ungefär 90% av den Zn som härrör från uppvirvlingsfaktorn, vilket skulle innebära att ca 75% av Zn vid Hornsgatan härrör från trafiken. Det skulle även innebära att trafiken står för ca 45% av Zn-halterna vid motorväg, och resterande utgörs av förbränningspartiklar av regionalt och långväga ursprung. Detta överensstämmer med storleksfördelningen av Zn i Helsingfors, som visar på förekomst av Zn i flera partikeltyper (Pakkanen m.fl., 2003). Betydelsen av däck för förekomst av Zn i PM10 behöver dock verifieras ytterligare.

Vi ser inget bidrag från fordon till halter av Cd. Biltvättar har ofta angivits som en betydande källa av Cd (t.ex. Bergbäck m.fl., 2001) men enligt Claesson m.fl. (2003) är källan korrosion av galvaniserat stål i själva tvätten snarare än fordonen. I s.k. tunnelstudier identifierades dock emissioner av Cd (Sternbeck m.fl., 2002). Kvoten Cu:Cd var ca 600 i dessa emissionsfaktorer, medan bromsbelägg rapporterats uppvisa en kvot om ca 10000 (Westerlund, 2001). Detta indikerar att den Cd som sprids från vägtrafik enligt tunnelstudierna inte härrör från bromsbelägg, men eventuellt från avgaser vilket även tidigare föreslagits (Sternbeck m.fl., 2002) och som överensstämmer med storleksfördelningen av Cd i urban luft (Pakkanen m.fl., 2003).

5 Slutsatser

Fem faktorer beskriver väl förekomsten av PM10 och flertalet metaller under ett år, vid ett urbant gaturum och vid motorväg. Identiteten hos samtliga faktorer har kunnat valideras med extern information, även om stora osäkerheter föreligger för regional förbränning. Dessa faktorer bidrar till PM10 sammanfattas i tabellen nedan. Vid motorväg är bakgrundsbidraget det dominerande, medan det urbana gaturummet domineras av uppvirvling, bakgrund och bromsar. Bromsar bidrar under vår och sommar med 10-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid gaturummet.

Sammanfattning av bidraget till PM10 från fem faktorer.

	Anrikning Hornsg./E4	Viktigaste årstid	PM10 Hornsgatan medel (10 –90-perc.)	PM10 E4 medel (10 –90-perc.)	förklarad massa -% oxider
Uppvirvling	2-3 gånger	vårvinter	11 (0.3-35)	4.0 (0.3-11)	45%
Bromsar	8-16 gånger	vår-sommar	8.3 (3-17)	1.0 (0.1-2.3)	30%
Vägsalt	ej signifikant	höst-vinter	3.8 (0.3-5.1)	2.7 (0.2-8.0)	60%
Regional förbränning	1.5 gång	vinter?	3.5 (0.7-7.5)	2.6 (0.3-6.0)	4.6%
Bakgrund	ej signifikant	höst-vinter	8.7 (1.3-25)	7.8 (0.5-28)	2.7%

Metallinnehållet är högt i de tre förstnämnda faktorerna, men lågt i de sistnämnda vilket tyder på ett förbränningsrelaterat ursprung. Partiklar från uppvirvling har huvudsakligen en geologiskt förväntad sammansättning, men på basis av denna studie kan vi inte avgöra om ursprunget är markstoff eller slitage av vägbanan. Emissioner från bromsar är avsevärt högre vid tätortskörning. Avgaser har inte identifierats som en betydande partikelkälla. Vägsaltsfaktorn innehåller ca 10% geologiskt material. Regional förbränning är sannolikt en blandning av partiklar från flera källor, t ex förbränning av olja och ved. Bakgrundsbidraget har sitt huvudsakliga ursprung söder eller sydost om Sverige och härrör bl a från förbränning av fossila bränslen.

Bromsar är en huvudsaklig källa för Ba, Bi, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb och Sb och Zn vid Hornsgatan, och för Ba, Bi, Cu, Fe och Sb vid E4. Studien bekräftar att kvoten Cu:Sb=4 är en stark markör för partiklar från vägtrafik, och specifikt för bromspartiklar. Arsenik, Cd, Pb och Tl härrör huvudsakligen från bakgrunds faktorn, dvs långväga transport, även i det urbana gaturummet. Lämpliga markörmetaller har identifierats för uppvirvling, bromsar, vägsalt och bakgrund. Med dessa markörmetaller kan dessa källors bidrag till PM10 i liknande miljöer, t ex urban bakgrund, enkelt skattas. Bromsar förklarar inte de höga halter av Cu som finns i Stockholms sediment.

