



Institutet för transportforskning

Emissioner, hälsoeffekter och värdering av vägdamm

April 2002

**Håkan Johansson
Monica Nilsson**

Innehållsförteckning

<u>1</u>	<u>SAMMANFATTNING</u>	1
<u>2</u>	<u>BAKGRUND</u>	2
<u>3</u>	<u>PARTIKLAR DEFINITIONER</u>	2
<u>4</u>	<u>EMISSIONER AV VÄGDAMM</u>	3
4.1	<u>MODELLER</u>	3
4.2	<u>UPPMÄTTA EMISSIONSFAKTORER</u>	5
4.3	<u>SLUTSATS EMISSION AV VÄGDAMM</u>	10
<u>5</u>	<u>HÄLSOEFFEKTER PARTIKLAR</u>	10
5.1	<u>SLUTSATS HÄLSOEFFEKTER</u>	11
<u>6</u>	<u>VÄRDERING</u>	12
6.1	<u>EXPONERINGSRESPONSSAMBAND</u>	13
6.2	<u>EFFEKTVÄRDERINGSSTUDIER</u>	13
6.3	<u>VÄRDERING I ANDRA LÄNDER</u>	14
6.4	<u>SLUTSATS VÄRDERING</u>	16
<u>7</u>	<u>REFERENSER</u>	16

1 Sammanfattning

Nuvarande värdering av partiklar begränsas till avgaspartiklar. Uppvirvling av vägdamm kan dock lokalt ge ett betydelsefullt bidrag till emissioner och halter av inhalerbara partiklar, s.k. PM10. De fysikaliska och kemiska egenskaperna hos vägdamm skiljer sig från de hos avgaspartiklarna. Det är därmed också troligt att de ger andra effekter och därigenom borde värderas annorlunda.

Syftet med partikelstudien var att ta fram en modell för uppvirvling av vägdamm och om möjligt föreslå en värdering av dessa partiklar. Studien är begränsad till drygt en veckas arbetsinsats. Det har därför inte varit möjligt att göra omfattande litteraturstudier utan mer förlita oss på redan gjorda litteratursammanställningar.

Inom projektet har det gjorts en genomgång av modeller och data för partiklar med betoning på vägdamm från vägtrafik. För närvarande rekommenderas användning av en emissionsfaktor för samtliga vägar.

Det finns ett antal olika litteraturgenomgångar som behandlar hälsoeffekter av partiklar. De flesta studier visar en högre korrelation mellan hälsoeffekter och PM_{2,5} men det finns även studier där PM_{10-2,5} har lika hög eller högre korrelation. Det har framkommit under projektets gång att det för närvarande pågår forskning inom ämnesområdet som kan ha betydelse för resultatet. En mer djupgående och sammanfattande studie skulle därmed behöva göras med hänsyn till grova partiklar i syfte att uppdatera befintligt material med pågående forskning.

Vi kan konstatera att det finns värden framräknade för ett antal hälsoeffekter genom bl.a. ExternE-projektet. En värdering av grova partiklar skulle alltså vara möjlig om vi hade exponeringsresponsfunktioner för grova partiklar. En nyligen avslutad finsk studie (Hämekoski och Tervonen 2002) har dock gjort det möjligt att få fram en värdering för vägdamm. En kritisk bearbetning av detta material skulle kunna leda fram till en värdering som skulle kunna användas i Sverige.

2 Bakgrund

Nuvarande värdering av partiklar begränsas till avgaspartiklar. Uppvirvling av vägdamm kan dock lokalt ge ett betydelsefullt bidrag till emissioner och halter av inhalerbara partiklar, s.k. PM_{10} . De fysikaliska och kemiska egenskaperna hos vägdamm skiljer sig från de hos avgaspartiklarna. Det är därmed också troligt att de ger andra effekter och därigenom borde värderas annorlunda. Vi kommer nedan att ge förslag till emissions samband för vägdamm och ge en kort överblick över vad som sägs i litteraturen idag om hälsoeffekterna för PM_{10} och $PM_{2,5}$ för att sedan försöka finna en värdering för de grova partiklarna. Grova partiklar leder även till nedsmutsning men i det fallet bör det vara möjligt att använda den existerande punktskattningsvärderingen, vilken kan användas för alla typer av partiklar (SIKA 1999).

Syftet med denna studie är att ta fram en modell för uppvirvling av vägdamm och om möjligt föreslå en värdering av dessa partiklar. Studien är begränsad till drygt en veckas arbetsinsats. Det har därför inte varit möjligt att göra omfattande litteraturstudier utan mer förlita oss på redan gjorda litteratursammanställningar.

3 Partiklar definitioner

Partiklar kan delas upp efter deras storlek, vanligen deras aerodynamiska diameter¹. Man brukar skilja mellan fina, ultrafina och grova partiklar.

Fina partiklar är mindre än $2,5 \mu\text{m}$, betecknas även $PM_{2,5}$. Ett annat använt namn är respirabla partiklar. Partiklar i bilavgaser är i stort sett uteslutande fina. Detta gäller även andra förbränningsgenererade partiklar och partiklar som bildats från gaser. De ultrafina partiklarna är mindre än $0,1 \mu\text{m}$.

Grova partiklar är större än $2,5 \mu\text{m}$. Även om golfbollar definitionsmässigt också är grova partiklar brukar man ofta dra en övre gräns vid $10 \mu\text{m}$ eftersom det är övre gränsen för vilka partiklar som kan ta sig in andningssystemet. Större partiklar fastnar i näsa och svalg (golfbollen kommer förhoppningsvis inte ens så långt). När vi fortsättningsvis använder begreppet grova partiklar menar vi därför partiklar mellan $2,5$ och $10 \mu\text{m}$. Traditionellt brukar man säga att grova partiklar kommer från naturliga processer och slitage av material som med vind och turbulens virvlar upp i luften. För vägtrafik utgör vägdamm en viktig källa till grova partiklar. Vägdamm består framförallt av slitagematerial från vägbana, däck och bromsbelägg samt nermalad vägsand och -salt. Vägdamm innehåller dock även annat material som deponerat på vägbanan vilket kan vara allt ifrån jord till tidigare deponerade luftföroreningar från trafiken och andra källor. I Sverige utgör vägbeläggningsslitaget under vintermånaderna en viktig faktor på grund av dubbdäcksanvändningen (Gustavsson, 2001, s. 12).

Ett annat vanligt begrepp är PM_{10} , inhalerbara partiklar, vilket består av partiklar som är mindre än $10 \mu\text{m}$. PM_{10} är alltså summan av fina och grova partiklar.

¹ Med aerodynamisk diameter menas den diameter på en sfärisk partikel med densiteten 1g/cm^3 som vid fritt fall faller med samma hastighet som den aktuella partikeln. Detta innebär att de två partiklarna beter sig på samma sätt i en luftström t.ex. i andningsystemet.

