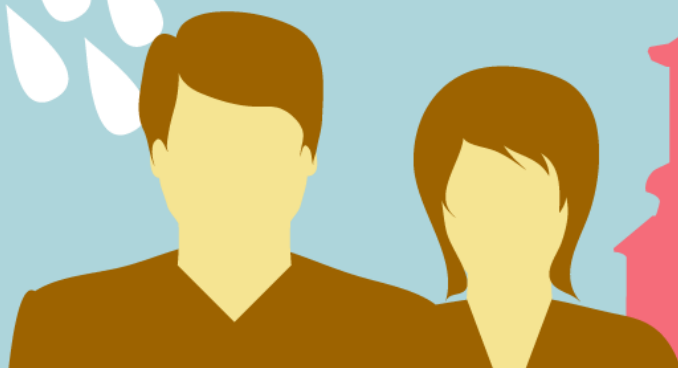


**Nya gifter -  
nya verktyg**

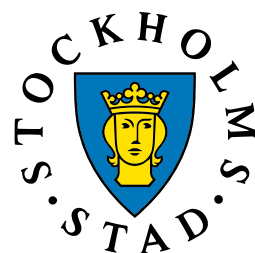


ISSN 1653-9168

# Metallemission från trafiken i Stockholm

– Däck

David Hjortenkrans, Bo Bergbäck och Agneta Häggerud  
Institutionen för biologi och miljövetenskap, Högskolan i Kalmar



Under åren 2004-2008 driver Miljöförvaltningen tillsammans med Stockholm Vatten AB projektet Nya gifter – Nya verktyg med finansiering ur stadens Miljömiljard. Projektets mål är att ta fram information om vilka ämnen som bör prioriteras i stadens miljögiftsarbete, både i form av åtgärder och miljöövervakning. Det ska också beskriva var i staden de prioriterade ämnena används, hur de når stockholmsmiljön och vad staden och andra aktörer kan göra för att minska de problem som är förknippade med miljögifter i Stockholm.

En sammanfattande slutrapport kommer att publiceras under hösten 2007.

Varje författare ansvarar för innehållet i respektive delrapport.

ISSN: 1653-9168

Ett samarbete mellan:



MILJÖFÖRVALTNINGEN



# Innehåll

<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>2</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>2</b>
<b>1. INLEDNING</b>	<b>3</b>
<b>2. METOD</b>	<b>3</b>
2.1. Urval och Provtagning	3
2.2. Analytiska metoder	4
2.3. Variation inom prover och Kvalitetskontroll	4
2.4. Emissionsberäkningar för däck	5
2.5. Beräkning av osäkerhet	7
<b>3. RESULTAT</b>	<b>7</b>
3.1. Metallhalter i däckgummi från slitbanor	7
3.2. Metallemissioner från däck i Stockholms stad och i Sverige	9
<b>4. OSÄKERHET</b>	<b>10</b>
<b>5. DISKUSSION/ SLUTSATSER</b>	<b>11</b>
<b>6. ÅTGÄRDER OCH ANSVAR</b>	<b>12</b>
<b>7. REFERENSER</b>	<b>13</b>

## Sammanfattning

De senaste årtiondena har trafiken lyfts fram som en av de stora metallkällorna inom stadsområden. Trots detta är en del av de troligt stora källorna inom trafiken fortfarande sparsamt studerade. Eftersom däck har ett stort materialslitage har de ansetts som en av de största trafikrelaterade metallemissionskällorna till luft. Studiens syfte var att med hjälp av metallhalter i däck, trafikarbetessiffror, partikelemissionssiffror från litteraturen och försäljningsstatistik beräkna metallemissionerna från däckgummimassa inom Stockholms stad. Metallhaltsbestämning gjordes på ett 50-tal däck. De beräknade metallemissionerna från däckgummi i Stockholm stad är 0.47 kg Cd/år, 0.76 kg Cr/år, 5.3 kg Cu/år, 1.4 kg Ni/år, 3.7 kg Pb/år, 0.54 kg Sb/år och 4 200 kg Zn/år. Detta är lägre för flertalet metaller än vid senaste beräkningen (1995). Orsaken är inte att metallhalterna har minskat i däcken utan att det fanns för dåligt beräkningsunderlag då den tidigare rapporten skrevs. Således kan däck avskrivas som viktig källa för Cr, Cu, Ni, Pb och Sb, i förhållande till andra källor av vikt, medan däck fortfarande får anses som en av de större källorna för Zn och betydande källa för Cd även i fortsättningen.

## Abstract

The last decades the road traffic sector has been highlighted as one of the most important metal emission sources within urban areas. Despite this some of the emission sources within the traffic sector are still sparsely studied. According to the large particulate wear from tyre it has been assumed to be one of the largest road traffic related particle emitting sources to air. The aim of the study was to calculate metal emission from tyres within the city of Stockholm. The calculations are based on metal content in tyres, traffic work, particle emission factors from the literature and sale statistics for tyres. Measurements of metal content were made for about 50 tyres. The calculated metal emissions from tyre rubber within the city of Stockholm were: 0.47 kg Cd/year, 0.76 kg Cr/ year, 5.3 kg Cu/ year, 1.4 kg Ni/ year, 3.7 kg Pb/ year, 0.54 kg Sb/ year and 4 200 kg Zn/ year. These results are lower for most metals compared with earlier results from 1995. The reason for this is not that the metal concentrations in tyres have decreased, but rather that the available data for calculations were insufficient at that time. However, the results show that tyres can be removed as a significant source for Cr, Cu, Ni, Pb and Sb, compared to other sources of importance, while tyres still have to be considered as one of most important sources for Zn and a source for Cd even in the future.

