

SLB Rapport 4:2004

Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10



Slutrapportering av FoU projekt

Christer Johansson^{1,2} & Michael Norman¹

¹ SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm

² ITM Stockholms universitet

Gunnar Omstedt
SMHI, Norrköping

Erik Swietlicki
Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet

Januari, 2005

Förord

Denna rapport är en samlad redovisning av två projekt som huvudsakligen finansierats av Vägverket: "Utveckling och validering av modell för beräkning av PM10 i urban miljö" med Christer Johansson (SLB/ITM) som projektansvarig samt "Försök med intensifierat vintervägunderhåll i Stockholmsregionen" med Kerstin Gustavsson (Vägverket Stockholm, VST) som projektansvarig. Uppdragsgivare på Vägverket i Borlänge har varit Martin Juneholm.

I rapporten redovisas också resultat från studier av hur partikelhalterna påverkas av intensifierat vintervägunderhåll i Stockholms innerstad. Det senare arbetet har finansierats av Stockholms gatu- och fastighetskontor (ansvarig Göran Westberg, GFK) samt av Miljöförvaltningen i Stockholm. Syftet med både Vägverkets och Gatu- och fastighetskontorets försök har varit att hitta driftmetoder som kan minska halterna av partiklar.

Arbetet har pågått under tre år (2002-2004). Planering av arbetet och redovisning av resultat har skett kontinuerligt i två referensgrupper; en samordnad av Kerstin Gustavsson och en samordnad av Göran Westberg. Dessa grupper har skiftat i sammansättning men huvudsakligen bestått av representanter från Vägverket Region Stockholm och Borlänge (Martin Juneholm, Ingvar Arebratt, Dick Gahnberg, Alf Peterson, Ola Pettersson med flera), Gatu- och fastighetskontoret Stockholm (Göran Westberg, Rolf Gustafsson), Norrmalms stadsdelsförvaltning (Anders Carlsson), Stockholms Miljöförvaltning (Christer Johansson, Michael Norman), Länsstyrelsen i Stockholms län (Isabell Lundberg, Jesper Johansson) samt VTI, Linköping (Mats Gustafsson). I samband med åtgärdsförsöken har även olika entreprenörer deltagit i arbetet:

- Nyfam AB (Per Nyström) har deltagit som leverantör av kalcium magnesium acetat (CMA), kunskap om detta ämne och appliceringen på gatorna
- Mandresa AB för sopning av Norrlandsgatan med omnejd
- Stockholm Entreprenad AB (Denny Löfberg) för spridning av CMA
- Vägverket Produktion AB bland annat för spolning av vägrenar längs motorvägen.

Vägverket region Stockholm och Gatu- och fastighetskontoret har bidragit med information till allmänheten, trafikräkningar och hjälp vid installation av mätutrustning.

Partikelmätningar, kemiska analyser och modellutvecklingsarbetet har genomförts i samarbete mellan SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm, Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms universitet, Avdelningen för Kärnfysik vid Lunds universitet, SMHI, Norrköping. Övriga deltagare i modellutvecklingsprojektet har varit: Michael Norman, SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm
Billy Sjövall, SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm
Per-Åke Johansson, SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm
Magnus Brydolf, SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm
Erik Swietlicki, Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet
Torsten Nilsson, Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet

Gunnar Omstedt, SMHI, Norrköping
Vaclav Vesely, ITM Stockholms universitet
Hans Karlsson, ITM Stockholms universitet

Luftföroreningsmätningarna i detta projekt har samordnats med mätningar av partikelantalskoncentrationer och partikelstorleksfördelning inom ramen för forskningsprojektet PASTA (Partiklar i stadsmiljö) som finansieras av Naturvårdsverkets SNAP program (www.snap.se). PASTA har även finansierats av VINNOVA och Formas. En studie i projektet har resulterat i en magisterexamen vid Lunds universitet. Två doktorander vid ITM Stockholms universitet har arbetat i projektet som hittills resulterat i en vetenskaplig publikation¹ och ytterligare 2 manus² är på gång.

Värdefulla synpunkter på en tidigare version av denna rapport har erhållits från Martin Juneholm, Håkan Johansson, Kerstin Gustavsson, Göran Westberg, Mats Gustafsson, Karl-Gunnar Westerlund, Magnus Brydolf och Tage Jonson.

Stockholm, januari, 2005

Christer Johansson (projektledare)

Docent vid Institutionen för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet samt vid SLB analys, Miljöförvaltningen, Stockholm

¹ Gidhagen, L., C. Johansson, G. Omstedt, J. Langner and G. Olivares, 2004. Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway. *Environmental Science & Technology*, 38, 6730-6740.

² Omstedt, G., Bringfelt, B., Norman, M. & Johansson, C., 2004. An emission model for re-suspension of particles in Swedish road environments.

Norman, M. & Johansson, C., Different measures to reduce PM₁₀ levels from road traffic in Stockholm City area.

Innehållsförteckning

1	SAMMANDRAG OCH SLUTSATSER.....	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SYFTEN.....	1
1.3	OLIKA FAKTORERS INVERKAN PÅ PARTIKELEMISSIONERNA	1
1.4	ÅTGÄRDERS EFFEKTER PÅ PARTIKELHALTERNA	2
1.5	KÄLL- RECEPTORMODELLERING.....	3
1.6	MODELLUTVECKLING OCH VALIDERING.....	3
1.7	DE VIKTIGASTE SLUTSATSERNA I PUNKTFORM.....	4
1.8	FORTSATT ARBETE	5
2	BAKGRUND	6
3	SYFTEN.....	10
4	GENOMFÖRANDE	11
4.1	MÄTUTRUSTNING.....	11
4.2	MÄTPLATSER	11
4.2.1	<i>Norrlandsgatan.....</i>	<i>11</i>
4.2.2	<i>Sveavägen.....</i>	<i>12</i>
4.2.3	<i>Vallstanäs</i>	<i>13</i>
5	BETYDELSE AV OLIKA FAKTORER FÖR PM10 EMISSIONERNA	16
5.1	AVGASPARTIKELUTSLÄPPEN	18
5.2	SLITAGE AV BROMSBELÄGG.....	19
5.3	SLITAGE AV DÄCK.....	19
5.4	SLITAGE AV VÄGBANOR.....	20
5.4.1	<i>Vägmaterialets betydelse.....</i>	<i>20</i>
5.4.2	<i>Dubbdäckens betydelse slitage av vägbanor och PM10</i>	<i>20</i>
5.4.3	<i>Betydelse av sandning och saltning för vägbaneslitage.....</i>	<i>25</i>
5.5	RESUSPENSION	25
5.5.1	<i>Vägbanans fuktighet</i>	<i>26</i>
5.5.2	<i>Fordons hastighet, tung trafikandel</i>	<i>27</i>
5.5.3	<i>Vindhastighetens betydelse.....</i>	<i>27</i>
5.6	SAMMANFATTANDE JÄMFÖRELSE AV OLIKA EMISSIONSFAKTORER	29
6	OLIKA ÅTGÄRDERS BETYDELSE FÖR PM10-HALTERNA.....	34
6.1	FÖRSÖK MED INTENSIV SOPNING AV VÄGBANA.....	35
6.1.1	<i>Norrlandsgatan.....</i>	<i>35</i>
6.1.2	<i>Vallstanäs</i>	<i>37</i>
6.1.3	<i>Erfarenheter i andra städer av gatuhållningens påverkan på PM10.....</i>	<i>38</i>
6.2	FÖRSÖK SPOLNING AV VÄGREN	40
6.2.1	<i>Vallstanäs</i>	<i>40</i>
6.3	FÖRSÖK MED DAMMBINDNING MED CMA-LÖSNING	43
6.3.1	<i>Vallstanäs</i>	<i>43</i>
6.3.2	<i>Uppvirvling av ansamlad vägdamm i vägren vid Vallstanäs</i>	<i>44</i>
6.3.3	<i>Norrlandsgatan.....</i>	<i>46</i>
6.3.4	<i>Erfarenheter med dammbindning från våra grannländer</i>	<i>48</i>
7	KÄLL- RECEPTORBERÄKNINGAR.....	49
7.1	SYFTE	49
7.2	MÄTUTRUSTNING OCH ANALYSER.....	49

7.2.1	<i>Aerosolprovtagare</i>	49
7.2.2	<i>Grundämnesanalys av aerosolproven</i>	50
7.3	RESULTAT OCH DISKUSSION	53
7.3.1	<i>Vallstanäs</i>	53
7.3.2	<i>Jämförelse med SMHIs PM10-modell</i>	63
7.3.3	<i>Emissionsfaktorer beräknade utifrån käll- receptormodellen och SMHIs spridningsmodell</i>	64
7.3.4	<i>Sveavägen</i>	67
7.4	SAMMANFATTNING – KÄLL- RECEPTORMODELLERING VALLSTANÄS.....	70
8	UTVECKLING AV SPRIDNINGSMODELL	71
8.1	BESKRIVNING AV MODELLEN.....	71
8.2	VALIDERING.....	76
8.2.1	<i>Hornsgatan</i>	76
8.2.2	<i>Vallstanäs</i>	79
8.3	KÄNSLIGHETSANALYS OCH VALIDERING AV MODELLEN	81
8.3.1	<i>Diskussion av osäkerheter i modellen</i>	83
9	REFERENSER	84
10	BILAGA 1	87

1 Sammandrag och slutsatser

1.1 Bakgrund

Den urbana aerosolen består av en komplex blandning av partiklar. Storlek, form och kemisk sammansättning varierar kraftigt beroende på variationer i de olika källornas partikelemissioner. De allra minsta är enstaka nanometer stora och de största är hundratals mikrometer (som ett knappålhuvud i Globen!). I Miljöbalken reglerar miljö kvalitetsnormerna PM10-halterna i luften, det vill säga massan av alla partiklar mindre än 10 mikrometer i diameter. I Stockholm överskrider normen på många platser. Mätningar visar att det inte finns någon tendens att PM10-halterna skulle minska i gatunivå. Längs vissa gator i innerstaden samvarierar PM10-halterna mycket väl i tiden medan andra gator uppvisar helt andra variationer. På Norrlandsgatan med ca 10 tusen fordon per dygn är halterna lika höga som på Sveavägen med drygt 30 tusen fordon per dygn. Halterna av PM10 är högst under våren och lägst under sensommaren/hösten. Halterna i gatunivå i Stockholm är kraftigt förhöjda jämfört med den urbana bakgrundshalten, det vill säga halten ovan taknivå. Inte bara i Stockholms innerstad utan även i andra kommuner i länet och längs större vägar i ytterområdena sker överskridanden av miljö kvalitetsnormerna.

Helt klart är att det är vägtrafiken som är huvudorsaken till överskridandena. För att minska PM10-halterna i trafikmiljö och klara miljö kvalitetsnormen krävs lokala åtgärder. För att dessa skall bli effektiva krävs kännedom om vad som styr PM10-halterna och vilka källor som står för de största utsläppen. Eftersom både de fina partiklarna med en diameter mindre än 1 µm och de grova med en diameter mellan 1 och 10 µm medför negativ hälsopåverkan motiverar detta haltminskningar för båda partikelfraktionerna.

Denna rapport är en samlad redovisning av projekt som genomförts under 3 år i samarbete mellan Vägverket region Stockholm, Stockholms gatue- och fastighetskontor respektive miljöförvaltning, SMHI samt universiteten i Stockholm och Lund.

1.2 Syften

I denna rapport presenteras resultaten från olika projekt med samma övergripande syften nämligen att förstå betydelsen av olika källor för PM10-halterna och vilka åtgärder som är effektivast för att reducera halterna. Projektet "Utveckling och validering av modell för beräkning av PM10 i urban miljö" har syftat till att utveckla en modell som kan användas på ett tillförlitligt sätt vid beräkningar av partikelhalterna i trafikmiljö och vid miljökonsekvensbeskrivningar i plansammanhang (till exempel detaljplaner och arbetsplaner) samt validera modellen med käll- receptorberäkningar och dessutom att klargöra betydelsen av olika källor för halterna av partiklar mätt som PM10 i urban miljö

Projektet "Försök med intensifierat vinterväghunderhåll i Stockholmsregionen", som behandlat det statliga vägnätet har syftat till att testa olika driftmetoder och åtgärder som kan leda till en reduktion av partikelhalterna. Ett motsvarande projekt har behandlat det kommunala vägnätet i Stockholm: "Intensifierat vinterväghunderhåll i Stockholms innerstad".

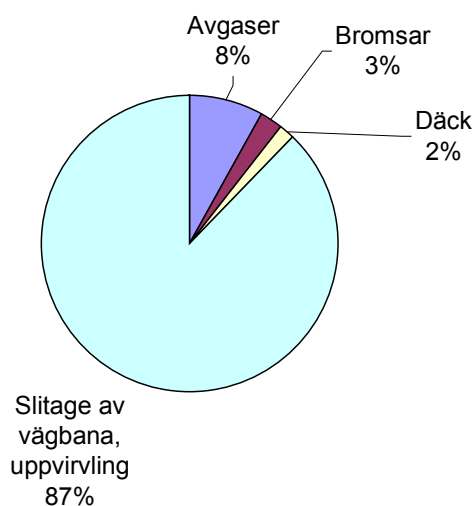
1.3 Olika faktorerers inverkan på partikelemissionerna

I rapporten diskuteras de viktigaste faktorerna som påverkar emissionerna av partiklar från vägtrafiken. Mekaniskt genererade partiklar på grund av malning och slitage av vägbanor och sand på vägbanor är den viktigaste lokala källan till PM10 på grund av vägtrafiken. Slitaget

påverkas kraftigt av dubbdäcksanvändningen vilket leder antingen till direkta emissioner till luften eller till ackumulation av partiklar på vägbanorna speciellt om vägbanorna är våta. Ackumulerade partiklar kan virvlas upp (emitteras till luften) när körbanorna blir torra. Sandning och saltning bidrar direkt till ökade partikelmängder men kanske främst till att slitaget av vägbanorna ökar. Uppvirvlingen orsakas främst av att fordonen ger upphov till turbulens. Även fordonens hastighet och andelen tunga fordon påverkar uppvirvlingen. Mätningar visar att vindhastigheten inte har någon större betydelse för uppvirvlingen. Ökande vindhastighet leder snarare till minskade halter av framför allt grova partiklar med en diameter mellan 2.5 och 10 µm. Först vid vindhastigheter över 11 m/s kan viss påverkan på uppvirvlingen av grova partiklar antyd.

Baserat på resultat från andra studier kan PM10-halterna öka med upp emot 75 % i direkt anslutning till sandning av vägbanan men effekten varar endast några få timmar. Varaktigheten beror sannolikt på fordonsmängden, hastigheten och meteorologiska betingelser i samband med sandningen, som ofta sker då vägbanorna är isiga eller snöiga. Vid torra vägbanor räcker det sannolikt med ett fåtal fordonspassager för att en eventuell depå av sandpartiklar ska ha försvunnit från vägbanan på grund av fordonens turbulens. Men sand eller grova partiklar som blir liggande kan bidra till att öka slitaget och därmed PM10 emissionerna.

En jämförelse av de genomsnittliga emissionsfaktorerna för PM10 i Stockholms stad år 2003 (emission per fordon per kilometer för den genomsnittliga fordonsparken) visar att uppvirvling



av partiklar från torra vägbanor och direktmission på grund av slitage är de helt dominerande faktorerna. Dessa står för omkring 87 % av den totala emissionen (ca 240 mg/fkm) från vägtrafiken. Avgasemissionerna står för 8 % och emissionerna på grund av slitage av bromsar och däck står för 3 % respektive 2 %. Osäkerheten är stor vad gäller däcksslitagets betydelse. Uppvirvling och direktmission av vägslitage (214 mg/fkm i genomsnitt under året) beror till stor del på dubbdäcksanvändningen. Mellan 40 % och 70 % av den totala emissionsfaktorn kan bero på dubbdäcken. Betydelsen av dubbdäcken beror på hur stor del som antas bero på den tunga trafiken och hur stor del av tiden som vägbanan är sandad.

Mätningar på Hornsgatan visar att den totala emissionsfaktorn varierar kraftigt under året, från ca 100 mg/fkm under juli – oktober upp till ca 600 mg/fkm under vårmånaderna mars – april.

1.4 Åtgärders effekter på partikelhalterna

Försök med olika driftmetoder längs gator i Stockholms innerstad och längs en motorväg utanför Stockholm har gett kunskaper om olika åtgärders betydelse för partikelhalterna. En orsak till de förhöjda halterna skulle kunna vara att det ligger stora mängder sand på vägarna. Därför genomfördes försök med intensifierad renhållning både i innerstaden och längs motorvägen mot Arlanda. Resultaten visar att sopning av vägbanorna med nuvarande maskinpark förefaller ha liten eller ingen betydelse. Under en period mättes PM10-halter på Norrlandsgatan samtidigt som vägbanan sopades varje dygn. Halter på Norrlandsgatan jämfördes med halter på Sveavägen där ingen sopning utfördes. Antalet överskridanden av miljö kvalitetsnormen minskade inte på Norrlandsgatan under försöksperioden. Ingen effekt

kunde heller noteras av sopning av motorvägen mellan Stockholm och Arlanda. Snarare visade sig sopning tillfälligt kunna ge något förhöjda halter, vilket indikerats av metallanalyser och källreceptorberäkningar längs motorvägen.

Längs motorvägen genomfördes även försök med att högtrycksspola vägrenen och mittremsan för att få bort partiklar och sand. Även spolning hade liten effekt på PM10-halterna (<10 %) och är därmed inte en effektiv åtgärd för att minska PM10-halterna. Spolningsförsök har inte genomförts i innerstaden.

Längs motorvägen mellan Stockholm och Arlanda genomfördes försök med att sprida en dammbindande lösning på vägbanorna samt att spola av vägren och mittremsa. Försöken visade att dammbindning genom att sprida en lösning av kalciummagnesiumacetat på vägbanan reducerade PM10-halterna markant (ca 35 %). I jämförelse med en kontrollsträcka noterades också betydligt färre antal dygn med halter över miljö kvalitetsnormen. Motsvarande försök på Norrlandsgatan i innerstaden gav mindre effekt vilket troligen berodde på att ett för litet område behandlades.

Den enskilt mest effektiva åtgärden förefaller vara en reduktion av dubbdäcksanvändningen. Dubbdäcken står för huvuddelen av slitaget av vägbanorna. Detta resultat bekräftas av kontrollerade försök med en provvägsmaskin av VTI (Linköping). Baserat på mätningarna i Stockholm av PM10-halter och mätningar av vägbanornas fuktighet konstateras att vid torra vägbanor kan cirka 10 µg/m³ lägre PM10 halt erhållas om dubbdäcksandelen sjunker med 10 procentenheter. Dubbdäcksandelen i Stockholmsregionen är 60 % till 70 %.

1.5 Käll- receptormodellering

Mätningarna längs motorvägen och Sveavägen har även innefattat kemiska analyser av partiklarnas sammansättning avseende ett stort antal grundämnen. Resultaten från dessa analyser har använts för att beräkna olika källors bidrag till PM10-halterna.

Beräkningarna för motorvägen visar att man kan förklara de uppmätta PM10-halterna med fem olika källor. Av dessa är fyra trafikrelaterade och en utgör en bakgrundskälla. Enligt modellen bidrar bakgrundshalten endast cirka 16 % till totalhalten av PM10 vid motorvägen under mätperioden. Den källa som kan kopplas till direkta Fordonsemissioner (avgasutsläpp, bromsar, däck) utgör cirka 10 % av PM10-halten. De dominerande källorna för PM10 är vägslitaget. Både fina (<2 µm i diameter) och den grova (>2 µm) partiklar påverkas av vägslitaget.

Även den fina partikelfraktionerna påverkas av vägbaneslitaget. Resultaten indikerar att andra källor som ger upphov till mekaniskt genererade partiklar (bromsslitage, däcksslitage) troligen är av liten betydelse.

Den sopning av motorvägen som utfördes 26 mars hade ingen påvisbar effekt på emissionerna på grund av vägslitaget.

1.6 Modellutveckling och validering

En modell har utvecklats för beräkning av emissioner från uppvirvlade partiklar (PM10 och PM2.5) i trafikmiljö. Modellen bygger på två grundläggande antaganden, nämligen att uppvirvlingen är kraftigast då gatan/vägen är torr och att mängden damm på gatan/vägen ökar under vintern. Ökningen tar hänsyn till vägslitaget från dubbdäck och sandning/saltning. Modellen har utvärderats med hjälp av mätdata från en innerstadsgata i Stockholm (Hornsgatan) och data från motorvägen norr om Stockholm (Vallstanäs). Resultaten visar att modellen väl

beskriver uppmätta halter och också de kraftigt förhöjda PM10-halter som ofta uppmäts senvinter/vår. För PM10-halterna på Hornsgatan förklarar modellen cirka 60 % av variansen i de uppmätta dygnsmedelvärdena under år 2000. För PM2.5 förklarar modellen 52 % av variansen i de uppmätta halter.

1.7 De viktigaste slutsatserna i punktform

1. Uppvirvling av partiklar från vägbanorna under torra perioder och direktemission på grund av vägslitage är de dominerande orsakerna till lokalt förhöjda PM10-halter i regionen. Dessa källor står för knappt 90 % av de lokala utsläppen från vägtrafiken.
2. Slitaget av vägbanorna påverkas kraftigt av dubbdäcksanvändningen vilket under torra förhållanden leder till direkta partikelemissioner till luften. Under fuktiga förhållanden leder dubbdäcksslitaget till ackumulation av partiklar på våta vägbanor. Den ackumulerade partikeldepån längs vägbanorna kan senare virvla upp då vägbanorna torkar upp eller sköljas av med dagvattnet. Slitaget är större på fuktiga vägbanor jämfört med torra vägbanor.
3. Mellan 50 % och 85 % av den totala emissionen från vägtrafiken beror på dubbdäcken, vilket indikerar att väsentligt lägre halter skulle kunna fås om andelen fordon med dubbdäck minskar.
4. Relativa betydelsen av uppvirvling och direktemission beror på meteorologiska förhållanden (tiden som vägarna är fuktiga, nederbördsfrekvens och intensitet). Sandnings- och saltningsfrekvens (och mängd) påverkar slitaget av vägbanorna.
5. Sopning av vägbanorna förefaller ha liten eller ingen betydelse för PM10-halterna på kort sikt. Mindre sand på vägarna minskar dock slitaget av vägbanorna och kan därför påverka halterna, men ineffektiv sopning kan snarare leda till ökat slitage om sanddepåerna på vägbanan omfördelas så att mer sand hamnar i hjulspåren.
6. Högtrycksspolning för att avlägsna ackumulerad sand längs vägren och mittremsa längs motorvägen hade liten effekt på PM10-halterna (<10 %) och är därmed inte en effektiv åtgärd för att minska PM10 halterna. Spolningsförsök har inte genomförts i innerstaden.
7. Dammbindning med CMA-lösning reducerade PM10-halterna markant längs motorvägen (ca 35 %). Effekten på en innerstadsgata (Norrländsgatan) var svårare att kvantifiera.
8. Den enskilt mest effektiva åtgärden att sänka PM10-halterna under vinterhalvåret skulle troligen vara en kraftig reduktion av dubbdäcksanvändningen. Det är osäkert om detta skulle vara en tillräcklig åtgärd för att klara miljö kvalitetsnormerna för PM10 eller om ytterligare åtgärder skulle krävas, t ex dammbindning.
9. Betydelsen av vägslitaget för PM10-halterna har verifierats med hjälp av kemiska analyser av partiklar samt käll- receptorberäkningar. Även den fina partikelfractionen påverkas av vägbaneslitaget. Resultaten indikerar att andra källor som ger upphov till mekaniskt genererade partiklar (bromsslitage, däcksslitage) troligen är av liten betydelse.
10. En modell som tar hänsyn till vägslitage vid användning av dubbdäck och sandning/saltning har utvecklats för beräkning av emissioner från uppvirvlade partiklar (PM10 och PM2.5) i trafikmiljö. Modellen beskriver väl uppmätta halter och också de kraftigt förhöjda PM10-halter som ofta inträffar under senvintern och våren.

1.8 Fortsatt arbete

Ytterligare förfining av ingående modellparametrar där en större del av mätresultaten från Stockholm används för att bättre simulera betydelsen av dubbdäck måste göras innan definitiva slutsatser angående effektiviteten av olika åtgärder kan dras. Till osäkerheterna i modellen som bör ses över hör bland annat:

- betydelsen av sandning för PM10 halterna och hur detta ska beskrivas
- hastighetsberoendet i PM10-emissionerna
- betydelsen av tunga respektive lätta fordon för slitage och uppvirvling

Modellen kommer nu att implementeras och testas i Stockholms miljöövervakningsprogram. Den kommer att ligga till grund för realtidsberäkningar och korttidsprognoser i syfte av förutsäga PM10-halterna de närmaste dagarna. Målet är att kunna använda modellen för att vidta akutåtgärder som minimerar de allra högsta PM10-halterna. Modellen har implementerats i SIMAIR (www.luftkvalitet.se) som är ett webbaserat verktyg för bedömning av luftkvalitet i vägars närområde för svenska kommuner.

Ytterligare driftförsök planeras nu under år 2005. Dels mer omfattande CMA-behandling i innerstaden, dels jämförelser mellan effekterna av CMA och andra dammbindande lösningar.

Andra åtgärder som bör utredas närmare är

- användning av stenflis istället för natursand vid halkbekämpning,
- att i ökad utsträckning ersätta sandning med salt eller CMA-lösning
- hastighetsbegränsningar
- byte av vägmaterial (granit/kvartsit).

En annan viktig fråga som har betydelse för vilka åtgärder som är mest effektiva ur hälsosynpunkt är vilken betydelse olika partikelfraktioner har för olika hälsoeffekter. De mest effektiva åtgärderna för att klara miljökvalitetsnormerna innefattar åtgärder som minskar halterna av grova partiklar ($>1 \mu\text{m}$ i diameter). Det är osäkert om dessa partiklar är de som är mest angelägna att åtgärda ur hälsosynpunkt. Om det är utsläppen och halterna av avgaspartiklarna, som till största delen är mindre än $0,1 \mu\text{m}$ i diameter, som egentligen borde minskas är det delvis andra åtgärder som måste diskuteras. I ett annat pågående forskningsprojekt som genomförs av SLB, ITM och SMHI i samarbete med epidemiologer vid Umeå universitet behandlas hälsoeffekterna av de minsta partiklarna (PASTA projektet inom ramen för SNAP-programmet; se <http://www.snap.se>). I avvaktan på säkrare kunskapsunderlag bör emissionerna från både fordonsavgaser och vägslitage minska.

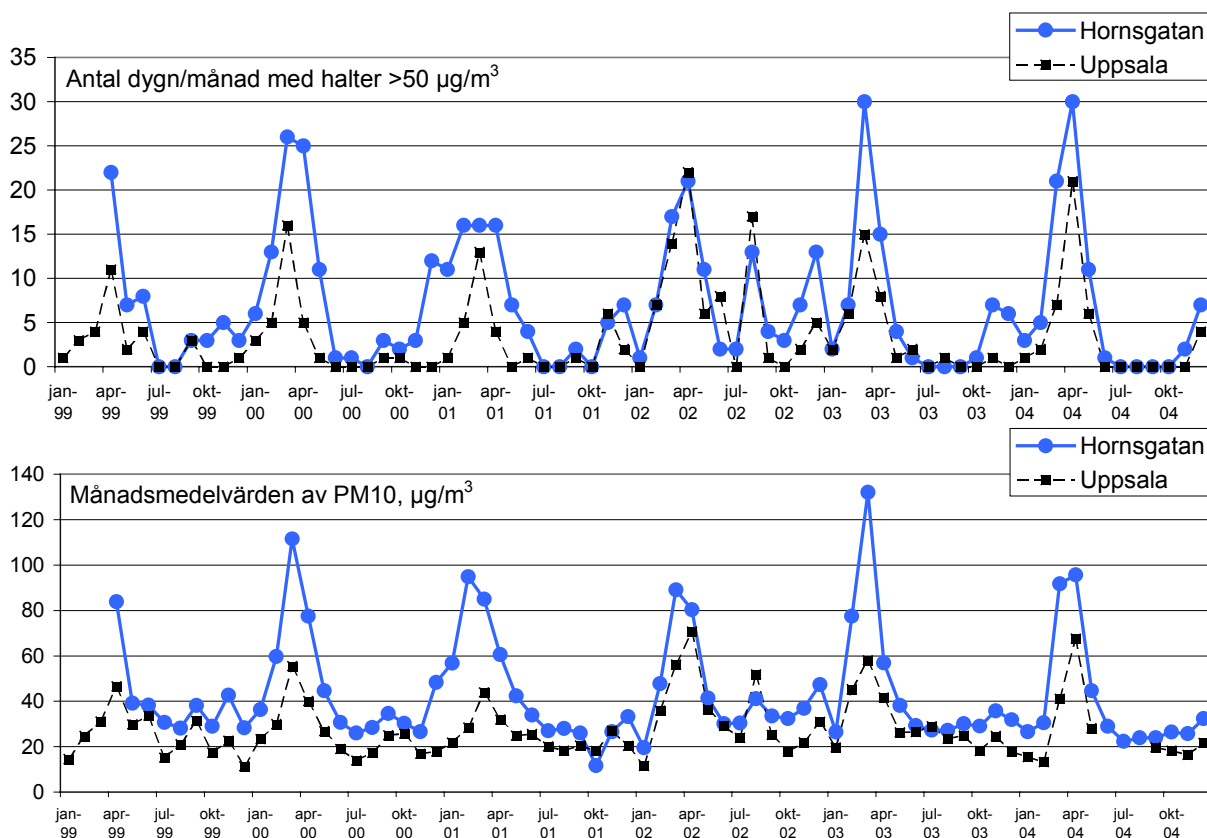
2 Bakgrund

Bakgrunden till projektet är att PM10-halterna på många platser i Sverige överskrider miljö kvalitetsnormen och EU direktivet. Enligt normen får, från och med 1 januari 2005, PM10-halten inte överskrida $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mer än 35 gånger per år räknat som dygnsmedelvärde. Dessutom får årsmedelvärdet $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inte överskridas från och med 2005. I Sverige är det i huvudsak 2 källor som gör att PM10-halterna överskrider gällande normer, nämligen vägtrafiken och vedeldning i gamla vedpannor. Dessutom sker en betydande intransport av partiklar på grund av utsläpp vid förbränning av olja, kol, biobränslen och fordonsbränslen i andra länder.

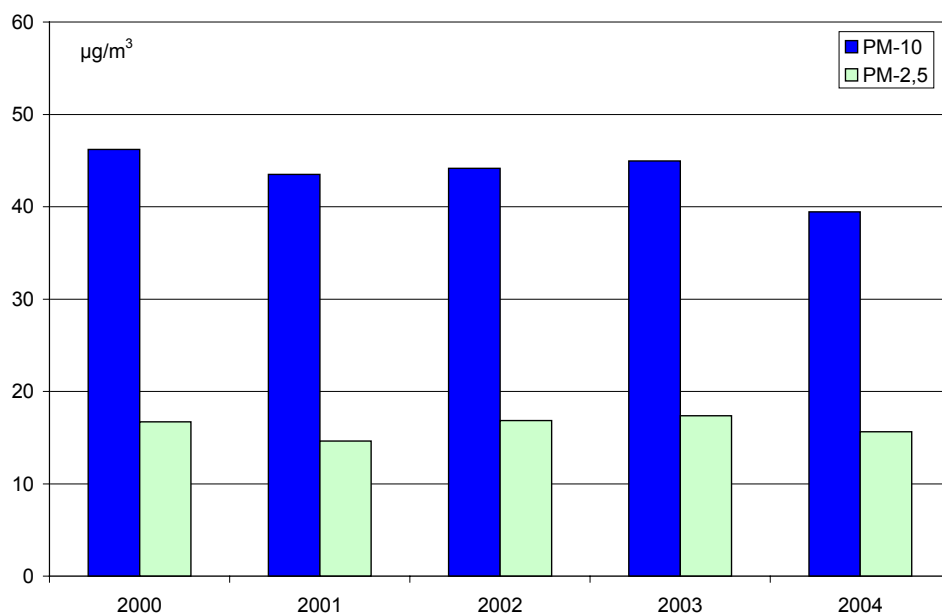
I Sverige har ITM vid Stockholms universitet på uppdrag av Naturvårdsverket kartlagt PM10-halterna i ett antal städer och i bakgrundsluft (Areskoug m fl., 2001). Detaljerad information om bland annat partikelutsläppen från förbränning av biobränslen samt de halter som uppkommer och även hälsopåverkan av utsläppen har erhållits genom projektet Biobränsle Hälsa Miljö, som Energimyndigheten finansierat (se rapporter <http://www.itm.su.se/bhm>). Forskningsprogrammet ASTA (finansierat av MISTRA; <http://asta.ivl.se/>) har bidragit till förståelsen av partikelhalterna i bakgrundsluften.

Tidigare mätningar och beräkningar i Stockholm visar att antalet dagar med halter över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ är betydligt större än som normen tillåter (det vill säga 35 dygn). Under åren 2000-2003 har antalet dygn över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ varit mellan 69 och 101 på Hornsgatan (se årsrapporter från SLB analys på <http://www.slb.nu>). På Sveavägen och Norrlandsgatan har antalet dygn över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ legat mellan 66 och 80 den senaste två åren. Även årsmedelvärdet, som enligt normen är $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, har överskridits på Hornsgatan. För att komma till rätta med dessa höga halter krävs kännedom om källbidragen och även verktyg i form av modeller som kan användas för att kvantifiera betydelsen för halterna av olika tänkbara åtgärder.

Halterna av PM10 i gatunivå på Hornsgatan är kraftigt förhöjda under våren, vilket också är fallet i många andra städer i Norden (se även Areskoug et al., 2001). Förhöjningen beror bland annat på att gatudamm virvlas upp i luften, s k resuspension. Dammet härstammar bland annat från slitage av vägbanor. Effekten av den kraftiga resuspensionen under våren kan också ses på halterna i taknivå på Södermalm. Även när det gäller halterna av PM2.5 syns en tydlig förhöjning under vårmånaderna. Figur 1 visar antalet dygn per månad med halter över miljö kvalitetsnormen samt även månadsmedelvärden av PM10-halterna längs Hornsgatan i Stockholm och Kungsgatan i Uppsala. Av figuren framgår att överskridandena av PM10-normen i Stockholm avseende dygnsmedelvärde ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) företrädesvis sker under senvintern och våren. I detta projekt har den relativa betydelsen av olika processer för PM10-halten klarlagts.



Figur 1. Övre figuren visar antal dygn som PM10-halten överskrider 50 µg/m³ under olika månader (summan av antal dygn för respektive månad). Nedre figuren visar månadsmedelvärden av PM10-halterna. Mätvärdena kommer från Hornsgatan i Stockholm och Kungsgatan i Uppsala.

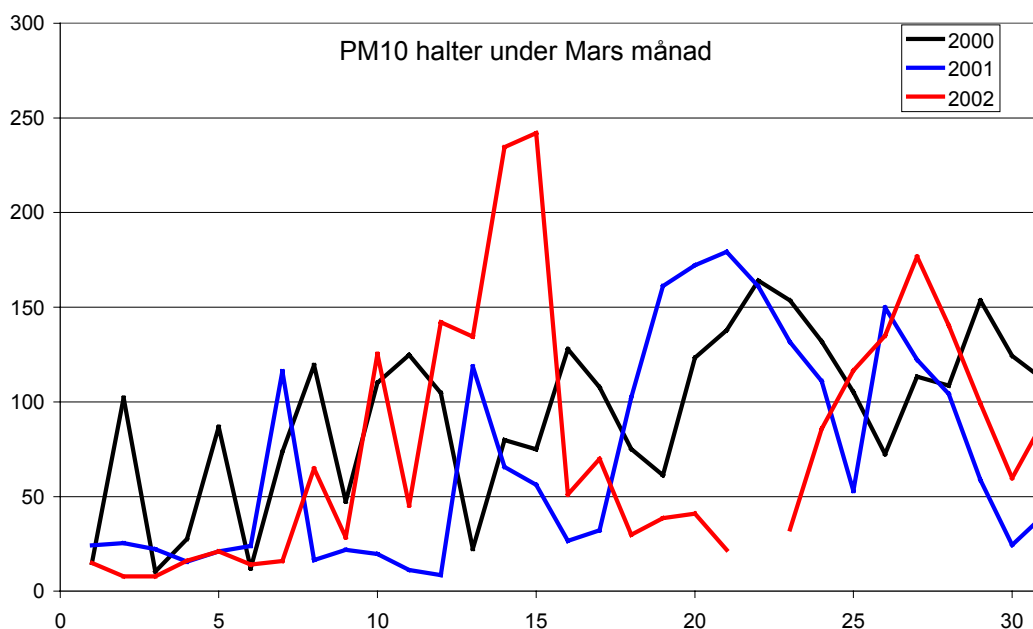


Figur 2. Mätningar av PM10- och PM2.5-halterna i gatunivå på Hornsgatan i centrala Stockholm. Årsmedelvärden för perioden 2000 - 2004. Mätvärdena från TEOM har korrigerats med 1.2 (gäller både PM10 och PM2.5 i denna figur).

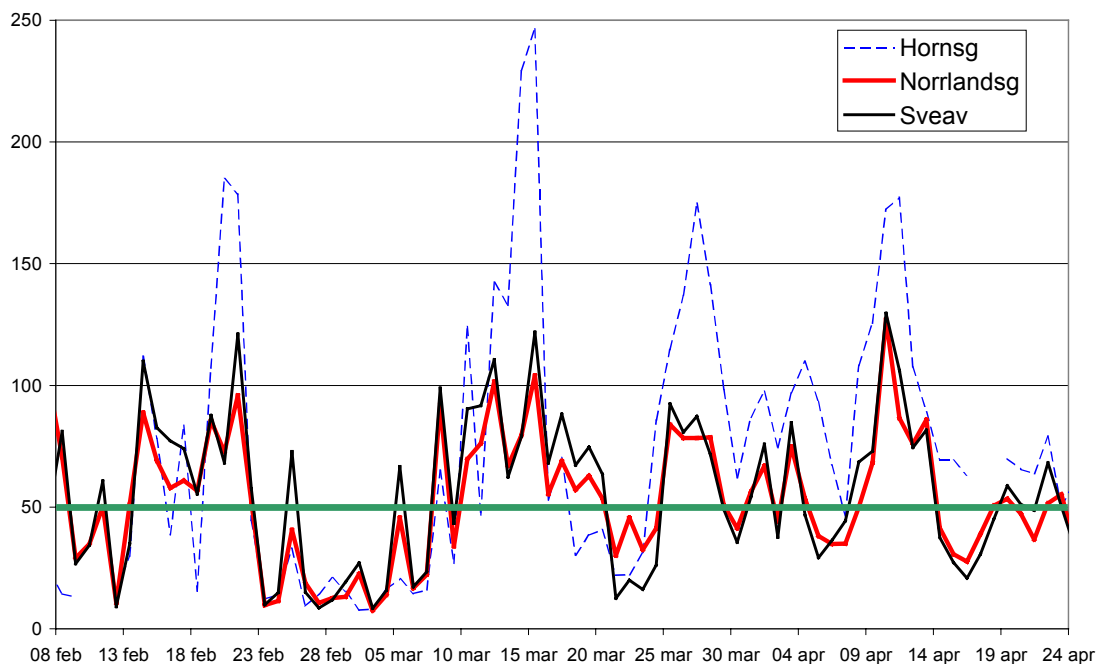
Det saknas historiska data på PM10-halter i stadsmiljö i Sverige, speciellt centralt inne i tätorter, i gaturummen längs trafikerade gator, där de flesta överskridandena av miljö kvalitetsnormerna sker. I Stockholm har PM10-halterna mätts på Hornsgatan sedan 1994 (Brydolf, 2001). Mätningarna av PM10 under från 1994 till och med 1999 har dock endast genomförts under våren (april – juni), vilket gör det svårt att dra några slutsatser om trenden under 1990-talet eftersom halterna under dessa relativt korta vårperioder kan variera kraftigt beroende på meteorologiska förhållanden och även till exempel vägbanans fuktighet. Men utifrån en jämförelse med andra ämnen som mätts under samma period (NO_x, bensen och totala PAH halten) och som uppvisar systematiskt sjunkande halter, så förefaller PM10-halterna snarast öka, eller i alla fall inte minska. Mätningarna från och med år 2000 - 2004 avser helårsmedelvärden och presenteras i Figur 2. Under denna period syns ingen trend i halterna av vare sig PM10 eller PM2.5.

Det framstår som helt givet att de lokala avgasemissionerna inte kan vara speciellt viktiga för vare sig PM10- eller PM2.5-halterna på Hornsgatan. Den markanta ökningen av halterna under senvintern/våren varje år kan inte bero på avgasemissioner. Dessutom skulle halterna ha sjunkit under perioden 1999 - 2004 eftersom avgasutsläppen minskat under denna period med drygt 30 %.