4 Emissioner av vägdamm

Det finns som tidigare påpekats ett antal källor till vägdamm. Gustafsson, 2001 gör en utmärkt sammanställning av tänkbara källor till vägdamm. I tabell 1 har vi utnyttjat data från den rapporten och kompletterat med ytterligare data. Siffrorna i tabellen skall mest ses som storleksuppskattningar. Andelen av partiklarna från slitagematerial och nermalt material som är mindre än 10µm varierar mycket mellan olika källor. Mycket liten del av vägslitage genererar partiklar mindre än 10µm, men eftersom det totala vägslitage är så stort ger det ändå ett betydelsefullt tillskott till PM₁₀. Slitage av bromsbelägg genererar däremot partiklar som till stor del är mindre än 10µm. Enligt Gustafsson, 2001 som refererar till Garg et.al., 2000 kan så stor andel som 60-70 procent av partiklarna vara mindre än 2,5 µm och hela 30 procent mindre än 0,1 µm.

Tabell 1. Källor till partiklar från vägtrafik 2000.

	Total emission ton	Andel PM ₁₀
Avgaser	3000 ¹	100%
Slitage av bromsar	~1000 ²	80-90% ²
Slitage av däck och dubb	~10 000 ²	<10% ³
Slitage av beläggning	110 000 ³	<1% ⁴
Slitage av vägmarkering	15 000 ³	?
Vägsalt	200 000 – 400 000 ³	<1% ⁴
Vägsand	250 000 – 350 000 ³	<1% ⁴
Katalysatorer, korrosion och spill	?	?
Övrigt på och vid vägbanan deponerat material	?	?

1 Underlag till beräkningar för Vägverkets sektorsredovisning 2000.

2 Gustafsson, 2001.

3 Baserat på emissionsfaktorer enligt Sternbeck et.al. 2001 och totalemissioner enligt Ahlbom. & Duus, 1994

4 Baserat på emissionsfaktorer enligt Johansson C. 2001 för resuspenderat material med antagandet att detta utgörs av vägsand och vägkana vilket ger en andel på 0,9% som får ses som en överskattning.

4.1 Modeller

Uppvirvling av vägdamm sker inte då vägbanan är våt då fukten binder dammet. Slitage av bromsar borde dock även under sådana förhållanden kunna ge direktmission av partiklar. Principiellt skall man kunna sätta upp följande ekvation för emissioner av partiklar från vägtrafik.

$$E = E_{\text{avgas}} + E_{\text{uppvirvling}} + E_{\text{bromsar}}$$

Där mittentermen blir noll vid våt vägkana.

Foltescu et.al., 2002 har nyligen gått igenom modeller som behandlar partiklar från vägtrafik inklusive vägdamm. I genomgången redovisas fyra olika modeller för emission av PM₁₀ från vägtrafik, AP-42 modellen från EPA (EPA, 1993), en anpassning av den modellen till tyska och schweiziska förhållanden av Lohmeyer (2001) och ytterligare två modeller av Gamez et.al. (2001) respektive Bringfelt (1997).

I AP-42 modellen beräknas emissionsfaktorn, e , i g/fkm enligt

$$e = 0,56(sL)^{0,65}(W)^{1,5}$$

där sL är siltmängden² (g/m^2) och W är fordonens medelvikt i ton. Modellen tar därigenom hänsyn till mängden material på vägbanan och storleken på fordonen. Uppvirvlingen antas vara noll då vägbanan är våt. Modellen bygger på empiriska data från USA. Modellen har även modifierats och anpassats till tyska och schweiziska förhållanden av Loymeyer (2001):

$$e = e_{\text{exhaust pipe}} + e_{\text{road-abrasion}} + e_{\text{resuspension}}$$

För att beräkna den första termen utnyttjas tysk-schweiziska Handbook Emission Factors for Road Transport. Den andra termen beror liksom i den amerikanska modellen av siltmängd, genomsnittlig vikt av trafiken och antalet regniga dagar. Siltmängden är dock svår att mäta särskilt vid trafikerade vägar. Man har dock tagit fram genomsnittliga siltmängder för innerstadsgator med bra och dålig standard samt för ytterområden och motorväg i Tyskland. För att kunna använda modellen för svenska förhållanden krävs med största sannolikhet anpassning av modellen eftersom vi har andra klimatförhållanden vintertid och därmed annan vinterväghållning samt inte minst att vi använder dubbdäck vintertid. Gamez föreslår att emissionen av PM_{10} beräknas som summan av avgaser, slitage från fordon, vägslitage och externa källor (t.ex. från sandning, saltning, dammdeposition) enligt

$$e = e_{\text{exhaust pipe}} + e_{\text{vehicle-components wear}} + e_{\text{road-abrasion}} + e_{\text{external}}$$

På detta sätt kommer man undan siltmängden. Bringfelt et.al. (1997) har utvecklat en modell för uppvirvling av partiklar, där emissionsfaktorn uttrycks enligt

$$e = e_{\text{exhaust pipe}} + F_{qe} * e_{\text{dust}}$$

där den första termen är avgasemissionerna och den andra termen är vägdamm. F_{qe} är en faktor som är relaterad till vägbanans fuktighet. Emissionsfaktorn för vägdamm e_{dust} beror även på hastighet och andel lastbilar (menas antagligen tunga fordon). Avgasemissionerna är dock endast beroende av fordonstyp, där bensindrivna personbilar även delas upp i katalysatorrenade och icke katalysatorrenade. Modellen har ansetts tveksam både av Gustafsson (2001) och Loymeyer (2001) då man använt en korrektionsfaktor på 2 utan att närmare förklara vad det kommit ifrån. En brist med denna modell och flera av de andra är dessutom att ett direktbidrag från slitage av bromsar saknas. Utöver de modeller som behandlas av Foltescu et.al., 2002 är det även intressant att redovisa den modell som används i VLUFT- modellen i Norge (Tønnesen, 2000). Till skillnad från övriga modeller behandlar man här endast maxtimmar och maxdygn.

Emissionen från vägbanan av grova partiklar vid maxtimme bestäms av

$$Q_{10-2,5} = QR_{2,5} * (0,268 * TT + 2,482) * (V_T/75)^2$$

där $Q_{10-2,5}$ är emissionen av grova partiklar. $QR_{2,5}$ är utsläppet av fina partiklar i referenssituationen (avgaser och vägdamm). I modellen antas att vid referenssituationen består $QR_{2,5}$ av 40 procent vägdamm och 60 procent avgaspartiklar. PM_{10} utsläppet ges då av

$$Q_{10} = E_p + QR_{2,5\text{vei}} + Q_{10-2,5}$$

² Silt är mindre i storlek än sand men större än lera, d.v.s. 1/16-1/256 mm i diameter.

där E_p är emissionen av avgaspartiklar och $QR_{2,5vei}$ emissionen av finpartikulärt vägdamm. De två sista faktorerna för vägdamm är beroende av län (fylke) och dubbdäcksandel. Vad det gäller län gör man egentligen bara skillnad på Sør-Trøndelag (med Trondheim) och övriga län. Genom de mjukare beläggningarna i Sør-Trøndelag används en korrektionsfaktor på 2 medan korrektionen i övrigt är 1. Dubbdäckskorrektionen har ett linjärt förhållande till andelen personbilar med dubbdäck och är 1 när alla personbilar har dubbdäck och 0,02 när inga har det. Eventuellt kan även en faktor för rengöring av gatorna tas med, där får dock användaren mer godtyckligt värdera effekten. Modellen ovan ger emissioner vid maxtimme. Halter vid maxdygn fås genom att dividera med en faktor 2,3.