# 1. Inledning

Att vägtrafiken är en fortsatt stor metallkälla och då speciellt i stadsmiljö har visats i ett flertal studier. Däckslitage bidrar till atmosfäriskt partikulärt material. Trots att det finns mycket litteratur om däckslitage, finns det relativt lite som hanterar partikelemissionshastigheter, storleksfördelning och kemisk sammansättning. Detta är troligen ett resultat av att inget land hittills har infört lagstadgad kontroll av dessa emissioner (EEA, 2004). Då partikelavgången i mängd är stor, behövs inte höga halter av metallerna i materialet innan det blir stora mängder metaller som sprids totalt.

Metallemissionerna i Stockholm från däck har tidigare kvantifierats (1995) relativt översiktligt för ett antal metaller inom Naturvårdsverkets forskningsprogram "Metaller i stad och land" (Bergbäck och Sörme, 1998). Dessutom har zinkemissionen för hela riket beräknats till 150 ton och det framhålls att zinkemissionerna från däck ej är försumbart jämfört med andra källor i samhället (Ahlbom och Duus, 1994). De hävdar också att zinkanvändandet vid däckproduktionen kan förändras för att minska halterna i däckgummimassan. Förutom dessa studier har även Sörme och Lagerkvist (2002) beräknat metallemissionerna från däck (2002) till avrinningsområdet för ett av Stockholms reningsverk som belastas av dagvatten från motsvarande drygt 1/3 av Stockholms totala vägtrafik. Emissionerna i den studien baseras på metallhalter i däck (få replikat) publicerade av Legrett och Pagotto (1999). Trots att den studien endast har analyserat få däck är det en av få studier vars syfte har varit att analysera den del av däcket som sprids vid förslitning. De flesta andra tillgängliga studier har fokuserat på halten i däckflis från hela däcket, då syftet har varit att däcken skall användas som förbränningsbränsle. Det senare kan möjligen ge en överestimering av metallemissionerna eftersom däckets stomme ofta har metallförstärkningar. En uppdaterad beräkning av kadmiumemissioner från däck till Stockholm återfinns i Hjortenkrans (2005), men där konstateras även att endast få studier har analyserat metallhalter i däckgummimassan.

Denna studie syftar till att beräkna den årliga emissionen av Kadmium (Cd), Krom (Cr), Koppar (Cu), Nickel (Ni), Bly (Pb), Antimon (Sb) och Zink (Zn) från slitage av däckgummimassa via trafik i Stockholms stad för år 2005, för att erhålla en uppdaterad och om möjligt mera detaljerad bild av metallemissionerna från däck. Emissionsberäkningarna bygger på: trafikarbetessiffror, försäljningsstatistik över däck, partikelemissionsfaktorer för däckslitage från litteraturen, samt nyanalyserade metallhalter i slitbanan på ca 50 personbilsdäck.

## 2. Metod

### 2.1. Urval och Provtagning

Att provta ett representativt urval av däck är problematiskt, då sammansättningen av däckgummimassa kan skilja sig mellan modeller, fabriker, årgångar och gummimassabatcher. Av ekonomiska, praktiska och miljöskäl valdes att ta prover från kasserade däck. Syftet var att få däckprov från producenter vars ackumulerade årsomsättning uppgick till mer än 75 % av den totala omsättningen för däckhandeln år 2005. Märke, modell och årgång noterades. Då i princip samtliga däck från buss och tung lastbil återanvänds (regummeras), valdes det att inte provta några däck från tung trafik. Istället förutsattes det att däckgummimassan från respektive fabrikants däck till tung trafik är likvärdig med motsvarande för personbil/lätt lastbil. Totalt provtogs 52 stycken personbilsdäck. Förhoppningsvis speglar provtagningen den däcksituation som återfinnes ute på de svenska vägarna väl. Däckprovet togs från

slitbanan med hjälp av kniv. Därefter sönderdelades proverna med sax, varefter de tvättades i svag HNO<sub>3</sub>-lösning följt av två sköljningar med 18.2 MΩ/cm<sup>2</sup> Milli-Q™ vatten.

## 2.2. Analytiska metoder

Proverna torkades till konstant vikt vid 80 °C. Från varje prov uppslöts 0.3 – 0.4 g i 3 ml koncentrerad HNO<sub>3</sub> och 3 ml koncentrerad HCl i slutna behållare i mikrovågsugn (Perkin Elmer), Programmet var 400W i 6min, 900W i 10 min and kylning i 15 min. Behållarna var inte öppnade förrän lösningens temperatur hade sjunkit till 30 °C, för att undvika att flyktiga metallföreningar (så som antimonklorider) skulle avgå. Proverna späddes därefter till 100 ml med 18.2 MΩ/cm<sup>2</sup> Milli-Q™ vatten. Metallkoncentrationerna analyserades med AtomAbsorbtiionsSpektrofotometer (AAS) och GrafitUgnsAtomAbsorbtiionsSpektrofotometer (GFAAS) (Perkin Elmer Aanalyst 800). Detaljer över parametrar för den instrumentella bestämningen presenteras i Tabell II och III.