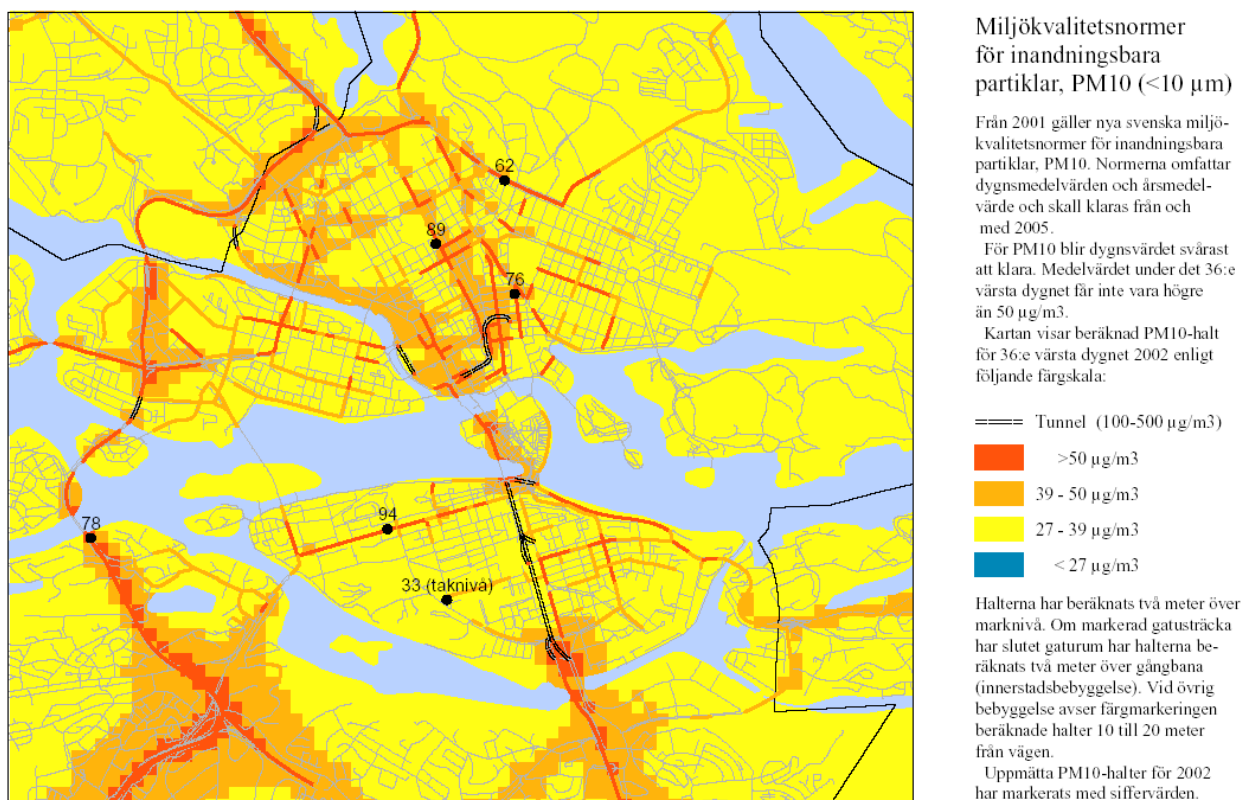
Figur 3 visar dygnmedelhalter av PM10 på Hornsgatan under mars månad för år 2000, 2001 och 2002. Höga halter noteras under alla år men variationerna mellan olika år är stor. Eftersom inte trafikförhållandena visar några större variationer indikerar detta att de meteorologiska förhållandena har mycket stor betydelse för dygnmedelvärdena. Figur 4 visar dygnmedelvärdena av PM10-halterna på Norrlandsgatan, Sveavägen och Hornsgatan under 2002. Halterna på Sveavägen och Norrlandsgatan följs åt mycket väl, medan halterna på Hornsgatan uppvisar en helt annan variation. Trafikrytmen på dessa tre gator varierar inte speciellt mycket från en dag till en annan. Detta indikerar att det finns lokala faktorer som påverkar PM10-halterna som är beroende av gatans riktning eller utformning.



Figur 3. Dygnmedelvärden av PM10-halterna på Hornsgatan mars månad 2000, 2001 och 2002.



Figur 4. Dygnsmedelvärden av PM10-halterna på Sveavägen, Norrlandsgatan och Hornsgatan under februari – april 2002.



Figur 5. Uppmätta och beräknade halter av PM10 i Stockholms innerstad 2002. Värdena är 90-percentilen av dygnsmedelvärdena, som är den norm som är svarats att klara. Siffrorna indikerar uppmätta halter (se motsvarande kartor för andra områden i Stockholms och Uppsala län på Luftvårdsförbundets hemsida: <http://www.slb.nu/lvf>).

Det finns idag ett stort antal spridningsmodeller för att beräkna luftföroreningshalter. En utförlig sammanställning finns på Vägverkets hemsida. Empiriska samband för bidraget till PM10-halterna från resuspenderade partiklar har tagits fram i Norge och implementerats i en norsk modell, VLUFT. I Sverige har Bringfelt m fl. (1997) utvecklat en modell för att beskriva PM10-halter längs vägarna. Bringfelts modell har implementerats och testats i Stockholm (Wallin, 1998), men hittills har det inte varit möjligt att använda någon av dessa modeller för att bedöma olika källors betydelse för halterna. SMHI har på uppdrag av Vägverket och Naturvårdsverket tagit fram enkla nomogram som kan användas av kommuner för att snabbt bedöma om PM10-halterna är så höga att noggrannare beräkningsmetoder och/eller mätningar krävs för övervakningen.

I Stockholm har genomsnittliga emissionsfaktorer för PM10 använts för att beräkna årsmedelvärden dels för kartläggning av halterna, dels i samband med miljökonsekvensbeskrivningar. Årsmedelvärdena har kunnat relateras till 90 percentilen av dygnsmedelvärdena, som är det partikelmått som är dimensionerande vid jämförelser med miljökvalitetsnormerna. Med denna metodik har halterna av PM10 kartlagts i hela Stockholms och Uppsala län. Figur 5 visar ett exempel på en karta med PM10-halter i Stockholms innerstad. Motsvarande kartor för andra områden i Stockholms och Uppsala län finns på Luftvårdsförbundets hemsida: <http://www.slb.nu/lvf>.

3 Syften

I denna rapport presenteras resultaten från olika projekt med samma övergripande syften nämligen att förstå betydelsen av olika källor för PM10-halterna och vilka åtgärder och driftmetoder som är effektivast för att reducera halterna.

Projektet "Utveckling och validering av modell för beräkning av PM10 i urban miljö" har syftat till att utveckla en modell som kan användas på ett tillförlitligt sätt vid beräkning av luftburna partiklar i urban miljö och vid miljökonsekvensbeskrivningar i plansammanhang (till exempel detaljplaner och arbetsplaner) samt validera modellen med käll- receptorberäkningar och dessutom till att klarlägga betydelsen av olika källor för PM10-halterna i urban miljö.

Projektet "Försök med intensifierat vinterväghunderhåll i Stockholmsregionen", som behandlat det statliga vägnätet har syftat till att testa olika driftmetoder och åtgärder som kan leda till en reduktion av partikelhalterna. Ett motsvarande projekt har behandlat det kommunala vägnätet i Stockholm: "Intensifierat vinterväghunderhåll i Stockholms innerstad".

4 Genomförande

Projektet har innefattat försök med olika driftmetoder och åtgärder både i Stockholms innerstad och längs motorvägen mellan Stockholm och Arlanda. I samband med försöken har mätningar genomförts av partikelkoncentrationer och partikelbundna grundämnen. Försöken pågick under 4 till 8 veckor och genomfördes främst under 2003 och 2004.

4.1 Mätutrustning

Kontinuerliga PM10 och PM2.5 mätningar har gjorts med TEOM (1400) instrument. På vissa platser mättes (och mäts) NO och NO₂ med kontinuerliga instrument baserade på kemiluminescensteknik. Det fasta mätprogrammet för luftföroreningar och meteorologi finns beskrivet på SLB's hemsida (www.slb.nu) och även i årsrapporter. Mätstationen på Norrlandsgatan kompletterades med mätningar av temperatur, relativ luftfuktighet och fuktigheten på vägbanan. På Norrlandsgatan installerades även en kamera för övervakning av vägbanan.

På Sveavägen och i Vallstanäs (längs motorvägen mot Arlanda) mättes den kemiska grundämnessammansättningen hos partiklarna. Partiklar i två storleksfraktioner samlades in på filter. Insamlingstiden var 12 timmar per prov och den skedde med hjälp av automatiska aerosolprovtagare, s.k. SAM (Stationary Aerosol Monitor) utvecklade och kalibrerade vid Avdelningen för Kärnfysik vid LTH (Hansson och Nyman, 1985). Dessa provtar aerosolen i två steg, grova partiklar mellan 2-10 mikrometers aerodynamisk diameter, och fina partiklar mindre än 2 mikrometers diameter. På så sätt erhålls en separation av bidragen från källor för grova partiklar (uppvirvlade partiklar från vägbanan (jordstoft³), däck- och dubbslitage, havssalt), respektive fina partiklar (förbränningsaerosoler, långdistanstransport). Proven analyserades med PIXE (Particle Induced X-ray Emission). Mer information om provtagning och analys återfinns under stycket "Käll- receptorberäkningar" nedan.

4.2 Mätplatser

4.2.1 Norrlandsgatan

Mätningen på Norrlandsgatan genomfördes på delen mellan Birger Jarlsgatan och Kungsgatan. Denna del är enkelriktad, ca 15 meter mellan husfasaderna och den trafikerades av ca 10 000 fordon per dygn. Gatan har samma orientering som Sveavägen (NNV) och mätningen har skett på trottoaren på västra sidan, ca 2,5 meter över gatunivån. Mätstationen upprättades år 2002. Under 2003 upprättade GFK en mätstation för trafikräkning på Norrlandsgatan.

³ "Jordstoft" används här för att beteckna partikulärt material med en sammansättning som liknar geologiskt material från jordskorpan. I trafikmiljöerna som studeras här kan detta härröra från vägsand och stenmaterial i vägbanan. Typiska jordstofämnen är Al, Si, K, Ca, Ti, Mn och Fe.



Figur 6. Mätstationen på Norrlandsgatan. Mätparametrar: PM10, NO, NO₂, temperatur, relativ fuktighet och gatans fuktighet.

4.2.2 Sveavägen

Mätstationen på Sveavägen var lokaliserad på trottoaren på västra sidan. Avståndet mellan husfasaderna är ca 33 meter och byggnaderna är ca 20 meter höga. Gatan trafikeras av ca 30 000 fordon per dygn.



Figur 7. Mätstationen på Sveavägen. Mätparametrar: PM10, PM2.5, NO, NO₂, CO och under en mätkampanj även partiklarnas grundämnessammansättning.

4.2.3 Vallstanäs

Mätningarna utfördes längs E4'an mellan Stockholm och Arlanda vid Vallstanäs. Motorvägen har en sträckning i nord-sydlig riktning med två körfält i vardera riktningen och trafikeras dagligen av ca 60 000 fordon.

Under år 2003 genomfördes mätningarna i höjd med överfarten till Vallstanäs gård. Två mätvagnar var placerade på östra sidan av vägen (Figur 8). En mätning genomfördes dessutom i en punkt på västra sidan av vägen. Mätningarna innefattade NO_x, PM₁₀, PM₁, partikelantal, sot och partikelstorleksfördelning. Vid vagnen närmast vägen (E1) genomfördes provtagning av partiklar på filter som analyserades med avseende på ett stort antal grundämnen. Meteorologiska mätningar genomfördes i en mast vid mätvagnen längst bort från vägen (E2).



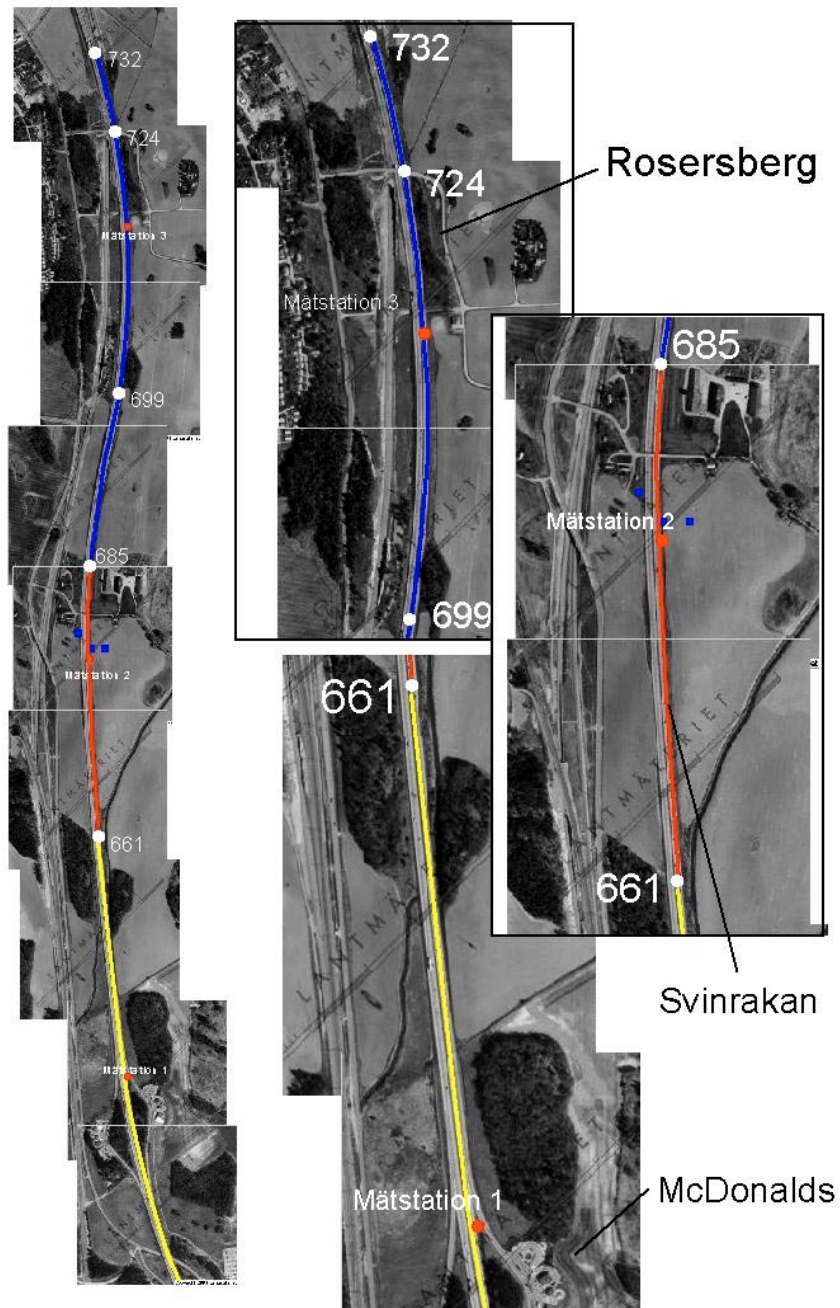
Figur 8. Mätvagnarna vid Vallstanäs 2003. Den närmast vägen benämns E1 och den ca 50 meter in på åkern benämns E2. Dessutom finns en mätstation på västra sidan vägen som ej syns på denna bild (W1).

Mätsträckan under 2004 års försök var uppdelad i tre olika områden beskrivet i Figur 9, med en längd vardera om ca 900 m. Längs mätsträckan finns inga på eller avfarter vilket gör att samma trafik mängd passerar de tre provsträckorna. Mätningarna utfördes i direkt anslutning till vägrenen på östra sidan av motorvägen med liknade mätstationer som används på Sveavägen och Norrlandgatan, Figur 10.

Meteorologiska parametrar mättes i en separat mätvagn placerad 30 m öster om motorvägen, Figur 11. I och med mätstationernas placering på östra sidan av motorvägen kunde endast mätvärden i samband med västlig vind användas för att studera PM₁₀ emissioner från motorvägen.

Vägverket har en automatisk trafikräkning alldeles i början av kontrollsträckan. Den har gett kontinuerlig information om antalet fordon och fordonshastigheterna i alla 4 körfälten.

Stolpnummer som begränsare av spolade respektive dammbundna vägytor.



Figur 9. Mätstationernas placering utefter E4 an vid Vallstanäs år 2004. Den gula sträckan var obehandlad under mätperioden. På den röda sträckan spolades vägrenen och vägmitt och på den blå sträckan behandlades körfälten med CMA-lösning.



Figur 10. Mätstation längs E4'an vid Vallstanäs. Vid alla tre punkterna mätes PM10 och vid en station även NO och NO₂.



Figur 11. Mätvagn med meteorologiska mätningar längs E4'an vid Vallstanäs. Mätparametrar: vindriktning, vindhastighet, temperatur, temperatur differensen mellan 7 och 1 m samt relativ fuktighet.

5 Betydelse av olika faktorer för PM10 emissionerna

I Figur 12 illustreras källor och flöden av partiklar i vägmiljön (Gustafsson, 2003). De lokala partikelemissionerna från vägtrafiken består av direkta emissioner och indirekta emissioner. Till de direkta emissionerna hör

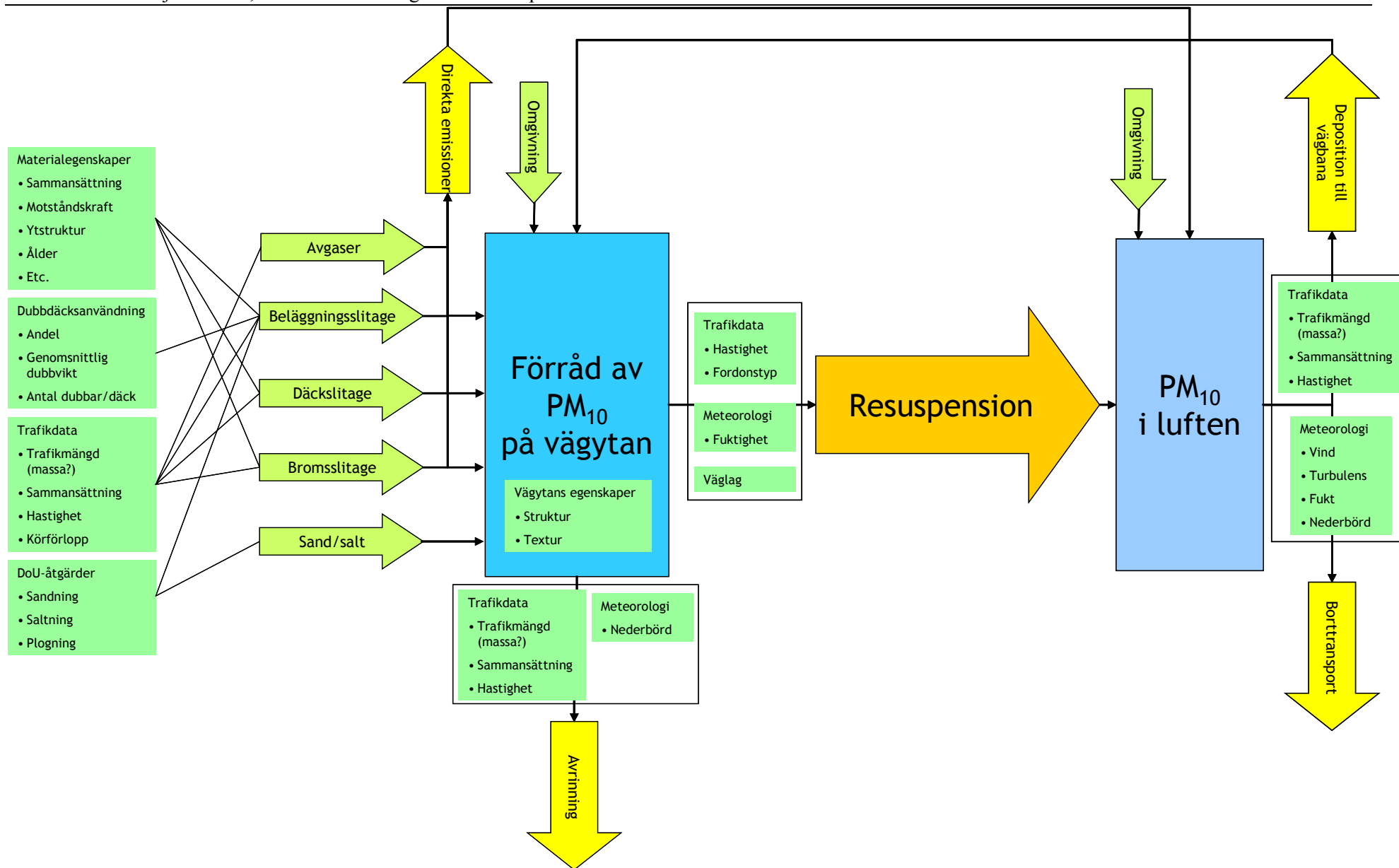
- ofullständig förbränning av bensin/diesel och motorolja,
- emissioner av metallfragment på grund av slitage av motor och delar i avgassystemen
- slitage av bromsar, däck och vägbana.

Indirekta emissioner uppkommer på grund av resuspension dvs. emissioner till följd av uppvirvling av partiklar som hamnat på vägytan. Beläggningsslitage, bromsslitage och däckslitage samt sandning och saltning bidrar till förrådet av partiklar på vägytan. Till detta kommer även nedfall från luften (torr och våtdeposition) samt genom att material transporteras dit på annat sätt till exempel via fordon (genom spill och sand/lera etc. på däck). Förrådet av partiklar på vägytan minskar då partiklarna virvlar upp i luften och när de spolats ner med dagvattnet vid nederbörd.

Till de trafikrelaterade PM10-halterna adderas övriga källors bidrag samt intransporten av partiklar till regionen från utsläpp i andra delar av Sverige och i andra länder. Även sekundär bildning av partiklar ingår i den totala halten PM10 (till exempel oxidation av kväveoxider och svaveldioxid till nitrat respektive sulfat).

Detta visar att det är en mängd faktorer som påverkar partikelbildningen och därmed partikelhalterna i luften. Men halterna i luften beror också på andra yttre faktorer såsom luftens stabilitet, vindhastighet, vindriktning och de omgivande fysiska förhållandena längs gatorna. Om gatan kantas av höga byggnader på båda sidorna blir ventilationsförutsättningarna sämre och halterna högre jämfört med en gata utan omgivande byggnader.

I följande avsnitt jämförs några av de olika källorna. För jämförelsen har vi valt Stockholms stad år 2003.



Figur 12. Källor och flöden av partiklar i vägmiljön (från Gustafsson, 2003).

5.1 Avgaspartikelutsläppen

I Stockholms och Uppsala läns emissionsdatabas har EVA-modellens emissionsfaktorer för vägtrafiken implementerats. Med hjälp av dessa kan avgasutsläppen beräknas för olika fordonstyper i olika delar av Stockholms och Uppsala län varje år från år 1990 till och med år 2020. I Tabell 1 redovisas emissioner och emissionsfaktorer för avgaspartiklar för Stockholms stad år 2003. Värdena har hämtats från emissionsdatabasen för Stockholms och Uppsala län (Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län, www.slb.nu/lvf). De lätta fordonen, personbilarna och de lätta lastbilarna står för huvuddelen av trafikarbetet (95%). Största bidraget till avgaspartikelutsläppen kommer också från lätta fordon (74 %). Av dessa står bensinfordon för huvuddelen, motsvarande 40 % av de totala avgasemissionerna. Men de lätta dieselfordonen står för 25 % av de totala utsläppen trots att andelen av trafikarbetet endast är 5 %. Det beror på att emissionsfaktorn för lätta dieselfordon är drygt 10 gånger högre än den för bensinbilarna.

De tunga fordonen står för 26 % av utsläppen trots att andelen av trafikarbetet endast är 5 %. I Stockholms innerstad är huvuddelen av bussarna etanoldrivna med mycket låga avgaspartikelemissioner i jämförelse med orenade dieselbussar.

Avgaspartiklarna är huvudsakligen mindre än 1 µm i diameter (Gidhagen et al., 2003; Kristensson et al., 1999). Om man ser till antalet partiklar är emissionsfaktorerna för dieselfordon betydligt högre än för bensinfordon (se vidare Gidhagen et al., 2004). Eftersom dieselfordon släpper ut fler och större partiklar per fordonskilometer jämfört med bensindrivna fordon, blir också volymen och massemissionerna större för dieselfordon räknat per fordonskilometer.

Tabell 1. Emissioner och emissionsfaktorer för olika typer av fordon på samtliga vägar i Stockholm stad. Avser år 2003. (fkm=fordonskilometer)

	Lätta fordon bensin	Lätta fordon diesel	Lätta Lastbilar	Lätta totalt	Lastbilar utan släp	Lastbilar med släp	Tunga totalt	Totalt alla
Emission ton/år	22,1	13,9	4,7	40,6	8,4	6,0	14,4	55,0
Trafikarbete miljoner fkm	2391	133	133	2658	106	46	152	2810
Emissionsfaktor mg/fkm	9,2	104,0	34,9	15,3	78,6	130,9	94,3	19,6
Andelar av total emissionen	40 %	25 %	8 %	74 %	15 %	11 %	26 %	
Trafikarbete andelar av totala	85 %	5 %	5 %	95 %	4 %	2 %	5 %	

5.2 Slitage av bromsbelägg

Slitaget av bromsbelägg beror på beläggingsmaterialet och på trafikparametrar såsom körbeteende och fordonstyp (Gustafsson, 2003). När det gäller partiklar genererade på grund av slitaget av bromsbelägg i Stockholm har Westerlund (1998) presenterat en detaljerad undersökning som bygger på dels en inventering av försäljningen av bromsbelägg, dels metallanalyser av de vanligaste beläggen. Utredningen visade att förhållandevis stora mängder av vissa metaller (till exempel koppar, antimon och zink) samt även partiklar kan emitteras till luft. I Westerlund & Johansson (2002) presenteras en uppskattning av slitaget av bromsbelägg för Stockholms stads fordonspark.

Utifrån denna studie uppskattades emissionsfaktorn för lätta fordon till 17 mg/fkm och till 84 mg/fkm för tunga fordon. Värdet för lätta fordon är högre än den uppskattning som gjorts av amerikanska EPA (1985); de kom fram till 8 mg/fkm. Enligt Garg et al. (2000) är 86 % av slitaget mindre än 10 µm i diameter och 63 % mindre än 2,5 µm. De kunde också konstatera att endast ungefär 35 % av slitaget blir luftburet. Deras mätning är visserligen inte utförda i verklig trafikmiljö utan i laboratorium och är därmed osäkra. Men om man accepterar denna osäkerhet och korregerar siffrorna som Westerlund & Johansson redovisar med hänsyn till att detta får man 5,1 mg/fkm för lätta fordon och 25 mg/fkm för tunga fordon för Stockholms stad (Tabell 2). I CEPMEIP (2002; se <http://www.air.sk/tno/cepmeip/>), som anger emissionsdata för länder i Europa som underlag för EMEP/UNECE, anges 6 mg/fkm för personbilar och 32 mg/fkm för tung lastbil, vilket ligger väl i linje med värdena för Stockholms stad.

Dessa emissionsfaktorer innebär betydligt lägre bidrag till halterna än den emissionsfaktor som skulle behövas för att förklara bidraget från bromsar till PM10-halterna på Hornsgatan i enlighet med beräkningarna som Sternbeck et al. (2004) nyligen redovisade. Sternbeck et al. mätte metallhalterna i partiklar på Hornsgatan och använde multivariata beräkningar för att skatta bidragen till partikelhalterna från olika källor. Koppar och antimon användes som markörer för bromsslitaget. De drog slutsatsen att bromsarna bidrar med 10 µg/m³ till 20 µg/m³ PM10 i gaturum i innerstaden under våren och sommaren. För mätperioden på Hornsgatan fann de att hela 23 % av PM10-halten (motsvarande 8,3 µg/m³) skulle ha orsakats av bromsslitage. För motsvarande period som Sternbeck et al. genomförde sina mätningar på Hornsgatan var det genomsnittliga uppmätta bidraget till NO_x-halterna från trafiken på Hornsgatan ca 130 µg/m³. Med en genomsnittlig emissionsfaktor för NO_x på 1200 mg/fkm erhålls en emissionsfaktor för bromsslitaget på drygt 70 mg/fkm. Detta är mer än 10 gånger högre än uppskattad emissionsfaktor baserad på Westerlund & Johansson (2002). Visserligen är troligen bromsfrekvensen högre på Hornsgatan än genomsnittet för Stockholm men faktorn förefaller ändå väl hög. En del i förklaringen kan ligga i att bromsfaktorn enligt Sternbecks beräkningar är väldigt järnrik (Fe:Cu ca 20:1), och järnet härrör nog inte bara från beläggen utan även från bromsskivan och kanske även andra komponenter i systemet (Sternbeck, pers kommentar). Därmed härrör även en stor del av partikelmassan i bromsfaktorn från andra delar än själva beläggen. Westerlund & Johanssons beräkning avser endast beläggslitaget. Sternbecks beräkningar bygger endast på mätningar av metaller. Eftersom en stor del av partikelmassan är organiskt material, t ex. från fordonsavgaserna en källa som inte kunde detekteras av Sternbeck, kan källfördelningen bli tänkas bli felaktig.

Sternbeck et al. (2004) rapporterar även resultat från multivariata beräkningar av bidragen längs E4 och där är bromsslitagebidraget ca 1 µg/m³ dvs. bidrar väldigt marginellt till PM10-halterna.

5.3 Slitage av däck

Slitaget av däck beror på trafikparametrar såsom körrytm och hastighet, fordonsparametrar såsom fordonstyp samt vägmaterial och meteorologiska parametrar. Däckens egenskaper kan också påverka. Förutom att däcken kan bidra till PM10-halterna kan de innehålla höga halter av polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Så kallade högaromatiska oljor (HA-oljor) används i

däcken som mjukgörare. Idag finns både sommar och vinterdäck utan HA-oljor. Bland däcken med HA-oljor kan sammansättningen skilja sig drastiskt (Larnesjö, 1999). Men det skall observeras att mängden PAH i partiklarna är försumbar om man ser till den totala partikelmassan. Sett ur perspektivet att klara miljö kvalitetsnormerna för PM10 spelar PAH-halterna ingen roll, men ur ett hälsoperspektiv kan de ändå vara viktiga.

Det totala däckslitage ger troligen relativt litet bidrag till PM10-halterna, men det saknas uppgifter för svenska förhållanden. Olika uppgifter förekommer i litteraturen. Mätningar av partikelkoncentrationer och kemisk analys av partiklarna i North Carolina i USA indikerar litet eller inget mätbart bidrag till PM10 emissionerna (Abu-Allaban et al., 2003). I CEPMEIP (2002) anges 3,5 mg/fkm för personbilar och 18,6 mg/fkm för tunga lastbilar. Liknande värden anges i den amerikanska modellen PART5 (5 mg/fkm respektive 22 mg/fkm för personbilar och lastbilar), där man antar att alla däckslitagepartiklar är mindre än 10 µm i diameter.

5.4 Slitage av vägbanor

Vägslitage beror av

- trafikmängd,
- fordonstyp,
- däcktyp (för dubbdäck har typ av dubbar betydelse för slitage)
- vägmateriäl (asfalttyp)
- vägbaneförhållanden såsom vägbanans fuktighet, förekomst av sand, salt, snö och is

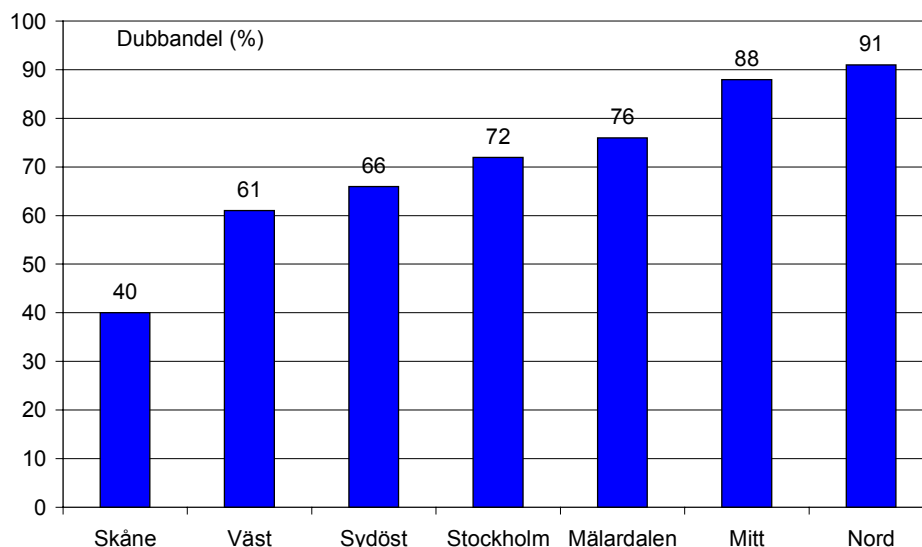
Några av dessa olika faktorerers betydelse diskuteras nedan.

5.4.1 Vägmaterialets betydelse

Mätningar inom ramen för forskningsprojektet ”Weartox” som drivs av VTI och finansieras av Vägverket har visat att olika typer av asfalt ger upphov till väsentligt olika emissioner av PM10. Asfalt med kvartsit ger ca 4 gånger lägre emissioner jämfört med granitbaserad asfalt (Mats Gustafsson, VTI, Linköping, 2004). Dessa mätningar är gjorda med dubbdäck på en provvägsmaskin i laboratorium under torra förhållande. Fältmätningar av emissionerna av PM10 på olika typer av asfalt saknas än så länge.

5.4.2 Dubbdäckens betydelse slitage av vägbanor och PM10

Enligt regelbundna manuella kontroller på olika platser i Stockholm är dubbdäcksandelen lite drygt 70 % under vinterhalvåret (beräkningar utförda av Magnus Brydolf, SLB, 2003). Denna siffra stämmer mycket väl med skattningar som gjorts av däckbranschens informationsråd, se Figur 13. Som framgår av figuren är andelen betydligt högre i norra Sverige, ca 90 % och lägre i södra Sverige, ca 40 %.



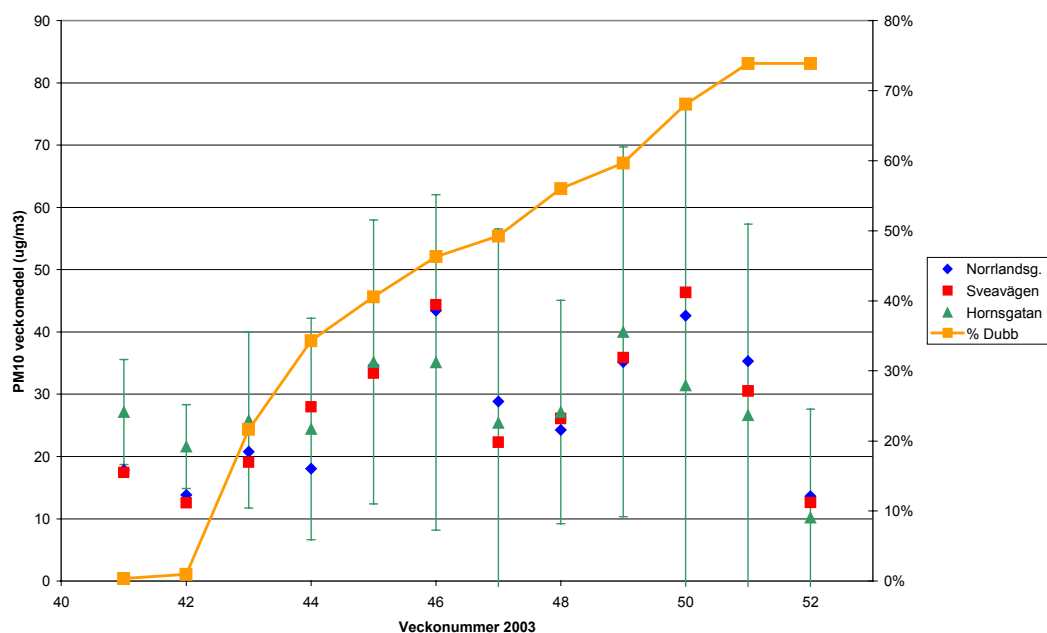
Figur 13. Andel av personbilarna i olika delar av Sverige som hade dubbdäck i februari 2002. Källa Däckbranschens informationsråd, Pontus Grönvall, Slottsgatan 8, Varberg.

Vad säger lagen om dubbdäcksanvändning?

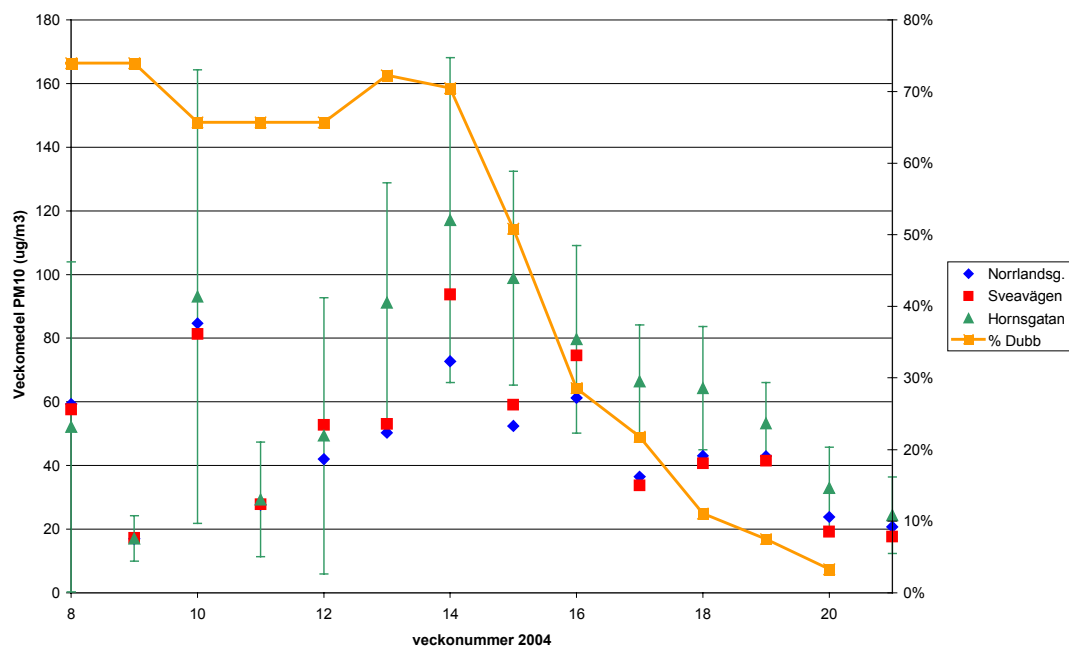
I Sverige gäller sedan 1 december 1999 att vid färd på väg under perioden 1 december - 31 mars ska dubbade eller odubbade vinterdäck eller likvärdig utrustning användas när det är vinterväglag. Kravet gäller för personbil, lätt lastbil och buss med en totalvikt av högst 3,5 ton samt släpvagn som dras av ett sådant fordon. Med vinterdäck i vinterdäcklagen avses vinterdäck såväl med som utan dubbar. Mönsterdjupet ska vara minst 3 mm vid vinterväglag under perioden 1 december till och med 31 mars. Mellan 1 maj och 30 september råder dubbdäcksförbud.

Det specifika dubbslitaget beror av typen av dubbar (Gustafsson, 2003). Det finns ett tydligt samband mellan dubbarnas vikt och vägslitaget. Enligt Norska statens forurensningsinsyn som citeras i Gustafsson (2003), var det genomsnittliga dubbslitaget i form av PM10 i Norge 1997, 300 mg/fkm för lätta fordon och 1500 mg/fkm för tunga fordon (med dubbdäck). Någon motsvarande siffra för Sverige, där alltså slitaget som ger upphov till PM10 beräknats, finns inte. Det totala slitaget ligger på omkring 10 g/fkm (Gustafsson, 2003). Nyligen genomförda mätningar inom ramen för projektet Weartox (Mats Gustafsson, VTI, Linköping) har visat att dubbdäcken ger betydligt mer PM10 emissioner jämfört med icke dubbade däck.

De högsta PM10-halterna i Stockholmområdena uppmäts under vinterhalvåret och det har konstaterats att dubbdäckens slitage av vägbanan är en av de viktigaste orsakerna till dessa höga halter. Under vintersäsongen 2003/2004 har andelen personbilar som har dubbdäck studerats i Stockholms stad varje vecka för att jämföras med uppmätta PM10-halter. Figur 14 visar veckomedelvärden för PM10-halten samt procentandelen dubbdäck på personbilar inom Stockholm stad för hösten 2003 samt Figur 15 motsvarande för våren 2004. Under hösten ökar användningen av dubbdäck med början i oktober för att i slutet på december vara 74 %. Under vintern är dubbanvändningen konstant för att långsamt minska med början under vecka 14. Hur tidigt som de flesta sätter på dubbdäcken beror mycket på väderförhållandena såsom t ex när första ishalkan kommer och när första snön faller. Under milda höstar har en betydligt långsammare ökning av dubbanvändningen observerats. Under hösten 2003 (Figur 14) observerades en ökning av veckomedelvärdena av PM10-halterna i takt med att procentandelen dubbdäck ökade. Under våren (Figur 15) syns även att PM10-halterna minskar när dubbandelen minskar. Under vintern var däremot veckomedelvärdena lägre än under våren och hösten. Det är mycket troligt att de lägre halterna under vintern jämfört med hösten och våren beror på att vägbanan är fuktig under en större del av tiden under vintern.



Figur 14. Veckomedelvärden för PM10 på tre innerstads gator i Stockholm samt procentandel dubbdäck under hösten 2003. De vertikala linjerna motsvarar standardavvikelsen för Hornsgatan.