4.2 Uppmätta emissionsfaktorer

Vad det gäller emissionsfaktorer för vägdamm är det viktigt att ta hänsyn till de speciella förhållanden som råder i Sverige och våra grannländer Norge och Finland. Dels är dubbdäck tillåtna och dels gör vinterförhållandena att vi använder stora mängder vägsalt och vägsand. Vinterförhållandena gör också att det under vinterperioden kan bildas en depå med vägdamm då vägbanan är fuktig eller täckt med snö och is. En depå som framåt våren torkar, virvlar upp och därigenom ger mycket höga emissioner och halter av partiklar. Men även när man jämför mellan våra grannländer eller t.o.m. inom vårt eget land måste man vara medveten om att det finns skillnader vad det gäller beläggningens slitstyrka, dubbdäcksanvändningen och klimatförhållanden som kan göra att emissionsfaktorn kan skilja sig betydelsefullt mellan olika platser. Något som med all tydlighet framkom av VLUFT-modellen ovan.

När man skall skatta emissionsfaktorer för avgaskomponenter är det vanligaste att man utgår från mätningar på fordon då dessa körs på chassidynamometer i laboratorium. Denna metod går dock inte att använda för att skatta vägdamm. Istället utgår man från mätningar av halter i verklig trafik. Tre olika metoder kan användas för att beräkna emissionsfaktorerna från en lokal gata.

- 1) Massbalansberäkningar som utnyttjar mätningar av partikelhalter på olika avstånd från vägen samt meteorologiska data. En variant av detta är mätningar i tunnlar som har den fördelen att det är lättare att utesluta andra källor.
- 2) Inverterade spridningsmodellering, där emissionen beräknas med utifrån uppmätta halter, meteorologiska data och en spridningsmodell.
- 3) Spårämnesmetoder, där utsläppet av spårämnet är känt.

Massbalansberäkningarna kräver relativt omfattande mätningar av meteorologi och halter. Vid mätningar i tunnlar ställs dock inte lika höga krav. Vid mätningar i tunnlar måste även luftflödet genom tunneln bestämmas. För inverterad spridningsberäkning behövs inte lika omfattande mätningar då en spridningsmodell används. Spridningsmodellen behöver matas med meteorologiska data. Spårämnesmetoder bygger enbart på uppmätta halter och känt utsläpp av spårämnet.

I tabell 2 ges en sammanfattning av emissionsfaktorer för PM_{10} och i vissa fall $PM_{2,5}$ såväl totalt som enbart vägdamm. Emissionsfaktorerna har beräknats med samtliga ovan nämnda metoder. Utöver dessa kan nämnas att det finns ytterligare några i den litteraturstudie av mätningar i tunnlar som Sjödin (2001) har gjort.

Tabell 2. Emissionsfaktorer från olika mätningar

Plats	År	Förhållanden	Andel tung trafik (%)	Hastighet	Metod	Emission PM ₁₀ totalt g/fkm	Emission PM ₁₀ vägdamn g/fkm	Referens
Store Ringvei, Oslo	1985	Dubbdäckssäsong, torr vägbana	10	70*			3 (PM2 0,8)	Larsen, 1991
Vålerenga tunneln,	1989				Massbalans	0,17		Sjodin, 1999
Lützner Strasse, Leipzig	2000	Höst (fyra veckor), regn och torrt, dålig asfalt	6,5	40	Inverterad modellering	0,47-1,1		Lohmeyer, 2001
Shildhornstrasse, Berlin	2000	Sen höst (fyra veckor), regn och torrt, bra asfalt	5,6	40	Inverterad modellering (Spårämne)	0,091-0,09 (0,081-0,095)		Lohmeyer, 2001
Frankfurter Allee, Berlin	1999	Sommar-tid höst (10 veckor), regn och torrt, bra asfalt	4,8	47	Inverterad modellering (Spårämne)	Ca 0,126 0,060-0,140		Lohmeyer, 2001
Bahnhofstrasse, Cottbus	1999		5,6		Inverterad modellering (Spårämne)	0,197 (0,161)	(0,11)	Lohmeyer, 2001
Leipziger Strasse, Frankfurt/Oder	1999 (1998)		6,0 (6,2)		Inverterad modellering (Spårämne)	0,116 (0,151)	(0,10)	Lohmeyer, 2001
H.-Thomas-Strasse, Potsdam	1999		5,2			0,14 (0,13)	(0,09)	Lohmeyer, 2001
Hornsgatan, Stockholm	2000	Kalenderår	8		Spårämne	0,250	0,209	Foltescu et.al. 2002
Söderledstunneln, Stockholm	1998	December	Värden avser endast lätta fordon		Massbalans	0,24	0,23	Johansson C. 2001
Söderledstunneln, Stockholm	1999	Februari	Värden avser endast lätta fordon	70*	Massbalans	PM _{2,5} 0,04	0,03 (varav bromsar 0,017)	Johansson C. 2001
Söderledstunneln, Stockholm	1999	Februari	Värden avser endast tunga fordon	70*	Massbalans	PM _{2,5} 0,57	0,46 (varav bromsar 0,084)	Johansson C. 2001
Tingstadstunneln, Göteborg	1999	November, torrt och regn (5 dagar)	Ca 10	Ca 60	Massbalans	0,044		Sternbeck et.al. 2001
Lundbytunneln, Göteborg	2000	April, torrt och regn (5 dagar)	Ca 14	Ca 78	Massbalans	0,285		Sternbeck et.al. 2001

*Hastighetsbegränsning

De högsta emissionerna i tabellen är de som Larsen (1991) angett för Store Ringvei i Oslo. Den avser dock specifikt torra dagar under dubbdäckssäsongen. I Foltescu et.al. (2002) har man bildat emissionsfaktorer för PM₁₀ och PM_{2,5} under olika månader och för mars månad fås medel emissionsfaktorer på ca 0,60-0,65g/fkm för PM₁₀ medan man under sommarhalvåret kan ligga på 0,10-0,15 g/fkm. Även de av Foltescu et.al (2002) uppskattade faktorerna innehåller dagar med både torr och våt vägbanan varför emissionsfaktorerna under mars månad under torra dagar kan ha varit ännu högre. Faktorerna under sommarmånaderna stämmer relativt väl överens med de faktorer som t.ex. anges i Lohmeyer (2001). Enligt Lohmeyer (2001) är emissionerna i tunnlar lägre än på öppna gator. Huruvida detta gäller även Sverige är oklart.