TABELL II  
Spektrofotometeinställningar för AtomAbsorbtiionsSpektrofotometer (AAS) (Perkin Elmer Aanalyst 800)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Våglängd (nm)	228.8	357.9	324.8	232.0	283.3	217.6	213.9
Spectral bandpass (nm)	0.7	0.7	0.7	0.2	0.7	0.7	0.7

TABELL III  
Grafitugnsprogram för GrafitUgnsAtomAbsorbtiionsSpektrofotometer (GFAAS) (Perkin Elmer Aanalyst 800).

		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb
Torksteg 1	Temp (°C)	110	110	110	110	110	110
	Ramp time (s)	5	5	5	15	15	5
	Hold time (s)	30	30	20	30	30	30
Torksteg 2	Temp (°C)	130	130	130	130	130	130
	Ramp time (s)	15	15	15	15	15	15
	Hold time (s)	30	30	30	30	30	30
Pyrolysis	Temp (°C)	400	1 500	1 150	1 100	600	800
	Ramp time (s)	15	15	15	15	15	15
	Hold time (s)	20	20	20	20	20	20
Atomisering	Temp (°C)	1 300	2 300	1 900	2 300	2 000	2 100
	Ramp time (s)	0	0	0	0	0	0
	Hold time (s)	5	5	5	5	5	3
Utbränning	Temp (°C)	2 450	2 500	2 550	2 500	2 550	2 300
	Ramp time (s)	1	1	1	1	1	1
	Hold time (s)	3	5	3	5	3	3

## 2.3. Variation inom prover och Kvalitetskontroll

För att studera variationen är inom ett däck gjordes 2 – 6 replikat av 10 stycken däck. För att kontrollera analysmetoden precision för gummianalyser skickades 6 stycken av proverna till Analytica (Luleå, Sverige). Analyticas provsvar jämfördes med de egna körningarna med hjälp av One-sample t-test för samtliga metaller. Analytica är inte ackrediterad för metallanalyser på gummimassa utan uppslutningsförfarandet följde istället en ackrediterad uppslutningsmetod för plaster. Uppslutningsmetoden skiljde sig således mot den egna, då koncentrerad HNO<sub>3</sub> och H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> användes i slutna teflonkär i mikrovågsugn.

Analysinstrumentets precision, noggrannhet och reproducerbarhet kontrollerades löpande med hjälp av kontrollblank och kvalitetskontrollslösningar (*SPS-SWI*, *SPS-WWI*, Spectrapure Standards AS, Oslo Norway och *Certified reference material TM-15*, Environment Canada, National Water research Institute, Burlington Canada).

## 2.4. Emissionsberäkningar för däck

Emissionsberäkningarna bygger på: trafikarbetessiffror för Stockholms stad respektive Sverige, försäljningsstatistik över däck (där den procentuella omsättningen av marknadens totala antas motsvara andelen körda kilometer med respektive däckmärke), partikelemissionsfaktorer för däckslitage från litteraturen, metallhalter i däcken. Beräkningarna följer Ekvation 1. Dessutom görs en rak beräkning där totalt trafikarbete, partikelemissionsfaktorer och genomsnittlig metallhalt används för att jämföra med ovanstående resultat och för att visa på eventuell avvikelse vid en förenklad beräkning.

Den geografiska begränsningen för Stockholm som används i denna studie är likvärdigt med Stockholm stad. När inget annat anges kommer fortsättningsvis Stockholm att avse Stockholms Stad.

Kadmium emissionsberäkning  
 $TA \times F \times P \times C = KE$

Ekvation 1.

TA = Trafikarbetet uttryckt i miljoner fordonskilometer/år (Mfkm/år)  
F = Andel körda km med aktuellt märke av totala antalet körda km  
P = Partikelemission (mg/fkm)  
C = Metallkoncentration (mg/kg)  
KE = Metallemission (mg/år)

Emissionsresultaten presenteras här som ett medelvärde  $\pm$  relativa standard avvikelsen (r.s.d.) i %.

Partikelemissionsfaktorer för däck är sammanställda av EEA (2004) och Gustavsson (2001). Faktorerna varierar i princip med en tiopotens beroende på vilken/vilka referenser man väljer att använda. För personbil ligger emissionsfaktorerna inom intervallet 24 – 360 mg/fkm<sup>1</sup> (122  $\pm$  96 mg/fkm), för lätt lastbil 53 – 112 mg/fkm (102  $\pm$  16 mg/fkm) och för tung trafik 136 – 1403 mg/fkm (628  $\pm$  450 mg/fkm).

