



rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Spridning av metaller från vägtrafik



Foto: Per-Erik Larsson/IVL

John Sternbeck Åke Sjödin Kenth Andréasson

IVL B 1431

Stockholm, november 2001



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title
Telefonnr/Telephone 08-587 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor
Rapportförfattare/author John Sternbeck Åke Sjödin Kenth Andréasson	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Spridning av metaller från vägtrafik	
Sammanfattning/Summary Spridning av ett 20-tal metaller från vägtrafik har studerats i två trafiktunnlar under varierande körförhållanden och fordonssammansättningar. Mätningarna representerar spridning från stora fordonskollektiv under verkliga trafikförhållanden. Emissionsfaktorer har beräknats för Ba, Cd, Cu, Pb, Sb, Zn. Ursprunget till dessa metaller diskuteras. Halterna av övriga metaller samt av större partiklar i luft påverkas starkt av uppvirvlat markmaterial.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords metaller, trafik, emissioner, luft, partiklar, koppar, antimon	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report 1431	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address Hemsida: www.ivl.se/rapporter e-post: publikationsservice@ivl.se Fax: 08-598 563 90 Brev: IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm	

Innehållsförteckning

1. Sammanfattning	2
2. Introduktion.....	2
3. Metodik	4
3.1 Studieområden.....	4
3.2 Provtagning och analys	5
4. Resultat	6
4.1 Halter och källor.....	6
4.2 Emissionsfaktorer.....	9
4.3 Storleksfraktionering.....	11
5. Diskussion.....	13
5.1 Experimentell osäkerhet	13
5.2 Lätta och tunga fordon	14
5.3 Metallernas ursprung.....	15
6. Slutsatser.....	20
7. Tack.....	21
8. Referenser	21
Appendix	23

1. Sammanfattning

Spridning av ett 20-tal metaller från vägtrafik har studerats i två hårt trafikerade tunnlar, genom att provta och analysera aerosoler vid tunnelnarnas inlopp och utlopp och relatera till trafikflödet. Med denna metodik kan vi bedöma vägtrafikens potentiella påverkan på hälsa och miljö via inandning och deposition, d.v.s. emissioner som har lokal-regional påverkan. Emissionerna är bestämda under verkliga körförhållanden och representerar ett stort antal fordon.

Resultaten visar att flertalet metallers förekomst i luft nära vägar huvudsakligen styrs av den uppvirvling av markmaterial som trafiken orsakar, snarare än att metallerna emitteras direkt från fordonen. Uppvirvling har också mycket stor betydelse för halten av stora partiklar i tunnelluften.

Barium, Cd, Cu, Pb, Sb och Zn identifierades som tydligt emitterade från fordon. Dessutom tyder resultaten på att sprids W från dubbdäck. För dessa metaller presenteras emissionsfaktorer. Emissionsfaktorerna uppvisar inga starka samband med variationer i trafiksammansättningen. Emissionsfaktorerna jämförs också med litteraturuppgifter om spridning från vissa källor såsom bromsar och bränsle. De uppmätta emissionerna är ofta betydligt lägre än värden som framtagits med indirekta metoder. Tänkbara orsaker till dessa skillnader diskuteras.

2. Introduktion

Vägtrafiken pekas ofta ut som en betydande lokal spridningskälla av metaller till miljön (t.ex. SOU, 2000; Sörme et al., 2001). I marken direkt invid större vägar är halterna av många metaller vanligen starkt förhöjda, men halterna avklingar snabbt med avståndet från vägen (t.ex. Jarvis et al., 2001; Sutherland och Tolosa, 2001). Sannolikt deponeras de största partiklarna i vägens omedelbara närhet, medan finare partiklar kan spridas långt i atmosfären. Vägtrafikens mer storskaliga miljöpåverkan kan därför inte identifieras genom studier av markprover, utan kräver undersökningar av aerosoler. Under senare år har många aerosolstudier fokuserats på PM₁₀-fraktionen, eftersom denna anses vara relaterad till hälsoeffekter och är ett reglererat ämne i bl.a. EU och USA. Ur ekologisk synvinkel är dock även metaller i större partiklar av stor betydelse.

Emission av metaller från fordon kan tänkas ske från ett antal användningsområden, t.ex. bränsle, däck, bromsar och korrosion. Bly var under lång tid den mest typiska "trafikmetallen" men fasades ut från svenska fordonsbränslen 1995. På senare år har

spridningen av koppar från bromsbelägg uppmärksammats i Sverige, framförallt i Stockholm. Koppar är starkt ekotoxiskt för lägre organismer såsom bakterier och alger (t.ex. Sternbeck, 2000) och det är därför viktigt att minimera spridningen av koppar till miljön. De massförluster som sker vid användning av bromsbelägg indikerar att stora mängder Cu sprids från bromsar (Westerlund, 1998). Hur spridningen verkligen sker är dock inte känt, varför man inte vet om huvudsaklig primär recipient är luft, dagvatten, mark eller kanske biltvättanläggningar. Utan denna kunskap kan den risk som spridningen utgör inte bedömas, och det är därför angeläget att bestämma emissionsmängderna av metaller från vägtrafiken under verkliga körförhållanden.

För att bestämma vilka metaller och vilka mängder som i betydande grad sprids från vägtrafiken till den yttre miljön krävs att studier genomförs där andra metallkällor elimineras. Experimentella studier på enskilda fordon görs men värdet av sådana studier begränsas av det låga antalet fordon som testas samt av att körförhållandena skiljer sig från de verkliga. Dessa studier är dessutom huvudsakligen begränsade till avgasrelaterade ämnen. Studier i trafiktunnlar är en väl etablerad metod för att karakterisera emissioner av gasformiga och partikelbundna föroreningar under verkliga körförhållanden (se sammanställning i Sjödin, 1999). Tidigare studier som använt denna teknik för att bestämma metallemissioner har huvudsakligen utförts i andra länder och andra klimat. Dessutom varierar materialvalet i fordon över tiden och i vissa fall mellan olika fabriker och länder.

Denna studie syftar till att

- 1) identifiera vilka metaller som emitteras från vägtrafik;
- 2) kvantifiera emissioner som har lokal-regional påverkan;
- 3) diskutera vilka parametrar som styr emissionsfaktorerna.

Studien har utförts i trafiktunnlar under varierande fordonssammansättningar.

3. Metodik

3.1 Studieområden

Denna studie är en del av en större studie omfattande ett stort antal reglerade och oreglerade ämnen (Sjödin et al., 2001; Wingfors et al., 2001). Metaller studerades i två hårt trafikerade tunnlar, Tingstad och Lundby, som båda är belägna i Göteborg. Tingsstadstunneln är 454 m lång och Lundby är 2060 m lång. Båda tunnelarna har separata rör för respektive körriktning, är utformade som grunda V samt har en hastighetsbegränsning av 70 km/h. De verkliga hastigheterna återges i Tabell 1. Taket i Lundbytunneln är berg medan det i Tingstadstunneln är betong. Lundbytunneln har två körfält i vardera riktning, och Tingstad har tre körfält i vardera riktning. I Tingstads-tunneln mätte vi i det rör som går in mot centrala Göteborg, och i Lundby i det utgående röret.

Trafikens sammansättning, flöde och hastighet uppmättes med slangar av VTI. Denna metodik beskrivs utförligt i Sjödin (2001). Avsikten var att mäta under så varierande förhållanden som möjligt, med avseende på trafiksammansättning (Tabell 1). Tingstads-tunneln studerades i november 1999 och Lundby i april 2000. I Lundbytunneln förekom dubbdäck och var dessutom troligen relativt vanligt. Mätperiodernas längd var vanligen två timmar men i vissa fall kortare eller längre. Under antagande att den verkliga emissionfaktorn är konstant under dessa perioder spelar variationer i mätperiodernas längd ingen roll. Giltigheten i detta antagande är svår att verifiera.

Tabell 1. Körförhållanden vid provtagningstillfällena.