Som framgår av både Larsen (1991) och Johansson C. (2001) ger även vägdammet ett bidrag till PM_{2,5}. Ur hälsosynpunkt kan det vara intressant att hålla sär den delen av vägdammet som är i form av grova partiklar och den del som är i form av fina partiklar. På samma data som Foltescu et.al (2002) använt är det möjligt att även bilda emissionsfaktorer för fina och grova partiklar. Man får då en emissionsfaktor på 56 mg/km för PM_{2,5}³. Foltescu et.al. har använt en emissionsfaktor för avgaspartiklarna på 41 mg/km vilket ger en uppvirvlingsdel på 15 mg/km för PM 2.5.

Tabell 3. Emissionsfaktorer på Hornsgatan för år 2000.

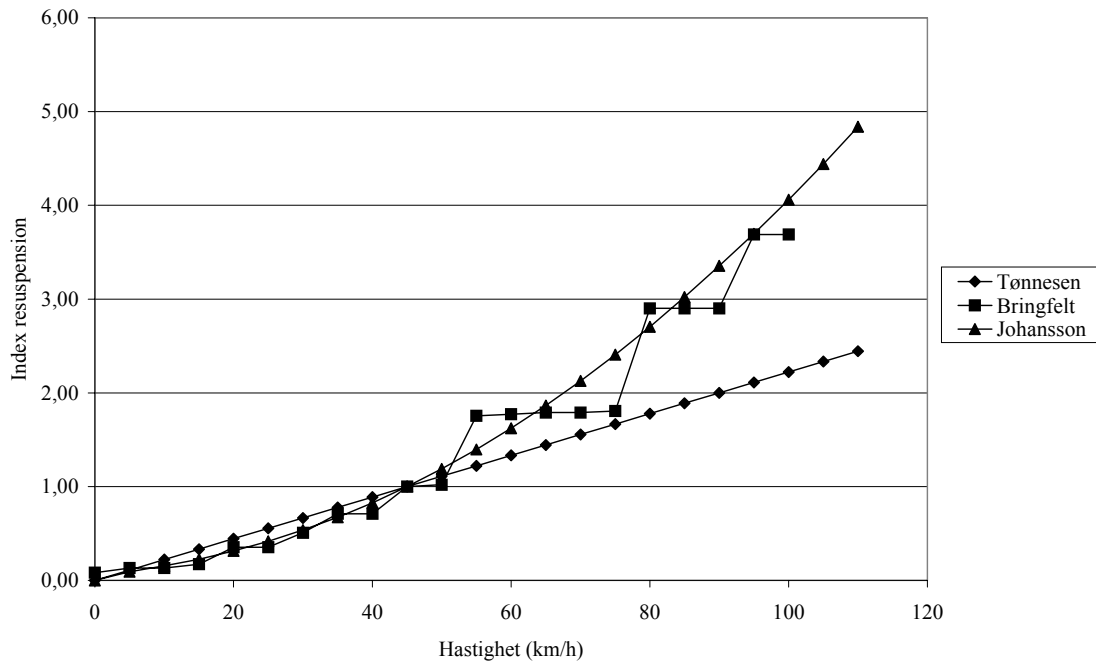
	Emissionsfaktor (mg/km)
PM ₁₀	250
PM _{2,5}	56
PM _{10-2,5}	194
Avgaspartiklar	41
Resuspension	209

Foltescu et.al. rekommenderar användning av emissionsfaktorn 209 mg/km för uppvirvlingen för hela Sverige tillsvidare eftersom det saknas lämpligt underlag från andra platser. Man påpekar dock osäkerheten i detta och föreslår att kompletterande mätningar görs för att bestämma emissionsfaktorn för andra delar av landet och under andra förhållanden.

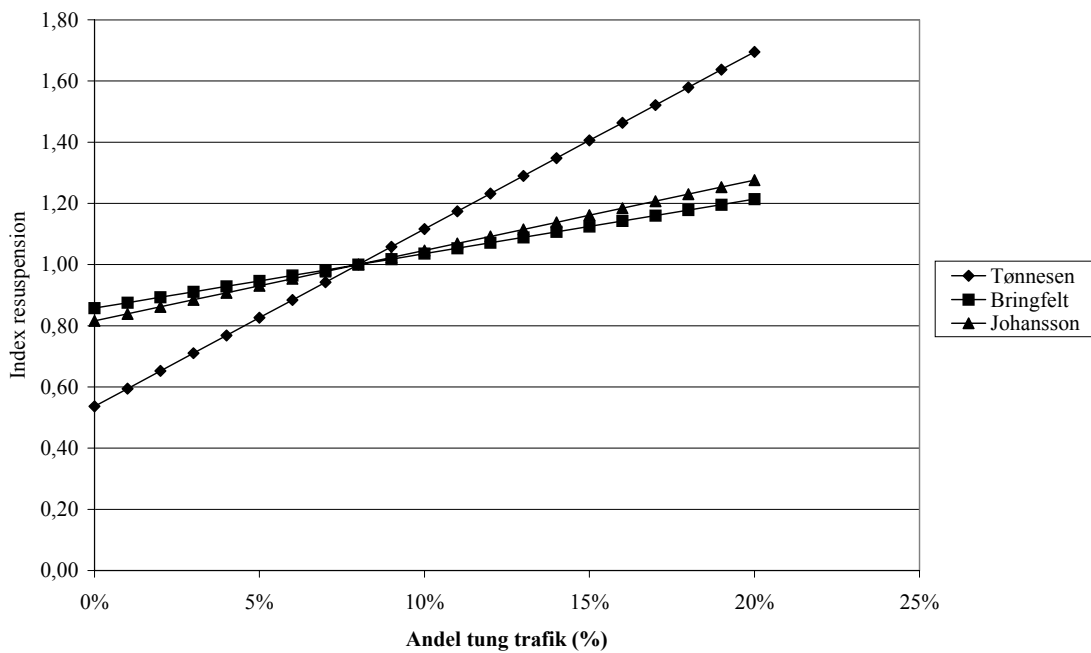
Enligt de emissionssamband som Bringfelt et.al. (1997) och Tønnesen (2000) har tagit fram har hastigheten, dubbdäcksanvändningen och tungtrafikandelen stor betydelse. Utöver detta har sandningen också stor betydelse vilket påtalas av t.ex. Virtanen (1999).