Ett metallmedelvärde för däck från ett märke oavsett modell har använts för beräkningarna. Marknadsandelar för respektive bildäckfabrikant är redovisade i tabell IV. Beräkningar på lätt lastbil följer marknadsandelar för vanlig personbil. Då ingen nyare statistik gick att finna för tyngre fordon användes svenska marknadsandelar från Ahlbom och Duus (1994) (Tabell V).

---

<sup>1</sup> fkm = fordonskilometer

TABELL IV

Marknadsandelar för de olika bildäckfabrikanterna baserat på 2005 års omsättningssiffror för däck (ERJ, 2005).

Företag	Marknadsandelar %	Antal personbildäck i studien
Groupe Michelin	23	6
Bridgestone corp.	18	3
Goodyear Tire & Rubber Co.	17	9
Sumitomo Rubber Industries Ltd	3.3	4
Continental AG	3.3	9
Yokohama Rubber Co. Ltd	2.9	1
Pirelli SpA	2.84	3
Hankook Tire Co. Ltd	2.5	2
Kumho Tire Co. Inc.	2.2	3
Toyo Tire & Rubber Co. Ltd	1.5	1
Nokian Tyres PLC	0.50	1
Federal	0.22	1
Intersprint	?	1
Regummerade	?	8
<b>Totalt</b>	<b>77.2</b>	<b>52</b>

TABELL V

Marknadsandelar för de olika lastbilsdäckfabrikanterna baserat på 1992 års omsättningssiffror (Ahlbom och Duus, 1994).

Företag	Marknadsandelar %
Groupe Michelin	35
Bridgestone corp.	25
Goodyear Tire & Rubber Co.	20
Övriga	20

TABELL VI

Trafikarbetet i Stockholms stad (2004) och i hela riket år (2005) (Mfkm). Siffrorna är 2002 års men uppräknade med 2.5% för Stockholm och 3.5% för Sverige

Fordonstyp	Trafikarbete (Mfkm)	
	Stockholm <sup>1</sup> 2004	Hela riket <sup>2</sup> 2005
Personbilar bensin	2561	
Personbilar diesel	152	45640
Lätta lastbilar bensin totalvikt<3,5t	321	
Lastbilar utan släp totalvikt>3,5 t	121	5231
Lastbilar med släp totalvikt >3,5t	53	
<b>Totalt</b>	<b>3208</b>	<b>50871</b>

<sup>1</sup> Pers. komm. Lars Burman (2006). SLB-Analys Avd. för Miljöövervakning Miljöförvaltningen i Stockholm, Sverige.

<sup>2</sup> Pers. komm. Leif Carlsson (2006). Vägverket Region Stockholm, Sverige.

Trafikberäkningar för hela riket görs efter att det viktiga vägnätet har fått uppdaterade mätningar vilket sker vart 4:e år. Det ”viktiga vägnätet” är det vägnät som är av stor betydelse för näringslivets transporter och omfattar stamvägar, övriga riksvägar, primära länsvägar samt ca 40 % av det sekundära och tertiära vägnätet. Senaste beräkningen är för 2002. Dock har trafikökningen 2002 – 2005 varit ca 3.5%. De tabellerade värdena är således år 2002 siffror



uppräknade med 3.5%.<sup>2</sup> Inte heller för Stockholms stad finnes några färskare siffror än efter 2002 års mätningar, dock är den beräknade ökningen 2002-2004 2.5%.<sup>3</sup> Eftersom trafikreglerande åtgärder har införts i Stockholm efter 2004 är det svårt att skatta utvecklingen i området med säkerhet, vilket gör att beräkningarna blir med 2004 års siffror. Trafikarbetet i Stockholm och i hela riket var uppdelat på olika fordonstyper enligt tabell VI.

## 2.5. Beräkning av osäkerhet

Eftersom beräkningarna är ett multiplikativt uttryck har osäkerheten beräknats enligt Ekvation 2.

Beräkning av den relativa standardavvikelsen (r.s.d.) i %

Ekvation 2.

$$r.s.d. = \frac{\sigma_y}{y} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_a}{a}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_b}{b}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_c}{c}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_d}{d}\right)^2}$$

$\sigma_a - \sigma_d$  = standardavvikelsen

$a - d$  = medelvärde

## 3. Resultat

### 3.1. Metallhalter i däckgummi från slitbanor

Metallhalterna i de analyserade däckens (regummerade resp. icke-regummerade) slitbanor är redovisade i Tabell VII och VIII. Legret och Pagottos (1999) resultat var 2.6 ppm Cd, 1.8 ppm Cu, 6.3 ppm Pb och 10 000 ppm Zn, dvs. i samma storleksordning som i denna studie.

TABELL VII

Metallhalter (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) i regummerade personbilsdäcks slitbanor (mg/Kg).

Däck	År	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
AGI MSV3A Ecoline Retread	97	0.12	0.8	20	2.2	3.5	0.29	13 000
AGI SM80 Retread*	02	0.33	1.7	4.7	4.0	6.6	1.9	5 600
AGI ST-2-65 Ecoline Regumerat	99	0.22	1.0	4.3	1.9	3.3	0.48	14 000
AGI ST-70 Retread	99	0.06	1.0	5.7	2.4	3.0	0.49	13 000
Galaxie MGT Retread	85	3.8	1.4	4.5	3.9	19	4.8	18 000
INSA-Turbo MTT Retread	98	0.67	1.2	5.0	3.6	9.2	0.12	9 800
Renova RS-1 eco Regumerat	00	1.1	1.4	6.7	3.0	26	0.46	14 000
Technic Tyre Nova Regumerat	01	0.62	1.8	8.3	2.3	5.9	0.34	7 700
Medel:		0.86	1.3	7.4	2.9	9.5	1.1	12 000

\* Medelvärde på 2-6 prover från samma däck.