Mätperiod ¹	Datum	Tidsperiod	Fordon (timme ⁻¹)	Genomsnittlig hastighet (km/hr)	Tunga fordon (%)	Väder
T-1	8 nov. 1999	07:30-08:30	3404	40.9	10.7	torrt
T-2	8 nov. 1999	11:17-12:15	3002	64.9	13	torrt
T-3	8 nov. 1999	13:15-15:45	3599	data saknas	12.3	torrt
T-4	8 nov. 1999	16:30-18:30	3069	66.3	5.9	torrt
T-5	9 nov. 1999	04:00-09:00	2180	data saknas		regn
L-1	4 april 2000	9.00-11.00	947	76.8	23.7	torrt
L-2	4 april 2000	16.00-18.00	1835	75.0	8.5	regn
L-3	5 april 2000	7.00-9.00	1595	77.3	11.6	torrt
L-4	5 april 2000	11.50-16.10	1394	79.1	16.9	torrt
L-5	5 april 2000	17.10-19.10	1266	79.8	7.6	torrt

1. T- Tingstad, L – Lundby

3.2 Provtagning och analys

Provtagning skedde simultant vid inloppet och utloppet, ca 50-160 m innanför respektive öppning. Metodiken bygger på att samma luft som går in i tunneln pressas som en kolv genom tunneln. För att inte orsaka att luft förloras genom ventilations-skorstenar eller liknande så var ventilationsystemen i tunnarna avstängda under provtagnings-tillfällena. Lufttransport drevs av trafiken och skedde endast längs med tunneln. Ventilationsflödet bestämdes genom att SF₆ släpptes ut i känd omfattning vid inloppet och analyserades i prov från utloppet. Vanligen togs ett prov för SF₆-analys var 15:e minut.

Partiklar provtogs huvudsakligen som TSP (totalt suspenderade partiklar) samt i mindre utsträckning som PM-1 och PM-10. TSP provtogs på teflonfilter (ϕ 47 mm; 0.4 µm) som monterats på syradiskade filterhållare av teflon. Pumphastighet var ca 20 l min⁻¹. PM-1 och PM-10 provtogs med impaktor (KleinfILTERgerät) utrustad med teflonfilter, och pumphastighet var ca 38 l min⁻¹.

I syfte att bedöma bidraget av uppvirvlade partiklar från mark togs ett antal markprov precis invid vägen utanför Lundbytunneln. Fem prov siktades vid 0.5 mm och den finare fraktionen analyserades på metaller. Effekten av att sammansättningen kan variera mellan olika jordarter reduceras av att vi eliminerat den grövsta fraktionen, som dessutom är mindre benägen att resuspenderas.

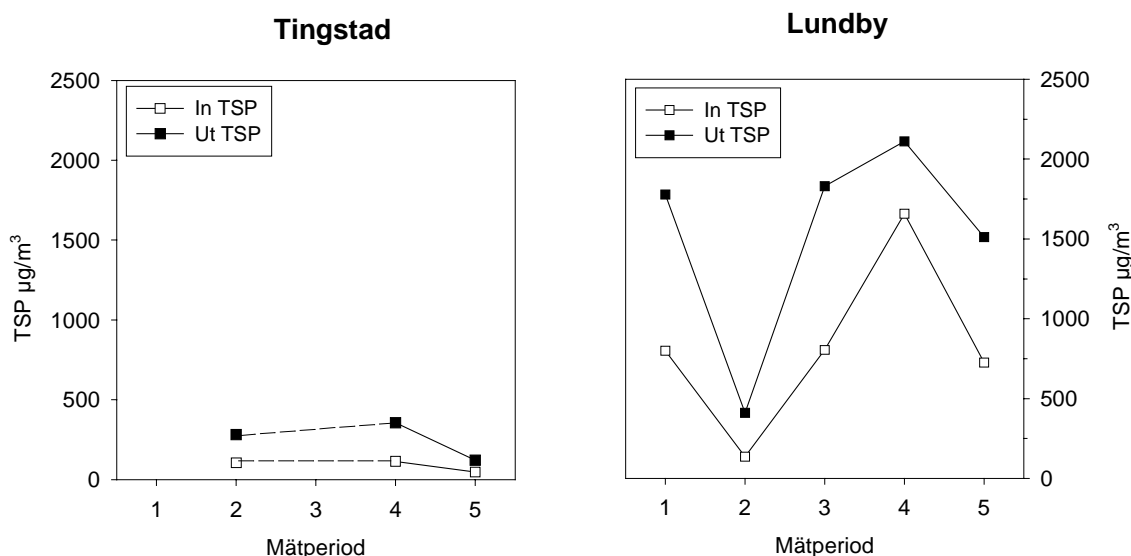
Metaller analyserades vid NILU i Norge. Om inget annat anges så är de metallhalter som presenteras i rapporten i TSP-fraktionen. Filtren uppslöts i kungsvatten och metaller analyserades med ICP-MS. Följande metaller analyserades: Al, Ba, Bi, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, La, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Pr, Sb, Ti, V, W och Zn. Analytisk precision uppges till ± 10%. Kungsvatten har vid studier av geologiskt material visats ge fullständigt utbyte för t.ex. Bi och i de flesta fall även för Sb (Hall och Pelchat, 1997). I slam har fullständigt utbyte erhållits för Cd, Cr, Cu, Fe, Ni och Zn (Scancar et al., 2000). Kungsvatten torde dock inte lösa upp de mest svårslösliga föreningarna, t.ex. kvarts, kromit eller titandioxid, men dessa föreningar är inte heller av miljömässig relevans.

I vissa fall och för vissa metaller var filterblankvärdena inte försumbara eller så var halterna under detektionsgränsen. Det gäller framförallt Ni och Co i båda tunnarna samt Cr i Tingstadstunneln, för vilka inga data presenteras. För PM1/10 filtren var blankerna inte försumbara för Bi, Ca, Al, Cd, Mn och överlag var halterna ofta låga. Fortsättningsvis bör dessa fraktioner tas under längre mätperioder.