6 Tack

Studien är finansierad av BIL Sweden och Vägverket, samt IVLs samfinansierade forskningsprogram.

Författarna önskar rikta sitt varma tack till alla som på olika sätt bidragit till denna studie:

Karin Kvist vid BIL Sweden

Martin Juneholm och Mats Hagström vid Vägverket

Kjell Johansson vid Naturvårdsverket

Pernilla Bengtsson, Anders Svenson, Åke Sjödin, Magnus Rahmberg och Thomas Eriksson vid IVL.

Mervi Wiik, Eeva Kallio och Merja Savolainen vid Finlands Geologiska Undersökning.

Christer Johansson och Billy Sjövall vid Stockholms Luft- och Bulleranalys.

Pentti Paatero, Helsingfors Universitet, för diskussioner om tekniska detaljer i programvaran för PMF.

NOAA Air Resources Laboratory (ARL) för användandet av HYSPLIT-modellen för trajektorieberäkningar på <http://www.arl.noaa.gov/ready.html>.

7 Referenser

- Abu-Allaban M., Gillies J.A., Gertler A.W., Clayton R. och Proffitt D. (2003) Tailpipe, resuspended dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmos. Environ.* 37, 5283-5293.
- Areskoug, H., T. Alesand, H-C Hansson, E. Hedberg, C. Johansson, V. Vesely, U. Widequist, och T. Ekengren (2000) Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna. Resultat 1 september 1999 – 31 augusti 2000. Rapport från ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Bergbäck, B., Johansson, K. and Mohlander, U. 2001. Urban Metal Flows – a case study of Stockholm. Review and Conclusions. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1(3-4):3-24.
- Cadle S.H. m.fl.(2001) In-use light-duty gasoline vehicle particulate matter emissions on three driving cycles. *Environ. Sci. Technol.* 35, 26-32.
- Chueinta, W., Hopke, P. K. och Paatero, P. (2000) Investigation of sources of atmospheric aerosol at urban and suburban residential areas in Thailand by positive matrix factorization, *Atmos. Environ.*, 34, 3319-3329.
- Claesson P. m.fl. (2003) Utvärdering av 10 bilvårdsanläggningar tvättsäsongen 2002/2003. SWECO VIAK Slutrapport Stockholm 2003-08-22.

- Councell T. B., Duckenfield K. U., Landa E. R. och Callender, E. (2004) Tire-Wear Particles as a Source of Zinc to the Environment. *Environ. Sci. Technol.* 38, 4206-4214.
- Draxler, R. R. och Rolph, G. D. (2003) HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>)
- Eriksson J. (2001) Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket Rapport 5148.
- Garg, B., Cadle, S.H., Groblicki, P.J., Mulawa, P.A., Laroo, C., och Parr, G.A. (2000) Brake-wear particulate matter emissions. GM Research and Development Center R&D – 9033.
- Gustafsson M. (2001) Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. VTI meddelande 910.
- Gustafsson M. (2002) Väg och gaturengöring som åtgärd mot höga partikelhalter orsakade av vägdamm. VTI meddelande 938.
- Harrison R., Tilling R., Callén Romero M.S., Harrad S och Jarvis K. (2003) A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmos. Environ.* 37, 2391-2402.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P-Å., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U., och Westerholm, R. (2002) Chemical and physical characterisation of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmos. Environ.* 36, 4823-4837.
- Henry, R. C. (2002) Multivariate receptor models—current practice and future trends *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 60, 43-48.
- Hopke, P. K. (2003) Recent developments in receptor modeling *J. Chemometrics*, 17, 255-265.
- Huang, S., Rahn, K. A. and Arimoto, R. (1999) Testing and optimizing two factor-analysis techniques on aerosol at Narragansett, Rhode Island. *Atmos. Environ.* 33, 2169-2185.
- Kim, E., Hopke, P. K., Paatero, P. and Edgerton, E. S. (2003) Incorporation of parametric factors into multilinear receptor model studies of Atlanta aerosol *Atmos. Environ.* 37, 5009-5021.
- Lee, E., Chan, C. K. and Paatero, P. (1999) Application of positive matrix factorisation in source appointment of particulate pollutants in Hong Kong. *Atmos. Environ.*, 33, 3201-3212.
- Lithner G. och Holm K. (2003) Nya metaller och föroreningar i svensk miljö. Naturvårdsverket rapport 5306.
- Lithner G., Holm K. och Ekström C. (2003) Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001. ITM Rapport 108, Stockholms Universitet.
- Maykut, N. N., Lewtas, J., Kim, E. and Larson, T. V. (2003) Source appointment of PM2.5 at an Urban IMPROVE site in Seattle, Washington *Environ. Sci. Technol.*, 37, 5135-5142.