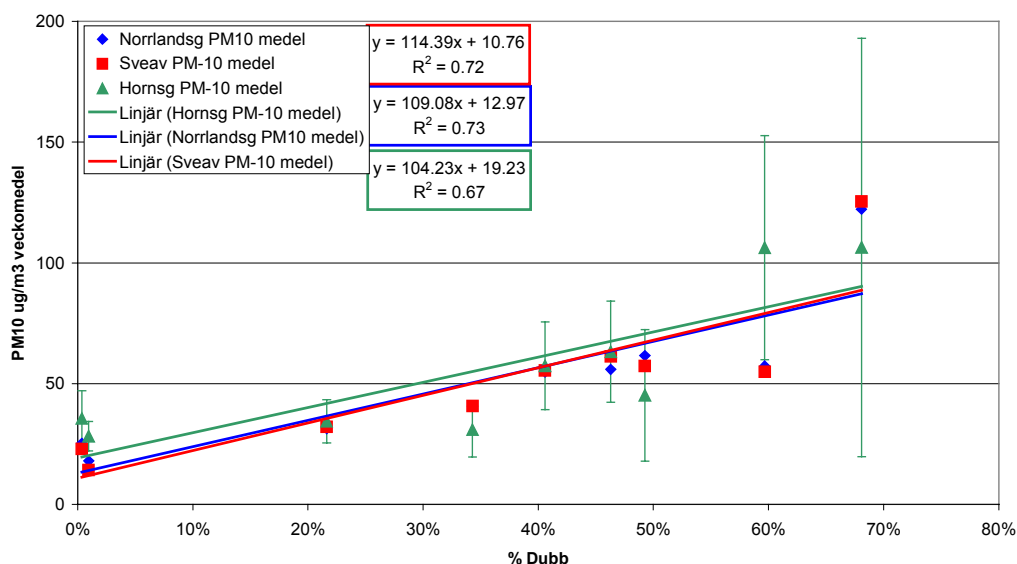


Figur 15. Veckomedel för PM10 på tre innerstads gator i Stockholm samt procentandel dubbdäck under våren 2004. De vertikala linjerna motsvarar standardavvikelsen för Hornsgatan.

För att studera emissionerna av PM10 från slitaget av vägbanan är det viktigt att minimera influensen av andra faktorer. Endast timmarna 7-18 vardagar har studerats och alla timmar med fuktig vägbanan har uteslutits samt även timmar med ofördelaktig vindriktning. Med ofördelaktig vindriktning menas vindriktning som för ner luft från taknivå till mätstationerna samtidigt som

influensen av trafiken på gatan är som minst. Varje timmedelvärde har korrigerats med motsvarande PM10-halt från taknivå för att enbart bidraget till halterna från trafiken längs respektive gata ska påverka halterna. Även sandning kan ha effekt på PM10-halterna. Under hösten 2003 utfördes ingen sandning i Stockholms innerstad förrän första snön föll i början av december. Därför har endast timmar från hösten 2003 innan sandningen startade tagits med. Utifrån dessa timmar har sedan ett medelvärde per vecka beräknats. Förhållandet mellan procentandelen dubbdäck och veckomedelvärden av PM10-halterna för hösten 2003 visas i Figur 16. Resultaten visar på en linjär ökning av PM10-halterna samtidigt med en ökning av dubbanvändningen. Samtliga gator uppvisar stora likheter med varandra med en ökning av PM10-halterna med lite drygt $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ per 10 procentig ökning av dubbdäcksandelen under tillfällena med torr vägbanan dagtid. Utifrån denna typ av studie går det däremot inte att avgöra hur stor del av PM10-halterna som härstammar från direktmissioner från vägslitaget av dubbdäcken eller hur stor del som beror på resuspension av tidigare producerat vägdamm. Motsvarande resultat från våren 2004 redovisas i Figur 17. Under vintern och under en stor del av våren har vägbanan sandats vilket kan ha effekt på PM10-emissionerna från vägbanan. Norrlandsgatan är inte med i studien då den behandlades med CMA⁴ lösning under våren 2004.

Trots sandningen uppvisar Sveavägen ungefär motsvarande samband som observerades under hösten. Däremot uppvisar data från Hornsgatan ett kraftigare samband mellan PM10-halterna och dubbdäcksandelen under våren jämfört med hösten. På våren minskade PM10-halterna med nästan $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ per 10 procentenheters minskning av dubbandelen och på hösten var ökningen i PM-halt $11\mu\text{g}/\text{m}^3$ per 10 procentenheters ökning av dubbandelen. Med undantag av den högsta dubbandelen under hösten är även spridningen av PM10-halterna större under våren på Hornsgatan. Den större spridningen och det starkare sambandet under våren skulle kunna vara orsakat av att det sker och har skett sandning av vägbanan. En annan förklaring skulle kunna vara att egenskaperna hos vägbanorna skiljer under våren och hösten. Slitaget av vägbanorna skulle kunna vara större under våren, efter vinterns omfattade dubbdäcksanvändning och saltande/sandande.



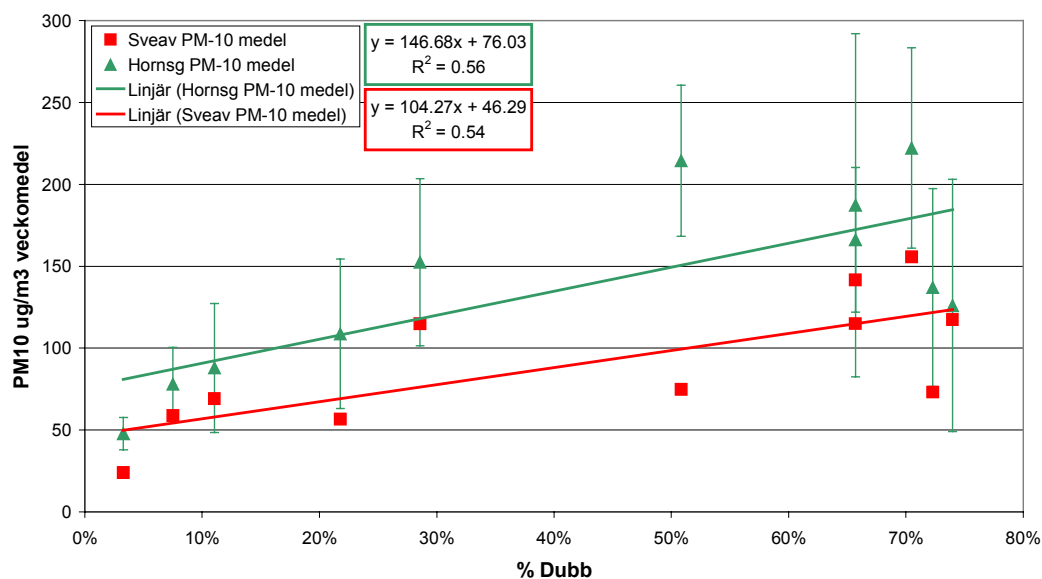
Figur 16. Uppmätta veckomedelvärden för PM10 på tre innerstads gator i Stockholm mot procentandel dubbdäck hos personbilar för hösten 2003. De vertikala linjerna avser standardavvikelsen för Hornsgatan.

⁴ CMA=Kalciummagnesiumacetat. Används för att hålla vägbanan fuktig så att uppvirvlingen och direktmissionen till luften minskar. Se längre fram i rapporten samt Bilaga 1.

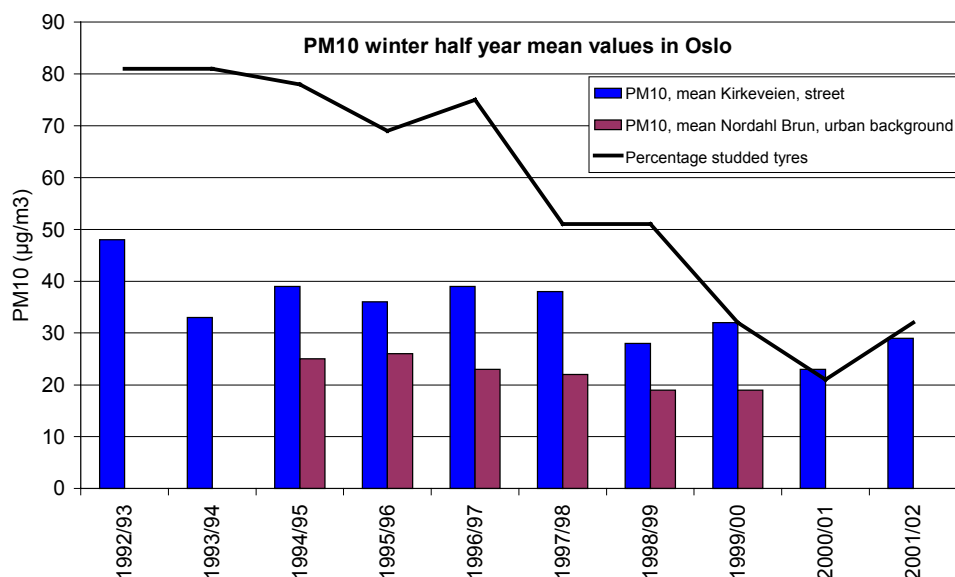
Studien visar alltså att PM10-halterna beror i stort sett linjärt av dubbdäcksanvändningen och att halterna i Stockholms stad förändras med ungefär $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per 10 procentenheters förändring i dubbandelen för torra förhållanden dagtid på osandad vägbana. Den stora spridningen inom dataseten orsakas förmodligen av varierande meteorologiska förhållanden under mätperioden såsom luftomblandning och vindriktning. Om man ser till medelhalten av PM10 under en hel dubbdäckssäsong blir påverkan på PM10-halten på grund av dubbdäcksanvändning betydligt mindre eftersom det inte är torrt hela säsongen. Hur stor effekt som en viss minskad dubbdäcksandel skulle ha för årsmedelvärdet beror på de meteorologiska förhållandena under året (se vidare nedan).

5.4.2.1 Internationell dubbdäcksanvändning

Det är bara i de skandinaviska länderna som dubbdäck används mer utbrett. I Nord Amerika, Canada, Tyskland, Frankrike och Japan råder generellt förbud mot användning av dubbdäck. I Schweiz och Österrike råder förbud mot dubbdäcksanvändning på motorvägar. I flera norska städer (Oslo, Bergen, Drammen och Trondheim) har restriktioner mot dubbdäcksanvändning införts under olika perioder. I Japan minskade användandet av dubbade vinterdäck kraftigt efter att förbud mot dubbdäck införts (WSP, PM 2003). När Oslo införde en ”piggdecksavgift” på 1000 kr per vinter 1999 minskade dubbdäcksanvändningen från 90 % till 20 % av personbilarna. Samtidigt minskade PM10-halten från 40 till $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 18).



Figur 17. Uppmätta veckomedelvärden för PM10-halten på två innerstads gator i Stockholm mot procentandel dubbdäck hos personbilar för våren 2004. De vertikala linjerna avser standardavvikelsen för Hornsgatan.



Figur 18. Andelen av fordonsparken i Oslo med dubbdäck samt vinterhalvårsmedelvärden av PM10-halterna på två plaster.

5.4.3 Betydelse av sandning och saltning för vägbaneslitage

Laboratorieförsök med hjälp av provvägsmaskiner, dels utförda av VTI, Linköping inom ramen för projektet Weartox, dels utförda på motsvarande sätt i Finland (Kupiainen et al., 2002), visar att PM10-emissionerna tenderar att öka då sand sprids på vägbanan. Försöken av Kupiainen et al., (2002) indikerar att PM10-emissionerna ökar både på grund av malning av sanden och på grund av att vägbanematerialet slits (och mals) effektivare med sanden närvarande – en slags ”sandpapperseffekt”. Men mätningarna i provvägsmaskinerna är inte helt lätta att överföra till förhållandena i verklig vägmiljö. Sanden som läggs på provvägbanan ligger inte kvar utan tenderar att förskjutas mot kanterna. I verkligheten läggs sand på under snöiga/fuktiga förhållanden.

Mätningar med spårsand i verklig vägmiljö i England har visat att redan efter ett fåtal fordonspassager har en stor del av partiklarna på vägbanan försvunnit. Mätningar längs vägar i Idaho USA Idaho har visat att sandning av torr vägbanan ökar PM10 emissionerna från vägen med upp till 75 % efter under en period av ca 2,5 timmar. Men effekten kvarstod bara under närmaste 8 timmarna (Kuhns et al. 2003), se vidare nedan.

På lite längre sikt kan salt öka vägslitage huvudsakligen genom att saltet inklusive tillsatserna förstör asfaltens bindemedel och att kraftiga temperaturförändringar orsakar söndersprängning av stenen i vägbanan. Det är oklart hur väl detta undersökts. På kort sikt (timmar) kan salt minska PM10-emissionerna genom att binda partiklarna på vägbanan (se vidare nedan under dammbindning). När saltet torkar kan det damma och därmed bidra till PM10-halterna. Denna effekt var dock mycket liten vid mätningarna längs motorvägen där natriumklorid appliceras (se under källreceptorberäkningar nedan). Uppgifter om betydelsen av saltets effekt för PM10 emissionerna på grund av ökat slitage saknas.

5.5 Resuspension

Av den totala mängden partikulärt material som ackumulerats och deponerats på vägbanorna är det bara en liten del som bidrar till halterna av PM₁₀ i luften. Larsen (1991) har grovt uppskattat

att ca 0,1 % av den totala partikelmassan är PM10 som kan virvla upp i luften. De faktorer som påverkar uppvirvlingen är

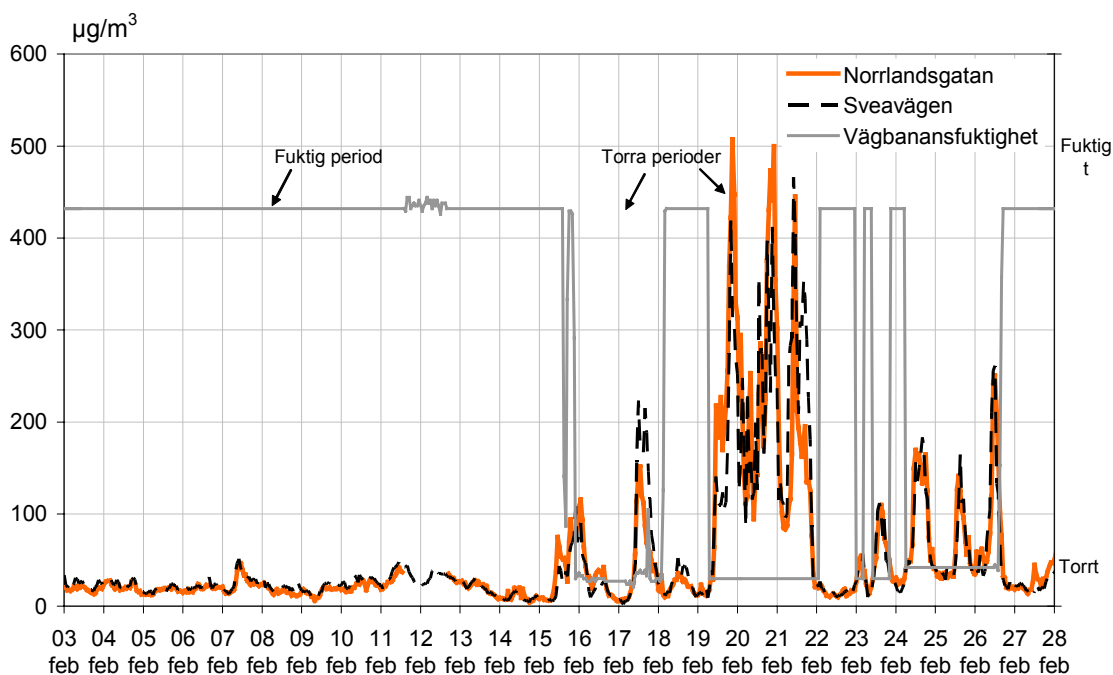
- trafikförhållandena (fordonshastighet och fordonssammansättning)
- vägbaneförhållanden (fuktighet, vägmateriäl, förekomst av sand och salt)
- vindförhållanden (vindhastighet och vindriktning)

5.5.1 Vägbanans fuktighet

Vägbanans fuktighet påverkar både mängden partiklar som virvlar upp och slitaget av vägbanan. Fuktighet tillförs via nederbörd och via luften (kondens). Relativa luftfuktigheten, sandmängden på vägbanan (som binder fuktighet) och salthalten samt typ av salt påverkar hur mycket vatten som tas upp från luften. Vatten bortförs via avdunstning och via avrinning. Avdunstningen påverkas av solinstrålningen, vägbanematerialet, vindhastigheten, vindriktningen (i förhållande till gatans riktning) samt fordonsflödet och typen av fordon. Avrinningen beror på vägbanans lutning, spår, sprickor och vägytans beskaffenhet.

Figur 19 visar tydligt att PM10-halterna på Norrlandsgatan och Sveavägen är kraftigt beroende av vägbanans fuktighet. I detta fall mättes fuktigheten med en enkel resistansmätning mitt i vägbanan på Norrlandsgatan. Eftersom Norrlandsgatan och Sveavägen har samma riktning i förhållande till vind och solinstrålning så är troligen vägbanans fuktighetsförhållanden ungefär desamma.

Figur 19 visar att när vägbanan är torr ökar halterna kraftigt jämfört med fuktig vägbanan. Under perioden 20 till 22 februari var halterna extremt höga på både Norrlandsgatan och Sveavägen. Som framgår av figuren föregicks denna period av en lång period (3 – 16 februari) med våt vägbanan. Under den våta perioden kan slitaget ha fortgått och partiklar kan ha ackumulerats längs vägarna. När det sedan blev torrt virvlade dessa partiklar upp. Under 21 – 22 februari var timmedelvärdena på Hornsgatan som högst mellan 800 och 900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och på Norrlandsgatan och Sveavägen noterades mellan 400 och 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Luftfuktigheten var också extremt låg; ner mot 30 % noterades på Norrlandsgatan – normala värden är 60 – 80 %.



Figur 19. Betydelsen av vägbanans fuktighet för PM10-halterna. Mätningar på Norrlandsgatan och Sveavägen i Stockholm under 2003.

5.5.2 Fordonshastighet, tung trafikandel

Fordonens hastighet har stor betydelse för omfattningen av turbulensen som fordonen ger upphov till vilket under vissa förhållanden sannolikt påverkar uppvirvlingen av partiklar. Högre hastighet innebär kraftigare turbulens. Likaså påverkas turbulensen av storleken och utformningen av fordonen. Lastbilar och bussar ger upphov till betydligt kraftigare turbulens jämfört med personbilar.

Undersökningar av VTI (Linköping, Torbjörn Jacobson) visar att vägbaneslitaget ökar då körhastigheten ökar. Slitageförändringen beror på typen av vägbeläggning och troligen också dubbdäcksandelen. Eftersom man kan anta att ökat slitage av vägbanan ger ökade emissioner av PM10 så bör ökad fordonshastighet leda till högre emissionsfaktor både på grund av ökat slitage och via ökad turbulens. Men det saknas fältmätningar som kan styrka detta och bidra med kvantitativa relationer, speciellt om man ser till förhållandena i Norden där vi har omfattande användning av dubbdäck. Resultat från mätningar inom Weartox-projektet (mätningar av PM10-halter rum med i provvägsmaskin) antyder att PM10-emissionerna ökar med en faktor 2,5 när hastigheten ökar från 30 till 50 km/h och med en faktor 4 om hastigheten ökar från 30 till 70 km/h (Mats Gustafsson, VTI, Linköping). Dessa värden gäller för dubbdäck på en kvartsitbeläggning under torra, osandade förhållanden. Man kan tänka sig att förhållandet mellan PM10-emission och fordonshastighet ser annorlunda ut om vägarna är sandade och att det är stor skillnad i hastighetsberoende mellan dubbade och odubbade däck.

5.5.2.1 Studier i andra länder

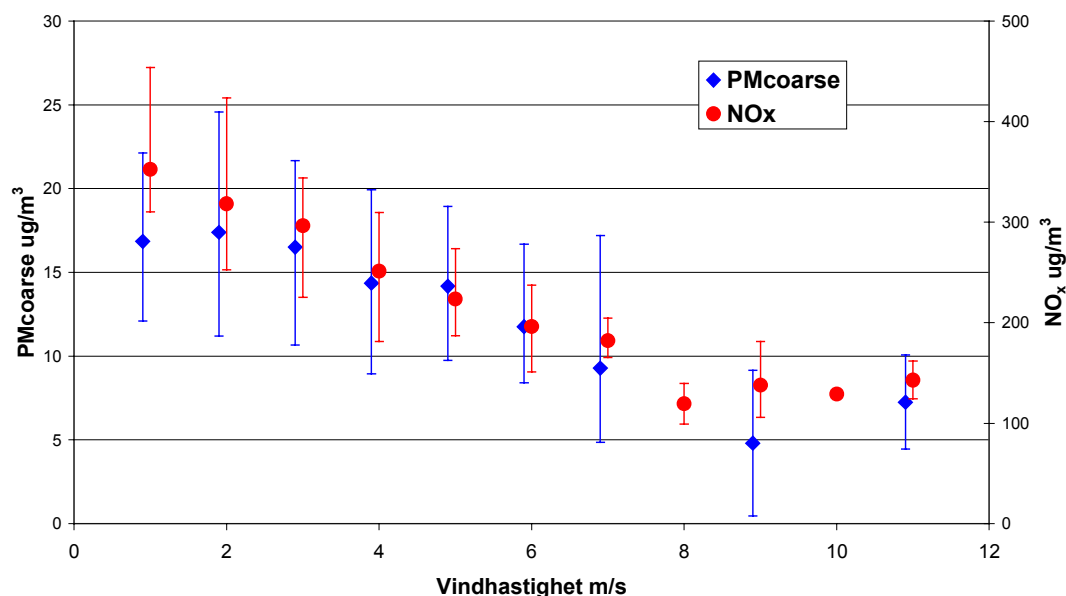
I Oslo diskuteras permanent reduktion av hastigheterna på större vägar och motorvägar som ett sätt att minska uppvirvlingen av partiklar. I Norska Miljöhåndboken (TØJ, 2000) sägs att slitaget av vägbanan vid användning av dubbdäck är avhängigt av ”slagstyrkan” från dubbarna, vilket bland annat påverkas av bilens hastighet. Men något kvantitativt samband ges ej.

I andra studier som diskuteras nedan används inte dubbdäck så de är troligen inte representativa för förhållandena under vintersäsongen i Stockholm. Countess et al. (2001) presenterar flera olika mätningar som ger varierande samband mellan emissionsfaktor och fordonshastighet för både asfalterade och icke asfalterade vägar i USA. Lohmeyer et al. (2004) kunde inte se några signifikanta samband mellan emissioner från uppvirvling och fordonshastighet i Tyskland. Mätningar av potentiell PM10-emission med fordon längs vägar i Idaho (USA) av Etyemezian et al. (2003a) har visat på ett linjärt samband mellan fordonshastighet och emissionsfaktorn för PM₁₀. Men dessa mätningar gjordes inom ett litet hastighetsintervall (5-20 km/timme) på icke asfalterade vägar. Andra mätningar av samma forskargrupp på belagda vägar visar att emissionspotentialen för vägar med hög hastighet är lägre än för vägar med låg hastighet (Kuhns et al., 2003). Det kan vara svårt att utvärdera dessa data som oftast egentligen bygger på koncentrationsmätningar och därmed är beroende av utspädningen. Då högre hastighet också ökar turbulensen ökar också utspädningen med hastigheten och detta kan eventuellt kompensera för eventuellt ökad emission i dessa studier. Se vidare diskussion nedan under kapitel 8 Utveckling av spridningsmodell.

5.5.3 Vindhastighetens betydelse

Vindens turbulens kan orsaka uppvirvling av partiklar från vägbanor och annan icke bebyggd mark i staden. I vårt fall är vi enbart intresserade av hur vindhastigheten kan tänkas påverka uppvirvlingen av partiklar längs vägbanorna. På Hornsgatan har vindhastigheten jämförts med den observerade halten av grova partikelfraktionerna, PM10 minus PM2.5, för att studera eventuell resuspension av partiklar från vägbanan. För att minimera influensen från dubbdäck har endast mätvärden för juni-september 2003 tagits med. Dessutom har timmar med fuktig vägbanor och fel vindriktning uteslutits. Resultaten Figur 20 visar att mängden dammpartiklar minskar med en ökande vindhastighet från 1 till 9 m/s. Orsaken till de avtagande halterna med ökande vindhastigheter är en ökad utspädning av luften inom gaturummet. Detta bekräftas av att

även NO_x för motsvarande period på Hornsgatan uppvisar samma avtagande koncentrationer med ökande vindhastigheter, Figur 20. En liten antydning till resuspension skulle kunna vara att halterna ökar något när vindhastigheten når upp mot 11 m/s. Men vid lägre vindhastigheter är det uppenbarligen fordonens turbulens som är viktigast för uppvirvlingen av grova partiklar.

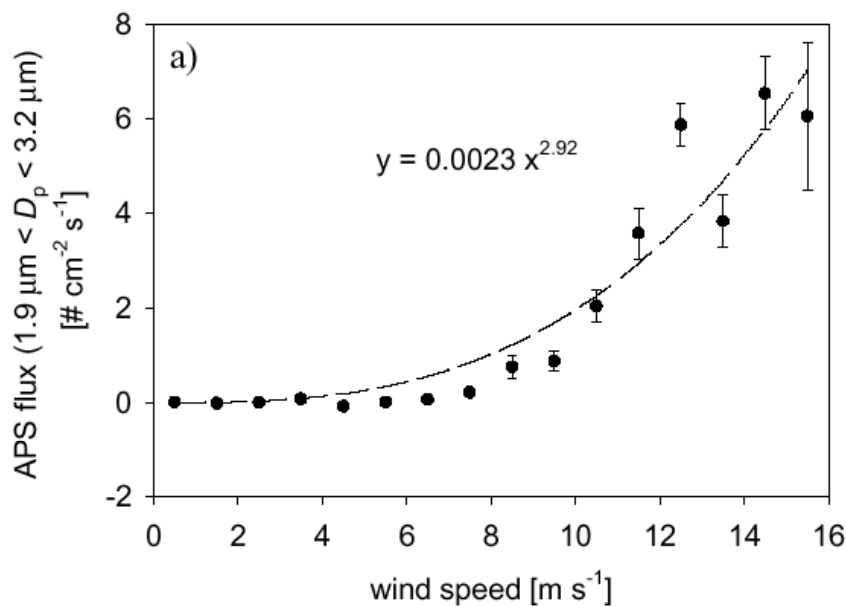


Figur 20. Median värden för uppmätta halter av NO_x och grova partiklar (PM10-PM2.5) på Hornsgatan under sommaren 2003. Endast timmar med torr vägbana finns med. De vertikala linjerna representerar 25 och 75 percentilerna för mätdata.

5.5.3.1 Studier i andra länder

Förhållandet att vinden bidrar till att partiklar virvlar upp från marken har studerats sedan länge av många forskargrupper. Modeller för att beskriva detta diskuteras rent allmänt för både bebyggd och obebyggd mark av Countess et al. (2001). Våra data skiljer sig något från Harrison et al. (1997; samt opublicerade data) som har analyserat effekten av vindhastigheten för halterna av grova partiklar i Birmingham och London. Man har funnit att det finns en tendens att halterna ökar med vindhastigheten för vindhastigheter över ca 5-6 m/s. För lägre vindhastigheter än 5-6 m/s ökar också halterna vilket skulle kunna bero på minskad utspädning. Tyvärr har man inte samtidiga data för NO_x för att avgöra inverkan på utspädningen på grund av förändringen i vindhastighet.

Resultaten kan också jämföras med mätningar av partikelflöden som gjorts i Edinburgh av Nemitz et al. (2000). Observera att man alltså mätt flödet (emissionen) av partiklar och inte halterna. De visade att vindens inverkan på partikelflödet är liten vid normala vindhastigheter men kan spela stor roll vid vindhastigheter över 8 m/s (Figur 21). Även om deras studie avser betydligt mindre partiklar så ligger resultaten ganska väl i linje med observationerna vi gör i Stockholm att vinden har liten inverkan vid normala vindhastigheter.



Figur 21. Vindhastighetens inverkan på flödet av partiklar i Edinburgh (Nemitz et al. 2000).

5.6 Sammanfattande jämförelse av olika emissionsfaktorer

I Tabell 2 jämförs de olika emissionsfaktorerna för avgaser, bromsslitage, däckslitage och vägbaneslitage. Den totala emissionsfaktorn för PM10 på Hornsgatan har uppskattats med hjälp av modellering och användande av NOx som spårämne. Genom att korrigera detta värde för olika fordonstyper och vägtyper har emissionsfaktorer lagts in i emissionsdatabasen för Stockholms och Uppsala län. Den genomsnittliga totala emissionsfaktorn för Stockholms stad blir 244 mg/fkm. Denna inkluderar alla emissioner; avgaser, bromsar, däck och vägslitage. Spridningsberäkningar av årsmedelvärden av PM10 för hela Stockholmsregionen baserade på denna emissionsdatabas ger bra överensstämmelse med uppmätta halter. Detta indikerar att emissionsfaktorerna är korrekta.

Den totala emissionsfaktorn för avgasemissionerna var 19,5 mg/fkm för Stockholms stad 2003. För bromsslitaget erhöles 6,2 mg/fkm. Om man slutligen antar att däcksslitaget är 4,3 mg/fkm enligt data i CEPMEIP så betyder detta att uppvirvlingen av partiklar under torra förhållanden och direktmissionen på grund av vägslitaget står för största delen av de totala emissionerna, det vill säga $244 - 19,5 - 6,2 - 4,3 = 214$ mg/fkm, vilket motsvarar 88 % av den totala emissionsfaktorn. Avgasemissionerna utgör alltså ca 8 % medan bromsar och däck utgör 2,5 % respektive 1,8 % av den totala emissionsfaktorn för PM10. Andelen av de 214 mg/fkm som är uppvirvling respektive direktmission på grund av vägslitage kan antas bero på meteorologiska förhållanden under året, speciellt under våren då de största emissionerna sker. Torra år sker relativt lite ackumulation längs vägarna av slitagepartiklar vilket minskar andelen som emitteras via uppvirvling och ökar direktmissionerna av slitagepartiklar.

Klart är att dubbdäcken ger ett betydande bidrag till det totala vägslitaget. Enligt mätningarna i provvägsmaskinen inom ramen för Weartox (på torr vägbana) ger dubbdäck 30 gånger högre emissioner än icke dubbade vinterdäck (friktionsdäck) på samma vägbana (ABT beläggning). Men samtidigt indikerade mätningarna inom Weartox att vid 15 km/h på tvättad stenkross ger dubbdäck 3-10 ggr högre PM10-emissioner (egentligen maxhalter i provrummet) och på otvättad natursand 1,5-2 ggr högre emissioner (Mats Gustafsson, VTI november, 2004). Dubbdäcken ger alltså mellan 1,5 och 30 gånger högre PM10-emissioner jämfört med friktionsdäck vid torra förhållanden på sandade och osandade vägar.

En del av uppvirvlingen och vägslitage orsakas av tunga fordon. Om man antar att 20 % av de 214 mg/fkm (43 mg/fkm) beror på tunga fordon skulle detta betyda att dubbdäcken (på lätta fordon) kan stå för mellan 50 % och 77 % av emissionsfaktorn för direktmission på grund av vägslitage, dvs. mellan 100 mg/fkm och 170 mg/fkm. Detta motsvarar mellan 40 % och 70 % av den totala emissionsfaktorn (244 mg/fkm). Detta är alltså räknat som om vägbanan vore torr hela tiden. Under en säsong varierar vägbanans fuktighet drastiskt. Men även under fuktiga förhållanden är sannolikt slitaget som dubbdäcken orsakar betydligt större än slitaget som friktionsdäcken orsakar, vilket betyder att när vägbanan torkar upp orsakas de uppvirvlade partiklarna som ackumulerats under de fuktiga förhållandena främst av dubbdäcken. Om man därmed tog bort dubbdäcken helt skulle emissionsfaktorn sjunka från 244 mg/fkm till mellan 80 och 140 mg/fkm, vilket skulle betyda kraftigt reducerade halter längs gatorna.

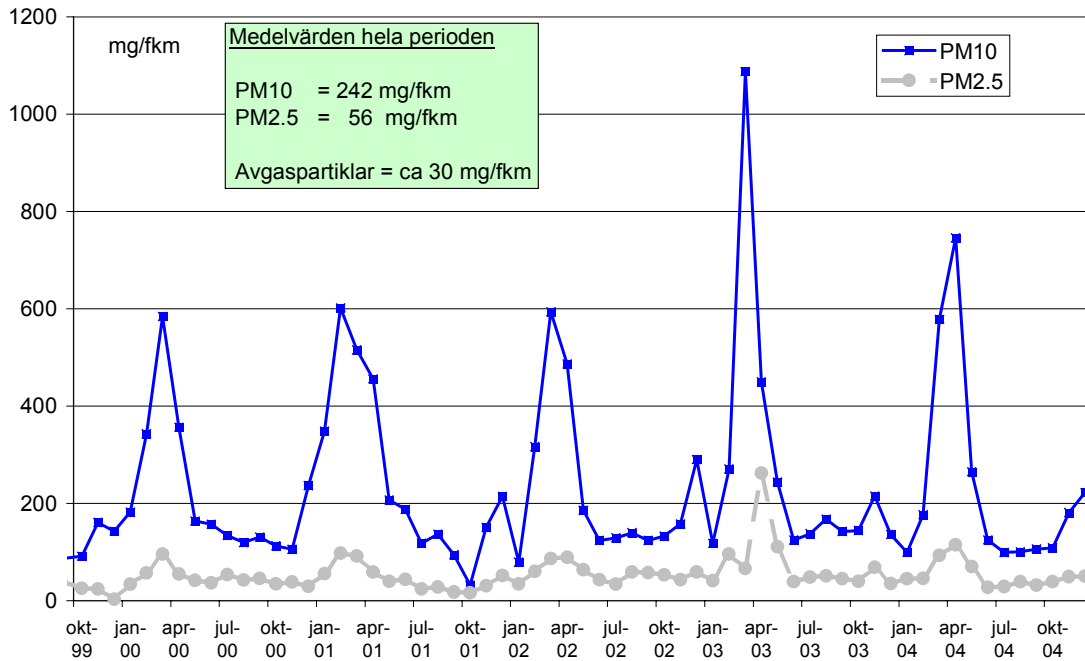
Även om den genomsnittliga totala emissionsfaktorn nog stämmer väldigt bra finns relativt stora osäkerheter i skattningarna av de enskilda bidragen från bromsar och däck. Sternbecks et al. (2004) beräkningar tyder på att bromsbidraget skulle kunna vara större. Däcksfaktorn kommer inte från data i Stockholm och kanske inte är speciellt representativ med tanke på dels den stora andelen dubbdäck, dels att vägbanorna sandas och saltas på ett sätt som inte är normalt i övriga Europa. Avgasemissionsfaktorn är nog mindre osäker. Relativa betydelsen av dubbdäck kontra friktionsdäck är osäker eftersom den bygger på extrapoleringar från försök i laboratoriemiljö.

Tabell 2. Jämförelse av emissionsfaktorer för Stockholms stad år 2003 (mg per fordonskilometer). Avser PM10.

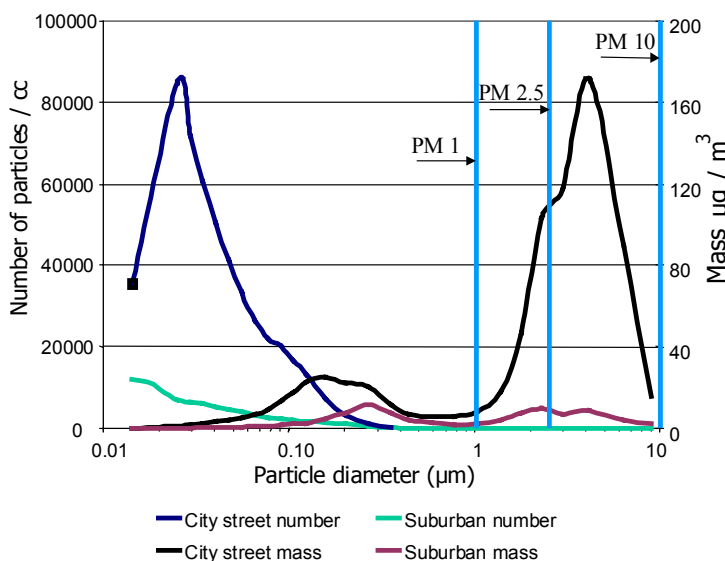
Källa	Lätta fordon	Tunga fordon	Totalt	Anmärkning
Avgaser	15,3	94,3	19,5	Emission databasen
Bromsslitage	5,1	25,3	6,2	Baserat på Westerlund & Johansson (2002) med antagande att 35 % av totala slitaget blir luftburet enligt Garg et al. (2000)
Däcksslitage	3,5	18,6	4,3	CEPMEIP (2002)
Total emissionsfaktor exklusive vägslitage/uppvirvling	23,9	138,2	30,1	Summan av avgaser, däck- och bromsslitage
Emissionsdatabasens årsmedelvärde			244	Baseras på invers modellering på Hornsgatan extrapolerad till hela Stockholm
Resuspension och direktmission från vägslitage			214	Skillnaden mellan den totala och den faktor som erhålls från emissionsdatabasen (som bygger på mätningar)

Av Figur 22 framgår att den totala emissionsfaktorn för PM10 varierar kraftigt under året. Den högsta emissionsfaktorn uppmäts under våren och uppgår då till mellan 500 och 1000 mg/fkm räknat som ett genomsnitt under en månad. Under juli till oktober ligger emissionsfaktorn på omkring 100 mg/fkm. Den genomsnittliga emissionsfaktorn för PM10 de 3 åren som presenteras i Figur 22 är 242 mg/fkm och gäller för Hornsgatan. Värdet är beräknat genom att

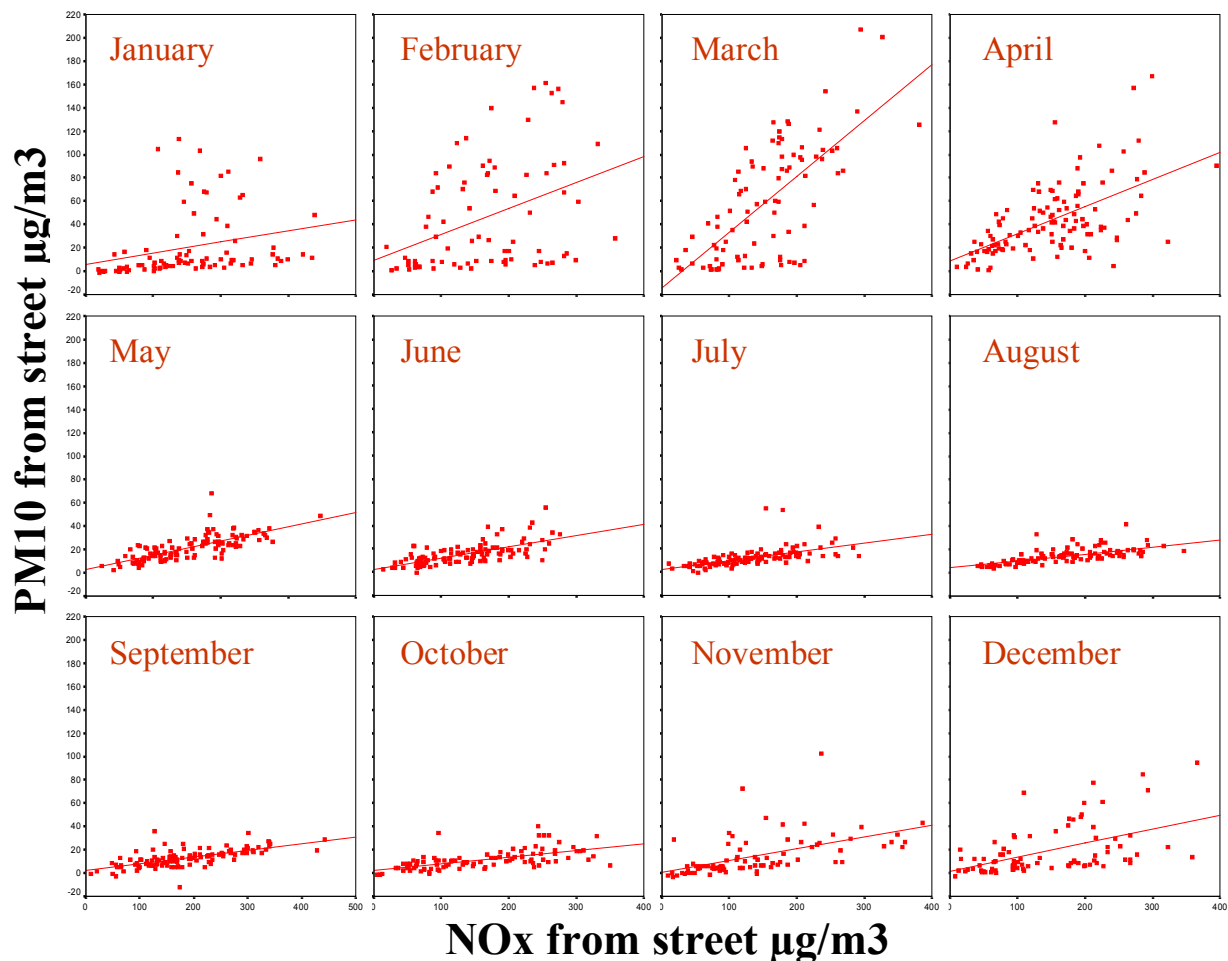
använda NO_x-halterna och en känd emissionsfaktor för NO_x. Detta kan jämföras med den genomsnittliga emissionsfaktorn för avgaspartiklar på ca 30 mg/fkm för Hornsgatan. Även emissionsfaktorn för PM_{2.5} är betydligt högre (56 mg/fkm) än värdet för avgasemissionerna, vilket indikerar att även partiklar mindre än 2,5 µm innefattar andra källor än avgaser. Detta framgår också av Figur 23, som visar partikelstorleksfördelningen av antalet och massan partiklar i Stockholm under våren. En betydande andel av PM_{2.5} fraktionen är större än 1 µm och denna del är troligen till största delen annat än avgaspartiklar. Avgaspartiklarna dominerar helt antalet partiklar och de flesta är ca 20 nm.