4. Resultat

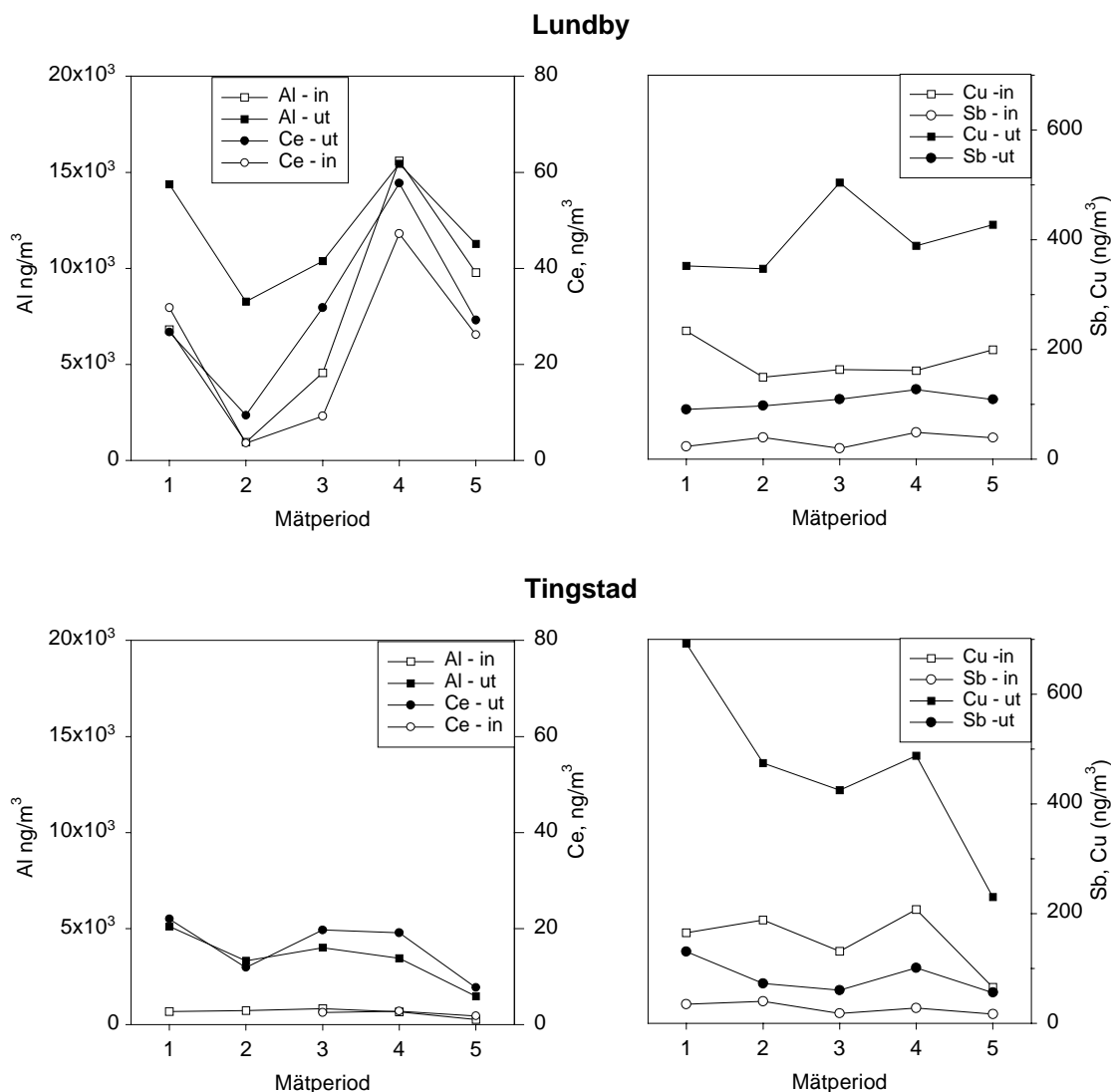
4.1 Halter och källor

Flertalet metaller uppvisar liksom TSP betydligt högre halter vid utloppet än vid inloppet (Figur 1 och Figur 2). Vid inloppen och utloppen korrelerar flera metaller starkt med TSP samt med varann, t.ex. Al, Ca, Ce, Fe, Li, Mg, Mn, Pr och Ti (Figur 1 och Figur 2 samt tabell A2 i appendix). Det inbördes förhållandena av dessa metaller är i båda tunnlarna snarlikt de i geologiskt material. Detta indikerar att minst två betydande källor föreligger till metaller och partiklar i tunnlarna – trafik och resuspenderad mark. Förekomsten av flera av dessa metaller i miljön anses ofta huvudsakligen opåverkade av antropogen verksamhet (t.ex. Pierson och Brachazek, 1983; Reimann och Caritat, 2000; Monaci et al., 2000) och kan därför användas som spårämnen för naturligt material.



Figur 1. Halter av TSP vid inlopp och utlopp under olika mätperioder.

Ett vanligt mått på markkomponentens sammansättning är “average upper crust”, dvs de genomsnittliga halterna i den övre jordskorpan globalt. Mark i tätbebyggd eller industrialiserad miljö uppvisar dock vanligen förhöjda halter av ett antal metaller jämfört med average upper crust. Vi har därför provtagit mark direkt invid vägen utanför Lundbytunneln i syfte att erhålla ett mer representativt material. Även detta innebär förstås osäkerheter men vi anser att det är mer representativt än “average upper crust”. Dessa markprov visar en markant anrikning av t.ex. Cu, Zn och Sb relativt average upper crust.



Figur 2. Exempel på metallhalter (Al, Ce, Cu och Sb) vid inlopp och utlopp under olika mätperioder i Lundbytunneln och Tingstadstunneln.

Halterna i aerosolpartiklar under en viss mätperiod kan jämföras med halterna i mark. Detta illustreras med medelhalterna under alla mätperioder för respektive tunnel (Figur 3). Halterna i mark redovisas som medelvärdet av fem prov. Spridningen i markhalter redovisas inte i figurerna, för att undvika att dålig läsbarhet, men uttryckt som relativ standardavvikelse varierar den mellan 14 och 76 % (medelvärde 35%). Denna spridning påverkar inte de observerade trenderna. Det framgår tydligt att ett antal metaller bildar en rät diagonal linje, vilket indikerar att källan till dessa metaller i aerosolproven är uppvirvlat markstoff. Dessa metaller är framförallt Al, Ca, Mg, Li, Mn och eventuellt

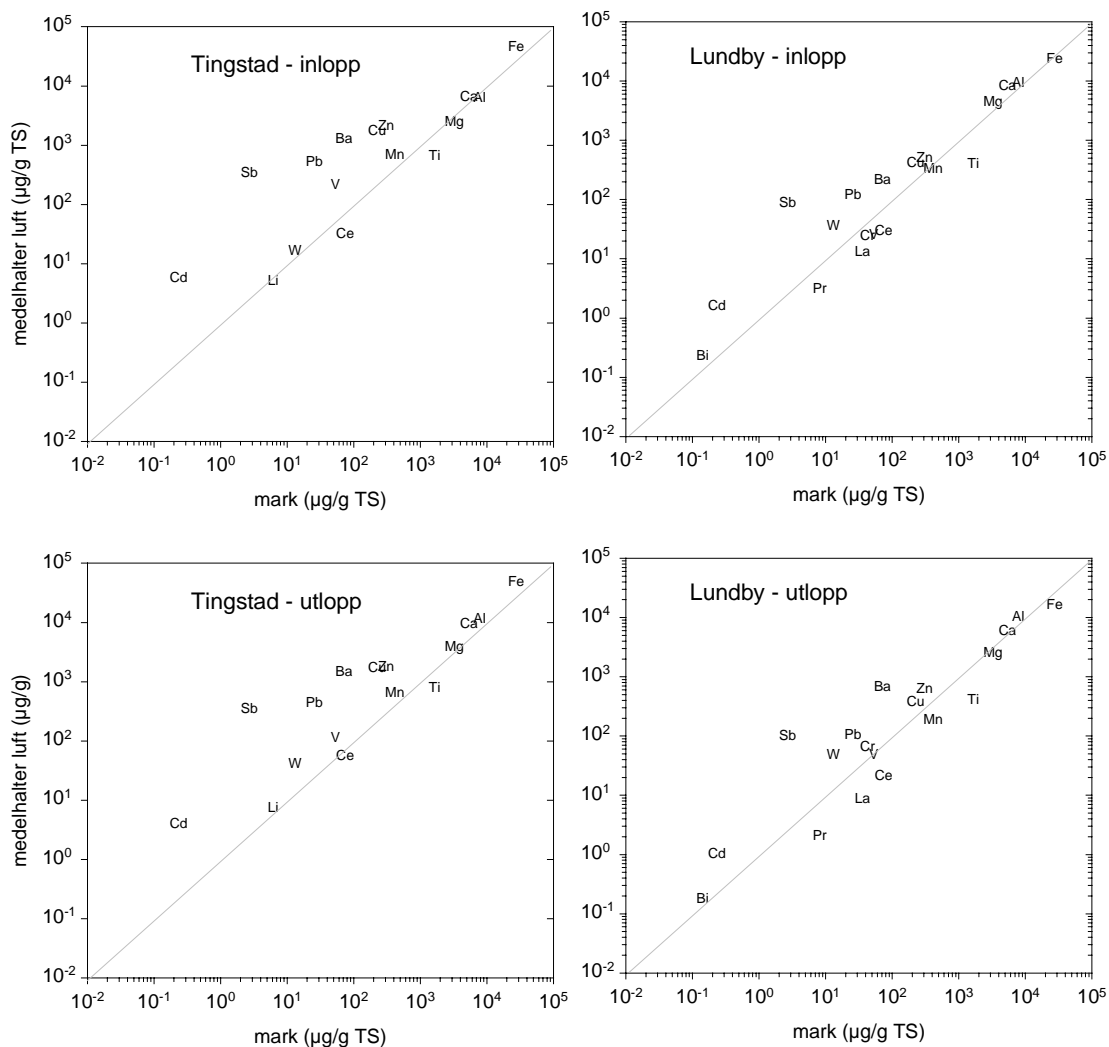
Fe, dvs metaller som enligt ovan samvarierade med varann och med TSP. Tidigare har det förslagits att vissa sällsynta jordartsmetaller (s.k. REE-ämnena) sprids från vägtrafik genom att de används i katalysatorer (t.ex. Kitto et al., 1992). Vi har analyserat cerium (Ce), lantan (La) och praseodym (Pr) som exempel på lätta REE (LREE) men de visar ingen anrikning i aerosolen.