- Nilsson T. (2003) Bestämning av trafikrelaterade PM10-bidrag i urban miljö. Examensarbete i Miljövetenskap, Lunds Universitet.
- Oak Ridge National Laboratory (2001) Compositions, functions, and testing of friction brake materials and their additives. ORNL/TM-2001/64. Oak Ridge National Laboratory, US, september 2001.
- Paatero, P. (1997) Least squares formulation of robust non-negative factor analysis studies Chemom. Intell. Lab. Syst., 37, 23-35.
- Paatero P. och Hopke P. K. (2002) Utilizing wind direction and wind speed as independent variables in multilinear receptor modeling studies Chemom. Intell. Lab. Syst., 60, 25–41.
- Paatero P. och Hopke P. K. (2003) Discarding or downweighting high-noise variables in factor analytic models Analytica Chimica Acta, 490, 277–289.
- Paatero P., Hopke P. K., Song X.-H. och Ramadan Z. (2002) Understanding and controlling rotations in factor analytic models. Chemom. Intell. Lab. Syst., 60, 253–264.
- Paatero P. och Tapper U. (1994) Positive Matrix Factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values Environmetrics, 5, 111-126.
- Pakkanen T.A., Loukkola K., Korhonen C.H., Aurela M., Mäkelä T., Hillamo R.E., Aarnio P., Koskentalo T., Kousa A. och Maenhaut, W. (2001) Sources and chemical composition of atmospheric fine and coarse particles in the Helsinki area. Atmos. Environ. 35, 5381-5391.
- Pakkanen T.A., Kerminen V.-M., Loukkola K., Hillamo R.E., Aarnio, P., Koskentalo T. och Maenhaut W. (2003) Size distributions of mass and chemical components in street-level and rooftop PM1 particles in Helsinki. Atmos. Environ. 1673-1690.
- Polissar, A. W., Hopke, P. K. och Poirot, R. L. (2001) Atmospheric aerosol over Vermont: Chemical Composition and Sources Environ. Sci. Technol., 35, 4604-4621.
- Rolph, G. D. (2003) Real-time Environmental Applications and Display sYstem (READY) Website, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>)
- Sanders P.G., Xu N., Dalka T.M. och Maricq M.M. (2003) Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests. Environ. Sci. Technol. 4060-4069.
- Singh M., Jaques P.A. och Sioutas C. (2002) Size distribution and diurnal characteristics of particle-bound metals in source and receptor sites of the Los Angeles Basin. Atmos. Environ. 36, 1675-1689.
- SLB (2003) Kartläggning av partikelhalter (PM10) i Stockholms och Uppsala län. SLB-analys, LVF 2003:1, Miljöförvaltningen i Stockholm.
- Stechmann H. och Dannecker W. (1990) Characterization and source analysis of vehicle-generated aerosols. J. Aerosol Sci. 21, S287-S290.

- Sternbeck J. och Östlund P. (1999) Nya metaller och metalloider i samhället. IVL B rapport 1332.
- Sternbeck J., Sjödin Å. och Andréasson K. (2002) Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmos. Environ.* 36, 4735-4744.
- Sternbeck J., Brorström-Lundén E, Remberger M., Kaj L., Palm A, Junedahl E. och Cato I. 2003. WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL B1538.
- Sörme L., Bergbäck B. och Lohm U. (2001) Goods in the anthroposphere as a metal emission source. *Water Air Soil Poll. Focus*, 213-227.
- Taylor, S.R. och McLennan, S.M. (1995). The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews in Geophysics* 33: 241-265.
- Torre C., Mattutino G., Vasino V. och Robino C. (2002) Brake linings: a source of non-GSR particles containing lead, barium, and antimony. *J. Forensic Sci.*, 494-504.
- Westerlund, K.-G. (2001) Metal emissions from Stockholm traffic – wear of brake linings. Reports from SLB-analys No 3:2001, The Stockholm Environment and Health Protection Administration; www.slb.mf.stockholm.se/miljo/.

Appendix- Källprofiler för de fem källorna som estimerats med PMF. För varje värde anges ett totalt osäkerhetsintervall som baseras på de osäkerheter som härrör från rotationsosäkerhet och felfortplantning, se kapitel 2.3. Samtliga värden anges som logaritmen av halten av respektive metall i partiklar från den angivna källan i mg/kg. I vissa fall är undre gränsen noll, vilket anges som X.