Figur 22. Totala emissionsfaktorer för Hornsgatan uppskattade genom att använda NO_x som spårämne. Blå heldragen linje anger månadsmedelvärden för PM10 och den grå streckade linjen anger månadsmedelvärden för PM2.5. De genomsnittliga emissionsfaktorerna för hela denna period oktober 1999 - dec. 2004 framgår av rutan. Både PM10 och PM2.5 värdena baseras på mätningar med TEOM och har korrigerats med en faktor 1,2. Emissionsfaktorn för avgaspartiklar gäller för Hornsgatan och är beräknad från Luftvårdsförbundets i Stockholms & Uppsala läns emissionsdatabas.



Figur 23. Partikelstorleksfördelning av antalet och massan partiklar i Stockholm under våren. Blå linje: antalsfördelning, Hornsgatan; svart: massfördelning, Hornsgatan; grön: antalsfördelning i villaområde i södra Stockholm; Brun: massfördelning i villaområde i södra Stockholm.



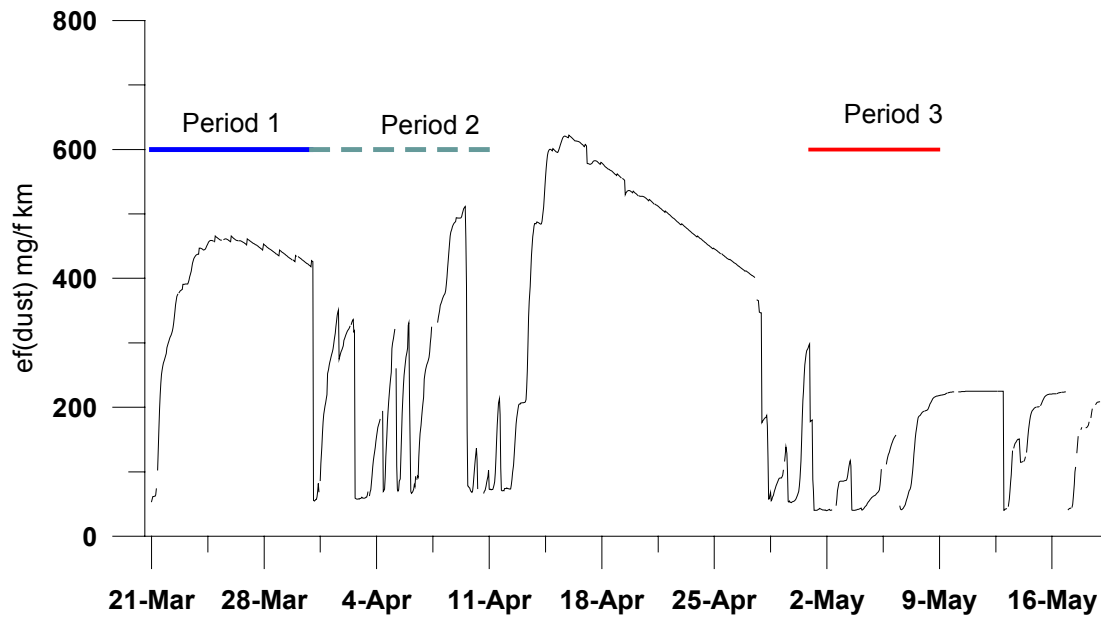
Figur 24. Korrelationen mellan PM10-halter och NOx-halter på Hornsgatan under olika årstider. Halterna avser endast bidraget från trafiken på Hornsgatan (det vill säga bakgrundshalterna i taknivå har dragits ifrån). För varje månad plottas dygnsmedelvärdena av halterna för flera år.

Figur 24 bekräftar slutsatserna som dras från Figur 22 och visar tydligt vilka månader under året som icke avgaspartiklarna spelar stor roll för PM10-halterna. I denna figur har PM10-halterna beräknade som skillnaden mellan halten uppmätt i gatunivå och i taknivå (det vill säga gatans eget bidrag) plottats mot motsvarande NOx-halter. Eftersom NOx-halterna är ett direkt mått på avgasemissionerna skall PM10-halterna vara direkt linjärt relaterade till NOx om PM10 vore avgasemissioner. Även bromsslitage och däckslitage bör korrelera med avgasemissionerna under alla årets månader. Men avvikelserna från NOx är störst under februari t o m april. Detta beror på att vägbanorna torkar upp och resuspension och vägbaneslitage maximeras under denna period.

Det är intressant att konstatera att PM10 modellen ger följande värden för året 2000: Uppvirvling 205 mg/fkm och direkta emissioner(från avgaser, fordonsslitage bromsar och däck samt beläggningsslitage) 36 mg/fkm det vill säga summa 241 mg/fkm vilket stämmer väl med

siffrorna i Tabell 2. Detta är egentligen inte konstigt eftersom modellen är ”kalibrerad” mot data från Hornsgatan.

Figur 25 visar beräknade totala emissionsfaktorer för PM10 under mätperioden vid Vallstanäs. Beräkningarna är genomförda med modellen som presenteras nedan. Precis som för Hornsgatan är värdena högst under mars – april. Men eftersom variationerna är så stora beroende på vägbaneförhållandena så är det omöjligt att jämföra värdena med Hornsgatan. Man skulle kunna tänka sig att värdena för torra förhållanden längs motorvägen borde vara betydligt högre än för Hornsgatan eftersom hastigheterna är betydligt högre längs motorvägen.



Figur 25. Beräknade totala emissionsfaktorer för PM10 (mg/fkm) för Vallstanäs. Avser år 2003 då även mätningarna genomfördes.

6 Olika åtgärders betydelse för PM10-halterna

I detta avsnitt presenteras resultat från mätningar av PM10-halter av effekterna av tre olika åtgärder:

- Spolning av vägren och mittremsa längs motorväg
- Intensifierad renhållning av vägarna genom frekvent sopning
- Spridning av dammbindande lösning

Syftet med spolningsförsöket var att se om PM10-halterna påverkas av den depå av vägdamm som ansamlas vid sidan av vägen, tex. invid trottoarer på innerstadsgatorna, i vägrenar och mittremsa på motorvägar. Denna depå skulle kunna bidra till de uppmätta PM10-halterna i luften, via uppvirvling på grund av turbulens från fordon eller vid hög vindhastighet. Under våren 2004 genomfördes ett test med syfte att belysa betydelsen för PM10-halterna av depån av vägdamm i vägrenen längs motorvägen vid Vallstanäs. Motsvarande studie har dock inte utförts i innerstaden.

Syftet med den intensifierade renhållningen var att se om PM10-halterna kan sänkas genom mer frekvent sopning av vägarna. För detta användes de renhållningsmaskiner som normalt används i innerstaden respektive längs motorvägarna. Det sista försöket med dammbindning syftade till att se effekterna på PM10-halterna av spridning av dammbindande lösning under våren då PM10-halterna är som högst i samband med torra vägbanor. Tester med renhållning och tester med dammbindning genomfördes både i innerstaden och längs motorvägen.

Försöken är genomförda i samarbete mellan SLB (Miljöförvaltningen i Stockholm), Gatu- och fastighetskontoret, Norrmalms stadsdelsförvaltning samt Vägverket region Stockholm. SMHI bidrog med meteorologiska prognoser avseende nederbörd, molnighet, vindhastighet och vindriktning för planering av exakt tidpunkt av försökens genomförande.

Entreprenörer som deltagit är

- Nyfam AB har deltagit som leverantör av kalcium magnesium acetat (CMA), kunskap om detta ämne och appliceringen på gatorna
- Mandresa AB för sopning av Norrlandsgatan med omnejd
- Stockholm Entreprenad AB för spridning av CMA
- Vägverket Produktion AB bland annat för spolning av vägrenar längs motorvägen.

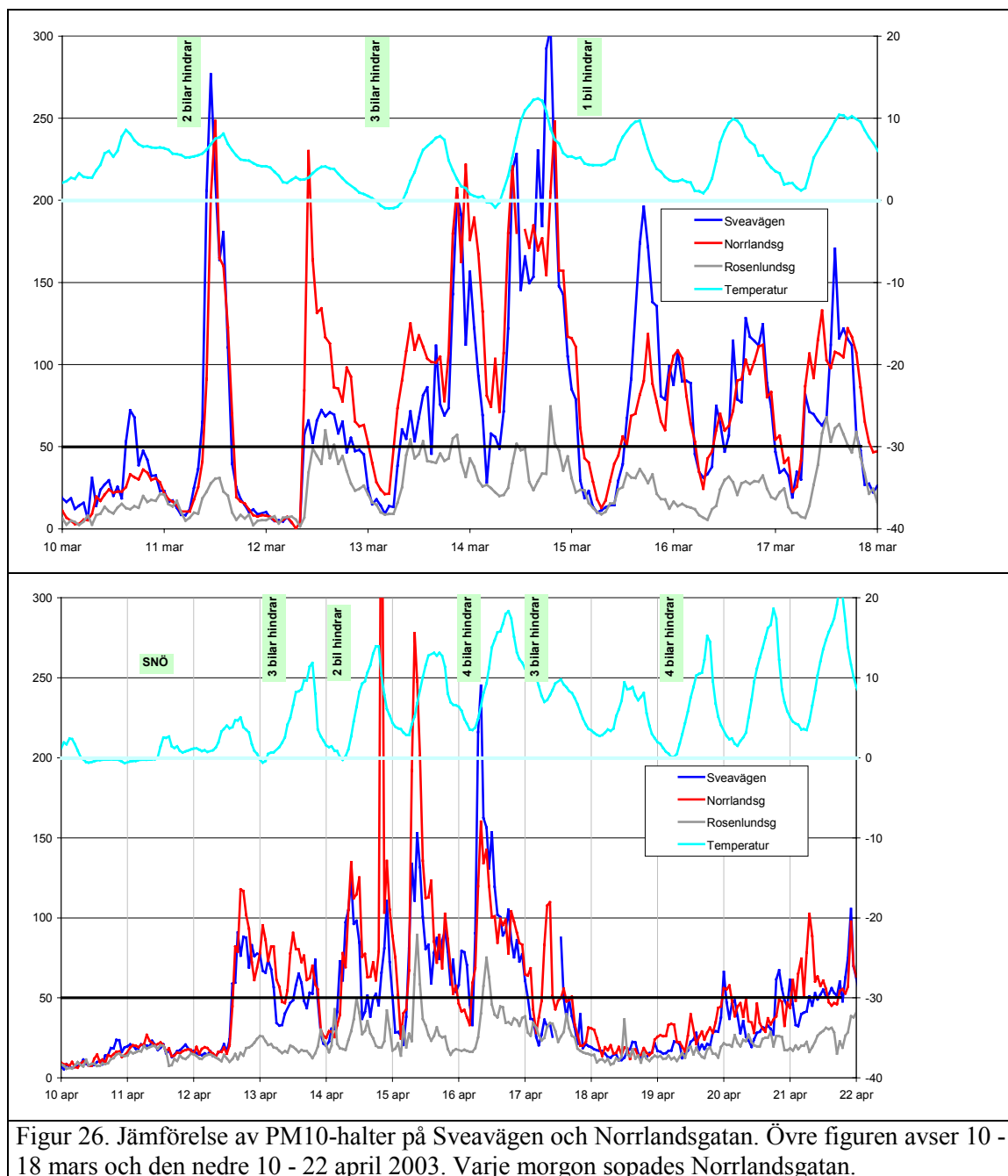
Vägverket region Stockholm och Gatu- och fastighetskontoret har bidragit med organisering, information till allmänheten, trafikräkningar och hjälp vid installation av mätutrustning.

Partikelmätningar har genomförts i samarbete mellan SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm, Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms universitet, Avdelningen för Kärnfysik vid Lunds.

6.1 Försök med intensiv sopning av vägbana

6.1.1 Norrlandsgatan

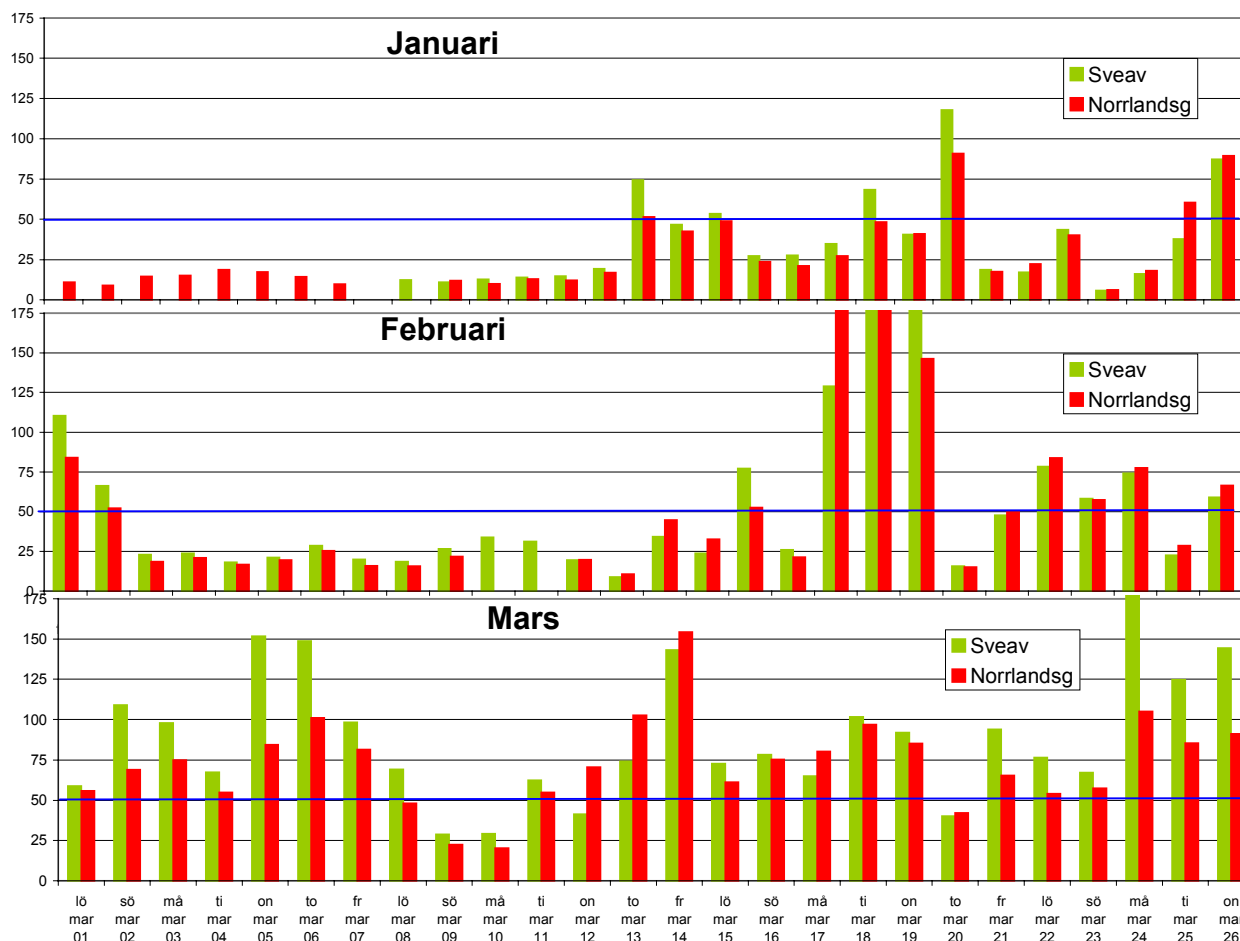
Figur 26 visar timmedelvärden av PM10-halterna på Norrlandsgatan (gata), Rosenlundsgatan (tak) och Sveavägen (gata) 10 -18 mars respektive 10 – 22 april, 2003. Under dessa perioder sopades Norrlandsgatan i stort sett varje natt. I figuren anges tillfällen då man på grund av parkerade fordon inte kunde sopa hela vägbredden. Av figuren framgår att halterna på Sveavägen och Norrlandsgatan följs åt mycket väl. Det finns tillfällen då Norrlandsgatans PM10-halter ligger såväl lägre som högre än Sveavägens halter.



Figur 26. Jämförelse av PM10-halter på Sveavägen och Norrlandsgatan. Övre figuren avser 10 - 18 mars och den nedre 10 - 22 april 2003. Varje morgon sopades Norrlandsgatan.

Totalt för hela perioden januari - juni 2003 överskreds normen avseende dygnsmedelvärde på både Norrlandsgatan och Sveavägen. På Norrlandsgatan hade 46 dygn högre halter än $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och på Sveavägen registrerades 49 dygn. Dygnsmedelvärden för januari t om mars 2003 framgår av Figur 27.

Samma period (januari - juni) året innan, 2002, då båda gatorna sopades enligt normala rutiner, var antalet dygn med halter över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 41 respektive 47 på Norrlandsgatan och Sveavägen, det vill säga 5 dygn färre på Norrlandsgatan och 2 dygn färre på Sveavägen. Mätningarna gav alltså inget stöd åt tesen att sopning av vägbanorna skulle minska halterna.



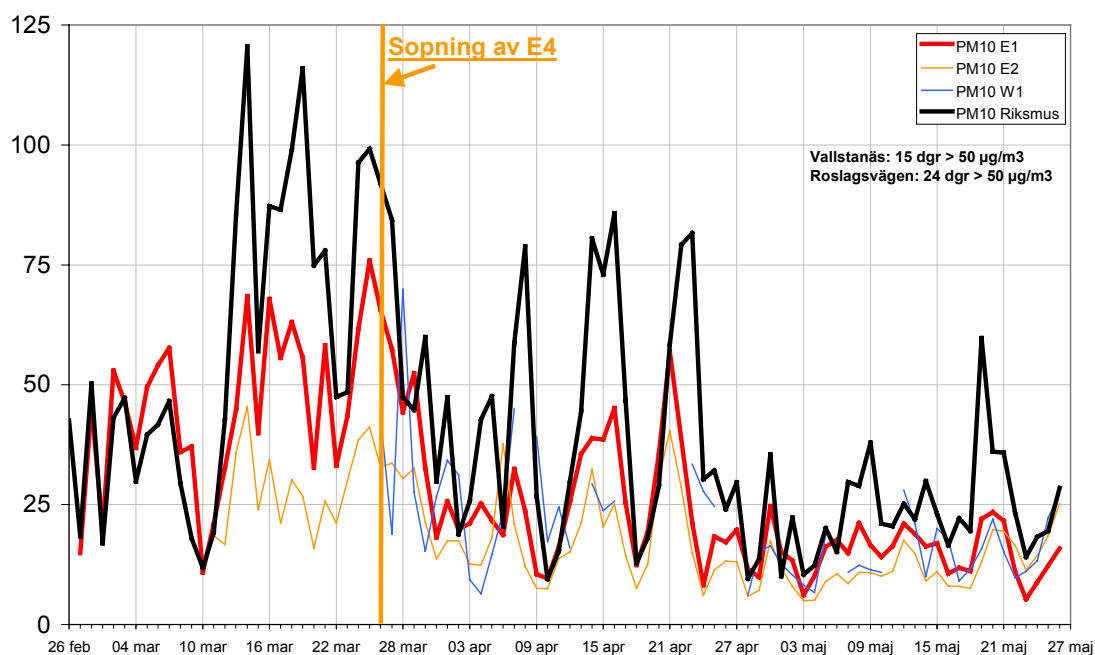
Figur 27. Dygnsmedelvärden av PM10-halterna på Sveavägen och Norrlandsgatan under 2003. Totalt tillåts endast 35 dygn med halter över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under ett år.

6.1.2 Vallstanäs

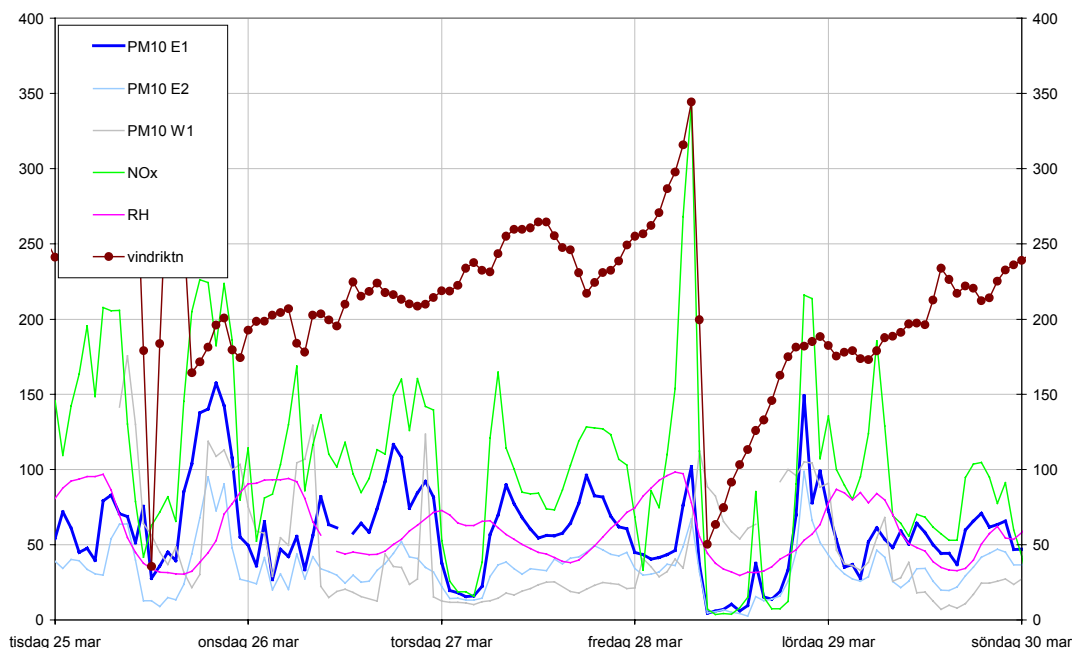
Även på motorvägen vid Vallstanäs gjordes försök med sopning av vägbanan. För att kunna utvärdera försöket och se om PM10 halterna påverkas måste en rad kriterier vara uppfyllda. Exempelvis måste väglaget vara torrt under längre tid före och efter sopningen. Dessutom krävdes västliga vindar hela tiden eftersom mätutrustning var placerad på östra sidan av motorvägen. Slutligen skulle helst bakgrundshalterna vara konstanta. I slutändan blev det endast ett tillfälle då alla dessa förutsättningar var uppfyllda.

Sopningen genomfördes på kvällen den 26:e mars 2003, cirka klockan 21-23. Figur 28 visar dygnsmedelvärden av PM10-halter vid Vallstanäs och vid Roslagsvägen. Den senare mätpunkten tjänade som referenspunkt. Av figuren framgår att PM10-halterna var relativt höga före soptillfället. En jämförelse av data från andra mätplatser visade att haltförhöjningen berodde på höga bakgrundshalter orsakade av långdistanstransport. Partikelhalterna hade börjat sjunka strax före sopningen och fortsatte att sjunka efter sopningen. Motsvarande förlopp skedde samtidigt på andra platser, till exempel vid Roslagsvägen. Det går därmed inte att dra slutsatsen att de sjunkande halterna vid Vallstanäs berodde på sopningen.

Figur 29 visar timmedelvärden av PM10, NO_x, relativ fuktighet och vindriktningen. På morgonen den 27:e mars efter sopningen den 26:e minskar PM10-halterna påtagligt. Då även NO_x-halterna minskar antyder detta att PM10-halterna inte minskat till följd av sopningen. Dessutom var vindhastigheten ovanligt hög denna period, vilket förklarar de låga halterna.



Figur 28. Dygnsmedelvärden av PM10-halterna ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Vallstanäs. Stationerna E1 och E2 var placerade öster om vägen på 5 meters respektive 50 meters avstånd från vägkanten. Station W1 var placerad väster om motorvägen ca 5 m från vägkanten. I figuren visas även PM10-halterna som mättes längs Roslagsvägen (på östra sidan) i höjd med Naturhistoriska riksmuseet.



Figur 29. Timmedelvärden av PM10-halterna ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Vallstanäs. Stationerna E1 och E2 var placerade öster om vägen på 5 meters respektive 50 meters avstånd från väggkanten. Station W1 var placerad väster om motorvägen ca 5 m från väggkanten. I figuren visas även PM10-halterna som mättes längs Roslagsvägen (på östra sidan) i höjd med Naturhistoriska riksmuseet.

6.1.3 Erfarenheter i andra städer av gatuhållningens påverkan på PM10

I **Helsingfors** betraktas rengöringen av gatorna som en viktig åtgärd för att minska damning (se Gustafsson, 2002). Man använder sedan slutet på 80-talet en ambitiös rengöringsmetod bestående av fyra samverkande enheter som arbetar i följd: dammbindning, grovsopning, sopning och uppsugning samt spolning. Metoden kan ha sänkt halterna av TSP, men har inte påvisats ha effekt på PM10.

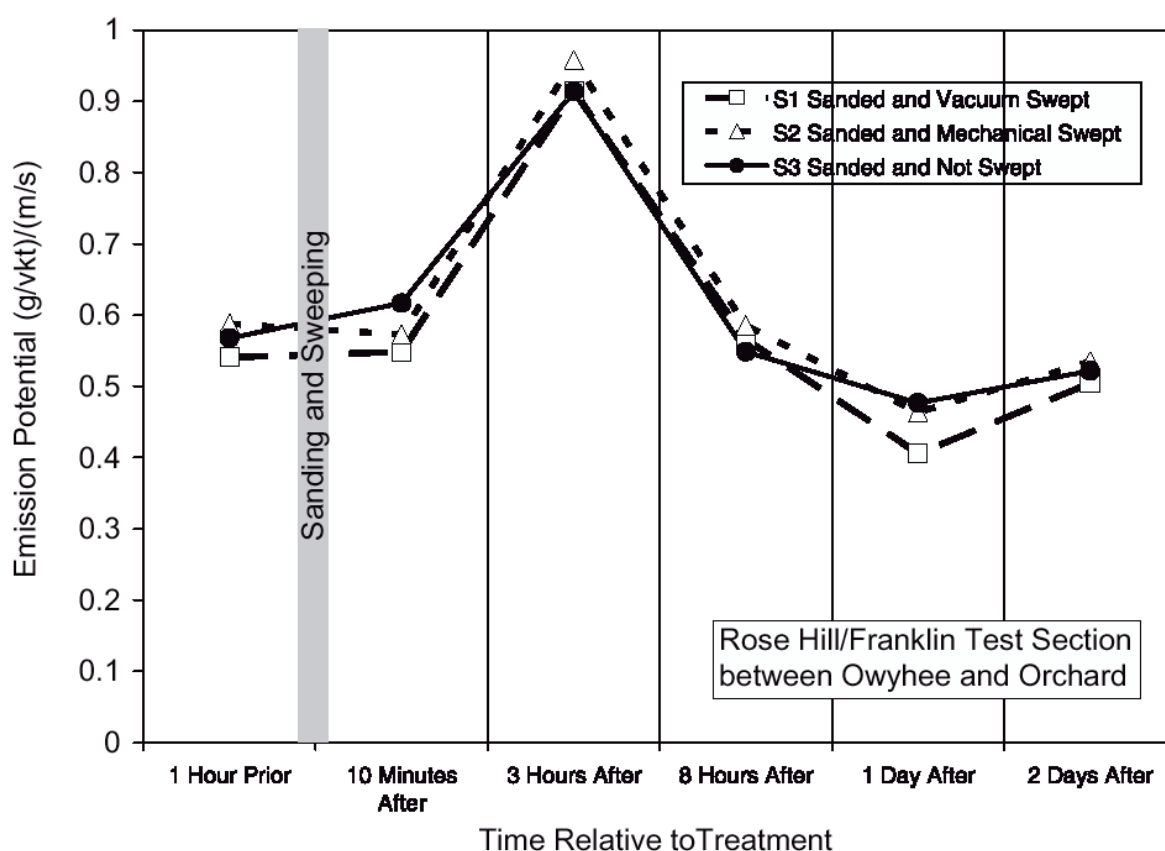
I Finland ses sandning av vägbana som en mycket viktig källa till vägdamm, dels från det utströdda stenmaterialet som mals ner av trafiken och dels från sandens bidrag till ökat slitage av ballastmaterialet i beläggningen. Därför ersätts sand i allt högre grad med salt i Helsingfors.. I Helsingfors används också stenkross för att öka friktionen. Det material som används är rentvättat från fina fraktioner för att undvika spridning av små partiklar som omedelbart kan virvlas upp i luften. Friktionsmaterialets hållfasthetsegenskaper i förhållande till beläggningens materialets är antagligen viktiga för dammbildningen, men detta är idag inte undersökt.

Även i **Oslo** har tester med sopning utförts för att minska PM10-halterna. Resultaten av försöken visar att sopning inte minskat PM10-halterna annat än kortvarigt (Steinar Larsen, NILU, Norge, personlig kontakt). Larsen menar att den viktigaste orsaken till partikelemissioner är användandet av dubbdäck. I Trondheim städas huvudlederna genom staden med kraftiga dammsugare utrustade med effektiva filter. Dessutom används vacuumsugning för rengöring av vägbanorna och salt för fuktbindning.

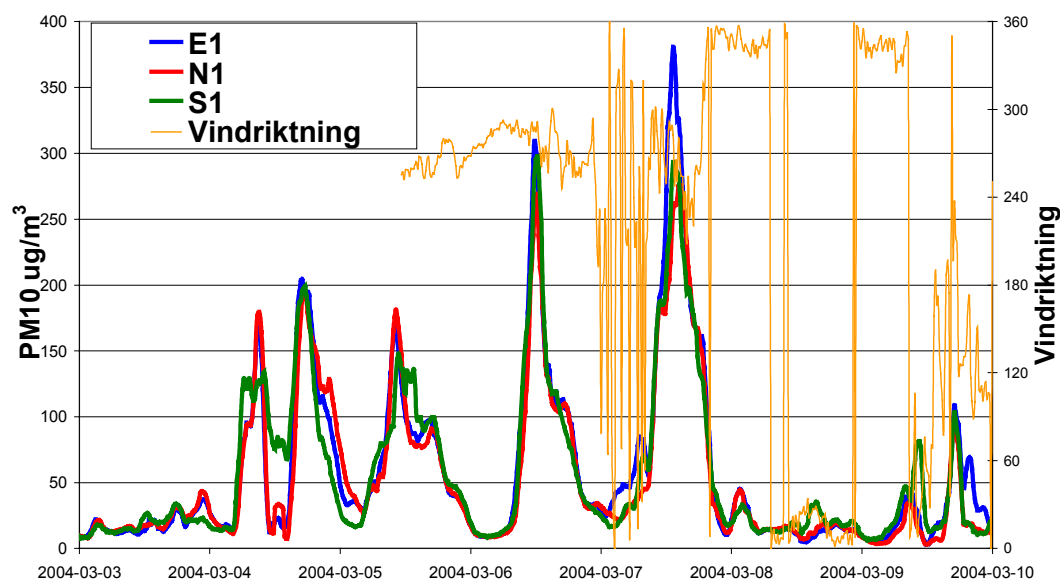
Figur 30 visar resultat från mätningar av den potentiella emissionen av gatudamm med en mobil utrustning i Idaho, USA (Kuhns et al., 2003). Genom att mäta haltskillnaderna direkt bakom framhjulen och framför bilen erhålls ett mått på uppvirvlingen av partiklar i PM10-fraktionen. .

Mätningar genomfördes före och efter sandning samt efter mekanisk sopning respektive vacuumsugning av vägbanorna. Slutsatserna från dessa försök var att sandning av torr vägbanan ökar PM10-halten med upp till 75 % efter 2,5 timmar, och att effekten kvarstod under de följande 8 timmarna. Efter sandning gjordes försök med både vacuumsugning och mekanisk sopning av vägarna. Ingen av metoderna visade sig kunna reducera PM10 emissionerna på kort sikt (timmar). Kuhns et al. (2003) konstaterade dock att vacuumsugning tar bort en stor del av de riktigt grova ($>75 \mu\text{m}$) partiklarna, vilket kan tänkas minska PM10 emissionen på lite längre sikt (dagar) eftersom dessa partiklar kan malas ner till partiklar mindre än $10 \mu\text{m}$ och dessutom bidra till ökat slitage av vägbanan.

Sammanfattningsvis är erfarenheterna hittills att sopning av vägbanor inte är effektiva åtgärder för att minska PM10-halterna annat än kortvarigt vilket stämmer väl med erfarenheterna från försöken i Stockholm. Denna slutsats kan kanske komma att ändras om det utvecklas ny teknik som är effektivare.



Figur 30. Mätningar av potentiell PM10-emission från vägbanor. Mätningen har skett under tre olika förhållanden längs samma vägsträcka efter att vägen sandats: S1= sandning och vacuumsugning och sopning, S2= Sandning och mekanisk sopning, S3= sandning utan någon efterbehandling (Kuhns et al., 2003). Tidsaxeln anger minuter/timmar efter/före behandling.



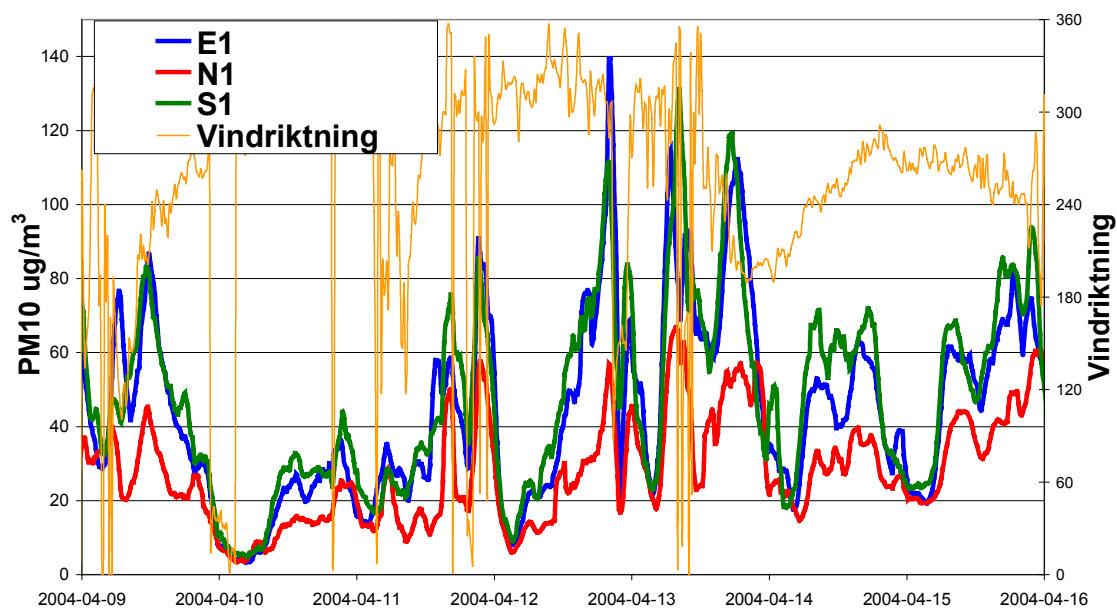
Figur 31. Genomsnittliga PM10-halter (15-minutersvärden) vid Vallstanäs under en period med västlig vind och utan behandling på någon av vägsträckorna. S1, E1 och N1 refererar till respektive sydlig, mellersta och nordlig mätsträcka.

6.2 Försök spolning av vägen

6.2.1 Vallstanäs

Under perioden 20 feb–10 maj 2004 gjordes mätningarna längs de tre mätsträckorna vid Vallstanäs (se Figur 9). På den mellersta sträckan spolades vägrenen och mittremsan för att avlägsna deponerade dammpartiklar. Spolningen och spridningen av CMA-lösning genomfördes nattetid under flertalet dygn under försöksperioden. PM10-halterna mättes kontinuerligt både före och efter spolning/CMA-behandling längs de tre olika mätsträckorna. Figur 31 visar en veckas mätningar med obehandlad vägbana och dominerande västliga vindar. Mätningarna visar en god samvariation mellan de tre mätsträckorna och en tydlig dygnvariation med högst halter under dagtid. Resultaten visar på en god överensstämmelse mellan stationerna och således kan de olika sträckorna direkt jämföras mot varandra.

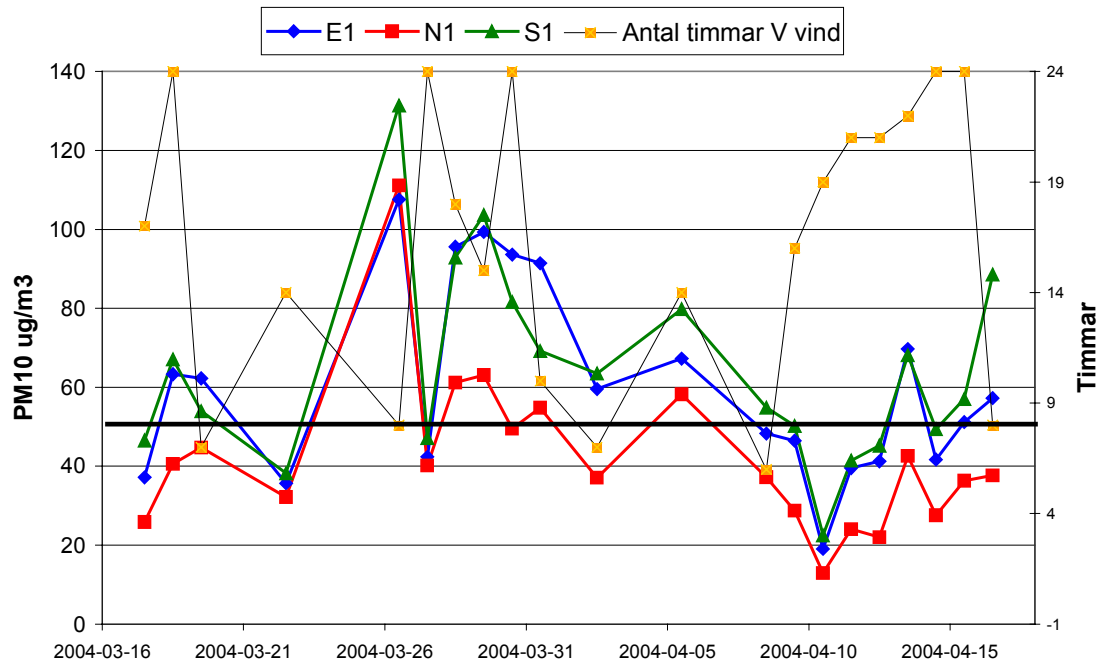
Figur 32 visar mätresultat under en veckas tid med intensiv spolning av vägrenen. Under perioden dominerade västlig vind vilket gjorde att mätstationerna i hög grad exponerades för motorvägsemissioner. Även här är samvariationen god mellan mätsträckorna med tydlig dygnsvariation. En viss antydning till lägre halter på den spolade sträckan jämfört med den obehandlade sträckan kan ses och med tydligast utslag under förmiddagarna. Resultatet antyder att spolning har liten inverkan på PM10-halterna. Det är främst precis efter spolningstillfället som halterna blir lägre längs den spolade sträckan, vilket delvis kan bero på att vägren och vägmitt fuktas och inte på att partiklar spolats bort.



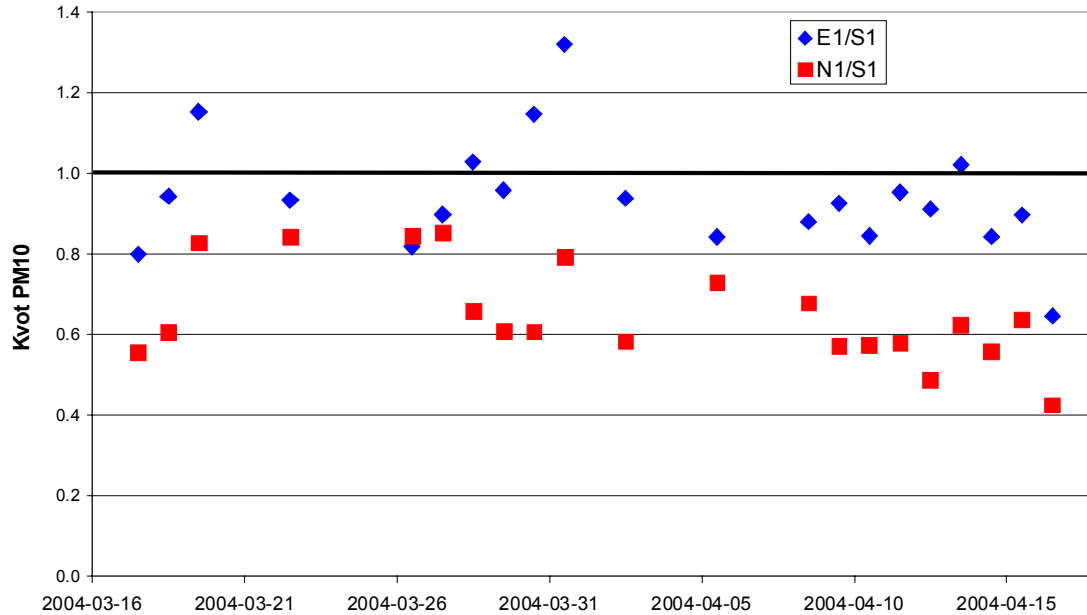
Figur 32. Genomsnittliga PM10-halter (15-minutersvärden) under en veckas tid med övervägande västlig vindriktning och torrt väglag. Under perioden spolades vägrenen för sträckan E1 dagligen, sträckan N1 behandlades med CMA medan sträckan S1 var obehandlad.