<sup>2</sup> Pers. komm. Leif Carlsson (2006). Vägverket Region Stockholm, Sverige.

<sup>3</sup> Pers. komm. Lars Burman (2006). SLB-Analys Avd. för Miljöövervakning Miljöförvaltningen i Stockholm, Sverige.

TABELL VIII

Metallhalter (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) i icke regummerade personbilsdäcks slitbanor (mg/Kg).

Däck	År	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Bridgestone S-02	97	0.23	2.9	38	2.2	5.5	2.7	7 700
Bridgestone Turanza Er30	03	0.06	0.99	3.3	1.8	0.74	0.21	8 700
Continental Contact	95	0.72	1.5	5.2	1.8	7.9	0.74	8 400
Continental ContiEcoContact CP	99	2.9	3.2	4.5	1.8	5.2	0.31	7 500
Continental ContiEcoContact EP	99	0.16	0.98	4.7	2.2	0.88	0.28	8 900
Continental ContiSportContact	04	0.43	1.1	2.2	2.1	9.5	0.15	8 300
Continental Sportiva G50V	96	1.1	1.2	3.8	3.4	10	0.09	9 300
Dunlop SP Sport 9000 (Sumitomo)	00	0.99	2.8	8.9	4.6	25	0.97	9 900
Dunlop SP9*E (Sumitomo)	96	0.62	1.9	3.3	2.5	8.7	0.50	9 900
Falken GRβ FK451 (Sumitomo)	00	0.28	1.1	8.4	3.5	3.3	0.25	8 100
Falken Sincera SN-816 (Sumitomo)	01	0.51	0.86	5.0	4.6	8.0	0.44	6 100
Federal Super Steel 595	01	0.75	4.2	14	2.4	8.9	1.5	7 300
Firestone Firehawk 700 (Bridgestone)	00	0.56	1.1	24	1.9	7.1	2.4	8 300
Fulda Carat Attiro (Good year)	02	2.4	1.6	10	3.7	1.8	1.5	8 700
Fulda Diadem Pirigo (Good year)	00	0.04	1.1	21	2.3	2.6	1.9	9 300
Gislaved Speed 516 (Continental)	98	0.71	0.90	7.6	3.2	12	0.57	8 800
Goodyear Eagle F1	01	3.7	1.1	6.5	3.9	8.3	0.87	11 000
Goodyear Eagle NCT5	01	3.5	1.6	6.0	2.5	6.9	0.58	6 500
Goodyear Eagle Touring*	00	1.3	2.5	17	3.9	2.7	2.2	7 900
Goodyear GT2	00	4.2	1.9	8.2	2.7	4.3	0.78	7 200
Hankook Centum K702*	99	0.37	1.9	5.9	4.6	10	1.1	11 000
Hankook Ventus K102	01	0.32	2.5	7.3	4.3	11	0.78	11 000
Kleber Viaxer AS* (Michelin)	04	0.87	1.2	1.7	3.0	8.5	0.71	6 800
Kumho Ecsta Supra*	03	1.0	1.4	13	2.7	8.5	1.9	12 000
Kumho Powermax 769*	01	2.1	1.1	5.2	2.7	31	1.1	11 000
Kumho Powerstar 758*	03	1.8	1.4	6.3	2.9	17	2.7	10 000
LEE Conquest (Goodyear)	95	0.75	1.8	10	4.0	14	1.2	6 800
Michelin Classic*	99	0.37	0.81	10	2.2	8.9	2.5	10 000
Michelin energy MXT X- green	97	0.46	2.1	2.6	2.2	9.2	0.01	8 000
Michelin MXV	99	2.8	1.1	17	3.3	15	0.52	9 400
Michelin Pilot HX	93	0.91	2.5	4.2	2.3	3.9	0.24	7 900
Michelin Pilot Primacy	00	0.75	1.2	7.7	2.2	11	0.39	11 000
Nokia NRT	99	0.59	2.1	7.6	3.1	15	4.8	12 000
Pirelli P3000	00	0.79	2.2	7.9	2.9	16	1.4	11 000
Pirelli P6000	01	1.1	1.6	6.9	2.9	21	0.42	12 000
Pirelli PZero Asimmetrico	00	0.73	1.3	18	3.6	6.2	1.7	10 000
Sava Intensa* (Goodyear)	02	0.23	0.96	6.0	3.1	2.8	0.64	11 000
Sava Rapider R2 (Goodyear)	01	1.3	1.1	5.1	3.7	9.1	0.48	6 900
Semperit Sport-life (Continental)	00	1.8	1.5	11	3.4	13	1.3	11 000
Semperit Top-grip* (Continental)	95	1.7	1.9	5.3	3.3	16	0.24	12 000
Semperit Top-speed-2 (Continental)	00	0.84	1.7	7.0	3.5	16	1.1	9 400
Toyo 330*	97	0.79	1.0	3.1	11	8.9	0.24	9 600
Tyfoon Euro 70 (Intersprint)	00	2.2	1.8	2.8	2.8	2.1	0.47	16 000
Yokohama A520	00	0.15	2.8	6.6	3.7	2.3	0.89	9 100
Medel:		1.1	1.7	8.6	3.2	9.4	1.0	9 400

Företagsnamn inom parentes anger nuvarande ägare, vars omsättning använts vid beräkningarna

\* Medelvärde på 2-6 prover från samma däck.