I figur 7 och 8 visas korrektionsfaktor för hastighet och andel tung trafik enligt tre olika referenser. Johansson C (1999) bygger på Bringfelt (1997) men istället för distinkta värden för olika hastigheter ger Johansson C (1999) ett funktionssamband.

³ Beräknat utifrån emissionsfaktorn för PM₁₀ med antagande om lokal medelhalt för PM_{2,5} på 6,3 µg/m³ och lokal medelhalt för PM₁₀ på 28,1 µg/m³. De lokala medelhalterna har bildats från differensen mellan gatunivå och taknivå. Värden har inkluderats i medelvärdet endast om värden funnits både för tak och gatunivå samt differensen varit positiv.



Figur 7. Inverkan av hastighet på resuspension av partiklar. Värdena har indexerats mot 45 km/h och 8 procent tung trafik.



Figur 8. Inverkan av andel tung trafik på resuspension av partiklar. Värdena har indexerats mot 45 km/h och 8 procent tung trafik.

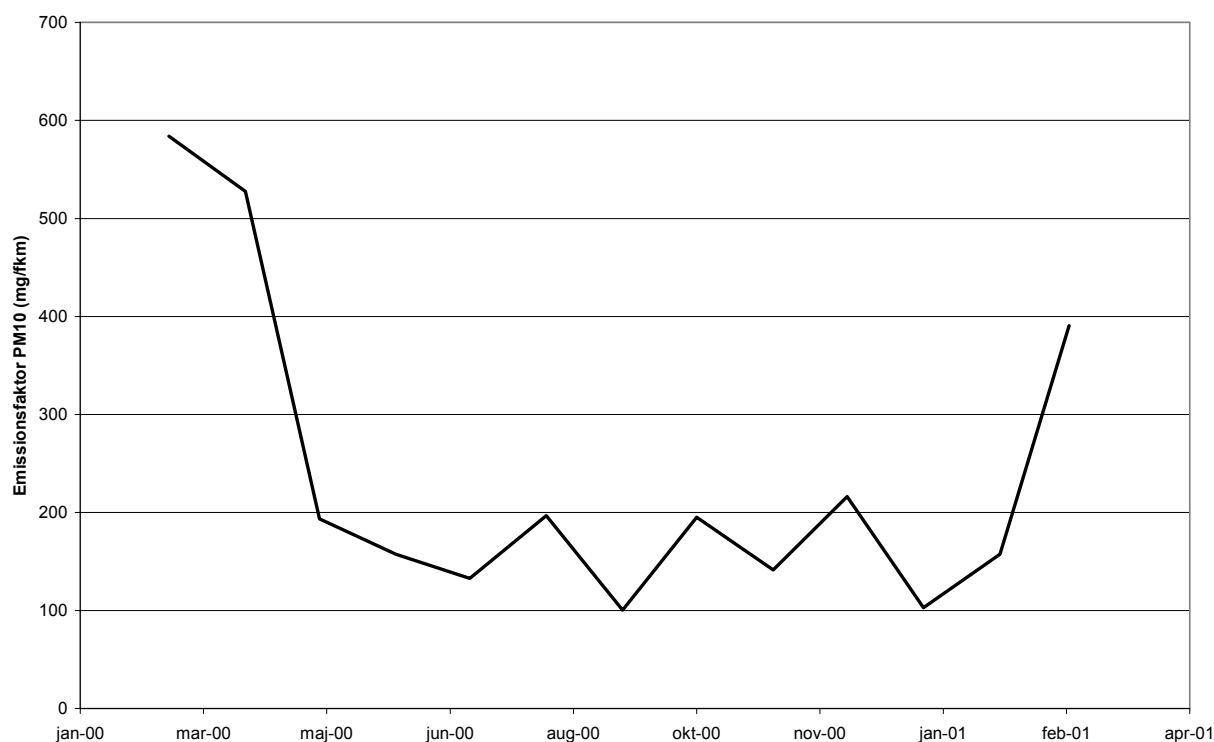
Man skulle kunna basera ett samband på värden enligt Foltescu et.al. 3 och funktions samband enligt Johansson C, 1999. Vi får då följande ekvation för emissionsfaktor för uppvirvling av partiklar för helt kalenderår.

$$e_{resuspension} = 1511 \cdot \left(\frac{(100 - TT)}{100} \cdot \left(\frac{v}{110} \right)^2 + \frac{TT}{100} \cdot \left(\frac{v}{110} \right)^{0,5} \right)$$

TT är andelen tung trafik angiven i procent. Med 8 procent tung trafik och hastigheten 35 km/h fås 209 mg/km.

Tyvärr är det dåligt med andra data för att validera formeln. Över ett års mätserie finns dock för Gårda i Göteborg där E6 passerar med ca 80 000 fordon. Enligt trafikmätningar från platsen som vi har fått ta del av är andelen tung trafik ca 7,5 procent och medelhastigheten 74 km/h (72 km/h för tunga). Räknat på detta ger formeln ovan en genomsnittlig emission på 726 mg/km. Enligt emissionsmodellen i EVA är medelemissionen av avgaspartiklar 20 mg/km vilket totalt ger 746 mg/km.

För att kunna beräkna emissionen utifrån mätdata behövs utöver mätdata för halter vid vägen och emissionsfaktor för kväveoxider även bakgrundshalter. Närmaste bakgrundsstation är femman som ligger knappt 2 km från mätplatsen. Avståndet kan göra att bakgrunden kan avvika något från den verkliga bakgrunden vid mätplatsen. I figur 3 visas beräknade emissionsfaktorer för Gårda mellan mars 2000 och mars 2001. Medelemissionsfaktorn för perioden mars 2000 till februari 2001 är 188 mg/km och 214 mg/km för perioden april 2000 till mars 2001. Detta visar att ovanstående samband inte kan användas. Faktum är att den uppmätta emissionsfaktorn stämmer relativt väl överens med vad Foltescu et.al. angett för Hornsgatan. En möjlig förklaring till att man kan få samma emissionsfaktor för Hornsgatan med en flödeshastighet på 35 km/h och E6:an i Göteborg med en flödeshastighet på över 70 km/h kan vara att vinterväghållningen skiljer sig radikalt. På E6:an används vägsalt medan det är troligt att vägsand används på Hornsgatan.



Figur 9. Beräknad emissionsfaktor för PM_{10} för E6:an vid Gårda i Göteborg.

4.3 Slutsats emission av vägdamm

Vår rekommendation är att tillsvidare använda den emissionsfaktor för vägdamm som Foltescu et.al. tagit fram för hela Sverige. Samtidigt uppmanar vi till ytterligare mätningar av partiklar inriktade på att ta fram bättre underbyggda emissions samband för uppvirvlat vägdamm.