För en direkt jämförelse med den föreslagna miljö kvalitetsnormen presenteras dygnsmedelvärdena i Figur 33 för samtliga dygn med behandling. I beräkningen av dygnsmedelvärdena har endast timmar med västlig vind tagits med för att minimera influensen från andra lokala källor än från motorvägen. Dessutom har endast dygn med mer än 4 timmars västlig vind tagits med. Totalt 21 dygn har inkluderats som hade fler än 4 timmars västlig vind och som har bedömts vara influerade av spolning och CMA behandling. Dygnsmedelvärdena på den spolade och den obehandlade sträckan visar god samvariation med något lägre halter på den spolade sträckan. Under två av de aktuella dyggen (8:e och 9:e mars) innebar spolningen att miljö kvalitetsnormen på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ klarades samtidigt som den överskreds för den obehandlade sträckan, Tabell 3.

Kvoterna mellan dygnsmedelvärdena på den spolade sträckan och den obehandlade sträckan visas i Figur 34. Där framgår att spolningen inte entydigt leder till lägre halter. Under tre av dyggen var medelkoncentrationerna >10 % högre för den spolade sträckan jämfört med den obehandlade. Under 8 dygn med behandling uppmättes ett dygnsmedelvärde som var >10 % lägre på den spolade jämfört med den obehandlade sträckan. Den genomsnittliga effekten under de behandlade dyggen var en sänkning med 6 % under de 21 dyggen (statistiskt signifikant med 95 % konfidensintervall), se Tabell 3. Av de tre dyggen med störst reduktion av halterna inträffar två när behandlingen föregåtts av en längre tidsperiod utan behandling (17:e och 16 mars). Som påpekats ovan kan orsaken till de lägre halterna efter spolningen även vara att vägbanan behåller fukten efter spolning vilket binder partiklarna. Sammanfattningsvis visar studien på en liten sänkning med ca 6 % av dygnsmedelvärdena för PM10 efter spolning av vägren och mittremsa.



Figur 33. PM10 Dygnsmedelvärden för samtliga dygn med behandling. E1 var under perioden spolad dagligen, N1 behandlad med CMA dagligen medan referenssträckan S1 var obehandlad. Dagar utan behandling saknas i figuren. Den tjocka linjen markerar 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



Figur 34. Dygnsmedelvärden av kvoterna mellan PM10-halterna för spolad vägsträcka (E) och CMA behandlad vägsträcka (N) i relation till den obehandlade referenssträckan (S). Samtliga dygn som är behandlade visas.

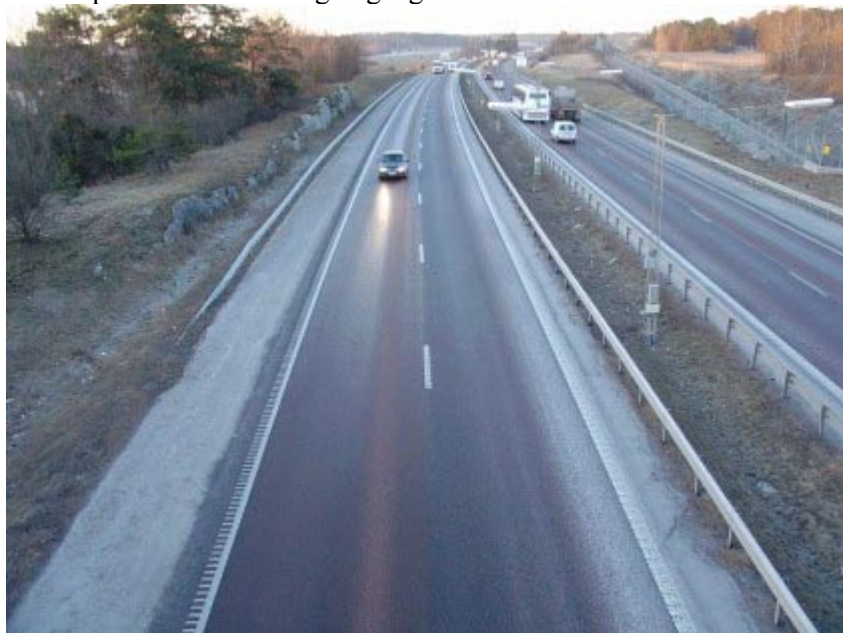
Tabell 3. Medelvärden av dygnsmedelvärden för PM10 vid Vallstanäs. Endast timmar med västlig vind är medtagna och endast dygn med minst 5 timmars västlig vind. Kolumnerna med kvoter är medelvärden av kvoterna baserade på dygnsmedelvärden.

	Antal dygn	Medel dygnsmedelvärde			Medelvärde av dygnkvoter		Antal dygn över 50 µg/m ³		
		S1 (µg/m ³)	E1 (µg/m ³)	N1 (µg/m ³)	E1/S1	N1/S1	S1	E1	N1
Obehandlad period	26	42.0	43.4	42.6	1.05	1.03	7	7	7
Behandlad period	21	64.4	60.4	42.3	0.94	0.65	12	10	3

6.3 Försök med dammbindning med CMA-lösning

6.3.1 Vallstanäs

Samtidigt som försöket med spolning av vägrenen pågick, provades spridning av kalciummagnesiumacetat, CMA-lösning (se bilaga 1), som dammbindningsmedel för att minska partikelemissionerna från vägbanan. Under försöksperioden applicerades 40 g/m² CMA-lösning (25 procentig vattenlösning) på vägbanan längs mätsträcka N1, Figur 9. Lösningen applicerades på höger körfält och ungefär ¾ av vänster körfält i båda färdriktningarna, se Figur 35. Vägren och mittremsa lämnades obehandlad. Lösningen applicerades under flertalet dygn under försöksperioden och då någon gång under natten.



Figur 35. CMA behandlad vägsträcka längs E4'an. Den mörka delen av vägbanan är den behandlade.

I Figur 32 visas 15-minutersmedelvärden från en period då vägbanan behandlats med CMA-lösning. En tydlig sänkning av halterna observeras, speciellt under förmiddagarna. Effekten minskade något under dagen för att under nätterna vara i nivå med referenssträckans (S1). Förklaringen till detta är att försökssträckan torkade upp successivt efter påläggningstillfället vilket även observerades på mätplatsen. CMA-lösningen fastnade i viss utsträckning på de passerande fordonens däck och transporterades vidare i körriktningen. Detta ledde förmodligen till underskattning av effekten vid den aktuella provsträckan i jämförelse med en situation där

CMA appliceras längs en lång sträcka utmed motorvägen. Ingen påläggning av CMA gjordes under de två sista nätterna, men trots det kvarstår en tydlig effekt under dagtid.

Figur 33 visar dygnsmedelvärden för samtliga behandlade dygn vid Vallstanäs. Halterna varierade mellan $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $111 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För samtliga dygn observeras en haltreducering vid den behandlade sträckan jämfört med den obehandlade sträckan. Under perioden översteg dygnsmedelvärdet miljö kvalitetsnormen under tre dygn på den behandlade sträckan jämfört med 12 dygn längs den obehandlade sträckan.

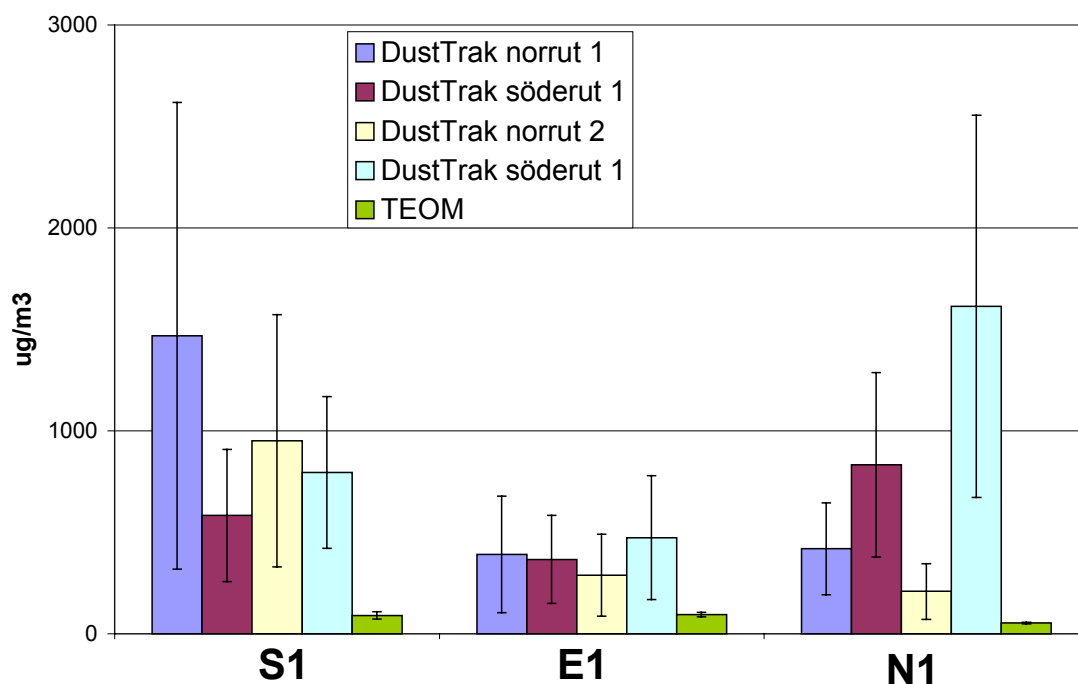
För att kvantifiera effekten av CMA presenteras i Figur 34 kvoterna för dygnsmedelvärdena. För samtliga dygn uppmättes en reduktion av PM10-halterna på över 15 % och som mest 57 % (16:e april). I Tabell 3 framgår att den genomsnittliga effekten var en haltreduktion med 35 % jämfört med den obehandlade sträckan (statistiskt signifikant med 95 procentigt konfidensintervall). Under tidsperioden 26 mars tom 18 april behandlades vägbanan under flertalet dygn med CMA. Den haltminskande effekten ökade efter hand beroende på att en viss del av den utlagda CMA lösningen ackumulerades och fanns kvar på vägbanan under kommande dagar. Efter en längre tids behandling skulle alltså en viss effekt kvarstå under några dygn även om behandlingen upphörde.

Studien visar att CMA har en genomsnittlig reducerande effekt på PM10-halterna med ca 35 %. Under den studerade perioden minskades antalet dygn då miljö kvalitetsnormen överskreds från 12 till 5 dygn.

6.3.2 Uppvirvling av ansamlat vägdamm i vägren vid Vallstanäs

På samtliga vägtyper ansamlas en depå av vägdamm vid sidan av vägen, tex. invid trottoarer på innerstadsgatorna, i vägrenar och mittremsa på motorvägar. Denna depå skulle kunna bidra till de uppmätta PM10-halterna i luften, via uppvirvling på grund av turbulens från fordon eller vid hög vindhastighet. Betydelsen av detta för halterna i luften är däremot oklart. I samband med studien vid Vallstanäs under våren 2004 genomfördes ett test med syfte att belysa betydelsen för PM10-halterna av depån av vägdamm i vägrenen längs motorvägen vid Vallstanäs.

Under försöket färdades en personbil (VW Sharan, det vill säga något större än normal personbil) halvvägs ut i vägrenen längs motorvägen förbi de tre olika mätsträckorna i ungefär 90 km/h. En DustTrak (DUSTTRAK Aerosol Monitor Model 8520, TSI Inc.) försedd med ett insug för avskiljning av partiklar större än $10 \mu\text{m}$, placerades i en andra personbil med insuget ut genom sidorutan. Mätbilen färdades ungefär 20 m bakom Sharanen för att fånga upp dammolnet som virvlades upp av denna. Färden gick två gånger i nordlig riktning och två gånger i sydlig riktning. Resultatet visas i Figur 36.



Figur 36. Jämförelse mellan PM10-halter 20 m bakom en bil som färdas i vägrenen längs motorvägen vid Vallstanäs. Staplarna visar medelvärde för de olika försökssträckorna i nordlig respektive sydlig färdriktning. De vertikala linjerna anger standardavvikelse för mätdata. De tre gröna staplarna visar PM10-halterna vid de fasta mätpunkterna under samma tidsperiod.

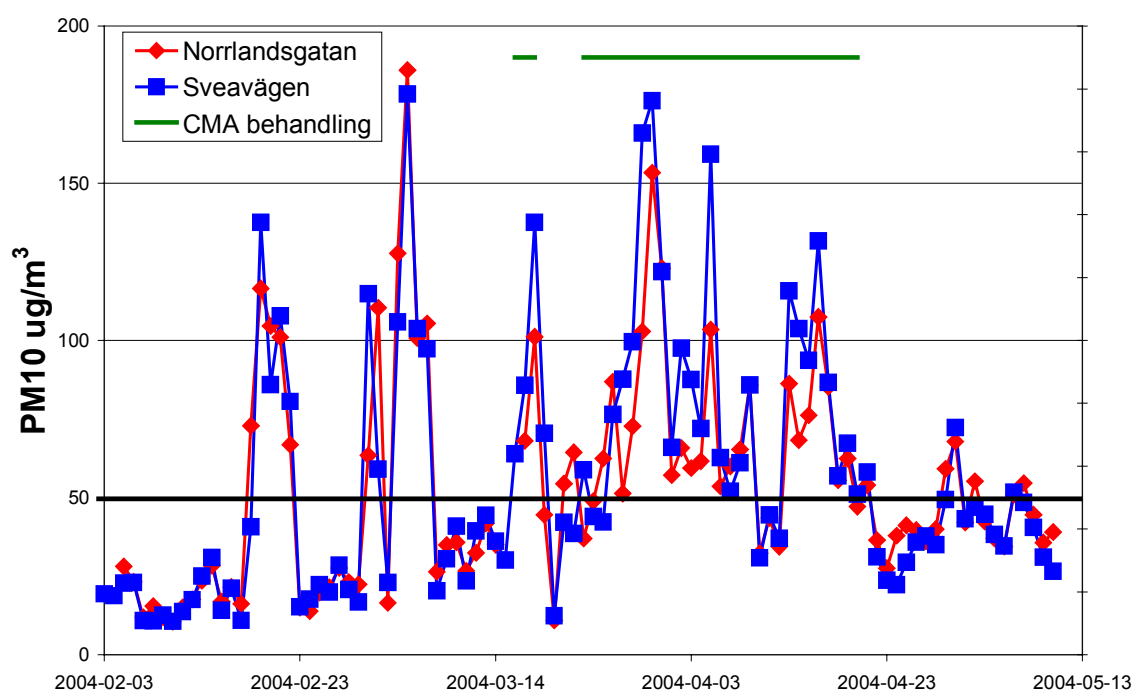
Visuellt kunde konstateras att stora mängder ansamlad vägdamm virvlades upp av Sharanen och att mängden damm varierade mellan de olika provsträckorna. Resultaten i Figur 36 visar att de högsta halterna uppvirvat damm oftast uppmättes längs den obehandlade referenssträckan S1. För tre av de fyra passagera uppmättes de lägsta halterna längs sträckan E1 där vägrenen var spolad. Detta stämmer också med de visuella observationerna av mängden damm bakom Sharanen längs den sträckan. Den CMA-behandlade sträckan varierade stort mellan nordlig och sydlig färdriktning, vilket till viss del även den obehandlade sträckan S1 gjorde. På grund av ofta rådande västliga vindar är det sannolikt att en större mängd CMA deponerats i vägrenen i norrgående riktning. Dels vid appliceringen av CMA på vägbanan, dels efter hand som trafiken virvlar upp partiklar med CMA. Detta skulle kunna förklara varför även den CMA-behandlade sträckan, speciellt den norrgående, gav förhållandevis låga partikelhalter bakom bilen.

För jämförelse visas även PM10-halterna för de tre fasta mätpunkterna i Figur 36. Dessa visar i enlighet med data i Figur 33 att den CMA-behandlade sträckan uppvisade klart lägre halter än den spolade (E1) och obehandlade (S1) sträckan, vilket alltså inte kunde ses då halterna mättes med DustTrack bakom bilen som färdades i vägrenen. För samtliga sträckor uppvisade DustTrak även betydligt högre halter än för de fasta stationerna. De stora skillnaderna mellan de fasta stationerna och DustTrak data indikerar att uppvirvlingen från depån av ansamlad vägdamm i vägrenen vid normal körning endast är av marginell betydelse för PM10-halterna i luften uppmätta i anslutning till vägen. Uppvirvlingen av partiklar från vägdammdepån i vägrenen sker förmodligen i betydande mängd endast i samband med att fordon färdas i vägrenen, alternativt att stora tunga fordon passerar i nära anslutning till vägrenen. En viss uppvirvling kan säkert även ske vid tillräckligt höga vindhastigheter trots att ingen sådan tendens kunde ses för mätningar på Hornsgatan, Figur 20.

6.3.3 Norrlandsgatan

Under perioden 16:e mars tom 20:e april 2004 utfördes även test av CMA-behandling i Stockholm innerstad. Norrlandsgatan behandlades med CMA och som referens fanns Sveavägen som under hela perioden var obehandlad. Dagnsmedelvärden för den studerade perioden presenteras i Figur 37 där även tidperiod för CMA behandlingen visas. Under den studerade perioden varierade dagnsmedelvärdena stort och detta beroende på varierande meteorologi såsom vägbanans fuktighet och vindriktning. För flertalet dygn översteg dagnsmedelvärdet miljö kvalitetsnormen på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Samvariationen mellan halterna på Norrlandsgatan och Sveavägen är god.

Under perioden med CMA behandling finns en antydning till att dagnsmedelvärdena för Norrlandsgatan är lägre än för Sveavägen, men det finns även perioder utan behandling där så också är fallet. Under inget av de aktuella dygnen innebar CMA-behandlingen att miljö kvalitetsnormen klarades på Norrlandsgatan samtidigt som den överskreds på Sveavägen.

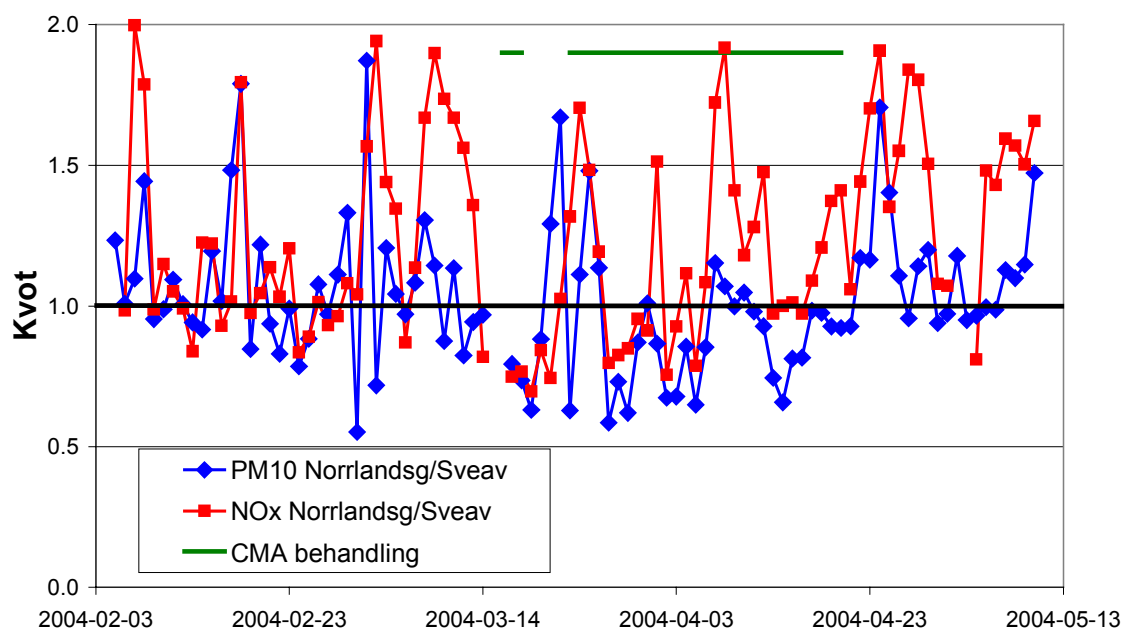


Figur 37. Dagnsmedelvärden för PM10 på Norrlandsgatan och Sveavägen.

I Figur 38 visas kvoterna mellan Norrlandsgatans och Sveavägens dagnsmedelvärden för den studerade perioden. För samtliga dygn med CMA behandlingen uppmättes ett medianvärde för kvoten på 0.87 samtidigt som det för obehandlade dygn var ett medelvärde på 0.99 vilket tyder på en effekt. Samtidigt visar även NO_x än ändring i kvoten mellan Norrlandsgatan och Sveavägen från 1.18 till 1.09 vilket visar på att skillnaden inte enbart kan ha berott på CMA då NO_x ej påverkas av CMA behandling.

Mer detaljerade studier av data visade att PM10-halterna (och även NO_x -halterna) varierar med vindriktningen på gatorna. Vid östlig vind förs ren luft från taknivå ner till mätstationerna. På Norrlandsgatan finns även en tydlig influens från Kungsgatan vid sydlig vind och från Birger Jarlsgatan vid nord- och nordöstlig vind. Samtliga timmar med torr vägbanan under våren 2003 sorterades efter vindriktning, samt efter behandlad eller obehandlad vägbanan. För varje timme subtraherades även taknivå halter för att eliminera bakgrundsbidraget. Resultatet visas i Tabell 4.

Resultatet visar på en stor variation beroende på vindriktningen, men att vid östlig och västlig vindriktning uppmättes en lägre PM10 kvot Norrlandsgatan/Sveavägen för behandlade vägbanor än obehandlade. Däremot är kvotskillnaden liten för nordlig och sydlig vind vilket förmodligen beror på att Norrlandsgatan får influens från både Birger Jarlsgatan och Kungsgatan. Motsvarande studie för NO_x visar också på en stor spridning, men inte motsvarande kvotskillnad för östlig och västlig vind som för PM10.



Figur 38. Kvoter mellan dygnmedelvärden på Norrlandsgatan och Sveavägen för PM10 och NO_x.

Effekten av CMA på PM10-halterna förefaller vara mindre i Stockholms innerstad än på motorvägen vid Vallstanäs. Effekten är dock svårare att utvärdera i innerstaden då mätningarna på Norrlandsgatan är influerade av emissioner på kringliggande gator. Bilarna för även här med sig CMA på hjulen så att långtidsverkan blir mindre än om CMA-lösning skulle läggas ut på alla omkringliggande gator. Parkerade fordon på Norrlandsgatan förhindrade tidvis heltäckande applicering av CMA på hela körbanan, vilket förmodligen gjorde att effekten underskattades i försöket. Slutsatsen är att CMA-lösning minskade PM10-halterna med ca 10 % till 20 % längs Norrlandsgatan. Effekten var större längs motorvägen där minskningen i genomsnitt var 35 %. En större haltminskning skulle troligen fås på innerstadsgator om större områden behandlades, tex. hela stadsdelar.

Tabell 4. Medianvärden för kvoten mellan Norrlandsgatan och Sveavägen för PM10 och NO_x. Samtliga timmar är korrigerade med bakgrundshalter.

	PM10 Norrlandsgatan/Sveavägen			NO _x Norrlandsgatan/Sveavägen		
	Obehandlat	CMA Behandlat	Differens Behandlat-Obehandlat	Obehandlat	CMA Behandlat	Differens Behandlat-Obehandlat
N Vind	1.50	1.54	0.04	1.76	1.96	0.20
O vind	1.29	1.05	-0.24	2.44	2.35	-0.09
S Vind	0.90	0.85	-0.05	1.13	1.07	-0.06
V vind	0.90	0.68	-0.22	0.98	0.99	0.01

6.3.4 Erfarenheter med dammbindning från våra grannländer

6.3.4.1 Norge

I Trondheim har omfattande försök med dammbindning med hjälp av magnesiumklorid (MgCl_2) genomförts (Berthelsen, 2003). Behandling av E6 genom staden gjordes två gånger i veckan vid fasta tidpunkter vid torr vägbanan. Behandlingen utfördes alltid efter noggrann renhållning av vägbanan. En 15 procentig lösning av magnesiumklorid applicerades på vägbanan. En genomsnittlig reduktion av PM10-halterna med 17 % uppmättes. För grova partiklar (partiklar med en diameter mellan 2,5 och 10 μm) var reduktionen 24 %. Effekten av dammbindningen observerades flera dagar efter utläggningen av magnesiumklorid samtidigt som effekten ökade om utläggning skedde flera dagar i rad. Vidare konstaterade man att effekten borde ha blivit större om en mer koncentrerad lösning hade använts (20 %) och att insatserna borde göras mer flexibelt vid behov än vid fasta tillfällen.

Även i Oslo har tester med magnesiumklorid utförts. Kolbenstvedt m fl. (2000) konstaterar att effekterna på PM10-halterna var mindre än 30 % och att denna reducering inte var statistiskt signifikant. I Oslo föregicks inte dammbindningen av någon renhållning.

I Helsingfors används kalciumklorid (CaCl_2) som dammbindningsmedel. När PM10-halterna har överskridit 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under två dygn och meteorologiska prognoser visar på fortsatt torrt väder behandlas alla större trafikerade gator i Helsingfors. Tyvärr saknas mätdata för utvärdering av effekterna på PM10-halterna.

7 Käll- receptorberäkningar

7.1 Syfte

Syftet med käll- receptormodelleringen baserad på partiklarnas grundämnessammansättning är att

1. Kvantifiera bidraget från olika källor för de uppmätta halterna av PM10 i trafiknära miljöer.
2. Använda trafikens bidrag för att validering och vidareutveckling av PM10-modellen.
3. Beräkna emissionsfaktorer för olika trafikrelaterade PM10-källor

Resultaten för punkterna 1 och 2 redovisas här, medan utvärderingen fortfarande pågår för att på olika sätt beräkna emissionsfaktorer. Det största kvarvarande problemet med att beräkna emissionsfaktorer är att separera bidragen från lätta och tunga fordon.

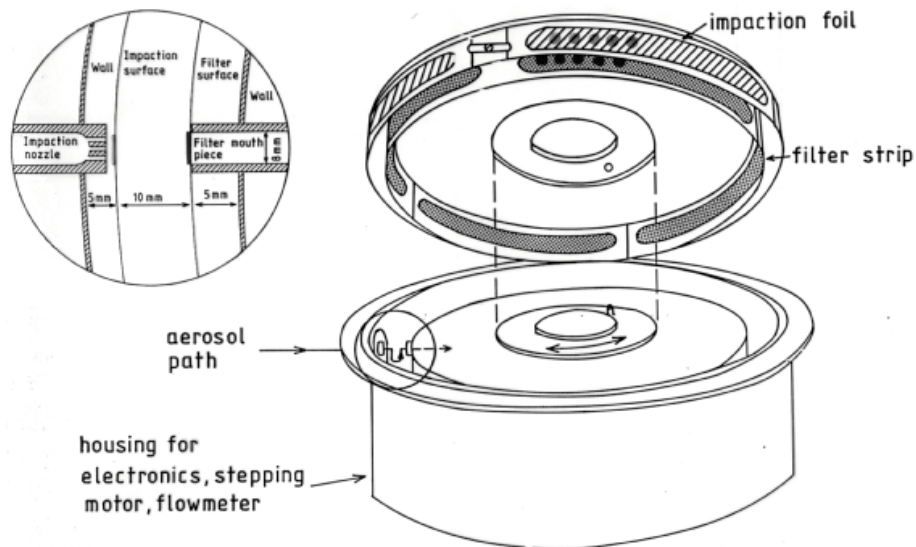
7.2 Mätutrustning och analyser

7.2.1 Aerosolprovtagare

Insamling av aerosolpartiklar för spårämnesanalys utfördes i tolvtimmarsintervall (06.00-18.00, 18.00-06.00 lokal vintertid) med två automatiska aerosolprovtagare, s k SAM-provtagare (Stationary Aerosol Monitor). Provtagaren är utvecklad vid avdelningen för kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola (Hansson och Nyman, 1985) och är konstruerad för att ge ett optimalt mät- och analysystem tillsammans med PIXE (Particle Induced X-ray Emission). Provtagaren arbetar med ett flöde på 5 liter/minut och provtar aerosolen i två fraktioner, grova partiklar mellan 2-10 μm i (ekvivalent aerodynamisk) diameter och fina partiklar med en diameter mindre än 2 μm . Avskiljningen mellan fraktionerna (2 μm) definieras av ett impaktorsteg och den övre gränsen på 10 μm bestäms av insamlingsmunstycket. I dessa mätningar användes ett PM10-insamlingsmunstycke tillverkat av Rupprecht and Patashnick[®] anpassat för ett flöde på 16.7 liter/minut. Insamling av aerosolpartiklar med SAM-provtagaren medför att man får en separation av bidragen från källor för grovfraktionen (däck- och dubb slitage, havssalt, jordstoft, sand, vägsalt och vägmateriäl) och finfraktionen (förbränningsaerosoler, långdistans aerosoler). Som resultat kommer att visa är denna uppdelning inte helt entydig eftersom källorna i regel bidrar till både fin- och grovfraktionen.

De två SAM-provtagare som användes under mätkampanjen modifierades innan provtagningarna startade. De mest betydande förändringarna omfattade ett helt nytt styr- och datainsamlingssystem (baserat på LabView, National Instruments), nya flödesmätare, nya flödesdelare (från 16.7 till 5 l/min), samt nya provtagnings- och pumpsåp för mätningarna på Sveavägen.

Partiklarna samlas in på membranfilter (typ Nucleopore polykarbonat, 0.4 μm porstorlek) som är limmade på rektangulära böjliga plastramar. Fyra ramar är monterade i ett första steg runt en cylinder som utgör impaktionsytan. Impaktorn är ett multi-jet munstycke med åtta hål (Figur 39). I ett andra steg, en centimeter innanför impaktionsytan, är ytterligare fyra ramar monterade med filter. Dessa ramar är ett filtersteg och utgör deponeringsyta för finfraktionen (partiklar < 2 μm). Bakom finfraktionsfiltret sitter ett teflonmunstycke med en diameter på 8 mm som suger filtret till sig på grund av det dynamiska undertryck som uppstår sig när pumpen slås på för provtagning. Filtersteget bestämmer flödet på 5 liter/minut som går genom provtagaren. Detta flöde loggas varje minut i datorn som styr SAM-provtagare och pump.

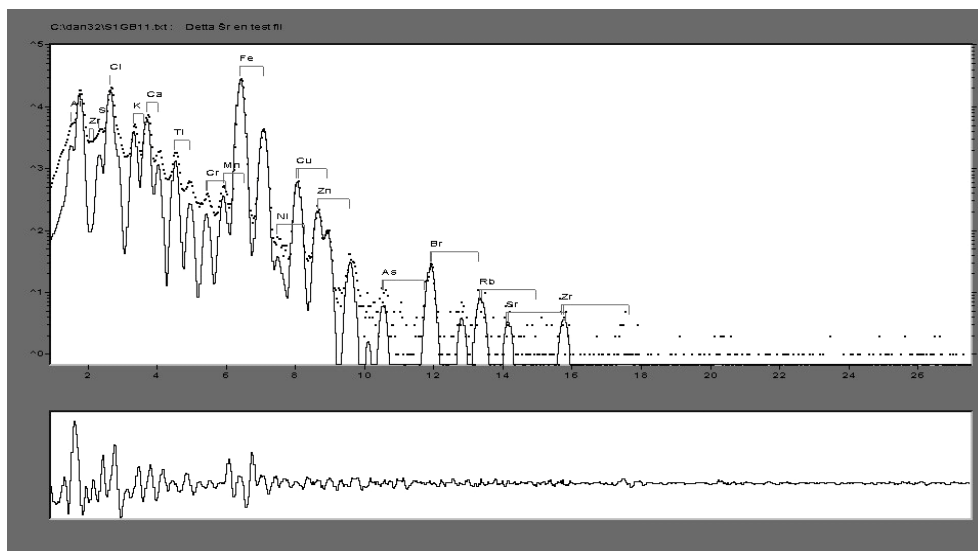


Figur 39. Schematisk skiss av SAM-provtagaren.

7.2.2 Grundämnesanalys av aerosolproven

PIXE är en metod för spårämnesanalys med mycket hög känslighet (Johansson, et al., 1995). Metoden uppfanns 1970 vid avdelningen för kärnfysik vid Lunds universitet och är nu spridd till cirka 200 laboratorier över hela världen. Den grundläggande principen för PIXE är att man accelererar laddade partiklar (här 2.55 MeV protoner) med hjälp av en accelerator och bestrålar provet. När jonerna träffar provet emitteras bland annat karakteristisk röntgenstrålning, som detekteras med en energiupplösande HPGe-röntgendetektor (Shariff, et al., 2004). Strålningens energi avslöjar vilket grundämne som finns i provet, och antalet detekterade röntgenkvanta vid en viss energi ger mängden av grundämnet i provet.

Med PIXE kan man bestämma upp till 35 grundämnen samtidigt i mängder runt ett nanogram eller lägre för grundämnen med atomnummer (Z) större än 12. I de aktuella PIXE-analyserna har varje prov i genomsnitt bestrålats i ca 6 minuter. Identifieringen av de detekterade topparna i röntgenspektrumet (se Figur 40) utförs automatiskt av identifierings- och anpassningsprogrammet GUPIX. En beskrivning av analysuppställningen och kalibreringen av densamma återfinns i (Shariff, et al., 2002). Genom att ange vilka grundämnen som skall identifieras anpassar programmet en matematisk funktion till spektrumet och kvantifierar de olika topparna. Förutom mängden av de olika grundämnena i aerosolprovet erhålls även en feluppskattning och en detektionsgräns för varje ämne och prov. Dessa används senare i den efterföljande källreceptormodelleringen.



Figur 40. Exempel på ett PIXE-röntgenspektrum (Sveavägen, 14 mars 2003).

Käll- receptormodeller

Käll- receptor modeller är en grupp multivariata statistiska modeller som enbart utifrån uppmätta halter av en rad luftföroreningskomponenter vid en mätplats (receptor) beräknar bidraget från varje relevant och identifierad källtyp till de uppmätta halterna. Exempel på käll- receptor modeller är APCA (Absolute Principal Component Analysis; Swietlicki et al, 1995), PMF (Positive Matrix Factorization; Paatero & Tapper, 1994) och COPREM (Constrained Physical Receptor Model; Wählin, 2003). Alla käll- receptor modeller baseras på antagandet att de uppmätta halterna kan förklaras på ett godtagbart sätt genom en linjärkombination av bidragen från de relevanta källtyperna – med fix sammansättning. Detta kan skrivas

$$x_{ij} \cong \sum_{k=1}^p a_{ik} f_{kj} \quad (1)$$

där x_{ij} är de uppmätta halterna i utomhusluft för föroreningskomponent i ($i=1, m$) under provtagningstillfället j ($j=1, n$). Ett antal p relevanta källtyper ($k=1, p$) anses vara signifikanta. Vektorn $(a_{1k}, a_{2k}, \dots, a_{mk})$, innehållande massfraktionerna a_{ik} för föroreningskomponent i i källa k , benämns källprofilen för källa k . Vidare är f_{kj} den massa som källa k bidrar med till halterna under provtagningstillfället j (källbidraget) (Swietlicki et al, 1995).

PMF är den käll- receptor modell som har använts här för att beräkna källprofiler och källbidrag. Modellen har ett antal positiva egenskaper jämfört med andra käll- receptor modeller, som i detta mätprojekt och med denna analysteknik gör den mest lämplig att använda. PMF utgår från den grundläggande källtilldelning som beskrivs ovan, men den använder sig av en iterativ metod för att bestämma källprofiler och källbidrag i absoluta halter (ng/m^3). Detta görs genom att minimera den viktade residualkvadratsumman Q :

$$Q = \sum_j \sum_i \frac{\left(x_{ij} - \sum_k a_{ik} f_{kj} \right)^2}{\sigma_{ij}^2} \quad (2)$$

Här är σ_{ij} osäkerheterna för haltdata (Paatero, 1998). Indata till modellen består av en datamatrix innehållande koncentrationerna av de enskilda grundämnena från varje prov, en datamatrix med koncentrationsmatrixens standardavvikelse i absoluta tal, och i vissa fall även en tredje matrix med detektionsgränserna.

Till skillnad från en absolut principalkomponentanalys (APCA) ger PMF enbart positiva källbidrag och källprofiler, och källorna som beräknas behöver inte vara linjärt oberoende. Det innebär att två olika källstyrkor kan samvariera något eller ha liknande källprofiler. Däremot kan två källor som samvarierar tidsmässigt trots det inte upplösas med PMF. Modellen smälter då samman dessa två källor för en. Detta förhållande är värt att hålla i minnet eftersom trafikintensiteten och meteorologin ger upphov till en hög grad av samvariation mellan grundämnena i en trafiknära miljö. PMF kräver ingen initial gissning av källornas sammansättning, och genom att ge provtillfällena med kraftigt avvikande halter eller halter med stora fel (till exempel nära detektionsgränsen) en lägre signifikans än säkra data, blir den beräkningsalgoritm PMF använder sig av robust och tämligen okänslig för sådana datapunkter (Paatero, 1998).

PMF erbjuder vissa frihetsgrader vid analys av haltdata. Parametern FPEAK är ett mått på i vilken grad källorna föräts vara linjärt beroende, eller annorlunda uttryckt hur mycket källornas sammansättning skall skilja sig åt. FPEAK kan varieras för att ge lösningar med så lågt Q-värde som möjligt. I detta arbete har FPEAK=0 använts, men andra värden på FPEAK har provats för att se hur stabil den valda lösningen är.

Med parametern α kan man även justera i vilken grad PMF skall ta hänsyn till extremvärden. Värden där residualen $(X_{ij} - \sum_k a_{ik} f_{kj})$ överskrider $\alpha \cdot$ standardavvikelsen behandlas som extremvärden. Normalvärde för α är 4, och för dessa data har ett värde på 8 använts. Resultatet från PMF består av två matriser A och F som beskriver ekvation (1) i matrisform $X=AF$ ($X; m \times n$). Den första av matriserna A ($m \times p$) beskriver källornas sammansättning och används för att identifiera vilka källor som påverkar provtagningsplatsen. Matrisen innehåller källprofilerna för källorna $k=1, p$ med de olika massfraktionerna a_{ik} för föroreningskälla i i källa k . Källorna identifieras genom att de inbördes förhållandena mellan de ämnen som är karakteristiska för källan ifråga jämförs med kända ämnesprofiler. Den andra matrisen F ($p \times n$) visar källornas tidsvariation under provtagningsperioden och innehåller källbidragen f_{kj} , det vill säga hur mycket källa k bidrar med till halterna under provtillfället j .

Anrikningsfaktorer

För att kunna validera och identifiera de olika källorna har anrikningsfaktorer beräknats mot kända källprofiler. Principen för beräkning av anrikningsfaktorer är att man jämför det inbördes förhållandet för de olika grundämnena i en icke-validerad källprofil mot en känd referensprofil enligt följande ekvation:

$$E = \frac{C_{X,k} / C_{spår,k}}{C_{X,ref} / C_{spår,ref}}$$

$E_X =$ anrikningsfaktor för grundämnet X

$C_{X,k} =$ koncentration av grundämne X i källa k

$C_{spår,k}$ = koncentration av spårämnet i källa k

$C_{X,ref}$ = koncentration av grundämne X i referensprofilen

$C_{spår, ref}$ = koncentration av spårämnet i referensprofilen

7.3 Resultat och diskussion

I denna undersökning har 335 aerosolprover från båda mätplatserna (E4 Vallstanäs, Sveavägen) analyserats med PIXE. Detta är samtliga prov där själva provtagningen bedömdes som tillförlitlig. Inga meteorologiska kriterier har använts vid urval av de prover som skulle analyseras. Följande grundämnen efterfrågades vid GUPIX-anpassningen av de insamlade röntgenspektrummen: Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Zr, Nb, Mo, Cd, Sn, W, Pt och Pb. Även då ett grundämne inte kunde detekteras och kvantifieras i ett visst prov så beräknades detektionsgränsen. Efter blankkorrigering utvärderades datamaterialet med käll- receptormodellen PMF tillsammans med uppmätta halter av PM10 och NO_x från respektive mätplats.

Utifrån karakteristiska grundämnen för kända källprofiler och deras inbördes förhållanden, har de modellerade källprofilerna identifierats. Identifieringen har validerats med hjälp av anrikningsfaktorer, meteorologiska data och bakgrundsstationer. Källornas bidrag till den totala PM10-halten har beräknats utifrån det modellerade PM10-värdet i respektive källprofil.

Fokus har lagts på materialet från Vallstanäs eftersom fler valideringsverktyg och annan kompletterande data fanns tillgängliga vid identifiering av källorna. Framför allt gäller detta trafikintensiteten, som inte mättes upp vid Sveavägen. Driftsstörningar i mätningarna har medfört att resultaten från Vallstanäs och Sveavägen är uppdelade i två perioder. Ur mät- och analysmaterialet från Vallstanäs och Sveavägen har fem källor separerats och identifierats.