De analyserade däckens tillverkningsår varierar mellan 1985 – 2004 varav 31st är från åren 1999 – 2001 (Tabell VII och VIII).

Vid kontroll av skillnader på metallhalter i regummerade resp. icke-regummerade däck med hjälp av Mann-Whitney U test var det endast Zn som fick en signifikant skillnad ( $p < 0.05$ ). Det var icke-regummerade däck som hade lägre halt än de regummerade.

### 3.2. Metallemmissioner från däck i Stockholms stad och i Sverige

De beräknade metallemmissionerna i Stockholm stad från däck, baserade på marknadsandelar (Ekvation 1), är redovisade i Tabell IX. Emissionerna är uppdelade på olika fordonsslag och sedan summerade. De beräknade metallemmissionerna från däckgummi i Stockholm stad är 0.47 kg Cd/år, 0.76 kg Cr/år, 5.3 kg Cu/år, 1.4 kg Ni/år, 3.7 kg Pb/år, 0.54 kg Sb/år och 4 200 kg Zn/år.

TABELL IX

Beräknade metallemmissioner (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) från däck i Stockholms stad (kg/år), där metallemmissionerna är baserade på trafikarbetessiffror för Stockholm, försäljningsstatistik över däck (där den procentuella omsättningen av marknadens totala antas motsvara andelen körda kilometer med respektive däckmärke), partikelemissionsfaktorer för däckslitage från litteraturen, metallhalter i däcken.

	Cd (kg/år)	Cr (kg/år)	Cu (kg/år)	Ni (kg/år)	Pb (kg/år)	Sb (kg/år)	Zn (kg/år)
Personbil	0.33	0.54	3.7	0.97	2.6	0.37	2 900
Lätt lastbil	0.033	0.054	0.37	0.097	0.26	0.037	290
Tung lastbil	0.11	0.17	1.2	0.30	0.85	0.14	1 000
<b>Totalt</b>	<b>0.47</b>	<b>0.76</b>	<b>5.3</b>	<b>1.4</b>	<b>3.7</b>	<b>0.54</b>	<b>4 200</b>

Den förenklade beräkningen där marknadsandelarna uteslöts och endast medelhalterna av metallerna användes, gav liknande resultat som den mer detaljerad beräkningen (Tabell X). Skillnaden mellan de olika beräkningssätten var 4.2 % för Cd, 12 % för Cr, 19 % för Cu, 14 % för Ni, 16 % för Pb, 11 % för Sb och 12 % för Zn.

TABELL X

Beräknade metallemmissioner (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) från däck i Stockholms stad (kg/år) vid förenklad beräkning där endast medelvärde av samtliga metallhalter i däcken använts istället för att inkludera marknadsandelar.

	Cd (kg/år)	Cr (kg/år)	Cu (kg/år)	Ni (kg/år)	Pb (kg/år)	Sb (kg/år)	Zn (kg/år)
Personbil	0.31	0.62	2.8	1.2	3.1	0.42	3 400
Lätt lastbil	0.031	0.062	0.28	0.12	0.31	0.042	340
Tung lastbil	0.11	0.17	1.2	0.31	0.88	0.13	970
<b>Totalt</b>	<b>0.45</b>	<b>0.85</b>	<b>4.3</b>	<b>1.6</b>	<b>4.3</b>	<b>0.60</b>	<b>4 700</b>

För Sverige ger motsvarande beräkningar baserad på marknadsandelar 8.8 kg Cd/år, 15 kg Cr/år, 99 kg Cu/år, 25 kg Ni/år, 70 kg Pb/år, 10 kg Sb/år och 78 000 kg Zn/år.

TABELL XI

Beräknade metallemissioner (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) från däck i Sverige (kg/år)

	Cd (kg/år)	Cr (kg/år)	Cu (kg/år)	Ni (kg/år)	Pb (kg/år)	Sb (kg/år)	Zn (kg/år)
Personbil	5.5	9.1	62	16	44	6.3	49 000
Tung lastbil	3.3	5.2	37	9.0	26	3.7	29 000
Totalt	8.8	15	99	25	70	10	78 000

## 4. Osäkerhet

Variationskoefficienten på metallhalterna inom ett däck varierade mellan 2.2 – 38 % för Cd, 0.38 – 38 % för Cr, 2.1 – 32 % för Cu, 4.7 – 83 % för Ni, 0.32 – 9.2 % för Pb, 1.9 – 73 % för Sb och 1.3 – 6.4 % för Zn.