5 Hälsoeffekter partiklar

Hälsoeffekter till följd av partikelexponering beror på partikelstorlek och koncentration vilka kan ändras med de dagliga skiftningarna i PM_{10} - och $PM_{2,5}$ nivåerna (WHO 1999). Hälsoeffekterna inkluderar akuta effekter som ökad daglig mortalitet, ökade fall av sjukhusintagningar vid försämring av andningssjukdomar, skiftningar i användning av luftförsvidgande medicinering och hosta. WHO konstaterar även att ett fåtal studier av de långsiktiga effekterna av partikelexponering refererar till mortalitet och morbiditet. Luftföroreningar av partiklar har tidigare primärt betraktats som ett problem i städerna men WHO menar att i många områden i industriländerna står det nu klart att skillnaden mellan tätort och landsbygd för PM_{10} är liten, näst intill försvinnande liten. Detta indikerar på att PM -exponeringen är utspridd. De nuvarande epidemiologiska tidsserierna kan dock inte definiera en tröskel under vilken inga effekter uppstår. Databasen för andra parametrar än PM_{10} är fortfarande begränsade så hälsoeffekterna, speciellt de kortsiktiga, uttrycks i PM_{10} termer. WHO fastställer också att partikelsammansättningen och storleksdistributionen inom PM_{10} -fraktionen är viktig. Studier där PM_{10} :s storlek och/eller sammansättning har mätts föreslår att de observerade effekterna av PM_{10} till största del associeras med de fina partiklarna och inte med den grova fraktionen, dvs. PM_{10} minus $PM_{2,5}$.

Leksell (SIKA 1999) konstaterar att hälsoeffekterna kan anses kopplade till de fina partiklarna ($PM_{2,5}$), dvs. partiklar med en diameter mindre än $2,5\mu m$. Många studier har visat på att episoder med höga partikelmängder leder till ökad dödlighet de närmaste dagarna. Några långtidsstudier har även pekat på att långvarig exponering för fina partiklar leder till förkortad livslängd. Den separata korttidseffekten har kunnat värderas till storleksordningen 3 % av långtidseffekten.

För att skilja mellan $PM_{2,5}$ och PM_{10} görs distinktionen att $PM_{2,5}$ består av respirabla partiklar, dvs. partiklar som kan inandas och tränga ut i lungornas finaste förgreningar (Gustafsson 2001). PM_{10} betraktas som inhalerbara partiklar, dvs. de kan inandas. De grova partiklarna fastnar dock i de övre luftvägarna och den finare delen fortsätter som sagts ovan ut i lungorna. Gustafsson konstaterar också att andelen PM_{10} och $PM_{2,5}$ är okänd. Försök har dock utförts i syfte att studera skillnaderna mellan de två olika fraktionerna. Bland annat har Monn och Becker (Gustafsson 2001) jämfört toxiciteten av $PM_{2,5}$ med den grövre delen av PM_{10} genom att använda prover från omgivningsluften både utom- och inomhus i en gatumiljö. Studien visar att enbart $PM_{10-2,5}$ insamlad utomhus hade en signifikant effekt på toxicitet och cytokinproduktionen⁴ i de mänskliga monocytarna⁵. Murphy (Gustafsson 2001) konstaterar genom försök på råttor att ytkemin och/eller strukturen spelar en viktig roll för hur toxiska partiklarna är. Gustafsson hänvisar även till studier vilka visar på att den cancerframkallande

⁴ En cytokinetisk effekt innebär att celler, vilka är aktiva för att bekämpa en inflammation ansamlas i det inflammerade området.

⁵ En monocytt är en typ av en vit blodkropp, vilken är viktig för kroppens immunförsvar.

effekten är i stort identisk mellan lika stora dieselpartiklar, kolpartiklar och TiO-partiklar. I cancerframkallande avseende tyder detta på en specifik effekt relaterad till storleken. De hälsoeffekter som påvisats i samband med epidemiologiska studier av omgivningsluftens partikelkoncentration är bland annat följande (Gustafsson 2001):

- Mortalitet
- Morbiditet
- Lungcancer
- Astma
- Luftrörsbesvär
- Hosta

Effekterna förekommer vanligtvis i urbana miljöer speciellt bland känsliga grupper bland barn, gamla och astmatiker (Gustafsson 2001). Gustafsson styrker även Leksells påstående att sambandet mellan små och ultrafina partiklar och hälsoeffekter är tydligare än med grova partiklar men konstaterar även att de hälsorelaterade studierna ger en splittrad bild av hur PM₁₀ och PM_{2,5} är relaterade till olika symptom. Vidare fastlägger han att många studier visar en högre korrelation mellan hälsoeffekter och PM_{2,5} men menar även att det finns studier där PM_{10-2,5} har lika hög eller högre korrelation. Areskoug m.fl. (2000) menar att det finns ett klart samband mellan kortvarig exponering av partikelföroreningar och negativa hälsoeffekter men att de experimentella studierna ej ger tillräckligt stöd för att förstå mekanismerna bakom effekterna. Experimentella data indikerar dock att de ultrafina partiklarna framkallar starkare inflammatoriska reaktioner än de fina partiklarna vid samma massa. Enligt Tom Bellander (2002) är den nuvarande misstanken att grova partiklar inte har några systemeffekter, dvs. går ut i kroppen eller har effekter på hjärtat.

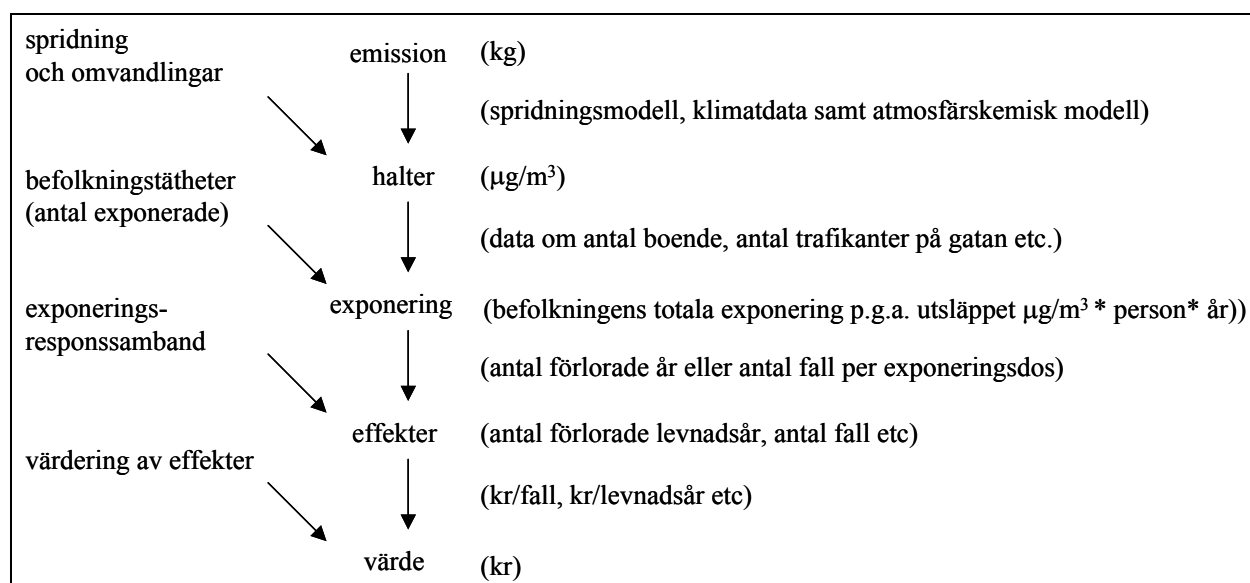
Svårigheten är att förstå orsak och verkan och i dagsläget bedrivs intensiv forskning inom området. En slutsats i ExternE-projektet (Bickel et al 1999) är t ex. att partiklars effekter på människors hälsa och deras påverkan bör utforskas vidare. I Norge ska ett projekt precis starta vid Nasjonalt Folkehelseinstitutt där syftet är att studera mineralstofts hälsoeffekter (Arntsen 2002). Metoden går ut på att krossa sten så att dess fördelningskurva liknar fördelningskurvan för dubbdäckslitage för att därefter studera hur lungorna reagerar på de olika bergarterna/mineralerna i storlek PM₁₀ och PM_{2,5}.