7.3.1 Vallstanäs

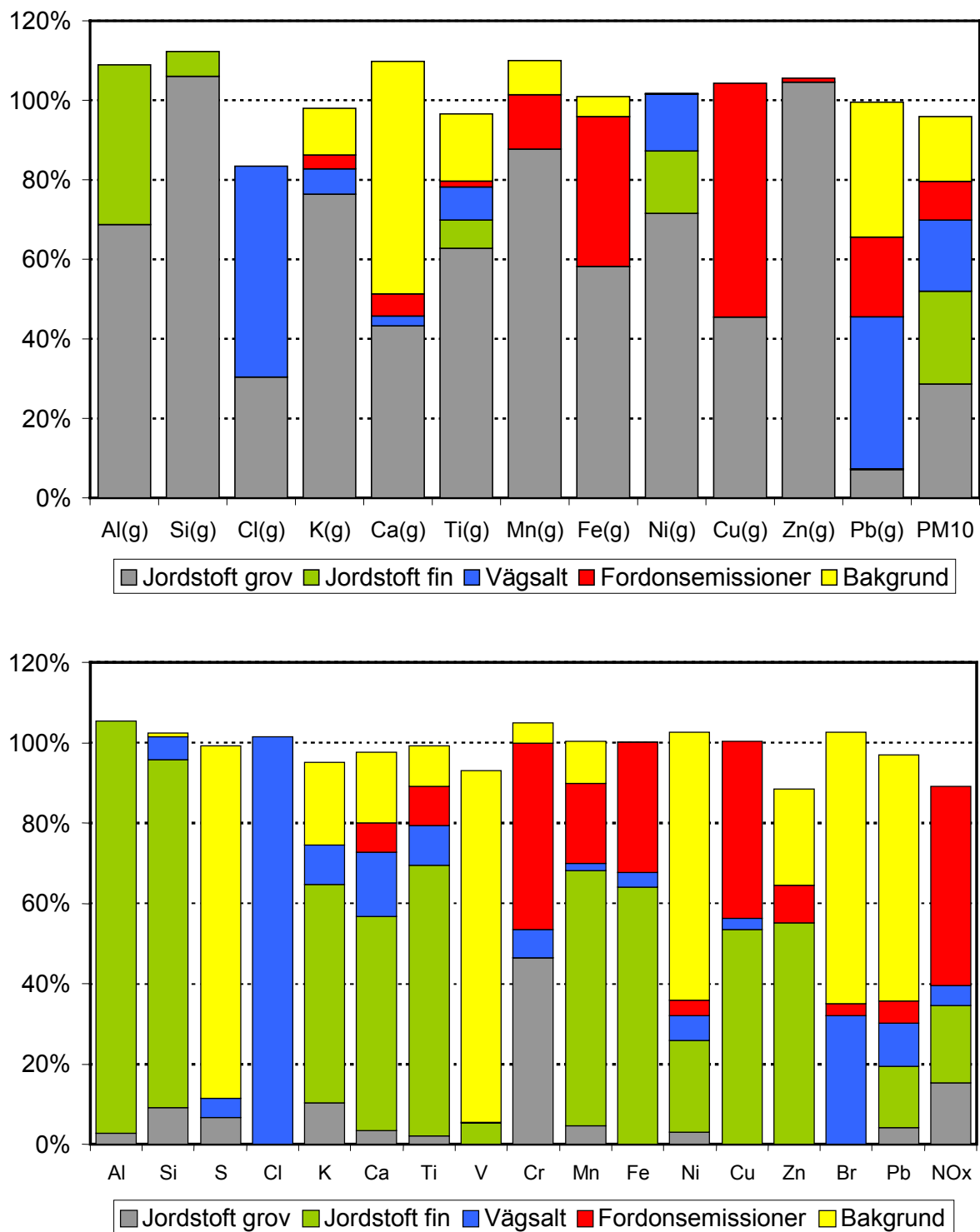
PMF-modelleringen ger en stabil lösning med följande fem källor vid E4 Vallstanäs (Tabell 5):

1. Jordstoft grov
2. Bakgrund
3. Vägsalt
4. Jordstoft fin
5. Fordonsemission

Samtliga dessa källor bidrar i olika hög grad till den totala PM10-halten uppmätt vid vägkanten. Källorna har identifierats utifrån deras sammansättning och validerats såsom beskrivs nedan. Provtagningen för grundämnesbestämningen gjordes i två fraktioner (fin- respektive grov) med en skiljediameter (ekvivalent aerodynamisk) på 2 µm.

Tabell 5. Resultaten från PMF-beräkningarna för Vallstanäs, där (g) efter grundämnet står för grovfraction (övriga ämnen i finfraktionen). Halter för grundämnena i ng/m³, för PM10 och NO_x i µg/m³.

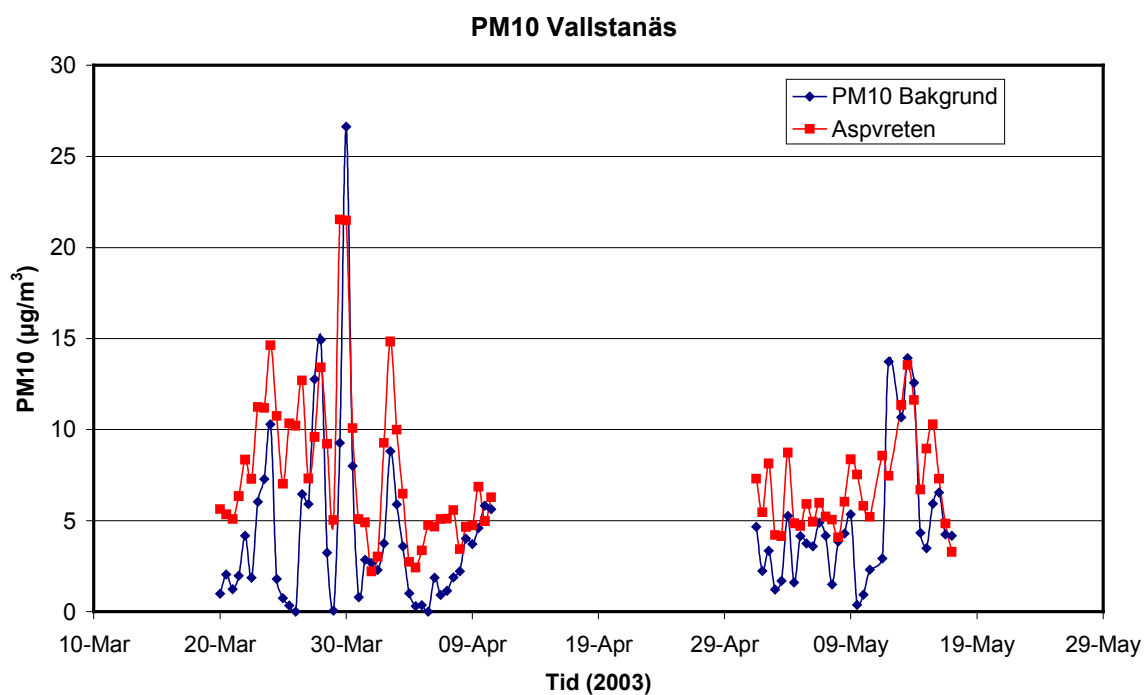
	Jordstoft grov	Vägsalt	Bakgrund	Jordstoft fin	Fordons- emission	Summa	Medel (uppmätt)	PMF/ Uppmätt %
	1	2	3	4	5			
Al(g)	41.03	0.00	0.00	0.00	23.94	65.0	59.7	109
Si(g)	280.29	0.00	0.00	0.00	16.48	296.8	264.4	112
Gl(g)	57.01	99.55	0.00	0.00	0.00	156.6	187.7	83
K(g)	33.64	2.80	5.19	1.54	0.00	43.2	44.0	98
Ga(g)	21.04	1.21	28.42	2.72	0.00	53.4	48.6	110
Ti(g)	2.98	0.40	0.80	0.07	0.34	4.6	4.8	97
Mn(g)	0.50	0.00	0.05	0.08	0.00	0.6	0.6	110
Fe(g)	38.65	0.00	3.36	24.95	0.00	67.0	66.3	101
Ni(g)	0.04	0.01	0.00	0.00	0.01	0.1	0.1	102
Gu(g)	0.92	0.00	0.00	1.19	0.00	2.1	2.0	104
Zn(g)	1.05	0.00	0.00	0.01	0.00	1.1	1.0	106
Pb(g)	0.07	0.36	0.32	0.19	0.00	0.9	0.9	99
PM10	7.88	4.92	4.49	2.67	6.42	26.4	27.5	96
Al	10.75	0.00	0.00	0.00	374.83	385.6	366.3	105
Si	107.29	64.91	11.32	0.00	1012.77	1196.3	1168.4	102
S	60.10	44.24	787.73	0.01	0.00	892.1	899.7	99
Cl	0.00	379.42	0.00	0.00	0.02	379.4	373.9	101
K	19.81	18.55	39.47	0.00	104.11	181.9	191.4	95
Ca	3.93	18.15	19.99	8.32	60.71	111.1	113.7	98
Ti	0.34	1.53	1.58	1.55	10.48	15.5	15.6	99
V	0.00	0.01	2.14	0.00	0.13	2.3	2.4	93
Cr	0.24	0.04	0.03	0.24	0.00	0.5	0.5	105
Mn	0.16	0.06	0.36	0.70	2.20	3.5	3.5	100
Fe	0.17	9.26	0.26	80.72	159.78	250.2	249.9	100
Ni	0.04	0.07	0.79	0.05	0.27	1.2	1.2	103
Cu	0.00	0.22	0.00	3.62	4.38	8.2	8.2	100
Zn	0.00	0.00	3.68	1.46	8.50	13.6	15.4	88
Br	0.00	0.61	1.29	0.06	0.00	2.0	1.9	103
Pb	0.18	0.46	2.61	0.23	0.65	4.1	4.3	97
NO _x	8.89	2.86	0.00	28.59	11.15	51.5	57.8	89



Figur 41. PMF-modellens källtilldelning angivet i procent av de uppmätta halterna, E4 Vallstanäs, där (g) efter grundämnet står för grovfraktion (övriga i ämnen finfraktionen).

7.3.1.1 Källa bakgrund

Bakgrundskällan karakteriseras av hög koncentration av grundämnet svavel i finfraktionen och förhållandet mellan grundämnena vanadin och nickel i samma fraktion, vilket är typiskt för oljeförbränning ($V/Ni = 2.7$). Även merparten av Br och Pb i finfraktionen tilldelas denna bakgrundskälla. Det är lite förvånande att Br/Pb-kvoten (0.5) är snarlik den som tidigare återfanns i blyad bensin. Identifieringen bekräftades ytterligare genom jämförelse med uppmätta bakgrundshalter av PM10 från Aspvreten utanför Nyköping (Figur 42). Med tanke på att mätningen skedde i omedelbar närhet till en stark källa (E4) stämmer de modellerade bakgrundshalterna för Vallstanäs förvånansvärt väl överens med de som uppmäts vid Aspvreten under samma tidsperiod. Särskilt samvariationen i tid är god. En regression mellan modellerat (PMF-bakgrund) och uppmätt bakgrundshalt av PM10 (Aspvreten) ger en lutning på 0.84 (intercept = $-1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $R^2=0.53$). PMF-modellen underskattar således bakgrunden något, vilket är rimligt. Bakgrunden beräknad med PMF bidrar med $4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (16 % av uppmätt PM10 vid Vallstanäs), jämfört med $7.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Aspvreten under samma period. Bakgrundens bidrag är viktigt att fastställa eftersom det endast är trafikens bidrag som skall jämföras med bidraget beräknat utifrån SMHIs PM10-modell (se nedan).

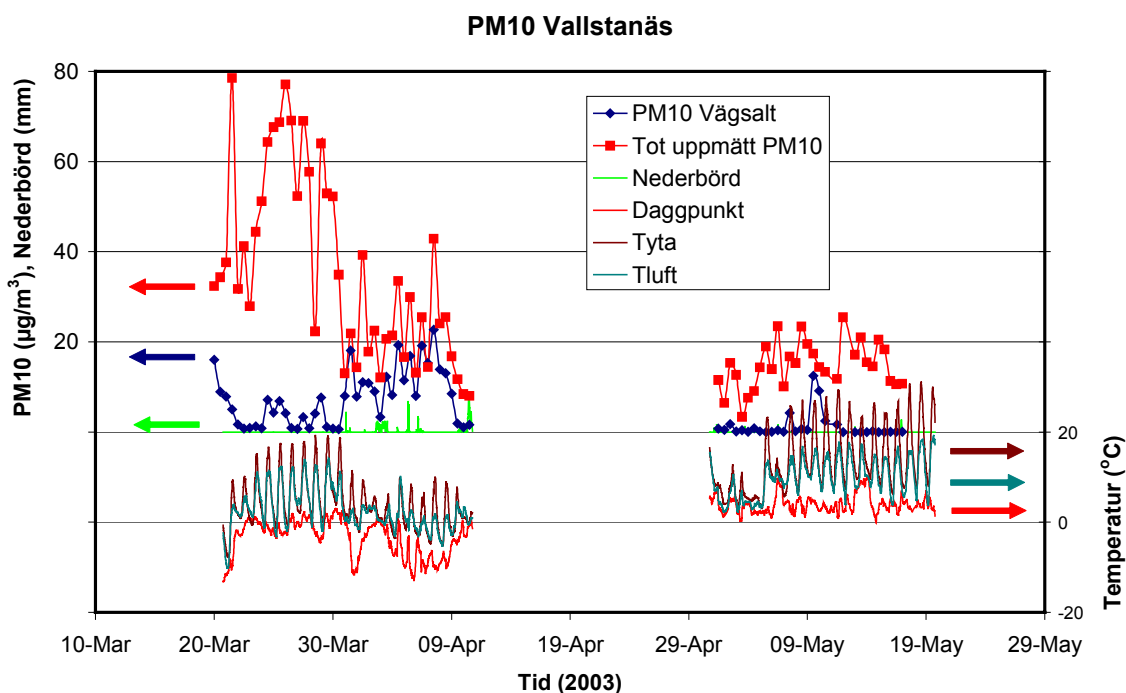


Figur 42. Bakgrundskällans PM10-bidrag (Vallstanäs) jämfört med PM10-halt uppmätt vid bakgrundsstationen Aspvreten söder om Stockholm.

7.3.1.2 Källa vägsalt

PMF-modellen tilldelar allt klor i finfraktionen och 53 % av klore i grovfraktionen till denna källa. Närheten till vägen gör det troligt att källan härrör från vägsalt, och inte havet. Källans sammansättning överstämmer väl med huvudkomponenterna i havssalt (som används för att göra vägsalt). Anriktningsfaktorer gentemot Cl i grovfraktionen ligger inom en faktor 0.5-2 för Si, K, Ca och även Cu. Anriktningsfaktorerna i finfraktionen ligger i intervallet 2.2-2.5 för S, K och Ca, medan brom i finfraktionen har anriktningsfaktorn 0.5. Källan är dock kontaminerad av framför allt jordstoft (Si (fin), Ti (fin och grov), Fe (fin), Ni(fin) och Cu(fin)) men även Pb (fin och grov). Förhållandena mellan dessa grundämnen överensstämmer också väl med de som gäller för jordstoft.

Källan är starkast då daggpunktstemperaturen ligger under 0 °C, samtidigt som temperaturen på vägbanan och i luften är nära eller under 0 °C. Särskilt samvariationen mellan vägsaltkällan och daggpunktstemperaturen (en anti-korrelation) är slående (se Figur 43). Under perioden 31 mars till 9 april 2003 föll nederbörd i form av snö eller snöblandat regn, vilket troligtvis föranledde halkbekämpning i form av saltning av E4. Tyvärr finns dock inga data om vägunderhåll för denna period. Vägbanan blev fuktig 31 mars vilket gjorde att bidraget från det grova jordstoftet försvann (se nedan) samtidigt som vägsaltbidraget ökade.



Figur 43. Vallstanäs: Vägsaltkällans PM10-bidrag, total uppmätt PM10-halt, samt olika temperaturer vid mätplatsen (E4). Pilarna anger vilken axel som hör till respektive tidsserie.

Det vägsalt som ger upphov till luftburna partiklar genereras troligtvis i form av små salt droppar som även innesluter jordstoftpartiklar och annat material från vägbanan. Andelen vägsalt i form av natriumklorid av den totala partikelmassan är väldigt liten. Dropparna bildas när fordonens däck rullar över en fuktig väg bana. En stor andel av dropparna torde vara större än 10 µm i diameter, vilket gör att de inte samlas in i aerosolprovtagnarna.

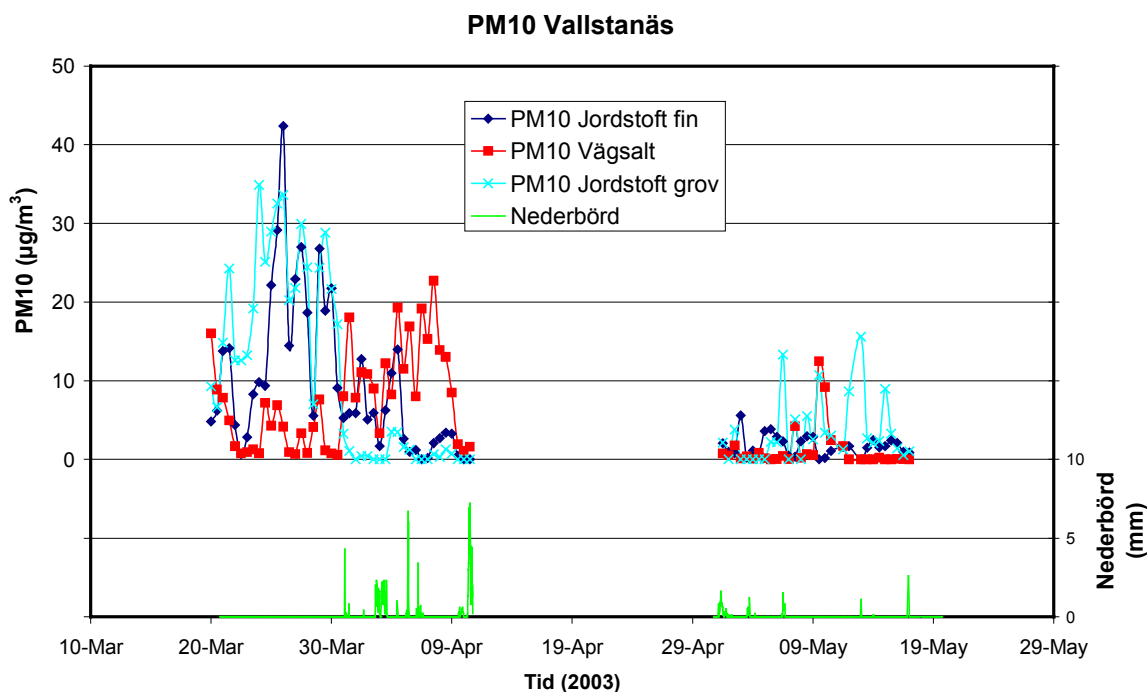
7.3.1.3 Källorna jordstoft grov och fin

Slitagepartiklar från väg och däck studeras parallellt inom ett annat projekt finansierat av Vägverket (WearTox - Effects on epithelial cells and alveolar macrophages of wear particles

from pavement, tyres and studs generated in a road simulator, Koordinator: Mats Gustafsson, Väg- och transportforskningsinstitutet i Linköping). Dessa experiment utförs vid VTIs vägsimulator, vilket gör att partikelgenereringen kan studeras på ett mer kontrollerat sätt än i en utomhusmiljö. Partiklar som samlades in med en kaskadimpaktor och analyserades med PIXE (vid avdelningen för Kärnfysik, LTH) visade att slitagepartiklar som härrör från vägbanan har en massmediandiameter runt 3 μm och en sammansättning som återspeglar vägbeläggningen (granit, kvartsit). En betydande del av slitagepartiklarnas massa återfanns vid partikeldiametrar $<2 \mu\text{m}$. Det är därför inte förvånande att de grundämnen som är karakteristiska för jordstoft (Al, Si, K, Ca, Ti, Mn, Fe) förekommer i höga halter i både grov- och finfraktionen i de prov som samlats in vid E4 i Vallstanäs.

Mer förvånande är att PMF-modellen för Vallstanäs konsekvent delade upp jordstoftet i två separata källor. De två jordstoftkällorna hade tonvikten på grov- respektive finfraktionen. Det gick inte att erhålla en acceptabel PMF-lösning som slog samman de två jordstoftkällorna för en som på ett tillfredsställande sätt kunde förklara variansen för både grova och fina jordstoftpartiklar. Detsamma gällde för PMF-modellen för Sveavägen.

Skälet till att jordstoftkällorna separerades beror med all sannolikhet på genereringsprocessen. Det grova jordstoftet observerades enbart under torra perioder, medan det fina jordstoftet bidrog till PM10-halterna även då vägbanan var fuktig. Som redan nämnts var även vägsaltkällan kontaminerad av fint jordstoft. Tabell 5 och Figur 41 visar hur PMF-modellen delar upp jordstoftet på de två källorna. Som synes är inte källorna helt separerade i fin- och grovfraktion utan överlappar till viss grad.



Figur 44. Vallstanäs: PM10-bidraget från källorna jordstoft (fin och grov) och vägsalt (vänstra skalan) samt nederbörden (högra skalan).

Närheten till vägen gör det troligt att jordstoftet i huvudsak härrör från slitage av vägbanan, och inte uppvirvling av jordstoft från de omgivande markerna. Källstyrkan var också avsevärt högre då vindarna blåste från vägen än då de blåste från motsatta hållet. I källorna jordstoft grov och fin ligger huvuddelen av de typiska jordstoftämnena (Al, Si, K, Ca, Ti, Mn och Fe). Anrikningsfaktorer gentemot Ti i respektive fraktion ligger inom en faktor 3 för dessa ämnen (undantag Al(f)=4.6). Även mindre jordstoftkomponenter som Ni(g), Zn(g) och Pb(g) har anrik-

ningsfaktorer mellan 1-3. Det råder således ingen tvekan om identifiering av dessa två källor som jordstoft. Källorna är också tämligen rena, dvs. inte kontaminerade av andra källor.

Figur 44 visar PM10-bidraget från jordstoftkällorna enligt PMF-modellen. Det dominerande mönstret är att grovt jordstoft inte förekommer samtidigt som vägsaltkällan (med undantag för 9 maj 2003). Däremot förekommer fint jordstoft ofta samtidigt med vägsalt, till exempel under den våta perioden 31/3-9/4.

De exakta genereringsprocesserna är komplexa och beror på en hel rad parametrar, av vilka flera är okända eller måste uppskattas (exempelvis vattenmängd på vägbanan). Slutsatserna från denna studie kan kort sammanfattas enligt följande: Under torra perioder genereras jordsstoff både i grov- och finfraktionen, medan det grova jordsstoffet effektivt binds på vägbanan då denna är fuktig. Jordstoft kan då fortfarande resuspenderas, men då i finfraktionen och i form av en droppaerosol som även kan innehålla vägsalt. Källstyrkan för vägsaltet varierar bland annat med depån av salt på vägbanan.

Försök med sopning av vägbanan i syfte att minska PM10-halterna gjordes på kvällen den 26 mars 2003 kl. 21. Det är värt att notera att källbidragen till PM10 från slitage av vägbanan enligt PMF-modellen fortfarande är tämligen höga under och omedelbart efter sopningen. Följande PM10-halter beräknades av modellen för de tre 12-timmarsproven före, under och närmast efter sopningen (dygnsprov 26 mars – nattprov 26-27 mars – dygnsprov 27 mars 2003): jordstoft-grov: 20.3-21.8-29.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, jordstoft-fin: 14.6-23.0-27.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enligt modellen var bakgrunden relativt konstant (6.5-5.9-12.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), medan den varierade mer på Aspvreten (12.7-7.3-9.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bidraget från vägsalt var relativt lågt (0.9-0.7-3.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Slutsatsen är att den sopning av E4 som utfördes vid Vallstanäs på kvällen 26 mars 2003 inte nämnvärt påverkade halterna av PM10 vid mätplatsen.

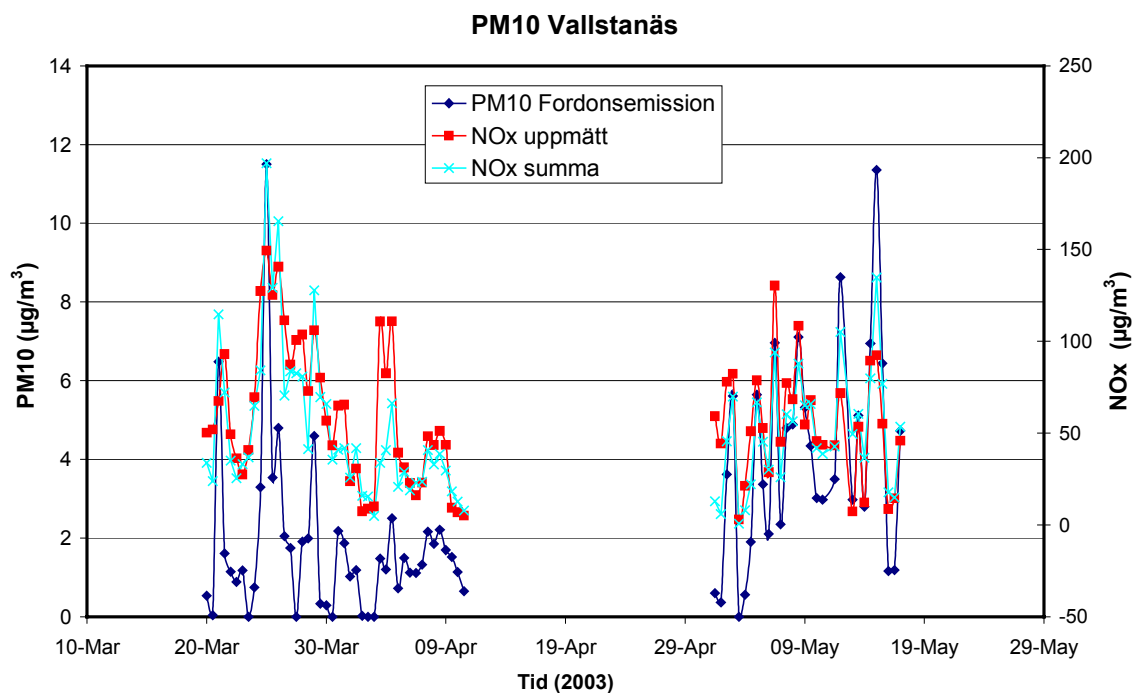
7.3.1.4 Källa Fordonsemission

Fordonsemissionen karakteriseras framför allt av järn i finfraktionen samt NO_x . Källans PM10-bidrag var relativt lågt (2.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 9.7 %). Källan samvarierade ganska väl med den uppmätta NO_x -koncentrationen. En stor del av grundämnena Fe och Cu i både fin- och grovfraktionen samt dessutom Cr och Mn i finfraktionen tilldelades denna källa (32-59 %). Merparten av NO_x -halterna (49.5 %) tillskrevs enligt PMF-beräkningen också från källan Fordonsemissioner. Denna källa identifierades som en kombination av avgaser (NO_x), bromsslitage (Fe, Cu) och däckslitage (Zn). Fördelningen mellan dessa källtyper kompliceras av att både däck och bromsbelägg innehåller såväl Zn som Cu. Zink tillsätts vid tillverkning av däck som aktivator vid vulkaniseringsprocessen i halter runt 1-2 % av massan.

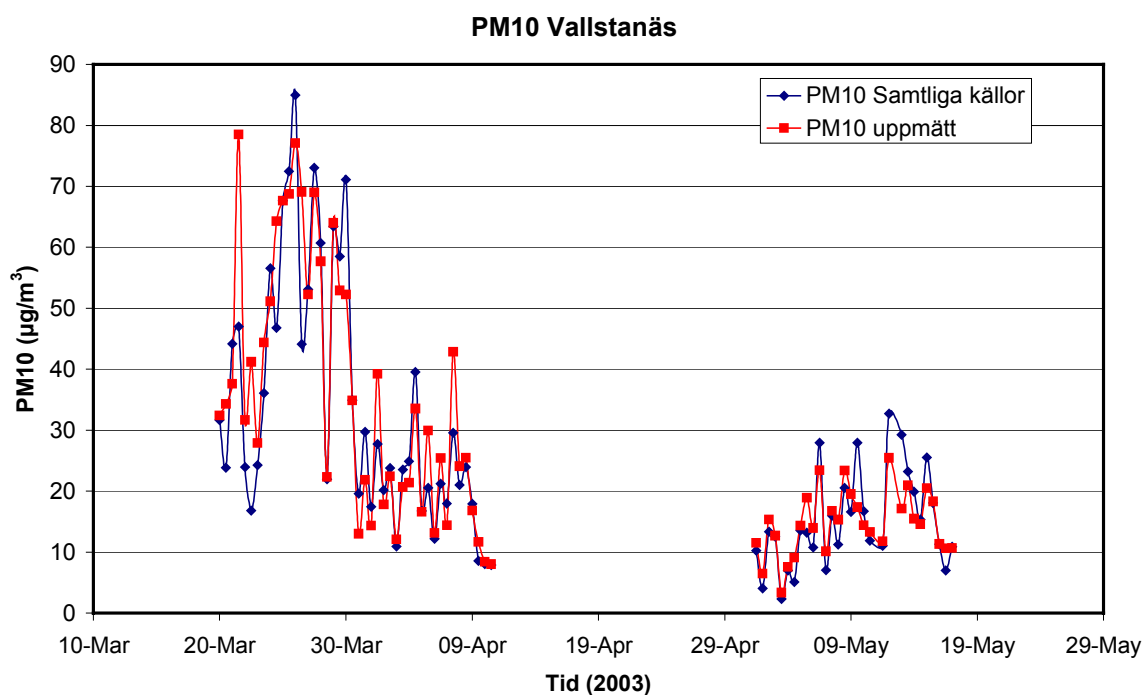
Både Zn och Cu används som värmeavledare i bromsbackar. Förhållandet Zn/Cu är i regel >1 i däck, medan det omvända förhållandet gäller för bromsbackar. Bromsskivor består till större delen av Fe. En betydande del av halterna av grundämnena järn och koppar återfinns i denna källa (Fe: grov 38 %, fin 32 %; Cu: grov 59 %, fin 44 %). Zink fördelas dock huvudsakligen på jordstoftkällorna och endast till ringa del på Fordonsemissioner (Zn: grov 1 %, fin 10 %). I både fin- och grovfraktionen ger PMF-modellen en Cu/Zn kvot >1 , vilket tyder på att bromsar ger ett större bidrag till källan Fordonsemission än däckslitage. Denna källas inverkan på PM10-halterna vid E4 Vallstanäs är dock blygsam, endast 2.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i medeltal över perioden.

Figur 55 visar tidsvariationen för Fordonsemissionskällan samt uppmätta och modellerade NO_x -halter, den senare beräknad som summan av alla källor. Det är värt att notera att mer än hälften av NO_x -halterna tilldelas de andra trafikrelaterade källorna (men inte bakgrundskällan). Detta kan vid första anblicken verka märkligt. Men eftersom även resuspension av jordstoft och vägsalt härrör från trafiken på E4 är det naturligt att även en del av NO_x -halterna tilldelas dessa källor eftersom de samvarierar med trafikintensiteten. Bakgrundshalterna av NO_x är väldigt

låga i förhållande till de totala halterna. Summerar man de fem källornas PM10-bidrag och jämför det med den uppmätta PM10-halten ser man att PMF-modellen förklarar variationerna väl.



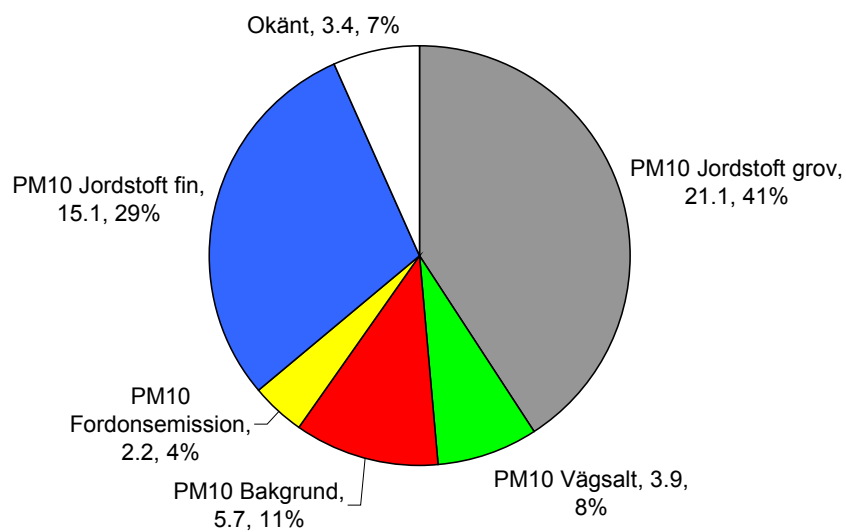
Figur 45. Vallstanäs: PM10-bidraget från källan Fordonsemission, samt uppmätta och modellerade NO_x -halter (summan av alla källor).



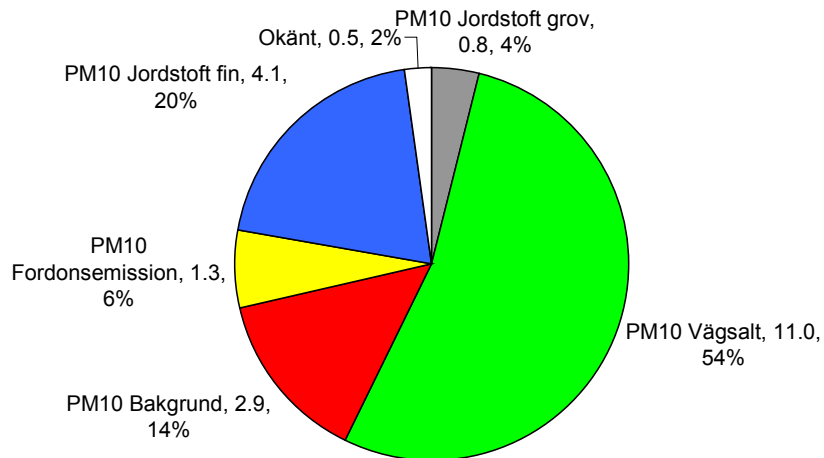
Figur 46. Vallstanäs: PM10-bidragen summerat över samtliga fem källor, jämfört med uppmätt PM10-halt.

Källornas enskilda bidrag i relation till den uppmätta PM10-halten varierar i tiden beroende på många olika faktorer, till exempel väderleken. Under en kall period med torr (20-30 mars 2003) respektive nederbördsrik (30 mars 9 april 2003) väderlek (snö) ser man att bidragen från källorna vägsalt, jordstoft grov och jordstoft fin förändras markant.

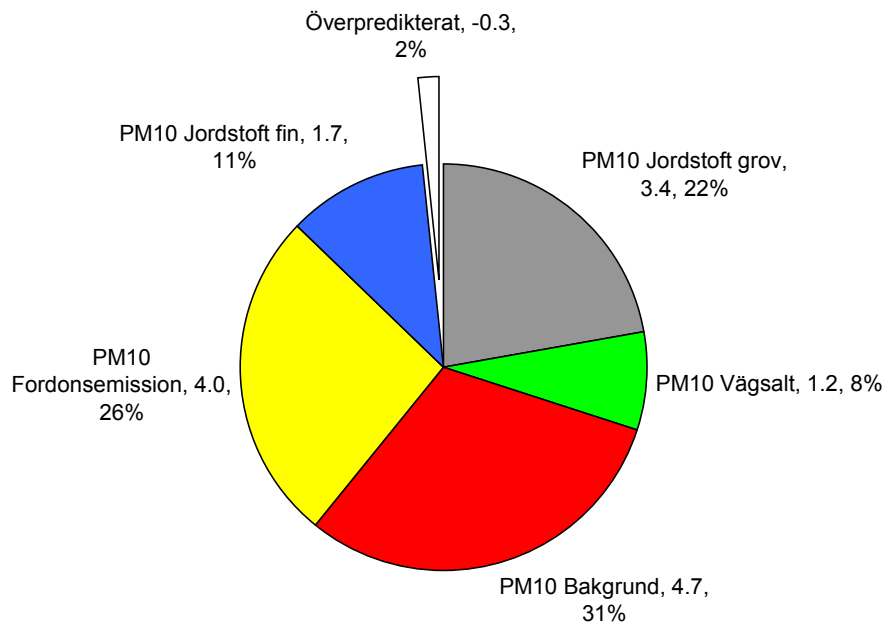
Under den kalla och torra perioden är bidraget från jordstoft (fin + grov) hela $36.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medan det sammanlagda jordstoftbodydraget endast uppgår till 4.9 respektive $5.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under den våta kalla perioden och den varma perioden i maj 2003. De höga PM10-bidragen från vägslitage verkar även höra samman med andelen fordon som använde dubbdäck. Figur 50 visar att PM10-bidragen från jordstoftbodykällorna (grov + fin) var avsevärt högre under den period i början av mätkampanjen då dubbdäcksanvändandet var hög (runt 60 % av bilparken).



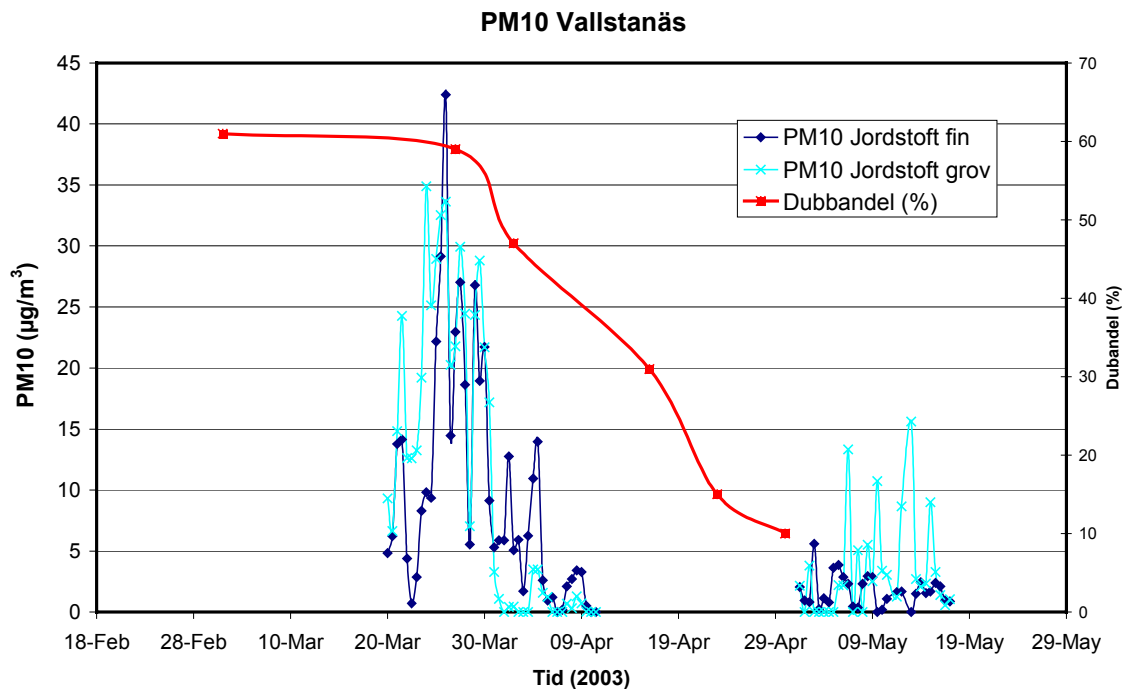
Figur 47. Vallstanäs: Källornas medelbidrag i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och % i relation till uppmätt PM10-halt under en torr och kall period (20-30 mars 2003).



Figur 48. Vallstanäs: Källornas medelbidrag i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och % i relation till uppmätt PM10-halt under en våt och kall period (30 mars - 10 april 2003).



Figur 49. Vallstanäs: Källornas medelbidrag i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och % i relation till uppmätt PM10-halt under en varm period (1-17 maj 2003).

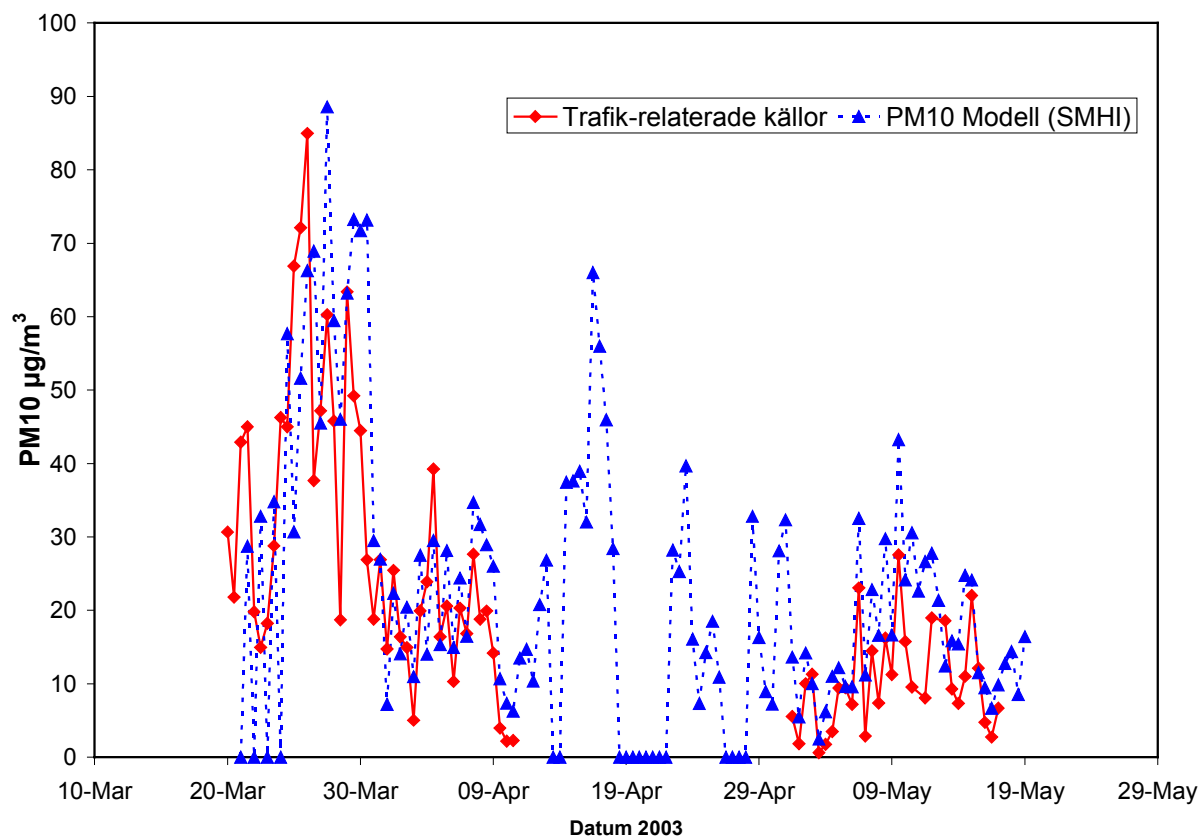


Figur 50. Vallstanäs: Jordstoffkällorna (grov + fin) är som högst under den kall torra period (20-30 mars 2003) då även andelen fordon med dubbdäck var hög (60 % av fordonsparken).