Förhållandet mellan halterna i mark och i aerosol är för Al, Ca, Mg, Li och Mn nära 1:1, vilket tillsammans med den starka korrelationen mellan dessa metaller och TSP innebär att såväl dessa metaller som TSP-halten i tunnarna domineras av uppvirvat markmaterial. Detta kan ses som en sekundär effekt av trafiken på partikelhalterna; trafiken orsakar turbulens som leder till uppvirvling av partiklar, men det är inte en nybildning av partiklar. Liknande resultat har tidigare erhållits, men med lägre dominans av markpartiklar (t ex Pierson och Brachazek, 1983). Skillnaden kan bero på att deras studie utfördes i ett område där vegetation mm band markpartiklar bättre, samt att de fordonsrelaterade partikelemissionerna var högre för 20 år sedan. Mekanismen för s.k. sekundära (ej i tunneln bildade) partiklar i tunneln skulle kunna vara att partiklar som sitter på däck och underrede lossnar i tunneln pga slitage och turbulens.

Det dominerande inslaget av markpartiklar överensstämmer även med våra undersökningar av aerosolerna med svepelektronmikroskop. Den absoluta merparten av de partiklar vi observerade under flera timmars sökande innehöll bl.a. Al, Si, Ca och Fe och var sannolikt markpartiklar.

Halterna av såväl partiklar som "markmetaller" är avsevärt högre i Lundbytunneln jämfört med Tingstadstunneln (Figur 1 och Figur 2). Orsaken till de höga partikelhalterna vid Lundby förklaras alltså huvudsakligen med mer uppvirvat markstoff, sannolikt beroende på mindre växtlighet och därmed större markerosion under den aktuella årstiden, på ökat vägslitage pga dubbdäck, samt på att vägarna saltas under den årstid som provtagningarna ägde rum. Sandning sker inte i området. Ett minimum i både TSP och metaller såsom Al, Ca, Fe och Mg vid mätperiod 2 i Lundby uppträdde under en regnig period och förklaras med att fukten band markpartiklarna bättre.

Ett antal metaller är dock markant anrikade i aerosolproven relativt mark (Figur 3), trots att markproven i sig är anrikade på dessa metaller relativt t ex average upper crust. Vid i stort sett samtliga mätperioder är följande metaller tydligt anrikade i båda tunnarna: Cd, Sb, Pb, Ba, Cu och Zn. Dessa metaller korrelerar inte heller väl med TSP eller markmetallerna (Figur 2 samt Tabell A1 och A2 i appendix). I Lundby är även W och möjligen Bi anrikade och i Tingstad är eventuellt V något anrikad. Emissioner direkt från fordon är den sannolika orsaken till dessa anrikningar. I Tingstad är W anrikad både i inloppet och utloppet varför anrikningen sannolikt är naturligt betingad. För dessa metaller kommer emissionsfaktorer, dvs mängd emitterad metall per körd fordonskilometer, att beräknas i det följande.



Figur 3. Jämförelse mellan medelhalter i lokal mark och medelhalterna i luft vid tunnelnarnas inlopp och utlopp. Den diagonala linjen motsvarar förhållandet 1:1 mellan halterna i mark och i aerosol.

4.2 Emissionsfaktorer

Emissionsfaktorer för ämnet i (e_i , µg/fkm) beräknas enligt

$$e_i = (\Delta c_i \cdot V) / (T \cdot L), \quad (1)$$

där Δc_i (ng/m³) är koncentrationsskillnad mellan utloppet och inloppet, V (m³/s) är ventilationsflödet genom tunneln, L (m) är avståndet mellan provtagningsstationerna

och T (fordon/sek) är fordonsflödet genom tunneln. V beräknas utifrån utsläppt mängd SF_6 samt koncentrationen av SF_6 i utloppet. För att beräkna emissioner som härrör direkt från fordonstrafiken (och inte indirekt genom uppvirvlat markmaterial) bör koncentrationerna korrigeras för bidraget från markmaterial.

Markkomponenten av varje metall skulle kunna uppskattas med någon "markmetall" som spårämne för mark. Om man exempelvis använder Al för en sådan korrektion beskrivs den matematiskt av

$$Me_T = Me_A - Al_A \times Me_M / Al_M, \quad (2)$$

där Me_T är den metallhalt som härrör från trafik, Me_A är halten i aerosolprovet, och Me_M är halterna i markmaterial (samtliga halter i $\mu g/g$). Korrektionen bygger dock på flera antaganden, t.ex. att man känner det naturliga materialets sammansättning och att detta är konstant över tiden. Särskilt det sista kriteriet torde vara svårt att verifiera, och de markprov vi analyserat är dessutom få. Man ska därför inte förvänta sig att en viss "markmetall" kan användas för att exakt kompensera bort den naturliga komponenten av andra metaller enligt ekvation 2. Att jämföra aerosolproven med markproven visar dock vilka metaller som domineras av naturligt material respektive trafikemissioner.

Trots ovanstående invändningar så har en korrektion enligt ekvation 2 med Al eller Mg som markspårämne indikativt värde, och visar att > 70%, oftast betydligt mer, av Cu, Cd, Ba, Sb, Pb och Zn är trafikgenererade. Valet av Al eller Mg ger ingen större skillnad för Tingstadsdata men för Lundbydata, där halterna av markmaterial är mycket höga, blir det stor skillnad för de metaller som domineras av markmaterial. Framförallt leder normalisering till att flera s.k. markmetaller erhåller negativa emissionsfaktorer, t.ex. Ti och Fe, vilket skulle innebära att de ackumuleras i tunneln. Detta förefaller osannolikt och beror på tidigare nämnda problem med att tillämpa ekvation 2 då markkomponenten inte är helt säkert känd och dessutom kan förväntas variera mellan mätperioderna.

Eftersom de tydliga "trafikmetallerna" till mer än 70% härrör från trafik, oftast betydligt mer, har vi valt att inte korrigera halterna av dessa metaller vid beräkning av emissionsfaktorer. Emissionsfaktorerna kan alltså vara något överskattade, i några enstaka fall uppemot 30%. Detta problem med korrektion för markmaterial har även uppmärksamats i tidigare tunnelstudier. För övriga metaller har vi valt att inte presentera emissionsfaktorer, eftersom bidraget från markmaterial är dominerande. Vi anser det dock mycket troligt att metaller såsom t.ex. Fe faktiskt emitteras direkt från fordonstrafiken, men att bidraget från trafik är svårt att kvantitativt isolera från mark.

I Tabell 2 redovisas genomsnittliga emissionsfaktorer för de s.k. trafikmetallerna. Generellt är överensstämmelsen mellan tunnarna mycket god. Endast för Sb är skillnaden statistiskt signifikant ($P < 0.05$, t-test). Dessa emissionsfaktorer motsvarar

alltså huvudsakligen primära partikelemissioner från fordon. Det måste dock beaktas att metallemissioner kan variera med körmonster. Körmonstret i tunnlar är troligen mer likt körning i urban miljö och tätorter än exempelvis landsvägskörning. I vilken riktning emissionerna kan förväntas skilja sig beror på emissionsmekanismen, vilket diskuteras i kapitel 5.3. I Tabell 2 visas även emissionsfaktorer för TSP och PM₁₀. Det framgår att partikelemissionerna skiljer sig betydligt mer mellan tunnlar än vad "trafikmetallerna" gör, av orsaker som diskuteras i kapitel 4.1.

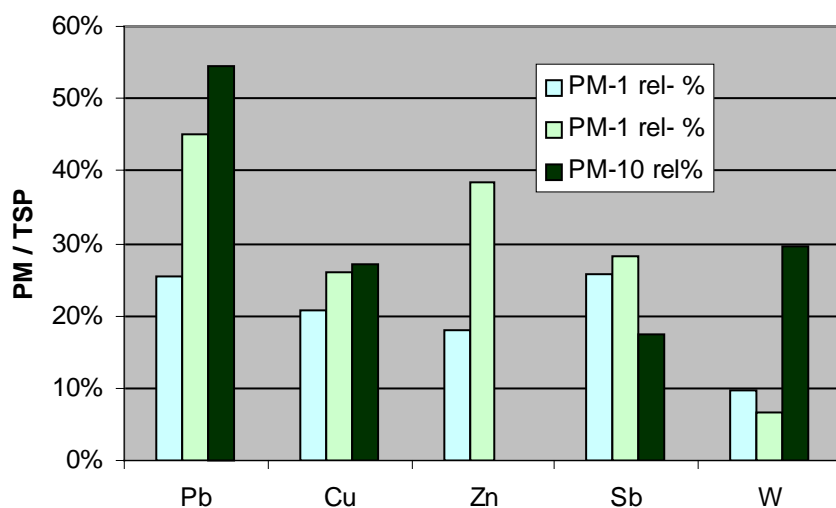
Tabell 2. Genomsnittliga emissionsfaktorer för metaller i TSP (µg/fkm) samt för TSP och PM₁₀ (mg/fkm). Spridningsmättet är standardavvikelse för samtliga mätperioder i resp. tunnel.