Den externa kontrollen av precisionen på analyserna visade inte entydigt om det var en signifikant skillnad eller inte mellan de egna analyserna och Analyticas analyser (Tabell XII). Dock visade kontrollen inte helt oväntat att signifikant skilda resultat oftast, men inte alltid, också var följt av ett högre utbyte på den egna metoden, som har en starkare syrakombination än Analyticas. Då inget av laboratorierna var ackrediterat och olika syrauppslutningar använts är det svårt att bedöma vilket laboratorium som kommer närmast de ”riktiga” värdena, vilket gör att skillnaden mellan metoder används som tänkbar osäkerhet i analysförfarandet.

TABELL XII

Extern precisionskontroll av metallanalyser (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) i däckgummimassa. Antal prov utan respektive med signifikant skillnad mellan egenanalyserade prover och Analyticas analyser, dessutom skillnad mellan de olika analyserna (%)

Ämne	Antal prov utan signifikant skillnad	Antal prov med signifikant skillnad	Skillnad mellan egna analyser och Analyticas analyser (%) för prover med signifikant skillnad
Cd	1	5	29 – 40
Cr	3	3	19 – 42
Cu	4	2	18 – 47
Ni	3	3	62 – 73
Pb	2	4	-27 – -16
Sb	3	3	26 – 53
Zn	3	3	-8.7 – 14

Den *totala osäkerheten för metallhalterna i däcken* är baserade på både variationen inom däck till följd av att det är ett inhomogent material och analysförfarandets osäkerhet. I detta fall har den beräknats enligt  $\sqrt{(\text{medelfel}(\%) \text{däck})^2 + (\text{medelfel}(\%) \text{analysmetod})^2}$  och beräknas vara  $\pm 35\%$  för Cd,  $\pm 19\%$  för Cr,  $\pm 18\%$  för Cu,  $\pm 39\%$  för Ni,  $\pm 15\%$  för Pb,  $\pm 25\%$  för Sb och  $\pm 3.7\%$  för Zn.

Det är vanskligt att göra ett medelvärde av olika däck från samma fabrikat/koncern då däck med olika egenskaper har gummi med olika egenskaper och således till viss del olika innehåll t.ex. lågprofildäck är något mjukare för att få ett ökat grepp osv. Eftersom inte alla olika modeller från de olika tillverkarna har blivit provtagna, kan resultaten delvis bli lite missvisande pga. modellskillnader som inte framkommer här.

Osäkerheten i *partikelemissionen* är  $\pm 79\%$  för personbilar,  $\pm 16\%$  för lätt lastbil och  $\pm 72\%$  för tung lastbil (se 2.4.). Eftersom lätt lastbil ger ett begränsat bidrag till emissionerna och de två övriga i princip har samma osäkerhet, har  $\pm 75\%$  används i beräkningarna.

Osäkerheten i *trafikarbetessiffrorna* är svårbedömd. Vägverket kan inte ange med vilken säkerhet deras siffror är framtagna. Modellen för beräkningarna bygger på att samtliga vägars

trafikarbete adderas. Varje vägs mätning har en osäkerhet på ca 8 – 10 %<sup>4</sup> och det är osäkert hur stor den totala osäkerheten blir. För att kunna säga någonting om osäkerheterna har Hedbrants och Sörmes (2001) rekommendation att använda  $\pm 33\%$  för officiell statistik på regional/nationell nivå använts.

Osäkerheten för *andelen körda km med respektive märke*, mätt som den procentuella däckomsättningen av marknadens, är diskutabel. Då skillnaden i emissioner inte blev mer än 4 – 19 % beroende på om beräkningarna gjordes med eller utan marknadsandelar, bör heller inte felet till följd av användande av marknadsandelar överstiga denna skillnad. Här kommer skillnaden för respektive metall att användas som potentiellt fel även om det är en överskattning av felet.

Den *relativa standardavvikelsen (totala)* är således enligt Ekvation 2; 89% för Cd, 85% för Cr, 86% för Cu, 92% för Ni, 85% för Pb, 86% för Sb, 83% för Zn. Den största delen av osäkerheten i beräkningarna härrör från osäkerheten i partikelemissionsdata. Den stora spridningen i emissionsvärden är förmodligen helt sann, p.g.a. att olika däck har olika hårdhet och således slits i olika takt. Dock borde medelvärdet av förslitningen väl motsvara även medelvärdet på våra vägar, vilket gör att osäkerheten egentligen inte är så stor utan snarare visar på spridningen i däckslitage.

Utöver de redovisade osäkerheterna tillkommer *okända osäkerheter* som härrör sig från att emissioner från lätt och tung lastbil beräknas på medelmetallhalterna i personbilsdäck samt från variation mellan olika däck av samma modell och märke.