7.3.2 Jämförelse med SMHIs PM10-modell

Resultatet av käll-receptormodelleringen för Vallstanäs kan jämföras med PM10-halterna beräknade av med hjälp av den modell för emissioner och halter av PM10 i trafiknära miljöer som utvecklats av SMHI inom ramen för detta projekt.

Endast bidragen från trafikrelaterade källorna skall då tas med i jämförelsen. Figur 51 visar en sådan jämförelse mellan SMHIs modell och käll-receptormodellen för Vallstanäs. SMHIs modell lyckas beskriva PM10-haltnen och dess variationer på ett tillfredsställande sätt. Särskilt viktigt är att modellen förmår beräkna PM10-halterna väl både under den torra, kalla perioden och minskningen som orsakas av en fuktig vägbana och minskad dubbdäcksandel.



Figur 51. Vallstanäs: Jämförelse mellan PM10-halterna beräknade med SMHIs modell och summan av de fyra trafikrelaterade källorna beräknade med käll- receptormodellen.

7.3.3 Emissionsfaktorer beräknade utifrån käll- receptormodellen och SMHIs spridningsmodell

SMHIs modell för att beräkna halterna av PM10 längs en väg innehåller, förutom emissionsdelen, en modell för hur de emitterade gaserna och partiklarna sprids från vägen. För motorvägen E4 vid Vallstanäs används en modell för Gaussisk spridning från (fyra) linjekällor, en källa för varje fil (Gidhagen, 2004). Denna spridningsberäkning används här, i kombination med de PM10-källbidrag som beräknats med käll- receptormodellen för Vallstanäs, för att beräkna emissionsfaktorer. Dessa beräknas för varje trafikrelaterad källa (jordstoft grov, jordstoft fin, vägsalt och Fordonsemissioner) samt summan av dessa. Spridningsberäkningen gäller för inerta gaser och partiklar, och inkluderar inte deposition och omvandlingar från källa till mätplats (här E1). De emissionsfaktorer som beräknas kan betraktas som en sorts effektiva emissionsfaktorer som inte inkluderar den (okända) del av PM10 som deponeras på vägen eller i vägrenen. Sådana effektiva emissionsfaktorer torde vara av större intresse för modellering av PM-halter i trafikmiljöer.

Emissionsfaktorerna beräknas här endast för hela fordonsparken (6 % tunga fordon) eftersom en osäkerhet råder vad gäller förhållandet mellan källstyrkorna för tunga respektive lätta fordon. En uppdelning mellan dessa fordonstyper är därför svår att göra utan ytterligare information. Eftersom emissionsfaktorerna kan variera kraftigt kan man inte använda trafikdata för att fördela emissionsfaktorerna mellan fordonstyperna – såsom gjorts tidigare i tunnelstudier (Kristensson et al, 2004).

Vid beräkningen av emissionsfaktorerna definierades ett antal kriterier som samtliga måste vara uppfyllda innan en emissionsfaktor beräknades: 1) Källbidraget för respektive trafikälla enligt käll- receptormodellen måste vara $> 0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 2) Antalet timmar utan spridning från E4 måste vara < 6 timmar under varje 12-timmars prov; 3) Det beräknade bidraget enligt spridningsmodellen från den fil som ligger närmast mätplatsen E1 måste vara större än $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för en källstyrka på $1\mu\text{g}/(\text{m}\cdot\text{s})$. Även om dessa krav inte är särskilt strikta sållades ett antal provtillfällen bort. Enbart kravet (2) att vindarna skulle komma från E4 uteslöt 17 stycken 12-timmarsprov. Data delades in i tre olika perioder med varierande väderlek; en kall och torr period (21-30/3 2003), en kall och våt period (31/3-10/4 2003) och slutligen en varm period (1-8/5 2003) med någon nederbörd. Resultaten presenteras i Figur 52 och Tabell 6 nedan.

Som synes varierar de beräknade emissionsfaktorerna för jordstoftkällorna och vägsaltet kraftigt mellan de olika perioderna (~ 20 - $420 \text{ mg}/\text{fkm}$), medan de direkta Fordonsemissionerna (avgaser, bromsar, däck) är mer stabila (~ 50 - $70 \text{ mg}/\text{fkm}$). Studien i Söderledstunneln (Kristensson et al, 2004) uppskattade emissionerna för PM0.6 (dvs. i huvudsak avgasutsläppen) till $\sim 50 \text{ mg}/\text{km}$, vilket stämmer väl med uppskattningen från E4 Vallstanäs.

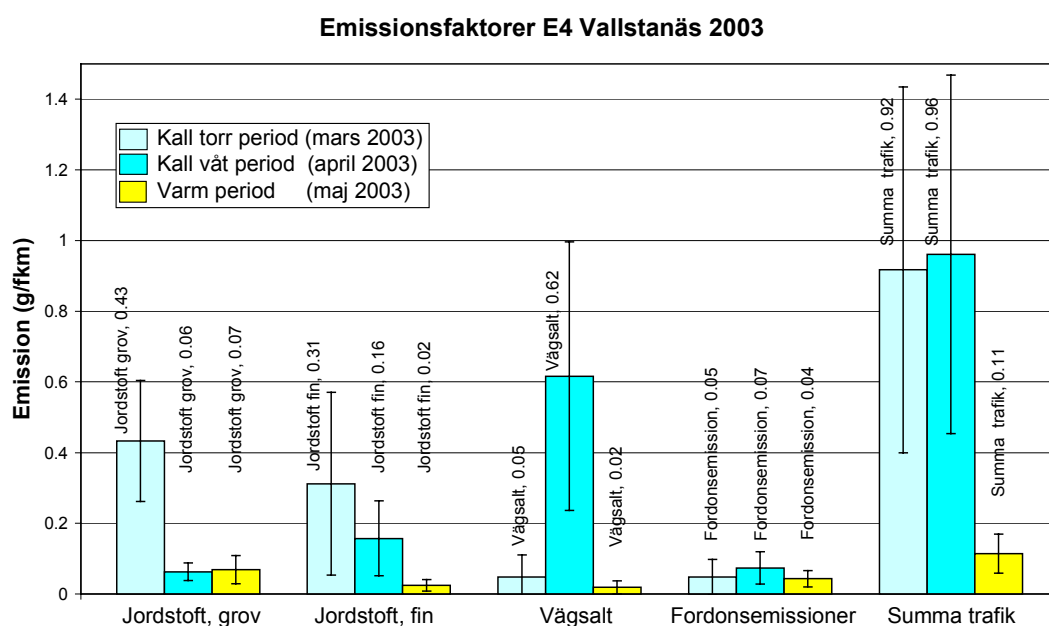
Det är tydligt att avgasutsläppen endast står för en liten andel av den totala emissionsfaktorn under den kalla perioden (totala emissionsfaktorn var ~ 920 - $960 \text{ mg}/\text{fkm}$), och att avgaserna då endast ger ett ringa bidrag till halterna av PM10 vid E4 Vallstanäs. Samma resonemang gäller för bidraget från bromsar och däckslitage, som utgör en del av källan "Fordonsemission". Under den varma perioden däremot utgör de direkta Fordonsemissionerna (avgaser, bromsar, däck) en betydande del ($\sim 40 \text{ mg}/\text{fkm}$) av de totala emissionerna ($\sim 110 \text{ mg}/\text{fkm}$). Risken för överskridanden av miljökvalitetsnormen för PM10 har visat sig vara störst under kalla perioder, och beror alltså på vägslitage.

Som tidigare påpekats är PM10-bidraget från det grova jordstoffet som allra störst under perioden med kallt och torrt väder och en hög andel lätta fordon med dubbdäck. Emissionsfaktorn under denna period är betydligt högre ($\sim 430 \text{ mg}/\text{fkm}$) än under nästföljande kalla period med nederbörd ($\sim 60 \text{ mg}/\text{fkm}$) och under den varma perioden i maj ($\sim 70 \text{ mg}/\text{fkm}$). Även det fina jordstoffet minskar då vägbanan fuktas (från $\sim 310 \text{ mg}/\text{fkm}$ till $\sim 160 \text{ mg}/\text{fkm}$), men inte lika mycket som för det grova stoffet. Istället ökar bidraget från vägsaltkällan markant (från $\sim 50 \text{ mg}/\text{fkm}$ till $\sim 620 \text{ mg}/\text{fkm}$). Det bör noteras att vägsaltkällan inte består av enbart salt utan är kontaminerad av jordstoft från vägslitage. Sammantaget resulterar detta i att emissionsfaktorn för samtliga trafikrelaterade källor förutom direkta Fordonsemissioner är relativt konstant (~ 870 - $890 \text{ mg}/\text{fkm}$) under den kalla perioden, oavsett om vägbanan är fuktig eller inte. Detta står i skarp kontrast till den totala emissionsfaktorn (undantaget direkta Fordonsemissioner) för den varma perioden, vilken endast uppgår till $\sim 100 \text{ mg}/\text{fkm}$. Troligtvis beror detta på det kraftigare slitaget av vägbanan under den kalla perioden då dubbdäck används i högre utsträckning. Det uppskattade värdet på emissionsfaktorn för trafikällorna (förutom direkta Fordonsemissioner) för den kalla perioden på $\sim 900 \text{ mg}/\text{fkm}$ kan jämföras med det maximala värde på $1200 \text{ mg}/\text{fkm}$ som används i SMHIs PM10-modell för torra vägbanor under vinterperioden.

De kalltyper för jordstoft som separeras av käll- receptormodellen i en fin och en grov del är inte helt likvärdigt med en kalltilldelning baserad på separata haltdata för finpartikulärt PM (PM2.5) och grovpartikulärt PM (PM10-PM2.5). Käll- receptormodellens uppdelning är däremot tillräckligt distinkt för att den skall kunna användas som en uppskattning av källstyrkan för finpartikulärt respektive grovpartikulärt PM.

Tabell 6. Emissionsfaktorer (medelvärde \pm en standardavvikelse, enhet g/fkm), beräknade utifrån käll- receptormodellen och en Gaussisk linjespridningsmodell, för den samlade fordonsflottan vid E4 Vallstanäs (6 % tunga fordon). Kall och torr period: 21-30/3 2003; Kall och våt period: 31/3-10/4 2003; Varm period: 1-8/5 2003. "Kallt" anger emissionsfaktorerna för båda de kalla perioderna. Kursiva siffror inom parentes anger det antal 12-timmars-tillfällen som används för att beräkna emissionsfaktorn.

EF (g/fkm)	Jordstoft grov	Jordstoft fin	Fordons-emission	Vägsalt	Summa trafik
Kallt, torrt	0.433 \pm 0.171 (18)	0.312 \pm 0.259 (18)	0.048 \pm 0.050 (15)	0.049 \pm 0.062 (18)	0.917 \pm 0.518 (18)
Kallt, vått	0.063 \pm 0.025 (8)	0.157 \pm 0.106 (11)	0.074 \pm 0.046 (11)	0.616 \pm 0.380 (11)	0.961 \pm 0.507 (11)
Kallt	0.319 \pm 0.225 (26)	0.253 \pm 0.225 (29)	0.059 \pm 0.049 (26)	0.264 \pm 0.364 (29)	0.934 \pm 0.505 (29)
Varmt	0.069 \pm 0.040 (4)	0.025 \pm 0.017 (9)	0.043 \pm 0.023 (9)	0.019 \pm 0.018 (7)	0.114 \pm 0.055 (9)



Figur 52. Vallstanäs: Emissionsfaktorer för den samlade fordonsflottan beräknade utifrån källreceptormodellen och en Gaussisk linjespridningsmodell.

7.3.4 Sveavägen

Den PMF-modell som ger en stabil lösning för Sveavägen ger samma fem källor som vid E4 Vallstanäs:

6. Jordstoft grov
7. Vägsalt
8. Jordstoft fin
9. Bakgrund
10. Fordonsemission

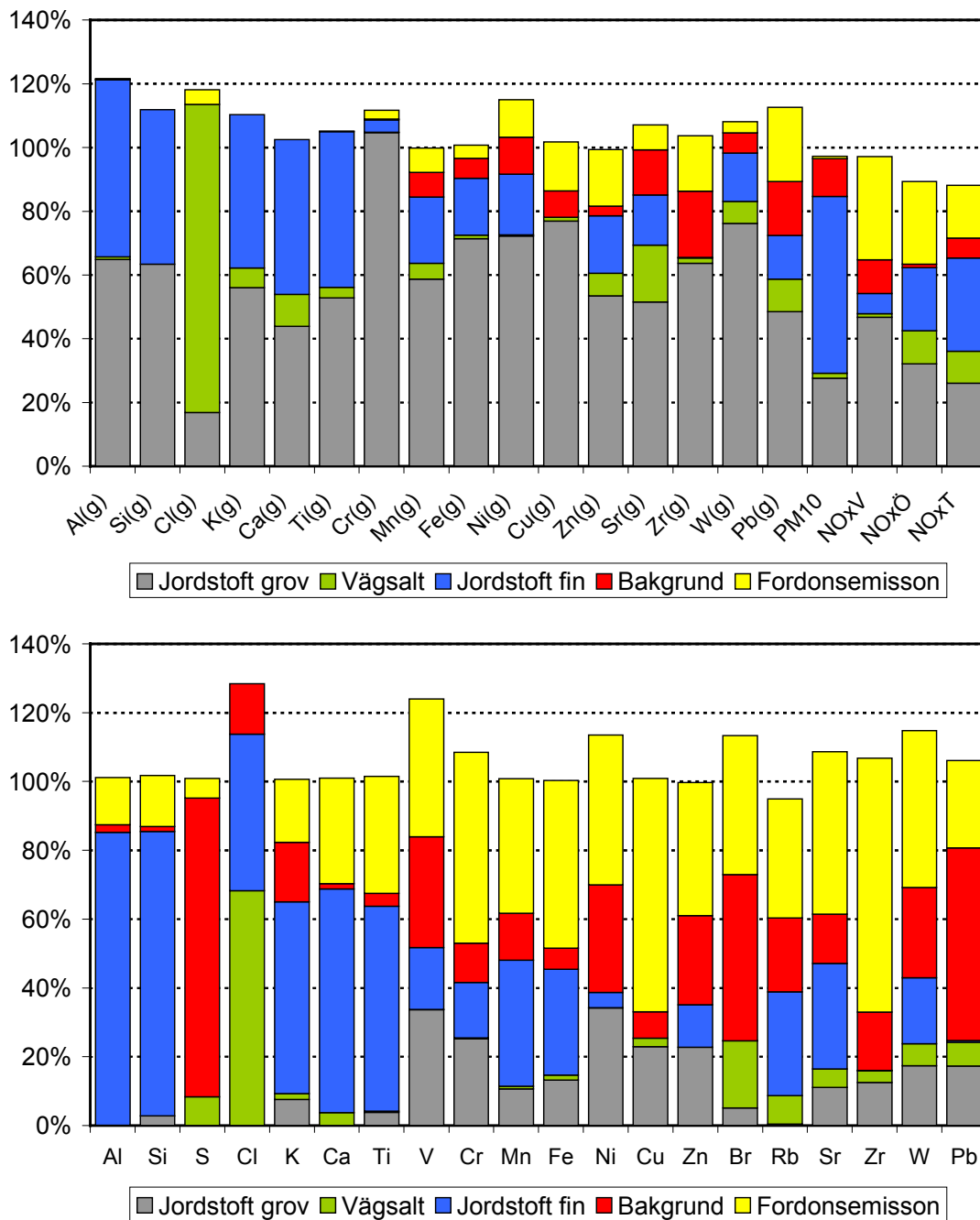
Dessa källors bidrag till den totala PM10-halten uppmätt vid vägkanten anges i Tabell 7 och visas i Figur 53. Källorna har identifierats utifrån deras sammansättning och validerades på ett liknande sätt som för Vallstanäs.

Det är intressant att notera att samma källtyper separerades både för Sveavägen och E4 Vallstanäs. Även uppdelningen av jordstoffet (orsakat av vägslitage) i en fin och en grov fraktion är densamma för båda trafikmiljöerna. Det betyder att liknande processer och mekanismer styr partikelbildningen i båda miljöerna, vilket underlättar utvecklingen och valideringen av PM-modellen.

Eftersom inga trafikmätningar utfördes på Sveavägen under mätkampanjen 2003, måste fler antaganden göras för att beräkna emissionsfaktorer för de olika källtyperna. Trafikmönstret för Sveavägen är dock tämligen stabilt och har uppmätts under ett flertal tidigare tillfällen. Därför kan antagas att trafikintensiteten vid Sveavägen under mätkampanjen våren 2003 följde det normala dygns- och veckomönstret. NO_x-halterna mättes på båda sidor av Sveavägen samt i taknivå under mätkampanjen. Med hjälp av invers modellering och NO_x-halterna kan emissionsfaktorer för de olika källtyperna beräknas på samma sätt som för tidigare gjorts för Hornsgatan för PM10 och bensen (t ex Omstedt & Johansson, 2004).

Vid en studie utförd av IVL vid Hornsgatan i Stockholm (Sternbeck m fl, 2004) under perioden mars 2003 till februari 2004 gjordes en liknande källreceptormodellering baserad på metalldata (ICP-MS-analys) som den som presenteras här (PIXE-analys). Studien finansierades även den av Vägverket.

Vid Sveavägen uppskattades bidraget från direkta Fordonsemissioner (avgaser, bromsar, däck) till mindre än 1 % av de totala PM10-halterna (0.6 µg/m³). För Hornsgatan gjordes bedömningen att hela 8 µg/m³ härrörde från bromsar, vilket utgjorde i genomsnitt 23 % av PM10-halterna. Utifrån våra egna data från Sveavägen, och även Vallstanäs, kan vi inte se att det finns utrymme för ett så starkt bidrag från bromsar som det som uppskattades av Sternbeck m fl (2004) för Hornsgatan (se även under kapitlet Slitage av bromsbelägg). Här bör nämnas att ICP-MS-analyserna även gav data för antimon (Sb), som kan användas för att indentifiera bidraget från bromsar. Detektionsgränsen för antimon är högre vid en PIXE-analys jämfört med ICP-MS.



Figur 53. PMF-modellens källtilldelning angett i procent av de uppmätta halterna, Sveavägen, där (g) efter grundämnet står för grovfraktion (övriga i ämnen finfraktionen). NOx anges för östra (Ö), västra (V) sidan och taknivå (T).

Tabell 7. Resultaten från PMF för Sveavägen, där (g) efter grundämnet står för grovfraktion (övriga ämnen i finfraktionen). Halter för grundämnena i ng/m³, för PM10 och NO_x i µg/m³.

	Jordstoft grov 1	Vägsalt 2	Jordstoft fin 3	Bakgrund 4	Fordons- emission 5	Summa	Medel (uppmätt)	PMF/ Uppmätt (%)
Al(g)	121.50	1.59	103.98	0.05	0.73	227.8	187.2	122 %
Si(g)	413.90	0.02	316.14	0.00	0.00	730.1	652.6	112 %
Cl(g)	54.00	309.50	0.00	0.00	14.82	378.3	320.2	118 %
K(g)	38.48	4.29	32.98	0.00	0.00	75.8	68.7	110 %
Ca(g)	43.11	9.77	47.67	0.00	0.00	100.6	98.1	103 %
Ti(g)	7.03	0.44	6.49	0.03	0.00	14.0	13.3	105 %
Cr(g)	0.76	0.00	0.03	0.00	0.02	0.8	0.7	112 %
Mn(g)	1.97	0.16	0.70	0.26	0.26	3.3	3.4	100 %
Fe(g)	199.30	3.02	50.03	17.34	11.60	281.3	279.2	101 %
Ni(g)	0.28	0.00	0.07	0.04	0.05	0.4	0.4	115 %
Cu(g)	8.11	0.13	0.00	0.87	1.63	10.7	10.6	102 %
Zn(g)	2.71	0.36	0.92	0.16	0.90	5.0	5.1	99 %
Sr(g)	0.36	0.12	0.11	0.10	0.05	0.7	0.7	107 %
Zr(g)	1.02	0.03	0.00	0.34	0.28	1.7	1.6	104 %
W(g)	0.69	0.06	0.14	0.06	0.03	1.0	0.9	108 %
Pb(g)	0.71	0.15	0.20	0.25	0.34	1.7	1.5	113 %
PM10	21.23	1.27	42.64	9.11	0.59	74.8	77.0	97 %
NOxV	41.71	1.00	5.59	9.53	28.91	86.7	89.2	97 %
NOxÖ	24.52	7.95	15.18	0.82	19.83	68.3	76.5	89 %
NOxT	5.62	2.14	6.31	1.35	3.57	19.0	21.5	88 %
Al	0.16	0.01	622.16	15.97	100.18	738.5	730.1	101 %
Si	58.62	0.02	1742.60	30.72	313.60	2145.6	2107.5	102 %
S	0.10	103.60	0.05	1075.55	71.28	1250.6	1239.2	101 %
Cl	0.00	276.78	184.26	59.56	0.00	520.6	405.4	128 %
K	22.59	5.18	165.90	51.66	54.41	299.7	297.9	101 %
Ca	0.00	11.08	191.27	4.57	90.12	297.0	294.2	101 %
Ti	1.67	0.12	25.68	1.64	14.61	43.7	43.1	101 %
V	0.93	0.00	0.50	0.89	1.11	3.4	2.8	124 %
Cr	0.57	0.01	0.36	0.26	1.25	2.5	2.3	109 %
Mn	0.98	0.07	3.39	1.25	3.62	9.3	9.2	101 %
Fe	94.90	10.30	219.80	44.37	348.96	718.3	715.8	100 %
Ni	0.61	0.00	0.08	0.56	0.78	2.0	1.8	113 %
Cu	5.63	0.60	0.00	1.89	16.67	24.8	24.6	101 %
Zn	5.44	0.00	2.95	6.18	9.24	23.8	23.9	100 %
Br	0.14	0.53	0.00	1.31	1.10	3.1	2.7	113 %
Rb	0.01	0.15	0.57	0.41	0.65	1.8	1.9	95 %
Sr	0.18	0.09	0.51	0.24	0.78	1.8	1.7	109 %
Zr	0.64	0.17	0.00	0.86	3.74	5.4	5.1	107 %
W	0.36	0.13	0.40	0.54	0.94	2.4	2.1	115 %
Pb	1.18	0.47	0.04	3.80	1.73	7.2	6.8	106 %

7.4 Sammanfattning – Käll- receptormodellering Vallstanäs

De multivariata beräkningarna för Vallstanäs baserad på grundämnesanalys (med PIXE) av aerosolprov i både fin och grovfraktion delar upp PM10-halterna på fem källor. Av dessa är fyra trafikrelaterad och en utgör en bakgrundskälla. Bakgrunden beräknad med PMF bidrar dock tämligen lite till PM10-halterna vid Vallstanäs under mätperioden ($4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 16 % av uppmätt PM10), vilket stämmer väl med uppmätt bakgrundshalt. Den källa som kan kopplas till direkta Fordonsemissioner (avgasutsläpp, bromsar, däck) utgör även den en liten del av PM10-halterna ($2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 9.7 %). De klart dominerande källorna för PM10 är istället vägslitage och en källa som är kopplad till vägsalt men som hänger samman med vägslitage. Slitage av väg orsakas till stor del av dubbdäck och har en sammansättning som är snarlik jordstoft i både fin- och grovfraktionen (vilket avspeglar stenmaterialet i vägbanans ballast). Vägsaltskällan är även den klart kontaminerad av jordstoft, det vill säga, det är inte ren NaCl utan till stor del material från vägbanan. I övrigt har denna källan en sammansättning som är väldigt lik havssalt. Jordstoffet i grovfraktionen är särskilt högt under kalla och torra perioder med hög andel fordon som använder dubbdäck. Detta grova jordstoft försvinner nästan helt då vägbanan fuktas, då istället jordstoft i finfraktionen och fint jordstoft blandat med vägsalt förekommer i tämligen höga halter (73 % av PM10-halterna under den kalla, fuktiga perioden).

Emissionsfaktorerna beräknades för hela fordonsparken (6 % tunga fordon) utifrån käll-receptormodellens resultat och en Gaussisk linjespridningsmodell. Emissionerna beräknades för tre olika perioder med varierande väderlek; en kall och torr period, en kall och våt period och slutligen en varm period. Emissionsfaktorerna för jordstoffkällorna och vägsaltet varierar kraftigt mellan de olika perioderna (~20-420 mg/fkm), medan de direkta Fordonsemissionerna (avgaser, bromsar, däck) är mer stabila (~50-70 mg/fkm).

Det är tydligt att avgasutsläppen endast står för en liten andel av den totala emissionsfaktorn under den kalla perioden (~920-960 mg/fkm), och att avgaserna då endast ger ett ringa bidrag till halterna av PM10 vid E4 Vallstanäs. Under den varma perioden däremot utgör de direkta Fordonsemissionerna (avgaser, bromsar, däck) en betydande del (~40 mg/fkm) av de totala emissionerna (~110 mg/fkm). Risken för överskridanden av miljökvalitetsnormen för PM10 har visat sig vara störst under kalla perioder, och beror då på vägslitage och saltning.

Emissionsfaktorn för samtliga trafikrelaterade källor förutom direkta Fordonsemissioner är relativt konstant (~870-890 mg/fkm) under den kalla perioden, oavsett om vägbanan är fuktig eller inte. Detta stämmer dock inte med observationer av PM10-emissioner i innerstaden som visar stora variationer mellan torra och fuktiga vägbanor. Fördelningen på grovt och fint jordstoft respektive vägsalt varierar dock kraftigt mellan den våta och torra vinterperioden. Det uppskattade värdet på emissionsfaktorn för trafikällorna (förutom direkta Fordonsemissioner) för den kalla perioden på ~900 mg/fkm kan jämföras med maxvärdet på 1200 mg/fkm som används i SMHIs PM10-modell för torra perioder under vintersäsongen.

Den sopning av vägbanan som utfördes 26 mars hade ingen påvisbar effekt på vare sig jordstoffkällorna eller vägsaltskällan. Den enskilda åtgärd som skulle ha störst effekt på halterna av PM10 vid E4 vore att begränsa användandet av dubbdäck.

8 Utveckling av spridningsmodell

8.1 Beskrivning av modellen

Emission av partiklar till luften i gatu- och vägmiljö kan beräknas med hjälp av trafikdata och emissionsfaktorer

$$E_{PM}^{trafik} = F * e_f^{tot} \quad (1)$$

där PM kan ange antingen PM10 eller PM2.5, F anger antal fordon/tidsenhet och e_f^{tot} anger emissionsfaktorn (mg/fkm). Om dygnstrafiken är 40 000 fordon/dygn och emissionsfaktorn för PM10 är 250 mg/fkm blir emissionen, från en gata/väg på 1000 meter, 10 kg per dygn. Kunskap om emissionsfaktorer är därför centralt, för beräkning av partikelemissioner från trafiken.

Vi skiljer på direkta emissioner från trafik och uppvirvlade emissioner. Det bör betonas att utifrån mätningar av halter i luften är det svårt att särskilja de två bidraget då de förs upp i atmosfären genom samma mekanism det vill säga via den aerodynamiskt bildade vak som uppkommer bakom fordonen. Det är dock praktiskt att göra det.

$$e_f^{tot} = e_f^{direkt} + e_f^{uppvirvling} \quad (2)$$

Som direkta utsläpp kan vi betrakta avgaser men också fordonsslitage och beläggningsslitage det vill säga

$$e_f^{direkt} = e_f^{avgaser} + e_f^{fordonsslitage} + e_f^{beläggningsslitage} \quad (3)$$

typiska värden för dessa emissionsfaktorer framgår av tabell 1.

Det uppvirvlade bidraget härrör från partiklar som ligger på gatan och påverkas därigenom av fuktigheten på gatan. Fuktigheten dämpar uppvirvlingen, varför det är viktigt att hålla reda på om gatan/dammet är fuktig eller ej. Uppvirvlingen beror också på mängden damm på gatan. Orsaken till damm på gatan är dubbdäckens slitage, sandning, saltning mm, se diskussion ovan. Halkbekämpning via sandning och saltning bidrar till slitaget av vägbanorna. Vilken typ av sand och salt spelar troligtvis också en roll. Sambanden mellan PM emissioner och olika halkbekämpningsmedel är dock oklar varför vi tillsvidare behandlar sandning och saltning på samma sätt.

Dubbdäck bidrar både till direkta emissioner via beläggningsslitage men också till dammdepån. Fördelningen mellan dessa är oklar. Bidraget från dubbdäcken till dammdepån kan vara betydande beroende på vägbanans fuktighet och om vägbanan är sandad eller saltad ("sandpapperseffekt"). En annan faktor som också påverkar mängden damm på gatan/vägen är nedfallet från omgivningen genom att luft, som innehåller mycket partiklar, blåser över gatan eller vägen. Orsakerna till de höga partikelnivåerna kan vara fler, bero på närliggande gator eller t.ex. närliggande öppna åkrar. Ett sätt att ta hänsyn till detta är att använda ett kopplat modellsystem där depositionen av partiklar beräknas från mer storskaliga modeller. Detta kan komma att inkluderas i ett senare skede.

Enligt Bringfelts et al. (1997) kan uppvirvling av damm från vägtrafik beräknas på följande sätt:

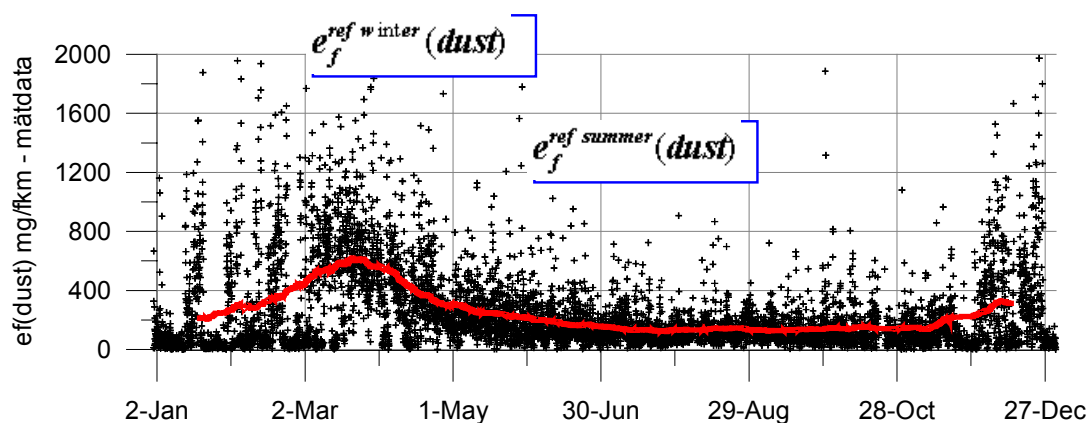
$$e_f^{uppvirvling} = f_q * d * e_f(dust)$$

där f_q anger källstyrka för uppvirvlingen p.g.a. dammets fukttinnehåll, d mängden damm på gatan och $e_f(dust)$ anger emissionsfaktorn för uppvirvlade partiklar. Bringfelt et al.(1997) bestämde $e_f(dust)$ med hjälp av ett fåtal data från litteraturen. Bättre information, om emissionsfaktorer för svenska förhållanden, kan idag fås via den så kallade spårämnesmetoden. Metoden har använts av Foltescu et al.(2001) för att uppskatta månadsmedelvärden av emissionsfaktorer för PM10. I figur 3 presenterar resultat från metoden för Hornsgatan i Stockholm. Bringfelt et al. (1997) tog också fram en metod för skapa en emissionsmatris för uppvirvling från personbilar och tunga fordon vid olika hastigheter i enlighet med Sehmel (1984). Men Bringfelts modell överdriver troligtvis hastighetsberoendet. Enligt Lohmeyer et al. (2004) kan från deras data, inga signifikanta samband mellan emissioner från uppvirvling och fordonshastighet påvisas. Däremot är det stor skillnad mellan tunga och lätta fordon. Mätningarna av Etyemezian et al. (2003a) med det sk TRAKER systemet i Idaho visade på ett linjärt samband mellan fordonshastighet och emissionsfaktorn för PM₁₀. Mätningarna gjordes dock bara inom ett litet hastighetsintervall (5-20 km/timme) och för icke asfaltbelagda vägar. Andra mätningar på belagda vägar visar att emissionspotentialen för vägar med hög hastighet är lägre än för vägar med låg hastighet (Kuhns et al., 2003). Etyemezian et al. (2003b) konstaterar därför att emissionsfaktorn för en relativt ”ren” väg med hög hastighet kan vara jämförbar med den för en ”smutsig” väg med låg hastighet. Se även diskussion ovan angående faktorer som påverkar emissionerna av PM10.

I den nya modellen skiljer vi på vinter- och sommarväglag och uppvirvling från såväl PM10 som PM2.5 partiklar. Under vintertid beräknas uppvirvlingsdelen på följande sätt:

$$e_f^{uppvirvling} = f_q * d * e_{f,PM}^{ref winter}(dust) \quad (4)$$

där $e_{f,PM}^{ref winter}(dust)$ anger en referensemissionsfaktor, som tas fram vid maximala uppvirvlingsförhållanden med hjälp av den så kallade spårämnesmetoden. Exempel på analyserade emissionsfaktorer för PM10 visas i Figur 54.



Figur 54. Emissionsfaktorer för PM10 uppskattade enligt spårämnesmetoden. Data från Hornsgatan år 2000. Den röda linjen är rullande månadsmedelvärden och de svarta punkterna är dygnsmedelvärden.

Dammdepån beror på balansen mellan källor och sänkor till damm på gatan. För varje tidsteg löses budgetekvationen:

$$\frac{d(d)}{dt} = K_d - S_d \quad (5)$$

där d anger mängden damm, uttryckt som relativa enheter, K_d anger källor och S_d sänkor. Nedan visas vilka källor och sänkor som behandlas i modellen.

Källor: vägslitage via däck sandning/saltning



Sänkor: uppvirvling avrinning

Motsvarande ekvation löses också för dammdepåns fuktinnehåll, g . Källa är nederbörd och sänkor är avrinning och avdunstning. Ekvationen kan skriva

$$\frac{d(g)}{dt} = K_g - S_g \quad (6)$$

För sommarförhållanden görs beräkningarna utan någon dammdepå och på följande sätt:

$$e_f^{uppvirvling} = f_q * e_{f,PM}^{ref\ summer}(dust) \quad (7)$$

Ekvation 7 innebär att då det är torrt ($f_q=1$) beräknas uppvirvlingen förenklat med hjälp av ett konstant värde, vilket också Lohmeyer et al. (2004) gör vid sina nya beräkningar.

I Tabell 8 presenteras de referensemissionsfaktorer, $e_{f,PM}^{ref\ winter}(dust)$, som använts i denna rapport. Dessa värden representerar maximala emissionerna under torra förhållanden, dvs. då f_q är lika med 1,0.

Tabell 8. Värden på referensemissionsfaktorer som använts i denna rapport.

	Vinter	Sommar
PM10(mg/fkm)	1200	200
PM2.5(mg/fkm)	150	30

Nedan beskrivs hur vi beräknar ekvationerna 5 och 6. Tidsteget är timme. Först beskrivs dammdepåns fuktinnehåll, därefter dammdepån. Ekvationerna är sammankopplade via uppvirvlingen. Vi följer här Bringfelt et al. (1997) fränsett behandlingen av vägslitaget från däck.

Källan till dammdepåns fuktinnehåll, g (mm), är nederbörd och sänkorna är avrinning och avdunstning. Då det regnar antas att 1,0 mm regn fastnar på vägen, resten rinner av.

$$g = \min(1.0, g + rr) * gred \quad (8)$$

rr anger timvis nederbörden (mm) och $gred$ timvis reduktionen av g på grund av avdunstning, E_p . $gred$ beräknas på följande sätt:

$$gred = \exp(-k * E_p) \quad (9)$$

där k är en empirisk faktor uppskattad till 0.075 och avdunstningen beräknas med hjälp av Pennmans formel (se t.ex. Houghton, 1985):

$$E_p = 3600 * \left(\frac{R_n \frac{\Delta}{\gamma} r_a + \Delta e \frac{\rho c_p}{\gamma}}{L(1 + \frac{\Delta}{\gamma}) r_a} \right) \quad (10)$$

där R_n anger nettostrålning, r_a aerodynamisk resistans, Δ derivatan av mätnadsångtryck med avseende på temperatur, Δe underskottet i mätnadsångtryck $\Delta e = e_{sat}(t) - e_{sat}(t_d)$, γ psykrometer konstanten, ρ luftens densitet, c_p värmekapacitet och L latent värmeinnehåll vid avdunstning. Nettostrålningen beräknas med hjälp av globalstrålning och molnobservationer enligt Nielsen et al., 1981. Molninformationen har erhållits via SMHIs Mesam system (Häggmark et al., 2000).

Källstyrkan för uppvirvlingen, f_q , antas vara linjärt beroende av dammets fukttinnehåll, enligt följande:

$$f_q = 1 - 0.93 * g \quad (11)$$

när fukttinnehållet är stort blir källstyrkan för uppvirvlingen, f_q , liten. Ekvation (11) baserar sig på analys av data från Nyköping. Dammdepån minskar på grund av uppvirvling och avrinning. Den timvisa relativa minskningen av dammdepån p.g.a. uppvirvling, f_{susp} , beräknas på följande sätt:

$$f_{susp} = 1 - decay * f_q \quad (12)$$

där $decay$ är en empirisk parameter. Resultatet är relativt känsligt för val av värde på $decay$. I modellen sätts $decay$ till 0.001, i enlighet med Bringfelt et al., 1997.

Låt r_f beteckna den timvisa avrinningen av vatten från vägen

$$r_f = \max((g + rr) * E_p - 1, 0) \quad (13)$$

Den timvisa minskningen av vägdammet p.g.a. avrinning, frf , beräknas på följande sätt

$$\begin{aligned} \text{om } rr < 2 \quad frf &= 1.0 \\ \text{om } rr \in [2, 10] \quad frf &= 1 - 0.05 * (r_f - 2) / (r_{f_{max}} - 2) \end{aligned} \quad (14)$$

där $r_{f_{max}} = 10$. frf varierar därför mellan 0.95-1.0 vilket innebär att då det regnar mycket kommer dammdepån att minska med 5 % per timme.