	Tingstad	Lundby
Ba	136 ± 54.6	293 ± 153
Bi		0.061 ± 0.010
Cd	0.289 ± 0.147	0.244 ± 0.045
Cu	172 ± 37	147 ± 32
Pb	36.9 ± 7.7	35.1 ± 13.6
Sb	31.8 ± 11.6	50.8 ± 14.2
W		44.2 ± 9.3
Zn	205 ± 87.5	239 ± 25
TSP	108 ± 58	518 ± 324
PM ₁₀	44 ± 33	285 ± 115

4.3 Storleksfraktionering

Att skilja på partiklar och metaller i olika storleksintervall är av stor betydelse vid bedömning av risken för hälsoeffekter, men kan också användas för att diskutera partiklarnas ursprung. Under två mätperioder i Lundbytunneln provtog vi förutom TSP även PM₁ för metallanalys, och under en mätperiod även PM₁₀. Dessa resultat måste betraktas som de stickprov de är men har ett indikativt värde. På grund av ofta mycket låga halter samt i vissa fall blankproblem (se kapitel 3.2) redovisar vi dessa resultat endast för ett fåtal metaller. Resultaten redovisas som % av emissionerna i TSP-fraktionen (Figur 4). För både Pb, Cu, Zn och Sb utgör PM₁-fraktionen en väsentlig andel av TSP, medan den för W är låg. Generellt är PM₁₀ fraktionen högre än PM₁ men endast för Pb utgör den mer än 50% av TSP.

Aerosolprover har även studerats med svepelektronmikroskop och EDS, i syfte att studera de partiklars utseende som innehåller Cu, Sb, Zn och Pb. Som nämnts ovan fann vi mest markpartiklar. De enda tydliga observationerna på förekomst av Zn, Pb och Cu gjordes i submikronpartiklar, troligen sot. Halterna i dessa partiklar minskade i ordningen Zn > Pb > Cu, men kunde inte kvantifieras då partiklarnas storlek var vid den nedre gränsen för instrumentets upplösning.



Figur 4. Metallemissioner i PM₁/PM₁₀-fraktionen uttryckt som % av TSP. För PM₁ föreligger två mätningar och för PM₁₀ en mätning.

5. Diskussion

5.1 Experimentell osäkerhet

Varje emissionsfaktor är beräknad utifrån ett antal mätningar eller observationer (ekvation 1) som alla innehåller en osäkerhet. I syfte att uppskatta den experimentella osäkerheten för emissionsfaktorerna sammanväger vi de relativa standardavvikelseerna (σ_x/x) för respektive moment enligt:

$$\sigma_{EF} = \sqrt{\sum \left(\frac{\sigma}{x} \right)^2} . \quad (3)$$

Den relativa osäkerheten för respektive moment är i vissa fall en uppskattning och anges i Tabell 3. För koncentrationsskillnaden beräknas den relativa standardavvikelsen genom felfortplantning för en differens, utifrån en analytisk osäkerhet om $\pm 10\%$ för varje analys. Det relativa felet för skillnaden varierar mellan olika mätperioder och olika ämnen. För de s.k. trafikmetallerna anges medelvärdena för varje tunnel i Tabell 4 tillsammans med en beräknad relativ standardavvikelse som mått på den experimentella osäkerheten för respektive emissionsfaktor. För Lundbytunneln påverkas medelvärdena av enstaka mätperioder där höga halter vid inloppet ger stor relativ osäkerhet i standardavvikelsen. Detta gäller särskilt Pb och Zn.

Även om emissionsfaktorernas beräknade experimentella osäkerheter (Tabell 4) är orepresentativt höga för vissa individuella mätperioder så kan de jämföras med den uppmätta variationen av emissionsfaktorerna (Tabell 2). Det framgår att variationen ofta är i samma storleksordning som den experimentella osäkerheten. I flera fall är dock spridningen avsevärt större än den uppskattade experimentella osäkerheten, detta gäller Ba och Sb, samt Cd i Tingstadstunneln. För Sb är som tidigare nämnts dessutom skillnaden mellan tunnarna statistiskt signifikant.

Tabell 3. Experimentell osäkerhet för de olika momenten, uttryckt som relativ standardavvikelse.

moment	Relativ standardavvikelse
partikelprovtagning (bestäms av volymmätningen)	$\pm 2\%$
utsläppt mängd SF6	$\pm 5\%$
koncentration av SF6	$\pm 5\%$
tunnellängd	$\pm 2\%$
antal fordon	$\pm 2\%$
mättid	$\pm 1\%$

Tabell 4. Medelvärden av den relativa standardavvikelsen (σ_x/x) för koncentrationsskillnaderna av varje metall samt total experimentell osäkerhet för emissionsfaktorerna.

Metall	Tingstad		Lundby	
	konc.skillnad	emissionsfaktor	konc.skillnad	emissionsfaktor
Ba	15%	17%	16%	18%
Bi			9%	12%
Cd	20%	22%	24%	26%
Cu	15%	17%	22%	23%
Pb	17%	19%	37%	38%
Sb	16%	18%	16%	18%
Zn	16%	18%	29%	30%
W			19%	21%

5.2 Lätta och tunga fordon

Uppenbarligen kan de experimentella faktorerna inte förklara variationen mellan olika emissionsfaktorer för Ba, Sb och Cd. För övriga metaller kan det inte uteslutas att de varierande emissionsfaktorerna beror på experimentell osäkerhet, även om det naturligtvis kan vara verkliga skillnader i emissioner. Verkliga skillnader i emissioner mellan olika mätperioder kan bero på varierande fordonssammansättning och körmonster mellan mätperioderna. Olika fordon emitterar olika mycket beroende på skillnader i t.ex. fordonens skick, körsätt, däck- och bromssammansättning, bränsleförbrukning.

En stor skillnad föreligger mellan tunga och lätta fordon vad gäller bränsleförbrukning, bildning av små partiklar och sot, och sannolikt även vad gäller slitage av däck och bromsar etc. Vi har därför relaterat emissionsfaktorerna till andelen tung trafik. I Tingstadstunneln är variationen i tung trafik ringa. Därför utvärderas effekten av tung trafik endast i Lundbytunneln (Tabell 5). Endast antimon uppvisar viss korrelation med andelen tung trafik, men sambandet är inte statistiskt signifikant.

Tabell 5. Korrelationskoefficienter (r) mellan emissionsfaktorer och andelen tung trafik (HDV) i Lundbytunneln.

	Ba	Cd	Cu	Pb	Sb	W	Zn	Bi	HDV
Ba	1.000								
Cd	0.169	1.000							
Cu	-0.941	0.045	1.000						
Pb	-0.547	0.826	0.664	1.000					
Sb	-0.104	0.535	0.207	-0.243	1.000				
W	0.314		0.069	0.572	0.248	1.000			
Zn	-0.311	0.606	0.550	0.883	-0.194	0.720	1.000		
Bi	-0.476	0.536	0.373	0.523	0.661	0.133	-0.099	1.000	
HDV	0.364	0.695	-0.169	-0.412	0.846	0.370	-0.146	0.044	1.000

5.3 Metallernas ursprung

Resultaten pekar ut Ba, Cd, Cu, Pb, Sb och Zn, samt eventuellt Bi och W, som de metaller som sprids från vägtrafiken i sådan omfattning att de kan påverka halterna i omgivande miljö. För ca 20 år sedan gjordes en s.k. source-receptor studie omfattande 39 olika grundämnen i aerosolen i Washington DC (Kowalczyk et al., 1982).

Vägtrafiken visade sig ha betydelse för just dessa metaller samt Br, vilken vi inte studerat. Detta indikerar att den tekniska utvecklingen inte nämnvärt påverkat *vilka* metaller som emitteras från vägtrafiken, även om t.ex. emissionerna av Pb minskat mångfaldigt i och med avveckling av bensinbly.