	Uppvirvling			Bromsar			Vägsalt			Regional förbränning			Bakgrund		
	log halt	log min	log max	log halt	log min	log max	log halt	log min	log max	log halt	log min	log max	log halt	log min	log max
Al	4.65	4.64	4.78	3.66	1.47	3.70	3.68	1.55	3.80	3.15	1.16	3.25	2.82	1.50	2.97
As	0.64	0.00	0.76	1.29	1.23	1.35	-0.11	-1.10	0.55	1.29	-1.16	1.42	1.66	1.64	1.77
Ba	2.75	2.73	2.82	3.49	3.45	3.55	2.15	1.08	2.24	1.69	0.26	1.84	1.45	0.68	1.64
Bi	0.30	-0.52	0.46	1.73	1.69	1.80	-0.37	-0.80	0.24	0.78	0.34	0.89	0.76	0.76	0.81
Ca	4.28	4.26	4.44	4.11	4.05	4.15	3.04	1.04	3.60	3.90	1.66	3.99	1.33	1.04	2.13
Cd	-0.76	X	-0.35	-0.73	-1.66	-0.13	0.14	-1.58	0.39	0.60	-1.98	0.77	1.22	1.20	1.28
Co	1.33	1.27	1.54	0.90	0.47	1.05	0.81	-0.46	1.02	1.11	0.17	1.23	0.93	0.93	1.01
Cr	0.37	0.37	1.19	2.50	2.45	2.55	2.06	1.90	2.18	1.65	1.04	1.92	1.40	1.04	1.70
Cu	2.25	0.95	2.31	3.93	3.89	4.00	2.33	1.03	2.40	2.30	2.03	2.35	1.76	-0.21	1.91
Fe	4.51	4.49	4.55	5.21	5.16	5.26	3.70	1.75	3.81	2.94	1.04	3.34	3.71	3.61	3.84
K	4.24	4.22	4.37	3.46	2.08	3.58	3.82	3.31	3.88	3.88	3.80	3.93	3.60	3.46	3.63
Mg	3.97	3.95	4.14	3.57	3.52	3.65	3.07	1.57	3.43	3.73	3.21	3.78	2.44	1.02	2.64
Mn	2.71	2.69	2.78	3.11	3.07	3.16	1.68	-0.02	1.88	1.74	0.08	1.91	2.26	2.24	2.31
Mo	1.39	0.46	1.56	2.83	2.78	2.90	1.04	0.18	1.41	0.22	-0.12	1.01	1.70	1.62	1.76
Na	4.17	1.77	4.19	2.97	1.69	3.35	5.31	5.21	5.42	3.24	1.41	3.92	3.22	1.30	3.68
Ni	-0.19	-0.19	0.63	2.29	2.25	2.32	1.68	1.38	1.86	1.92	1.61	2.05	1.66	1.49	1.83
Pb	1.87	1.18	1.94	2.88	2.84	2.90	1.46	0.00	1.82	2.13	-0.19	2.31	2.86	2.84	2.92
Rb	2.05	2.04	2.17	0.96	-1.18	1.07	1.09	-0.40	1.22	1.13	0.29	1.25	1.42	1.40	1.46
Sb	1.35	-0.37	1.48	3.33	3.29	3.40	1.84	0.62	1.92	1.26	-0.12	1.52	1.37	1.02	1.44
Si	5.02	4.97	5.14	2.11	1.04	2.94	4.47	2.88	4.64	2.86	1.04	3.66	3.44	1.04	3.83
Sr	2.20	2.18	2.36	1.84	1.71	1.88	1.46	-0.16	1.59	1.39	-0.40	1.52	1.31	1.26	1.36
Ti	3.43	3.42	3.55	2.97	2.78	2.99	2.06	0.22	2.47	2.09	0.03	2.25	0.84	-0.36	1.39
Tl	-0.40	X	-0.28	-1.08	X	-0.54	-0.18	X	-0.02	-0.31	-2.45	0.19	0.62	0.59	0.72
V	1.91	-0.74	1.94	1.02	-0.81	1.69	1.18	-0.88	1.66	2.63	2.47	2.75	1.92	-1.14	1.97
Zn	2.89	2.83	2.94	3.44	3.41	3.50	2.18	0.92	2.48	2.97	2.60	3.03	2.90	2.86	2.93

Ordlista

Förkortning	Förklaring
Ag	silver
Al	aluminium
As	arsenik
Ba	barium
Bi	vismut
Ca	kalcium
Cd	kadmium
Co	kobolt
Cr	krom
Cu	koppar
Fe	järn
K	kalium
Li	litium
Mg	magnesium
Mn	mangan
Mo	molybden
Na	natrium
Ni	nickel
Pb	bly
Rb	rubidium
Sb	antimon
Si	kisel
Sr	strontium
Th	thorium
Ti	titan
Tl	tallium
U	uran
V	vanadin
Zn	zink
PMF	positive matrix factorisation
CMB	chemical mass balance