5.1 Slutsats hälsoeffekter

Gustafsson och Leksell med flera har gjort litteraturgenomgångar som behandlar partiklar. Gustafsson har speciellt studerat litteratur som inriktat sig på att finna en skillnad mellan PM₁₀ och PM_{2,5}. Bl.a. kunde Gustafsson konstatera att många studier visar en högre korrelation mellan hälsoeffekter och PM_{2,5} men menar även att det finns studier där PM_{10-2,5} har lika hög eller högre korrelation. Det har dock framkommit under detta projekts gång att det för närvarande pågår forskning inom ämnesområdet som kan ha betydelse för resultatet. En mer djupgående och sammanfattande studie skulle därmed behöva göras med hänsyn till grova partiklar i syfte att uppdatera befintligt material med pågående forskning.

6 Värdering

Tidigare använda kalkylvärden för luftföroreningar har beräknats med hjälp av betalningsviljestudier, där människor har fått värdera sin betalningsvilja för att få en renare och mindre hälsofarlig luft. Leksell (SIKA 1999) presenterar dock en bättre värderingsmetod som utgår från föroreningarnas effekter, såsom ökad dödlighet och ökad sjuklighet. Denna värderingsmetod kan beskrivas med följande kedja:



Figur 10. Emission till värdering. Källa: Leksell (1999)

Metoden är möjlig att bruka på grund av nya kunskaper om s.k. exponeringsresponssamband, vilka kan kvantifiera ett antal viktiga hälsoeffekter som sedan värderas var för sig. Leksell har använt denna metod för lokala effekter (SIKA 1999). Nuvarande ASEK-värderingar bygger Leksells skattningar. För de regionala effekterna har man utgått från marginalkostnaderna för att klara uppställda miljömål, dvs. en indirekt värderingsmetod har använts.

Leksell (1999) konstaterar att den existerande partikelvärderingen i Sverige i dagsläget används på fina partiklar från olika källor, t ex. trafikavgaser, rökgaser från ved- kol och oljeeldning. Det konstateras dock att den härledda värderingen ej kan användas för grövre partiklar av typen vägdam, stoft från bromsband och däck osv. En särskild värdering för de grova partiklarna kvarstår alltså att finna. Vad gäller nedsmutsning på grund av partiklar finns en värdering som består av en punktskattning, baserad på dels en svensk betalningsviljestudie och dels på internationella studier. Leksell menar att denna värdering bör kunna användas på alla typer av partiklar, dvs. även på de grövre partiklarna.

6.1 Exponeringsrespons samband

Inom ExternE-projektet (1999) har exponeringsrespons samband tagits fram för olika sjuk tillstånd för olika grupper i samhället. Dessa består av följande:

Tabell 4. Exponeringsrespons samband i ExternE.

<p><u>Astmatiker</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Luftrörsvidgande medicinering• Hosta• Andningssymptom, väsning• Astmaattacker <p><u>Äldre personer än 65 år</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Hjärtsvikt <p><u>Barn</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Kronisk hosta <p><u>Vuxna</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Begränsade aktivitetsdagar• Mindre begränsade aktivitetsdagar• Kronisk bronkit <p><u>Hela befolkningen</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Kronisk dödlighet• Sjukhusinläggning med andningshjälp• Cerebrovasculär sjukhusinläggning• Dagar med symptom• Cancerrisk uppskattning• Akut dödlighet <p>Källa: ExternE-projektet, Bickel P et al., 1999</p>
--

Areskoug m.fl. (2000) påpekar i sin studie att exponeringsrespons sambanden vad gäller akuta effekter baseras på PM_{10} eftersom information på $PM_{2,5}$ inte är åtkomlig i de flesta studier. I ExternE-projektet har en omvandlingsfaktor på 1,67 använts för att överföra exponeringsresponsfunktionerna beräknade på $PM_{2,5}$ till exponeringsresponsfunktionerna för PM_{10} .

6.2 Effektvärderingsstudier

Vad gäller värdering av effekter så har tre studier genomförts de senaste fem åren. Dessa är en studie i Helsingfors, en i Strasbourg i Frankrike och slutligen en 5-landsstudie bestående av resultat från Amsterdam, Lissabon, London med omnejd, Oslo och Vigo (Bickel et al 1999). Studien i Finland genomfördes av Otterström m.fl. och den gick ut på att 2000 hushåll i Helsingfors fick uppge sin betalningsvilja för att förebygga följande symptom: dag med symptom, dag med astmaattack, begränsad aktivitetsdag, besök till akuten, sjukhusintagning och dag med hosta för barn (Bickel et al 1999). Respondenterna uppmanades att uppge sin

betalningsvilja för att undvika en välfärd förlust. De ekonomiska värdena inkluderar även medicinska kostnader samt värdet av förlorad arbetstid.

Studien i de fem länderna Nederländerna, Norge, Portugal, Spanien och Storbritannien värderade sex sjuklighetstillstånd. Respondenterna fick här uppge sin betalningsvilja för att undvika speciella hälsoeffekter som associeras med luftföroreningar. I studien konstaterades bland annat att:

- betalningsviljan är högst för en lång sjukperiod,
- Spanien och Norge har högst betalningsvilja för alla perioder
- Storbritannien och Nederländerna har den lägsta betalningsviljan
- Portugal uppvisar mer variation

Den tredje och sista studien i Frankrike lyckades inte estimerar några värden för olika symptom på grund av att förändringen i dagar i förhållande till symptomen ej specificerades i utfrågningen. Detta faktum lämnar oss med Otterströms studie och 5-landsstudien vilka uppvisar följande värderingar enligt tabell 5. I ExternE-projektet har de två studierna kombinerats samt att nya värden har räknats fram.