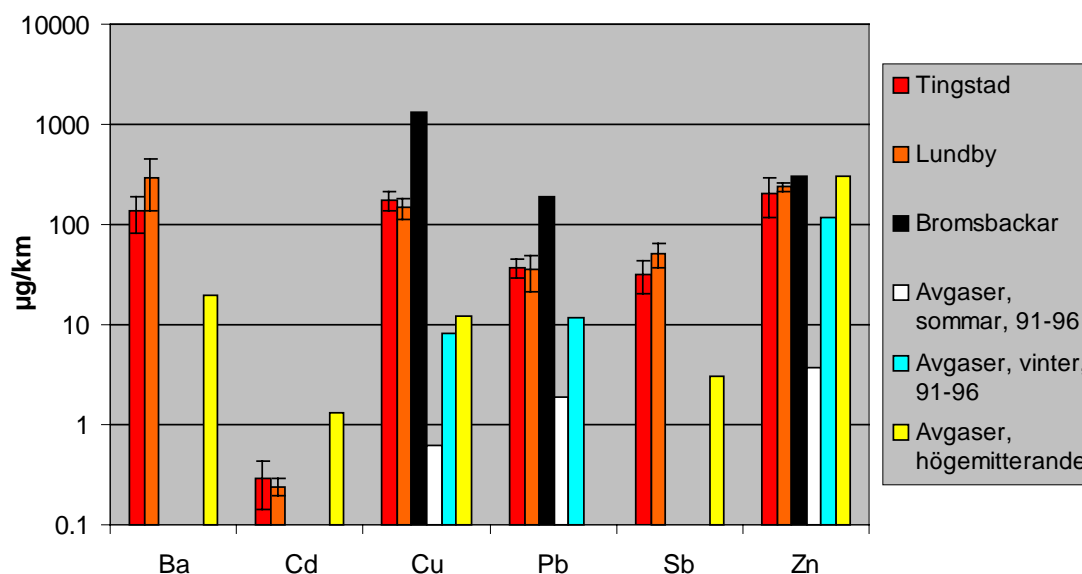
I syfte att identifiera metallernas ursprung kan emissionsfaktorerna jämföras med mer källspecifika emissionsfaktorer som uppmätts med andra metoder. Vi har jämfört resultaten från denna studie med emissionsfaktorer som representerar avgaser respektive bromsar. Bromsbacksemissioner är omräknade utifrån en studie av bromsbacksslitage hos ett antal representativa fordon (Westerlund, 1998). Man får anta att dessa fordon huvudsakligen representerar körning i urban miljö och tätorter, snarare än landsvägskörning. Avgasemissionerna är hämtade från amerikanska studier där man undersökt partikelemissioner via avgasrören för ett mindre antal fordon tillverkade under 1991-1996, och simulerat sommar respektive vinterkörning (Cadle et al. 1999). I en tredje avgasundersökning studerade man s.k. högemitterande fordon (Cadle et al., 1997).

Jämförelsen indikerar att avgaser inte är en dominerande källa till trafikens emissioner av Ba, Cu, Pb och Sb (Figur 5), vilket också överensstämmer med storleksfördelningen för dessa metaller (Figur 4). Som nämnts tidigare fann vi dock med SEM att Zn, Pb och Cu uppträdde i sotpartiklar.

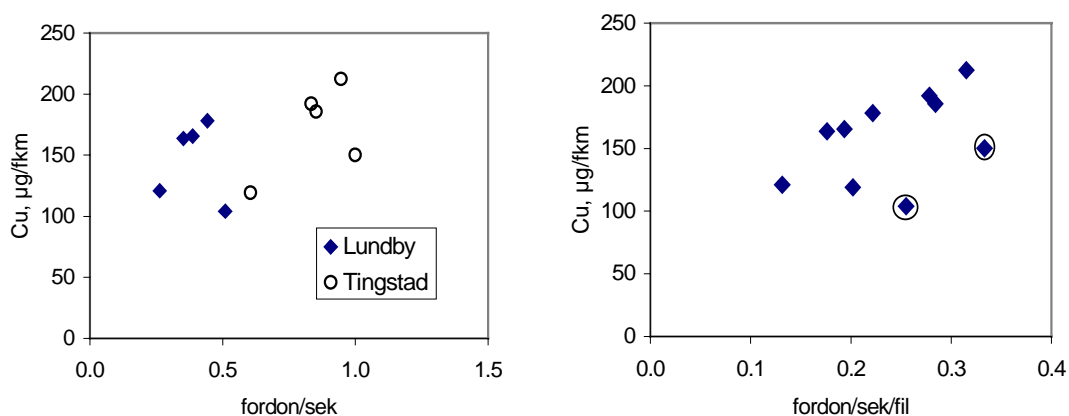
Bromsbacksstudierna anger för Cu och Pb ca 10 respektive 5 gånger högre emissioner än tunnelstudierna, medan överensstämmelsen för Zn är relativt god (Figur 5). För Zn pekas dock däckslitage ofta ut som en mer dominerande källa (se nedan), varför även denna bromsbacksemission förefaller hög. Frågan är om körmönstret i tunnlarna är representativt? Vi observerade under provtagningarna att flertalet bilar bromsade en bit in i tunnlarna. Förklaringen kan vara att båda tunnlarna är utformade som grunda V vilket gör att när en förare närmar sig den lägsta punkten i tunneln ser han/hon inte fortsättningen. Detta visar sig också i att hastigheten varierar längs tunneln (se Sjödin et al., 2001). Dessutom var det ofta kö under rusningstrafiken, vilket medför start-stopp körning. En bedömning är därför att bromsfrekvensen i tunnlarna är ungefär som i tätortskörning, men sannolikt betydligt högre än vid landsvägskörning.

Att de utifrån bromsslitage beräknade bromsbacksemissionerna är så höga för Cu och Pb är därför förvånande. En hypotes är att det förslitna bromsbacksmaterialet endast i ringa utsträckning frigörs under körning, och därmed sprids okontrollerat till luft och mark. En alternativ förklaring är att de emitterade partiklarna är så stora att de inte förmår resuspenderas, och om så är fallet bidrar de inte heller till en mer lokal-regional miljöpåverkan via inandning och deposition.

Om bromsning är källan till Cu kan man förvänta sig att emissionerna är högre vid tätare trafik och kösituationer. Vi har därför jämfört emissionsfaktorerna för Cu med antalet fordon per sekund. I varje tunnel erhålls ett samband så när som på en datapunkt (Figur 6). Om man accepterar ett värde som outlier i varje dataset blir $r^2 = 0.925$ resp. 0.982 i Lundby och Tingstad. Dataseten överlappar dock dåligt. Detta beror på att Tingstadstunneln har tre filer och Lundby två, varför fordonstätheten bör normaliseras till antalet filer. Det framgår av Figur 6 att båda dataseten överlappar väl efter denna normalisering, även om några låga värden fortfarande kan betraktas som outliers. Två av dessa outliers motsvarar de regniga perioderna, och det kan förväntas att slitagepartiklar från bromsar i högre grad sitter kvar på bromsar eller följer då dessa är fuktiga. Resonemanget och data stödjer antagandet att bromsar utgör den primära spridningskällan till Cu.



Figur 5. Jämförelse mellan emissionsfaktorer från tunnlar och från källspecifika studier.



Figur 6. Emissioner av Cu som funktion av (a) trafiktäthet, och (b) trafiktäthet/fil. De i figur b inringade punkterna motsvarar mätningar under regniga förhållanden.

Antimon är den metall som genomgående är starkast anrikad jämfört med naturligt material (Figur 3). Att Sb sprids i betydande mängder från vägtrafiken framgår även av ett antal andra studier (t.ex. Stechmann och Dannecker, 1990; Dietl et al., 1997; Cal-Prieto et al., 2001). Ursprunget till den omfattande spridningen av Sb har inte tidigare identifierats, men torde inte vara bränsle (Figur 5). En tysk studie fann ett starkt samband mellan Cu och Sb i tunnlaerosoler, med ett genomsnittligt Cu:Sb förhållande om 5.6:1 (Stechmann och Dannecker, 1990). Vi har inte funnit någon korrelation mellan

dessa metallers emissioner (Tabell 5) men det genomsnittliga förhållandet mellan emissionsfaktorerna för Cu och Sb är 4.4:1, vilket är mycket nära värdet från den tyska studien. Eftersom den huvudsakliga källan till Cu är bromsar kan detta samband indikera att även Sb härrör från bromsar. Faktum är att Sb_2S_3 används i vissa bromsmaterial i halter upp till 5-7 vikts-% (Rolf Otterberg, pers. komm.). Denna användning uppges dock vara under utfasning (ibid).