## 5. Diskussion/ Slutsatser

Beräknade metallemissioner (2005) från däckgummi är lägre för ett flertal metaller än motsvarande för år 1995 då Bergbäck och Sörme (1998) kvantifierade dem (Tabell XIII). Detta beror inte på att metallhalterna har minskat i däcken utan att det fanns för dåligt underlag då den tidigare rapporten skrevs. Vid det tillfället fanns i princip bara tillförlitliga halter för Cd (Hämtade från Carlsson (1993)), vilka fortfarande i princip är giltiga både med avseende på storlek och variation. Halterna Zn var uppskattade utifrån källor om hur mycket ZnO som tillsattes vid produktion och blev därför ungefärlig. De övriga metallerna skattades efter de fåtaliga referenser som då fanns. Vad det gäller Sörmes och Lagerkvist studie från 2002, blir deras beräknade metallemissioner likvärdiga med denna undersökning, förutsatt att de räknas upp till att gälla hela Stockholm och inte bara ett reningsverksavrinningsområde. Således kan däck avskrivas som viktig källa för Cr, Cu, Ni, Pb och Sb, i förhållande till andra källor av vikt (Bergbäck m fl., 2001), inom Stockholms stad. Däremot får däck fortfarande anses som en av de större källorna för Zn och betydande källa för Cd även i fortsättningen.

---

<sup>4</sup> Pers. komm. Carlsson Leif, vv konsult Borlänge, Sverige.

TABELL XIII

Metallemissioner (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb och Zn) i Stockholms stad från däckgummimassa för 1995 och 2005

Metall	Metallemission 1995 (Kg/år)*	Metallemission 2002 (kg/år)**	Metallemission 2005 (Kg/år)	
			Medelvärde ± Relativa standardavvikelsen (%)	Intervall
Cd	0.2 – 3	1.5	<b>0.47 ± 89 %</b>	<b>0.050 – 0.89</b>
Cr	200	Ej beräknad	<b>0.76 ± 85 %</b>	<b>0.11 – 1.4</b>
Cu	200	1.1	<b>5.3 ± 86 %</b>	<b>0.74 – 9.9</b>
Ni	200	Ej beräknad	<b>1.4 ± 92 %</b>	<b>0.11 2.7</b>
Pb	300	2.7	<b>3.7 ± 85 %</b>	<b>0.56 – 6.8</b>
Sb	Ej beräknad	Ej beräknad	<b>0.54 ± 86 %</b>	<b>0.074 – 1.0</b>
Zn	10000	6 200	<b>4 200 ± 83 %</b>	<b>720 – 7 700</b>

\*Bergbäck och Sörme, (1998)

\*\* Sörme och Lagerkvist, (2002). Uppräknat till hela Stockholm (×2.7)

## 6. Åtgärder och ansvar

Eftersom det i princip endast är Zn som är av betydande storlek för den totala metallemissionen inom Stockholms stad, så är det också här man bör studera hur emissionerna kan minskas.

Att gå ut och informera användarna av däck om ett enkelt och entydigt resultat d.v.s. köp märke XX är inte lätt eller rådigt endast efter en undersökning, dessutom är skillnaden begränsad mellan däcken. Studien visade att ”originaldäck” är miljövänligare ur ett metallperspektiv än regummerande däck, vilka i sin tur har andra miljöfördelar.

En bättre väg är att informera däckfabrikanterna om däckens betydelse för den totala Zn-emissionen, för att på detta vis påverka dem till en begränsad användning av ZnO. Då Cd till största delen anses ha sitt ursprung som en kontaminant i ZnO skulle även Cd-halterna i däck minska om ZnO användningen minskade. Trots allt är det större variationer i kadmiumhalter än i Zn-halter mellan olika däck, vilket inte borde vara nödvändigt. Om alla däckfabrikanter kunde tillverka däck med den lägsta av de uppmätta Cd-halterna skulle Cd-emissionerna minska till mindre än en tiondel.

## 7. Referenser

- Ahlbom, J. och Duus, U. 1994. Nya hjulspår – en produktstudie av gummidäck. *Rapport*, KEMI 6/94. Kemikalieinspektionen, Stockholm.
- Bergbäck, B., Johansson, K. och Mohlander, U. 2001. Urban metal flows – a case study of Stockholm. *Water Air and Soil Pollution, Focus 1*, 3–24.
- Bergbäck, B. och Sörme, L. 1998. Metallflöden via trafik i Stockholm. *Rapport*, SNV 4952. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Carlsson, A. 1993. Kadmiumprojektet. Miljöförvaltningen, Malmö Stad.
- EEA 2004. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook, *Technical Report*, 30, European Environmental Agency, Copenhagen.
- ERJ 2005. Global Tyre Report. *European Rubber Journal*, vol. 187, No. 6: November/December
- Gustavsson 2001. Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. *VTI meddelande*, 910. Väg- och Transport-forskningsinstitutet, Linköping.
- Hedbrant, J. och Sörme, L. 2001. Data Vagueness and Uncertainties in Urban Heavy-Metal Data Collection. *Water Air and Soil Pollution, Focus 1*, 43–53.
- Hjortenkrans, D. 2005. Kadmiumflöden via vägtrafik. I Bergbäck, B., Hjortenkrans, D. och Månsson, N. Kadmium i Stockholm – en substansflödesanalys. *Rapport*, ISSN 1652-022X, Stockholms stads miljöförvaltning, Stockholm.
- Legret, M. och Pagotto, C. 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment*, 235, 143-150.
- Sörme, L. och Lagerkvist, R. 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Science of the Total Environment*, 298, 131-145.



ISSN: 1653-9168