Modellen innehåller två dammdepåer, en för sandning/saltning och en för vägslitage via däck. Det är ofta svårt att rutinmässigt erhålla data om sandning/saltningstillfällen. Därför beräknas med hjälp av meteorologiska data när halka på vägbanan kan förväntas. Det är vid dessa tillfällen sandning/saltning antas ske. En dag med halka beräknas då dygnsmedeltemperaturen är mellan -2 och $+1$ °C och då det regnat/snöat samma dag eller att dagpunktstemperaturen

(dygnsmedel) är mellan -2 och $+1$ °C. Då antas sandning/saltning ske. Parametern *anskid*, som anger antal ackumulerade dagar då sandning/saltning sker, ökas vid varje halktillfälle

$$anskid = anskid + 1 / nanskid \quad (15)$$

där *nanskid* anger totala antal sandnings- och saltningstillfällen under vintersäsongen. Depån minskar varje timme p.g.a. uppvirvling och avrinning

$$anskid = anskid * frf * f_{susp} \quad (16)$$

Vägslitaget via däck beräknas på följande sätt. Låt *tyre* beteckna kvoten mellan ackumulerad mängd partiklar i dammdepån orsakad av vägslitage från däck och det högsta värdet i slutet av säsongen. Orsaken till vägslitaget är främst dubbdäck. Ett rimligt antagande är därför att göra *tyre* beroende av andelar dubbdäck, a_{dubb} . För varje dygns ökas *tyre* på följande sätt:

$$tyre = tyre + k_2 * a_{dubb} \quad (17)$$

där k_2 anger en konstant som väljs så att *tyre* är 1 vid slutet av vintersäsongen. För varje timme

$$tyre = tyre * frf * f_{susp} \quad (18)$$

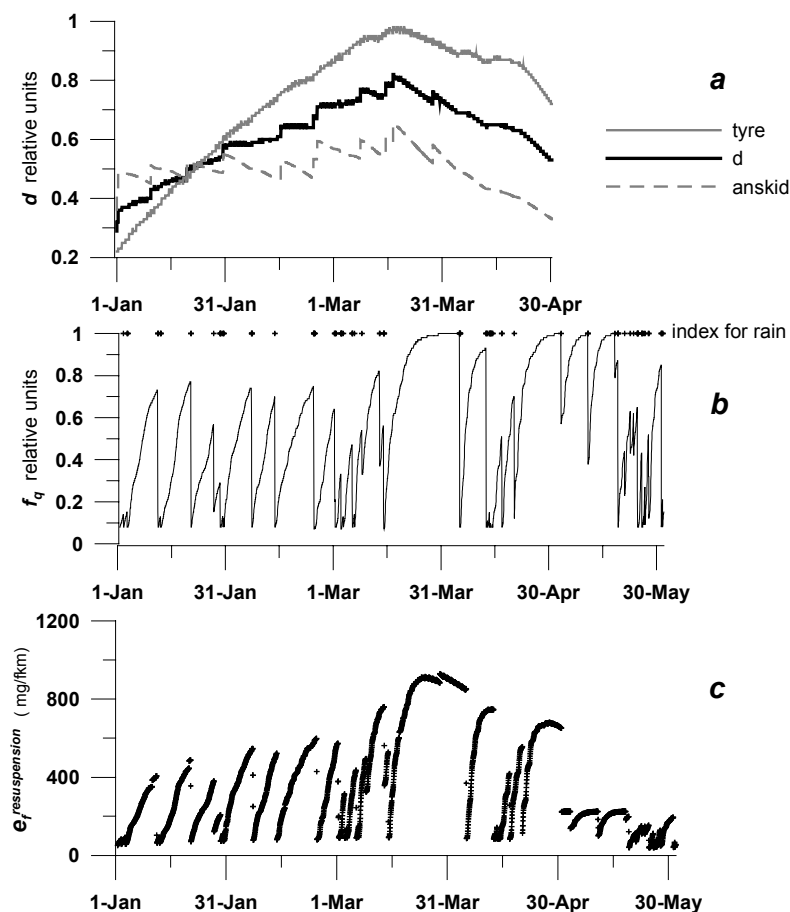
SLB-analys har uppskattat andelen dubbdäck, under perioden 1 januari-31 mars år 2003, till ca 70 % (se även Figur 13).

Den totala dammdepån viktas samman

$$d = resusp\alpha * tyre + resusp\beta * anskid \quad (19)$$

där *resusp α* anger delen av partiklar från vägslitage via däck i förhållande till totala vägdammet och *resusp β* anger på motsvarande sätt delen av sand- och saltpartiklar. Fördelningen mellan dessa parametrar är inte kända utan sätts tillsvidare lika.

I Figur 55 illustreras några av modellens nyckelparametrar med hjälp av meteorologiska data från Stockholm.



Figur 55. Illustration av några av modellens parametrar med hjälp av meteorologiska data från Stockholm. a) Depån faktorn, d , som funktion av parametrarna **tyre** och **anskid**, b) källstyrkan för uppvirvling, f_q , beroende av nederbörd. Nederbördsindex är 1 vid nederbörd och 0 utan nederbörd, c) beräknad emissionsfaktorer för uppvirvlat stoft (mg/fkm).

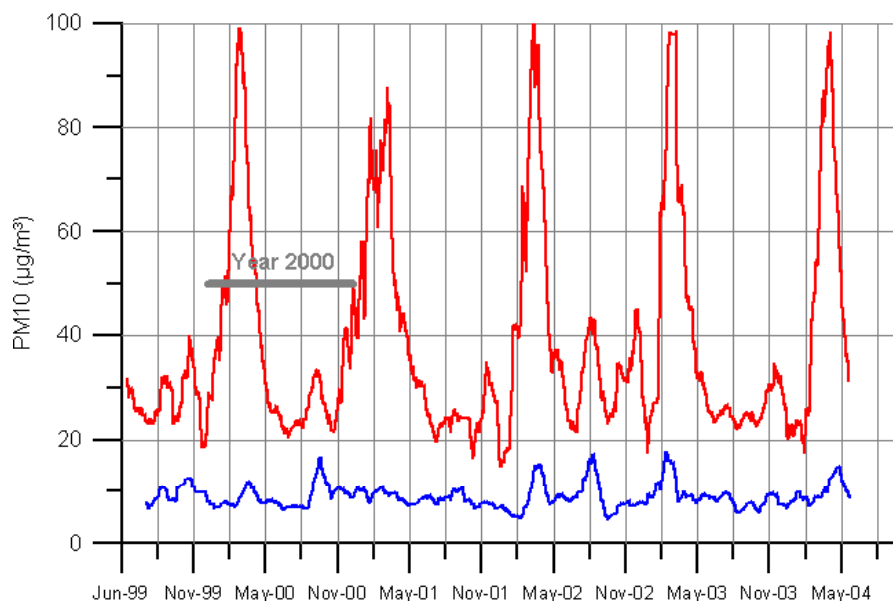
8.2 Validering

För beräkning av spridningen från emissionerna i gatan/vägen till mätpunkturen används två spridningsmodeller. För Hornsgatan används en modell för gaturum (OSPM, Berkowicz, 2000) och för Vallstanäs en modell för landsvägar (Gaussisk linjekällemodell, Gidhagen et al., 2004). För test av spridningsmodellerna har jämförelser gjorts mot mätdata av NO_x.

8.2.1 Hornsgatan

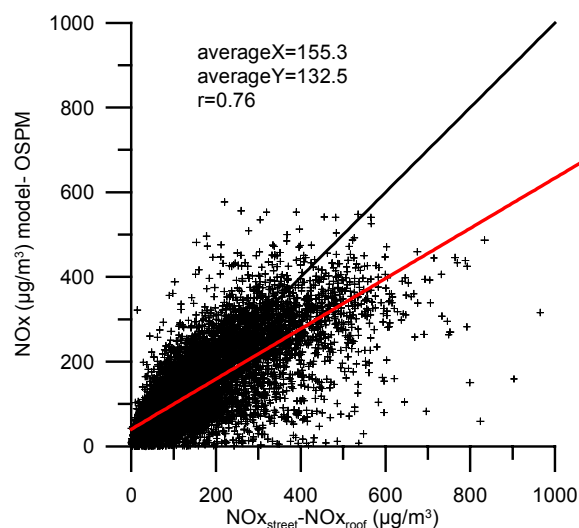
Jämförelsen görs för år 2000, som är det år data från Hornsgatan används vid den Europeiska jämförelsen av spridningsmodeller för gaturum i det så kallade SEC projektet (<http://aix.meng.auth.gr/sec/>)

Mätdata av PM10 för detta år skiljer sig inte markant från andra år utan visar den typiska årsvariation, som framgår av Figur 56. Vid jämförelsen används data med tidsupplösning timme. Resultaten presenteras för NO_x som timvärden men för PM som dygnsmedelvärden eftersom miljö kvalitetsnormerna för PM10 avser det.



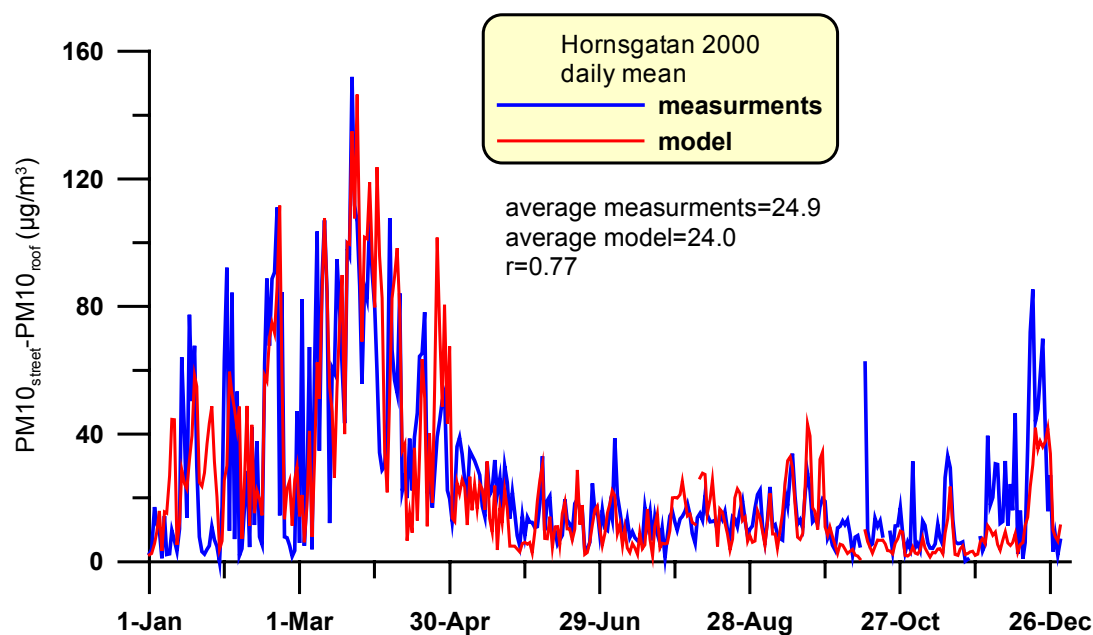
Figur 56. Löpande månadsmedelhalter av PM10($\mu\text{g}/\text{m}^3$) uppmätta vid Hornsgatan, rött anger i gatunivå och blått i tagnivå (Rosenlundsgatan). Detaljerade beräkningar görs för år 2000.

I Figur 57 visas resultat från jämförelsen mellan uppmätta och beräknade NO_x-halter. Vid beräkningarna har emissionsfaktorn 1,4 mg/fkm använts. Överensstämmelsen är relativt god men med ganska stor spridning. De högsta halterna är också underskattade. En trolig förklaring till det är kombinationen av gatans lutning och trafikljuset öster om mätpunkten. „se Figur 54. Det är troligt att trafiken inte löper jämt nära mätplatsen utan är ibland i acceleration, vilket resulterar i högre emissioner och halter.



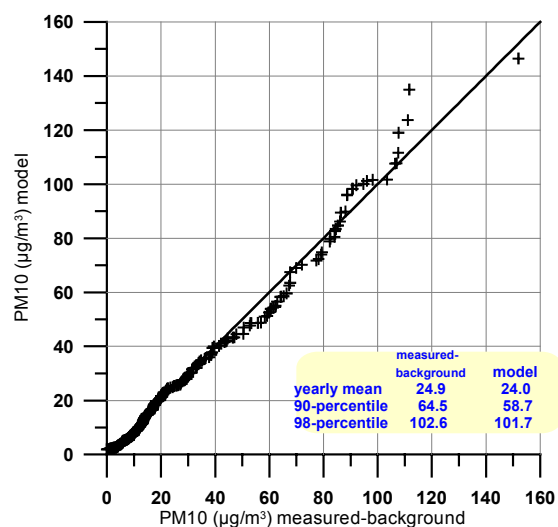
Figur 57. Jämförelse mellan mätta och beräknade lokala timhalter av NO_x vid Hornsgatan för år 2000. r anger korrrelationskoefficienten.

I Figur 58 visas resultaten för PM10. Jämförelsen avser här lokala dygnsmedelvärden. Som framgår av figuren är överensstämmelsen god. Den årliga variationen beskrivs väl. Korrelationen är 0.77. Modellberäkningen förklarar nästan 60 % av variansen i mätdata ($R^2=0,59$).



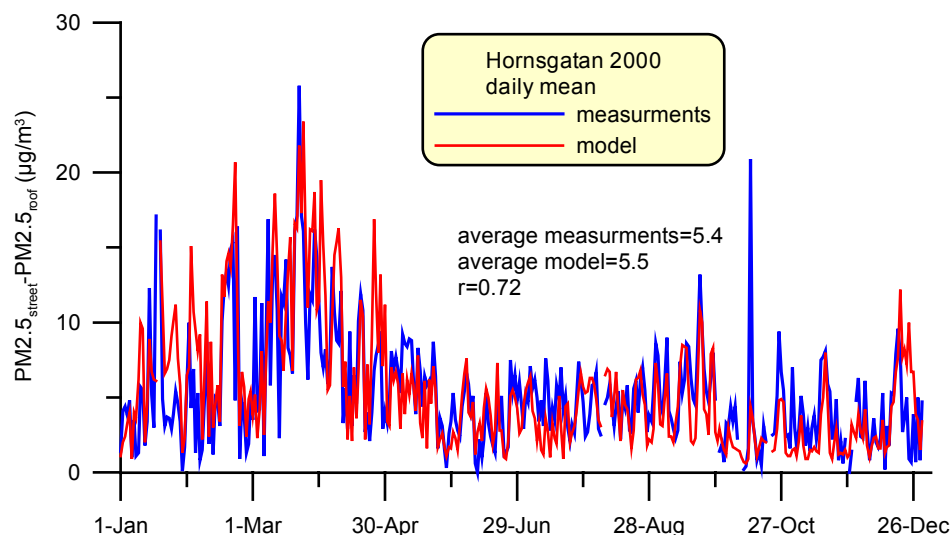
Figur 58. Jämförelse mellan mätta och beräknade lokala dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Hornsgatan för år 2000. r anger korrrelationskoefficienten.

I Figur 59 presenteras samma resultat som Figur 58 men sorterade i storleksordning. Överensstämmelsen är mycket god. Modellen tenderar att underskatta halterna något i jämförelse med uppmätta värden. Skillnaderna är dock mindre än 4 % för årsmedel, ca 10 % för 90-percentil och med mindre än 1 % för 98-percentil.



Figur 59. Som Figur 58 men sorterade i storleksordning.

I Figur 60 presenteras resultat för PM2.5. Överensstämmelsen mellan modell och mätdata är mycket god; $R^2=0,52$, det vill säga modellberäkningarna förklarar 52 % av variansen i mätdata.

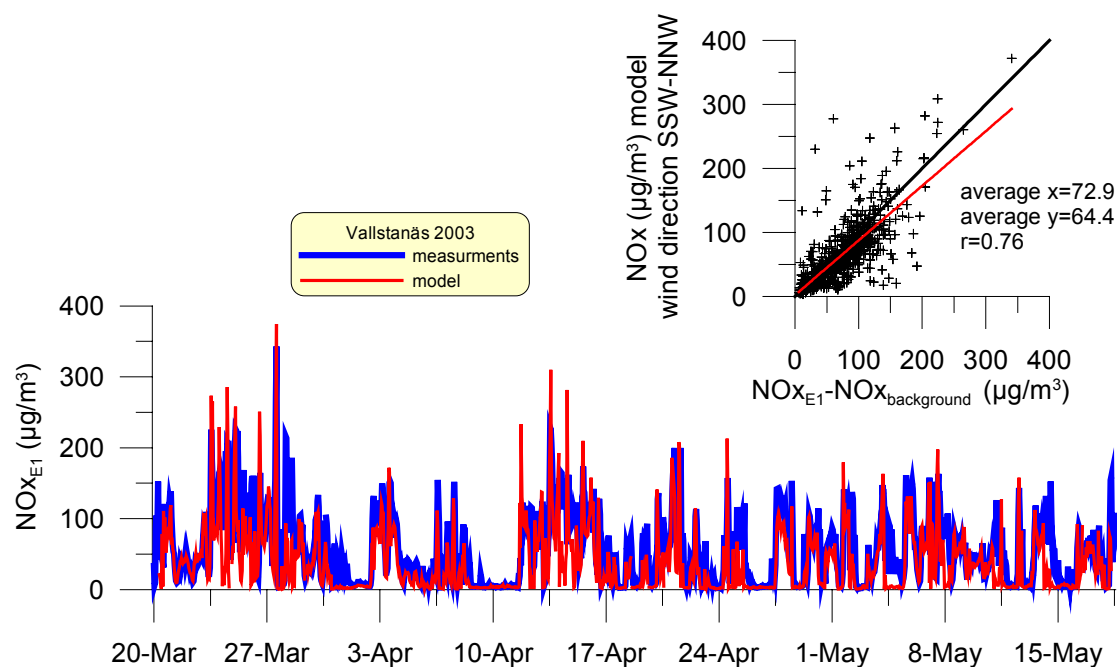


Figur 60. Jämförelse mellan mätta och beräknade lokala dygnsmedelhalter av PM2.5 (µg/m³) vid Hornsgatan för år 2000. r anger korrelationskoefficienten.

8.2.2 Vallstanäs

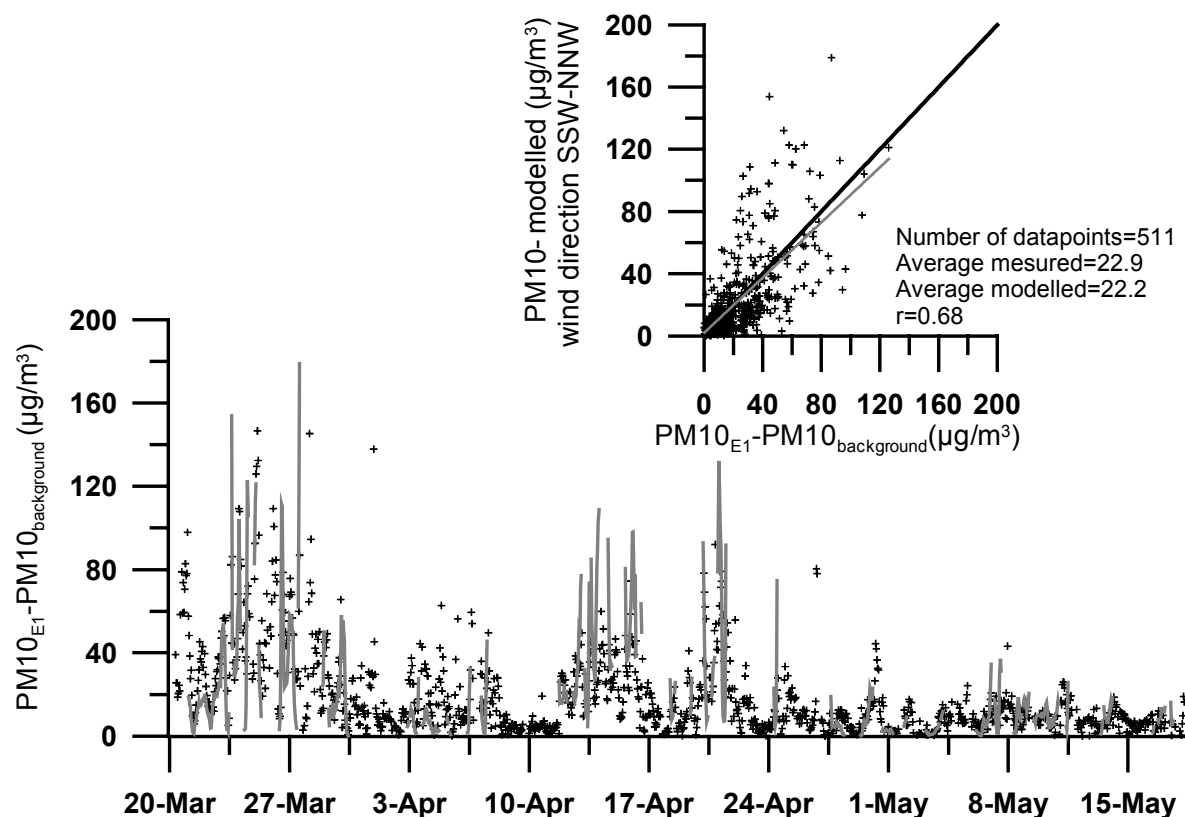
I Figur 61 visas beräkningsresultat för NO_x för den närmsta mätstationen E1. Som framgår av Figur 61 beskriver spridningsmodellen relativt väl haltvariationerna.

I Figur 61 jämförs också modellresultaten vid vindar i vindsektorn SSW-NNW, det vill säga för vindriktningsförhållanden då den tydligaste påverkan vid E1 sker. Resultatet är relativt bra.



Figur 61. Jämförelse mellan mätta och beräknade lokala timhalter av NO_x (µg/m³) vid Vallstanäs för mätperioden mars-maj 2003. Den övre figuren visar resultat för vindriktningar mellan SSW-NNW. r anger koorrelationskoefficienten.

I Figur 62 visas på samma sätt beräkningsresultaten för PM10. Som bakgrundstation har mätstationen vid Aspvreten ca 9 mil söder om Vallstanäs använts. För PM10 har bakgrundshalterna större betydelse än för NOx. Korrelationskoefficienten för timhalter vid vindriktningar mot mätpunkter är 0,68. Beräknade och mätta medelvärden av PM10-halterna då bakgrunden dragits ifrån skiljer sig endast med 3 %.



Figur 62. Jämförelse mellan mätta och beräknade timhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Figuren visar modellberäknade halter för vindriktningar mellan SSW och NNW. r anger korrelationskoefficienten.

Tabell 9. Medelhalter under mätperioden vid Vallstanäs mars-maj 2003. Bakgrundsstationer är för NOx Norr Malma och för PM10 Aspvreten. (TEOM data för PM10 har inte korrigerats med 1,2).

Medelvärde	NOx ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Vallstanäs E1	55.9	26.1
Bakgrund	3.1	8.0

Snarlika resultat har också erhållits med receptormodellering baserat på halterna av olika grundämnen i fina och grova partikelfraktionerna (se under avsnittet käll- receptorberäkningar). En analys har också gjorts för att finna ut samband mellan partikelemissioner och andelar tung trafik. Något sådant samband har dock inte kunnat påvisas.

8.3 Känslighetsanalys och validering av modellen

För att analysera modellens känslighet för olika delprocesser har olika beräkningsexperiment utförts. Vi är här främst intresserade av att studera orsakerna till de starka säsongsvariationer som uppmätts i PM10-halter och som visas i Figur 56. Analysen görs för löpande månadsmedelvärden. Ekvationerna 2,4 och 5 beskriver modellen som också sammanfattas nedan:

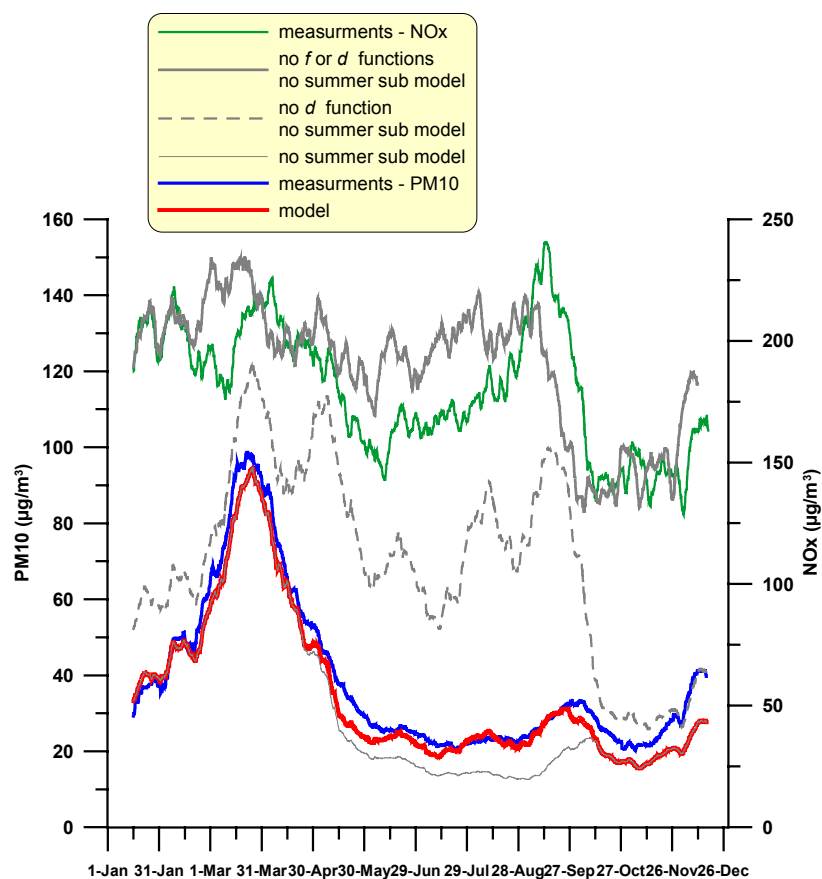
$$e_f^{tot} = \begin{cases} e_f^{avgaser} + f_q * d * e_{f,PM}^{ref\ vinter} (dust) & \text{vinter} \\ e_f^{avgaser} + f_q * e_{f,PM}^{ref\ sommar} (dust) & \text{sommar} \end{cases}$$

I det första experimentet förenklas modellen genom att ta bort funktionerna f_q och d samt sommardelen av modellen. Det innebär att vi behandlar emissioner av PM10 på liknande sätt som för NOx, dvs. ingen modifiering av emissionerna p g a t ex. vägbanans fuktighet. Resultatet visas överst i Figur 63 där också jämförelse görs med uppmätta halter av NOx i gaturummet (grön linje). Som framgår av figuren varierar halterna utan någon tydlig säsongsvariation. Jämförelse kan också göras mot mätdata för PM10 (blå linje) och den fullständiga modellens resultat (röd linje).

I det andra experimentet tas d funktionen bort och sommardelen av modellen. Resultatet visas som grå streckad linje i Figur 63. Som framgår av figuren spelar fuktighetsfunktionen, f_q , en viktig roll. Den beskriver relativt väl tillväxten av PM10-halterna. Halterna överskattas dock något i början av säsongen. Efter det att maxvärdet passerats varierar halterna på en alltför hög nivå.

I det tredje experimentet tas sommardelen av modellen bort. Resultatet visas som tunn grå linje i Figur 63. Som framgår av figuren beskriver vinterdelen av modellen relativt väl hela årets variation. En viss underskattning görs under sommaren, orsakat främst av att slitagedelen av modellen (ekvation 17) ej anpassats för sommarförhållanden. Istället för att göra det har vi valt en enklare beskrivning, enligt ekvation 7.

Den starka säsongsvariationen i PM10-halterna som visas i Figur 57 kan således förklaras som ett resultat av dels tillväxten av gatudamm under vintern och dels uppvirvlingsprocessen. På förvinter och vår torkar gatudamm upp varvid uppvirvlingen ökar och halterna i luft stiger. (se även alternativ förklaring och diskussion under kapitel 5.4 Slitage av vägbanor). På grund av uppvirvlingen och den sjunkande dubbdäcksandelen minskar också tillväxten av mängden damm på gatan. Vid en viss tidpunkt, någon gång under mars månad, blir denna minskning så kraftig att också halterna i luft avtar. Modellen beskriver relativt väl dessa processer, som framgår av Figur 63.



Figur 63. Känslighetsanalys av modellens olika delar. Beräkningarna avser löpande månads medelvärden av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Hornsgatan år 2000.

Preliminära beräkningar har också gjorts för att testa modellens känslighet för betydelsen av olika haltbegränsande åtgärder. Resultaten visas i tabellerna nedan. Det bör dock betonas att fördelningen mellan vägslitage och sandning/saltning bygger på antaganden i modellen, om att effekterna är likvärda, och inte på erfarenheter baserat på mätningar. Mer kunskap behövs för att säkerställa dessa resultat.

Tabell 10. Modellens känslighet för olika åtgärder i minskning av halter av P10, uttryckt som årsmedelvärde. Analysen baseras på data från Hornsgatan år 2000 och avser gaturumsbidraget.

Åtgärd	PM10, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ årsmedelvärde	% minskning
Modell	24.0	
30 % minskning av andelar dubbdäck	19.3	20
inga dubbdäck	15.1	37
ingen sandning	18.2	24
inga dubb, ingen sandning	11.8	51

Tabell 11. Modellens känslighet för olika åtgärder i minskning av halter av PM10 uttryckt som 90-percentil av dygnsmedel. Analysen baseras på data från Hornsgatan år 2000 och avser gaturumsbidraget.

Åtgärd	PM10, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 90-percentil	% minskning
Modell	58.7	
30 % minskning av andelar dubbdäck	46.0	22
inga dubbdäck	33.4	43
ingen sandning	39.3	33
inga dubb, ingen sandning	24.5	58

Enligt Tabell 10 minskar beräknade årmedelhalter av PM10 med $4.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid en 30 % reduktion av dubbdäcksandelarna. Det kan nämnas att vinterhalvårsmedelvärdet av PM10 minskade med $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för en 70 % reduktion av dubbdäcksandelarna i Oslo. Modellen ger således en liknande reduktion för långtidsmedelvärden. För 90-percentilen minskar PM10-halterna i modellen med ca $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ om andelen fordon med dubbdäck minskar med 30 procentenheter (Tabell 10).

8.3.1 Diskussion av osäkerheter i modellen

Ytterligare förfining av modellens parametrar behöver innan slutsatser angående effektiviteten av olika åtgärder kan dras. Detta arbete bör grundas både på PM10-mätningar i Stockholmsregionen och på mätningar på andra platser i Sverige.

En stor osäkerhet gäller betydelsen av sandning. Helt klart är att förekomst av sand ökar PM10-emissionerna p g a en slags "sandpapperseffekt". Detta har påvisats i laboriemiljö med vägprovmaskiner (jfr Weartox och diskussion under 5.4.3 Betydelse av sandning och saltning för vägbaneslitage). Det är också klart att dubbdäck ger mycket kraftigare PM10-emissioner jämfört med friktionsdäck utan dubbar. Jämförande mätningar med provvägsmaskin har också visat att skillnaderna mellan dubbdäck och friktionsdäck är mindre då vägbanan är nysandad. Men en betydande svårighet är att veta hur länge effekten av sandning kvarstår i verklig trafikmiljö. Sand påförs ofta i samband med isiga och/eller snöiga vägbanor då PM10-emissionerna ändå är låga på grund av relativt litet vägbaneslitage. Det är först när vägarna torkar upp som effekterna på PM10-halterna syns. Ofta kan man dock visuellt konstatera att den del av körbanorna där hjulen på de flesta fordon befinner sig är relativt fria från sand när vägbanorna är torra. Modellen håller endast reda på hur mycket av PM10-fraktionen i sand och slitagematerial som förs bort från vägbanan efter sandning.

I nuvarande modellversion finns inte något hastighetsberoende i PM10-emissionerna. Som påpekas ovan (5.5.2 Fordonshastighet, tung trafikandel) kan man förvänta sig att emissionerna är hastighetsberoende i alla fall under vintern då dubbdäck används.

Slutligen kan man tänka sig att den sk referensemissionsfaktorn som i nuvarande beräkningar satts till $1200 \text{ mg}/\text{fkm}$, varierar under vinterhalvåret. Den kan t ex vara högre under våren jämfört med under hösten och därmed bidra till den observerade årstidsvariationen med ett maximum under våren. Orsaken till en ökande referensemissionsfaktor under vintern skulle kunna vara att vägbanans ytegenskaper förändras successivt under vintern i samband med att vägarna slits p g a dubbdäcksanvändningen.

9 Referenser

- Areskoug, H., Alesand, T., H.C. Hansson, E. Hedberg, C. Johansson, V. Vesely och U. Wideqvist, 2001. Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna. Resultat 1 september 1999 – 31 augusti 2000. ITM rapport 91. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Berkowicz, R. (2000). OSPM – a parameterised street pollution model. *Environmental Monitoring and Assessment* 65, p.323-331.
- Bertelsen, B.-O., 2003. Bruk av magnesiumklorid som akuttilltak før støvdemping på E6 gjennom Trondheim. Miljøavdelingens rapporter TM2003/2. Trondheim kommune, Miljøavdelningen, Trondheim, Norge.
- Björklund, S. (1996). Emissioner av partiklar från dieselfordon och vedförbränning. From ”Partiklar och hälsa - ett angeläget problem att undersöka” in Skandias miljökommision, rapport nr 5. Försäkringsaktiebolaget Skandia, S-103 50 Stockholm.
- Bringfelt, B., Backström, H, Kindell, S., Omstedt, G, Persson, C. and Ullerstig, A. (1997). *Calculations of PM-10 concentrations in Swedish cities – Modelling of inhalable particles*. Report RMK No. 76, SMHI Norrköping.
- Brydolf, M. 2001. Mätning av PM10, PM2.5, VOC och PAH vid Hornsgatan 108 under april-juni 2000 samt under motsvarande period 1994-1999. Rapport 1:01 SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm (<http://www.slb.mf.stockholm.se>).
- CEPMEIP (Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories,
- Countess, R., Barnard, W., Claiborn C., Gillette, D., Latimer, D., Pace, T., Watson, J., 2001. Methodology for estimating fugitive windblown and mechanically resuspended road dust emissions applicable for regional scale air quality modeling. Final Report for WGA Contract No. 30203-9. Countess Environmental 4001 Whitesail Circle Westlake Village, CA 91361, USA.
- de Miguel, E., Llamas, J. F., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Røyset, O. and Vadset, M. (1997). Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: Unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, Vol. 31, No. 17, pp. 2733-2740.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Chow, J., Hendrickson, K., McGrown, M., Pitchford, M., 2003b. Vehicle-based road dust emissions measurements: III-effect of speed, traffic volume, location, and season on PM₁₀ road dust emissions in the Treasure Valley, ID. *Atmospheric Environment* 37, 4583-4593.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M., Watson, J., 2003a. Vehicle-based road dust emissions measurements: I-methods and calibration. *Atmospheric Environment* 37, 4559-4571.
- Gidhagen, L., 2004. Emissions, dynamics and dispersion of particles in polluted air. Doktorsavhandling. Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J. & Olivares, G., 2003. Simulation of NO_x and Ultrafine Particles in a Street Canyon in Stockholm, Sweden. Accepted for publication in *Atmospheric Environment*, Aug, 2004.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., and Pirjola, L., 2003. Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 37, 2023-2036.
- Gidhagen, L., C. Johansson, G. Omstedt, J. Langner and G. Olivares, 2004. Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway. *Environmental Science & Technology*, 38, 6730-6740.
- Gustafsson, M., 2002. Väg- och gaturengöring som åtgärd mot höga partikelhalter orsakade av vägdamm. VTI meddelande 938. Väg och transportforskningsinstitutet Linköping.
- Gustafsson, M., 2003. Emissioner av slitage- och resuspensionspartiklar i väg- och gatumiljö. VTI rapport 944, Väg och transportforskningsinstitutet, Linköping.
- Hansson, H.C., & S. Nyman (1985) Microcomputer-controlled two size fractionating aerosol sampler for outdoor environments, *Env. Sci. Technol.*, vol. 19, 1110-1115. Isaksson, L., 2001. Mobila mätningar av aerosolegenskaper i Stockholm. Examensarbete i Meteorologi, Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.

- Hedberg, E., Hansson, H.C., och Johansson, C., 2002. Characterisation of particles in Lycksele and Gothenburg. ITM Report 92. ITM Stockholm university, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P-Å., Swietlicki, E., Vwesely, V., Wideqvist, U., and Westerholm, R., 2002. Chemical and physical characterisation of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment*, 36, 4823-4837.
- Isaksson, L., 2001. Mobila mätningar av aerosolegenskaper i Stockholm. Examensarbete i Meteorologi, 20 p., Stockholms universitet, 10691 Stockholm.
- Johansson S.A.E. et al., 1995. Particle-Induced X-Ray Emission Spectrometry (PIXE), Eds.: S.A.E. Johansson, J.L. Campbell, K.G. Malmqvist, 451 sidor, Wiley-Interscience, 1995, ISBN: 0471589446
- Johansson, H. & Nilsson, M., 2002. Översikt av åtgärder för bättre luftkvalitet. TFK Institutet för transportforskning, nr. 2002:9. TFK, Box 760, 781 27 Borlänge.
- Johansson, C., Mårtensson, M., Nilsson, D. & Buzorious, G., 2003. Emissioner av partiklar till luften i Stockholm. ITM rapport nr. 114. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Kolbenstvendt, M., Solheim, T. & Amundsen, A.H., 2000. Miljøhåndboken - Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder. Transportøkonomisk institutt, 2000.
- Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R. Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U. & Vaclav Vesely, 2003. Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles Measured in a Road Tunnel in Stockholm, Sweden. Accepted for publication in *Atmospheric Environment*, Sept., 2003.
- Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGrown, M., Barton, K., Pitchford, M., 2003. Vehicle-based road dust emissions measurements-Part II: Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment* 37, 4573-4582.
- Kupiainen, K., Tervahattu, H. och Räisänen, M., 2002. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *The Science of the Total Environment*, 308, 175-184.
- Larnesjö, P., 1999. Application of source receptor models using air pollution data in Stockholm. Examensarbete, Institutionen för analytisk kemi, Stockholms universitet.
- Larssen, S. (1991) Partikler i tettstedsluft i Norden. NILU rapport 11/91. ISBN 82-425-0228-5. NILU, Postboks 100, N-2007 Kjeller, Norge.
- Lohmeyer, A., Duering, I., Braechlin, W., Boesinger, R. and W. Mueller, 2004. Experiences when modelling Roadside PM10 concentrations. Proceedings at the Ninth International Conference on Harmonisation within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes. Garmisch-Partenkirchen, Germany
- Nemitz E., P.I. Williams, M.R. Theobald, A.G. McDonald, D. Fowler and M.W. Gallagher, 2000. Application of two micrometeorological techniques to derive fluxes of aerosol components above a city. Publiceras i Proceedings of EUROTRAC Symposium 2000. WITpress, Southampton.
- NTNU (Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet) (1997). Vegslitasje Piggdekkslitasje- Salting. Miljødagerne '97.
- Omstedt, G. & Johansson, C., 2004. Uppskattning av emissionsfaktor för bensen. SLB analys rapport nr. 2:2004. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 6 Stockholm.
- Paatero, P. och U. Tapper, 1994. Positive Matrix Factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5 111-126.
- Paatero, P., 1998. User's Guide for Positive Matrix Factorization Programs Pmf2 and Pmf3, Part 2:Reference.
- Persson, C. & Johansson, C., 2003. Rysk brandrök påverkar svensk luftkvalitet. *Energi & Miljö*, VVS tidningen, 17, Nr. 1, 2003.
- Projections and Guidance) (2002) Database presented on the Internet: <http://www.air.sk/tno/cepmeip/>
- Shariff, A., K. Bülow, M. Elfman, P. Kristiansson, K. Malmqvist, J., 2002. Calibration of a new chamber using GUPIX software package for PIXE analysis. *Pallon. Nucl. Instr. and Methods in Phys. Res. Research B* 189 (2002) 131-137
- Sehmel, G.A. Particle Resuspension: A Review. *Environmental International* 4:107-127; 1980.

- Shariff, A., Martinsson, B.G., Auzelyte, V., Elfman, M., Kristiansson, P., Malmqvist, K.G., Nilsson, C., Pallon, J., Wegden, M., 2004. Evaluation of low-energy tailing parameters of a HPGe X-ray detector to be used in GUPIX software library for PIXE analysis. Nucl. Instr. and Methods in Phys. Res. B219-220(2004)110-114
- Sternbeck, J., Furusjö, E. & Palm, A., 2004. Vägtrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts- och landsvägskörning. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B1598. Box 21 060, 100 31 Stockholm.
- Swietlicki E., Puri, S., & Hansson, HC., 1995. Urban air pollution source apportionment using a combination of aerosol and gas monitoring techniques. Atmos. Environ., 30, 2795-2809.
- TØJ, 2000. Miljøhåndboken, Trafikk og miljøltiltak i byer og tettsteder, Transportøkonomisk institutt, Oslo, Norge, <http://miljo.toi.no/>.
- Wallin, A., 1998. Particles — Sources and dispersion in Stockholm. Examensarbete vid Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Westerlund, K.-G. och Johansson, C., 2002. Emissions of metals and particulate matter due to wear of brake linings in Stockholm. Dokument insänt för presentation vid Air Pollution 2002, internationell konferens i Segovia, Spanien (För kopia kontakta Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm).
- Westerlund, K.-G., 1998. Metallemission från trafiken i Stockholm. Slitage av bromsbelägg. SLB analys, rapport 2:98. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm (<http://www.slb.mf.stockholm.se>).
- Westerlund, K.-G., Metallemission från trafiken i Stockholm – Slitage av bromsbelägg, SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm, rapport nr. 2:98.
- Wählin, P., 2003. COPREM - A multivariate receptor model with a physical approach. Atmos. Environ., 37, 4861-4867.
- Vägverket (1999). Beräkningshandbok för luftföroreningar. http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/ber

10 BILAGA 1

Kalciummagnesiumacetat, CMA

I de tester som genomfördes i denna studie användes ett medel som går under varubeteckningen "ICE-AWAY". Det är en vattenlösning med 25-vikts % CMA. "ICE-AWAY" används för att förebygga och ta bort snö, is och frost på vägar, cykel- och gångbanor, broar etc. Ämnet har flera miljömässiga fördelar jämfört med traditionellt vägsalt. CMA binder fuktigheten betydligt effektivare jämfört med natriumklorid.

Detta gör medlet speciellt intressant för att reducera uppvirvling av partiklar när vägbanorna torkar upp. Alternativ till CMA skulle kunna vara magnesiumklorid eller kalciumklorid som är billigare i inköp och som också använts som dammbindande medel. Nackdelen med magnesium- och kalciumklorid är miljöeffekterna av kloridjonen.



är en enhet vid Miljöförvaltningen i Stockholm som

- **utreder**
- **mäter**
- **beräknar**
- **informerar**

avseende kvalitet på utomhusluft. SLB-analys genomför även externa uppdrag vad gäller luftkvalitet.

ISSN 1400-0806

10.1.1.1.1.1.1.1 SLB-analys
Miljöförvaltningen i Stockholm
Rosenlundsgatan 60. Box 380 24, 100 64 Stockholm
Tel 08-508 28 800, dir. SLB-analys 08-508 28 880
URL: <http://www.slb.nu>