Även andra användningsområden är möjliga orsaker till spridning. Antimon är en vanlig legeringsmetall till bly, t.ex. i balansvikter, men eftersom emissionen av Sb är något högre än av Pb, borde legeringsämne (normalt <10% Sb) till Pb inte vara förklaringen. Även koppar kan legeras med Sb men legeringarna förefaller vanligen hålla betydligt lägre halter av Sb i förhållande till Cu än vad de uppmätta emissionsfaktorerna motsvarar. Den globalt dominerande användningen av Sb är som flamskyddsmedel, där det används tillsammans med bl.a. vissa bromerade ämnen (Sternbeck och Östlund, 1999). Även om flamskyddsmedel förekommer i t.ex. textilier i fordon är det svårt att föreställa sig en så omfattande spridning under drift. Enligt uppgifter från den svenska bilindustrin förekommer Sb inte i den plast som används utvändigt i karosser. Kemikalieinspektionen uppger att mindre mängder Sb_2O_3 används till gummi och pigment. Det har även föreslagits att spridningen skulle bero på förekomst av vissa organiska Sb-föreningar i smörjmedel men enligt Kemikalieinspektionen används dessa föreningar ej i Sverige. Sammantaget tyder allt på att spridningen av Sb från vägtrafik beror på slitage av bromsmaterial.

Däckslitage pekas ofta ut som en betydande källa till Zn i miljön. Exempelvis har det uppskattats att ca 10 ton/år sprids i Stockholm från bildäck (t.ex. Naturvårdsverket, 1998). De emissionsfaktorer som uppmäts i denna studie indikerar att med Stockholms trafikvolym skulle emissionen vara i storleksordningen 0.67 ± 0.19 ton/år. Skillnaden kan bero på att den förstnämnda uppgiften är en överskattning, t.ex. beroende på osäkert underlag vad avser hastigheten på däckslitage (Gustafsson, 2001), eller möjligen på att den representerar emissioner av partiklar som inte är luftburna.

Äldre tunnelstudier har påvisat att emissioner av Ba korrelerar med dieselfordon (t.ex. Pierson och Brachaczek, 1983) eller med tunga fordon (Stechmann och Dannecker, 1990). Barium har använts som sotsdämpande tillsats i diesel. Dieselfordon och framförallt dieselförbrukningen dominerar i tunnarna starkt av tung trafik, till vilka vi inte fann några samband med metallemissioner (kapitel 5.2). I Sverige uppges inte heller Ba användas som tillsats till diesel (Jarsin, SPI, pers. komm.). Däremot används $BaSO_4$ som fyllnadsmaterial i många bromsmaterial (Otterberg R., pers. komm.), vilket är den troliga förklaringen till den spridning av Ba vi påvisat.

Att vi detekterat emission av W i Lundby men ej i Tingstad torde bero på att Lundby studerades under den period då man använder dubbdäck, och att W ingår i dubbarna, ev.

som wolframkarbid. Vissa studier uppger även att Cr och Ni emitteras från vägtrafik i betydande utsträckning (t.ex. Naturvårdsverket, 1998; Sörme et al., 2001). Halterna av Ni i denna studie var under detektionsgränsen varför vi inte kan dra någon slutsats. Den metod vi använt tyder dock inte på att Cr emitteras från fordon i betydande mängder. Möjligen kan Zn-hypotesen vara en förklaring, dvs att spridningen sker från däckslitage och att detta material ej suspenderas. En studie av mark kring en väg visade dock inte någon påverkan från trafiken på halterna av Cr, men däremot av Cu, Pb och Zn (Sutherland och Tolosa, 2001).

6. Slutsatser

Av ett 20-tal metaller visade sig Ba, Cd, Cu, Pb, Sb och Zn spridas från vägtrafiken i sådan omfattning att halterna i luften dominerades av trafikemissionerna. I luft nära vägar torde förekomsten av de övriga metaller vi studerat huvudsakligen bero på resuspension av markpartiklar. Denna process är även mycket betydande för halterna av TSP i trafiknära miljöer. Åtgärder mot minskade halter av TSP i luft kring vägar bör därför inriktas mot att minska möjligheten till resuspension.

Emissionsfaktorerna för Ba, Cd, Cu, Pb, Sb och Zn representerar ett stort antal fordon under verkliga körförhållanden, och motsvarar de emissioner som via inandning och deposition bidrar till lokal-regional miljöpåverkan. Variationen i emissionsfaktorer mellan olika mätperioder ligger huvudsakligen inom marginalerna för metodens osäkerhet (12-38%), och överensstämmelsen mellan de båda tunnlarna är generellt mycket god. Vi ser ingen tydlig koppling mellan emissionsfaktorer och andelen tung trafik, med eventuellt undantag för Sb. Merparten av emissionerna förefaller relaterade till slitage och korrosionsprocesser, snarare än till förbränningsprocesser. Det förefaller som att emissionerna av Cu, Sb och Ba huvudsakligen härrör från bromsar.

Emissionsfaktorerna ger generellt betydligt lägre emissioner från trafiken än värden som ofta förekommer i den svenska debatten, och som baserats på indirekta metoder. Skillnaden kan bero på att man i de högre emissionsuppgifterna inkluderar metaller som förekommer i partiklar med begränsad spridningspotential, eller på att uppgifterna är överskattade. Huruvida Cr och sällsynta jordartsmetaller (REE) sprids från vägtrafiken har diskuterats i litteraturen. Denna studie tyder på att spridningen av Cr och lätta REE från trafiken är ringa jämfört med naturlig förekomst.

7. Tack

Vi riktar stort tack till Mikael Bladlund, Hans-Åke Cedersund och Sven-Åke Lindén vid VTI som genomfört trafikräkningarna i tunnlarna: Tack också till Marianne Ahlbom vid Stockholms Universitet som bidragit med sin kunskap om svepelektronmikroskopi.

Studien har finansierats genom IVLs samfinansierade forskningsprogram där BilSweden (f.d. Bilindustriföreningen) varit industriell part, samt genom ett anslag från Vägverket. Vi tackar Karin Kvist från BilSweden för intresse och engagemang i projektet samt för synpunkter på rapporten. Tack även till Håkan Johansson (Institutet för Transportforskning; tidigare Vägverket) för synpunkter på rapporten, samt till Anders Westerlund och Rolf Willkrans (Volvo), Jonas Hävner och Lena Abrahamsson (Scania) samt Marita Nilsson (Shell) för diskussioner om metaller i fordon.

8. Referenser

- Cadle S.H. et al. (1997) Particulate emission rates from in-use high-emitting vehicles recruited in Orange County, California. *Environ. Sci. Technol.* 31, 3405-3412.
- Cadle et al. (1999) Composition of light-duty motor vehicle exhaust particulate matter in the Denver, Colorado area. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2328-2339.
- Cal-Prieto M.J. et al (2001) Antimony as a tracer of the anthropogenic influence on soils and estuarine sediments. *Water, Air Soil Poll.* 129, 333-348.
- Dietl C., Reifenhäuser W och Peichl. L. (1997) Association of antimony with traffic – occurrence in airborne dust, deposition and accumulation in standardized grass cultures. *Sci. Tot. Environ.* 205, 235-244.
- Gustafsson M. (2001) Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. VTI meddelande 910.
- Hall G.E.M. och Pelchat J.-C. (1997) Analysis of geological materials for bismuth, antimony, selenium and tellurium by continuous flow hydride generation inductively coupled plasma mass spectrometry. *J Anal. Atom. Spec.* 12, 103-106.
- Jarvis K.E., Parry S.J. och Piper J.M. (2001) Temporal and Spatial Studies of Autocatalyst-Derived Platinum, Rhodium, and Palladium and Selected Vehicle-Derived Trace Elements in the Environment. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1031-1036.
- Kitto M.E., Anderson D.L., Gordon G.E. och Olmez I. (1992) Rare earth distributions in catalysts and airborne particles. *Environ. Sci. Technol.* 1992, 1368-1375.

- Kowalczyk G.S., Gordon G.E. och Rheingrover S.W. (1982) Identification of atmospheric particulate sources in Washington, D.C., using chemical element balances. *Environ. Sci. Technol.* 16, 79-90.
- Monaci et al., (2000) Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission in place of lead. *Environ. Poll.* 107, 321-327.
- Naturvårdsverket (1998) Metaller i Stockholm; Bergbäck B, redaktör. Rapport 4952.
- Otterberg R., Volvo Global Trucks, pers komm.
- Pierson W.R. och Brachaczek W.W. (1983) Particulate matter associated with vehicles on the road. II. *Aerosol Sci. Technol.* 2, 1-40.
- Reimann C. och de Caritat P. (2000) Intrinsic Flaws of Element Enrichment Factors (EFs) in Environmental Geochemistry. *Environ. Sci. Technol.* 34, 5084-5091.
- Scancar J., Milacic R., Strazar M. och Burica O. (2000) Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. *Sci. Tot. Env.* 250, 9-19.
- Sjödin Å. (1999) Mätningar av emissioner från vägtrafik i tunnlår. KFB-rapport 1999:19.
- Sjödin, Å., Andréasson, K., Ekström, M., Potter, A., Sternbeck, J., Wingfors, H., Hammarström, U., Cedersund, H.Å., Karlsson, R. (2001) Jämförelse mellan emissionsmätningar och emissionsberäkningar i tre tunnlår. IVL/KFB/VINNOVA-rapport under publicering.
- SOU (2000) Varor utan Faror. Statens Offentliga Utredningar SOU 2000:53.
- 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 rapport B1332.
- Sternbeck, J. (2000) Upptäckt och effekter av koppar i vatten och mark. IVL B 1349.
- Sutherland R.A. och Tolosa C.A. (2001) Variation in total and extractable elements with distance from roads in an urban watershed, Honolulu, Hawaii. *Water Air Soil Poll.* 127, 315-338.
- Sörme L, Bergbäck B. och Lohm U. (2001) Goods in the anthroposphere as a metal emissions source – a case study of Stockholm, Sweden. *Water Air Soil Poll.*, 213-227.
- Westerlund K.-G. (1998) Metallemission från trafiken i Stockholm – slitage av bromsbelägg. SLB-analys, Rapport 2:98, Miljöförvaltningen i Stockholm.
- Wingfors H., Sjödin Å., Haglund P. och Brorström-Lundén E. (2001) Characterisation and determination of profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in a traffic tunnel in Gothenburg, Sweden. *Atmos. Environ.* in press.

Appendix

Tabell A1. Korrelationer (r) mellan samtliga haltdata vid tunnlarnas inlopp. Vid färre än 4 matchande data redovisas korrelationer ej.

TSP	Al	Ba	Bi	Ca	Cd	Ce	Cr	Cu	Fe	La	Li	Mg	Mn	Na	Pb	Pr	Sb	Ti	V	W	Zn	
TSP	1																					
Al	0.957	1																				
Ba	0.856	0.903	1																			
Bi	0.457	0.386		1																		
Ca	0.907	0.942	0.839	0.647	1																	
Cd	-0.393	-0.186	0.209	-0.087	-0.207	1																
Ce	0.917	0.965	0.945	0.677	0.958	-0.057	1															
Cr	0.580	0.172		-0.256	-0.316	0.904	-0.067	1														
Cu	0.232	0.375	0.552	0.642	0.491	0.450	0.516	-0.904	1													
Fe	0.766	0.824	0.901	0.850	0.950	-0.082	0.901	-0.623	0.651	1												
La	0.875	0.936		0.679	0.940	-0.478	1	-0.056	0.367	0.822	1											
Li	0.971	0.902	0.908		0.751	0.717	0.949		0.969	0.931		1										
Mg	0.910	0.932	0.827	0.667	0.998	-0.235	0.951	-0.277	0.487	0.951	0.920	0.865	1									
Mn	0.904	0.829	0.661	0.171	0.847	-0.126	0.749	1	0.454	0.738	0.495	0.938	0.861	1								
Na	0.080	-0.181	-0.855	-0.350	-0.151	-0.421	-0.350	0.609	-0.222	-0.302	-0.339		-0.075	0.637	1							
Pb	0.377	0.457	0.779	0.956	0.603	0.509	0.685	-0.543	0.823	0.803	0.612	0.971	0.605	0.374	-0.482	1						
Pr	0.246	0.204	0.523	0.681	0.099	0.311	0.358	-0.053	0.452	0.192	1	0.893	0.103	0.025	-0.340	0.503	1					
Sb	0.382	0.527	0.838	-0.114	0.420	0.537	0.650	0.087	0.636	0.406	0.419	0.874	0.378	0.371	-0.636	0.473	0.369	1				
Ti	0.988	0.986	0.882		0.968	-0.086	0.976		0.313	0.932		0.498	0.970	0.872	-0.670	0.455	0.106	0.621	1			
V	0.555	0.627	0.662		0.644	0.339	0.983		0.488	0.669		0.625	0.622	0.662		0.664	0.449	0.816	0.636	1		
W	0.889	0.936	0.921	0.098	0.760	-0.066	0.834	0.440	0.225	0.561	0.761	0.696	0.743	0.732	-0.121	0.236	0.402	0.649	0.987	0.978	1	
Zn	0.577	0.619	0.910	0.936	0.779	0.070	0.816	-0.535	0.650	0.907	0.720	0.762	0.787	0.525	-0.289	0.912	0.342	0.332	0.800	0.820	0.347	1

Tabell A2. Korrelationer (r) mellan samtliga haltdata vid tunnlarnas utlopp. Vid färre än 4 matchande data redovisas korrelationer ej.

	TSP	Al	Ba	Bi	Ca	Cd	Ce	Cr	Cu	Fe	La	Li	Mg	Mn	Na	Pb	Pr	Sb	Ti	V	W	Zn	
TSP	1.000																						
Al	0.929	1.000																					
Ba	0.162	0.546	1.000																				
Bi	0.590	0.928	0.058	1.000																			
Ca	0.957	0.832	0.246	0.330	1.000																		
Cd	-0.331	-0.130	0.274	0.012	-0.139	1.000																	
Ce	0.876	0.802	0.382	0.649	0.854	-0.123	1.000																
Cr	-0.677	-0.756	0.690	-0.572	-0.379	0.901	-0.379	1.000															
Cu	0.226	0.094	0.200	-0.450	0.303	0.663	0.266	0.077	1.000														
Fe	0.913	0.794	0.412	0.426	0.914	0.096	0.896	-0.369	0.568	1.000													
La	0.864	0.804	-0.146	0.658	0.789	-0.464	0.999	-0.390	0.251	0.927	1.000												
Li	0.951	0.647			0.890	0.864	0.793		0.889	0.900		1.000											
Mg	0.995	0.919	0.307	0.477	0.973	-0.215	0.862	-0.617	0.226	0.901	0.824	0.926	1.000										
Mn	0.779	0.579	0.202	0.182	0.897	0.059	0.793	-0.090	0.561	0.907	0.725	0.969	0.801	1.000									
Na	0.321	-0.242	-0.438	-0.368	0.654	-0.320	0.110	0.228	0.894	0.462	0.130		0.451	0.777	1.000								
Pb	0.523	0.434	0.442	0.959	0.427	0.687	0.545	-0.480	0.824	0.705	0.824	0.951	0.416	0.565	-0.288	1.000							
Pr	-0.596	-0.616	-0.357	0.660	-0.421	0.561	-0.258	-0.382	0.487	-0.230	1.000	0.880	-0.523	-0.084	0.132	0.326	1.000						
Sb	0.741	0.630	0.651	0.231	0.626	0.355	0.668	0.084	0.718	0.839	0.832	0.662	0.637	0.657	0.190	0.770	-0.122	1.000					
Ti	0.906	0.830	0.409	0.525	0.924	-0.129	0.958	-0.250	0.243	0.918	0.976	0.735	0.913	0.840	0.326	0.464	-0.423	0.692	1.000				
V	0.656	0.774	0.504		0.583	0.124	0.807		0.128	0.691	0.861	0.585	0.646	0.506	-0.446	0.540	-0.296	0.534	0.794	1.000			
W	0.889	0.829	0.378	0.447	0.874	-0.322	0.935	-0.292	0.088	0.846	0.965	0.158	0.895	0.733	0.213	0.311	-0.533	0.605	0.969	0.797	1.000		
Zn	0.842	0.649	0.287	0.861	0.604	0.628	0.579	-0.857	0.591	0.705	0.492	0.833	0.623	0.538	-0.205	0.818	0.061	0.693	0.550	0.531	0.406	1.000	

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se