Tabell 5. Värderingar enligt några olika källor.

	Otterström	5-countrystudy	ExternE rekommendation
Dag med symptom	15 Euro		41 Euro
Dag med astmaattack	22 Euro		60 Euro
Begränsad aktivitetsdag	90 Euro		104 Euro
Besök till akuten	200 Euro	242 Euro	597 Euro per case
Sjukhusintagning	1679 Euro	468 Euro	1766 Euro
Children's cough day	34 Euro		
Sängliggande		148 Euro	
Hosta		41 Euro	41 Euro
Ögon		54 Euro	
Mage		54 Euro	

Källa: ExternE-projektet, Bickel et al. 1999

6.3 Värdering i andra länder

Vi kan alltså konstatera att vi saknar en värdering för grova partiklar i Sverige. Om vi lyfter blicken och studerar hur andra länder har det på denna front så ser vi att förhållandena är olika. I Norge används en värdering av hälsoeffekter som grundar sig på studier från bland annat EPA 1995 och Navrud 1997 (SFT 2000). I Norge gör man dock ingen skillnad på grova och fina partiklar. Se tabellen nedan för Norges värdering:

Tabell 6. Värdering i Norge

Marknadsbaserade kostnader	NOK
Förlorad arbetstimma	165
Sjukhuskostnader/dygn	3 780
Andra välfärdskostnader	
Dödsfall i förtid	
Värdet av ett stat. liv	11 300 000
Värdet av ett förlorat år	517 000
Kronisk lungsjukdom, vuxna	1 800 000
Bronkit, barn	1 800 000
Dygn på sjukhus	4 600
Dag med övre luftvägssymptom, barn	200
Dag med nedre luftvägssymptom, barn	500
Källa: Statens Forurensningstilsyn, 2000	

Kontakter med Schweiz (Reutimann 2002) visar att de ännu inte har beräknat kostnader för undvikande av grova partiklar. Deras första undersökningar har dock visat att partikeldiametern varierar från 0,5 till 10 µm. Reutimann pekar också på att förutom diametermåttet så har partiklarnas sammansättning och yta stor betydelse.

I Finland har man nyligen avslutat ett projekt där man jämfört kostnaderna för vinterväghållning och rengöring av gatorna på våren med kostnader för halkolyckor och hälsoeffekter (Häme Koski och Tervonen 2002). Partikelvärdering baseras på en genomgång av epidemiologiska studier där partiklarna huvudsakligen har utgjorts av partiklar som har liknande egenskaper som vägdamm (t.ex. ökensand, vulkansand etc.). Effekterna värderas genom ExternE-projektets enhetsvärden vilka har modifierats för Finland med hjälp av en separat studie som utfördes för några år sedan. I tabell 7 redovisas exponeringsrespons samband och framräknade hälsokostnader för vägdamm i Helsingfors. Detta skulle kunna användas även som underlag för värderingar i Sverige.

Tabell 7 Hälsokostnader av vägdam (PM10) i Helsingfors.

Health impact	Normal prevalence	Increase due to street dust (PM ₁₀) (per 10 µg/m ³)		Monetary value €	Min. cost	Max. cost
		Min. est.	Max. est.			
	per day					
Upper respiratory symptoms	4 524	2 %	2 %	99	2,1M€	2,1 M€
Cough (asthmatics)	9 907	0 %	0,88 %	16	0 M€	0,33 M€
Hospital admissions (asthmatics)	3	4,50 %	4,50 %	1850	0,06 M€	0,06 M€
Chronic bronchitis, hospital admissions	7	0 %	2 %	1850	0 M€	0,06 M€
Cardiac and vascular diseases, hospital admissions	12	0 %	1,30 %	1850	0 M€	0,07 M€
	annually					
Chronic bronchitis, new cases	2 502	0	9,80 %	100200	0 M€	15 M€
Total					2,2 M€	17,6 M€
Population: 551 000	Population weighted PM ₁₀ average by districts is 6,1 µg/m ³					

6.4 Slutsats värdering

Vi kan konstatera att det finns värden framräknade för ett antal hälsoeffekter genom bl.a. ExternE-projektet. En värdering av grova partiklar skulle alltså vara möjlig om vi hade exponeringsresponsfunktioner för grova partiklar. Specifikt för grova partiklar har sådana tidigare saknats. En nyligen avslutad finsk studie (Hämekoski och Tervonen 2002) har dock gjort det möjligt att få fram en värdering för vägdam. En kritisk bearbetning av detta material skulle kunna leda fram till en värdering som skulle kunna användas i Sverige.

7 Referenser

- Ahlbom J. & Duus, U. Nya hjulspår - en produktstudie av gummidäck. 6/94, Kemikalieinspektionen. 1994.
- Areskoug H et al Particles in ambient air – a health risk assessment, Scandinavian Journal, 2000
- Arntsen J Skriftlig kommunikation, 2002-02-05
- Bellander, T Personlig kommunikation, 2002-02-13
- Bickel P et.al. External costs of energy conversion – improvement of the externe methodology and assessment of energy-related transport externalities, Tyskland, 1999
- Foltescu V. L. et.al. Nomogram för uppskattning av halter av PM₁₀ och NO₂, reviderad version, Norrköping 2002.

Gustavsson M	Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. Litteraturöversikt. VTI meddelande 910, 2001
Hämeikoski J Tervonen J.	Social costs of slipping accidents, street sanding and street dust in Helsinki, Finland Summary, Stockholm 5.4.2002.
Johansson C. et.al	Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm, ITM-rapport 90, Stockholm 2001
Larsen S.	Partikler i tettstedsluft i Norden, NILU OR 11/91, Lillestrøm, Norge 1991
Lohmeyer A, Düring I	Validierung von PM ₁₀ -Immisionberechnungen im Nahbereich von Strassen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Strassen, Projekt 2286/C, Ingenieurbüro Dr. –Ing Achim Lohmeyer http://www.lohmeyer.de/literatur/zusammenfassung_06_01.pdf Karlsruhe, Tyskland 2001
Reutimann F	Skriftlig kommunikation, 2002-02-13
Statens Forurensningstilsyn	Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning, Rapport 1718, Oslo, 2000
Sternbeck J et.al	Spridning av metaller från vägtrafik, IVL rapport B 1431, Stockholm 2001
Sjödin Å	Mätningar av emissioner från vägtrafik i tunnlar. En litteraturöversikt, KFB-Rapport 1999:19, Stockholm 1999
Tervonen J. et al.	Slipperiness, street sanding and street dust - socioeconomic impacts (in Finnish), in press, 2002
Tønnesen D.	Programdokumentasjon VLUFT versjon 4.4
Virtanen T.	Particles in the air, experiences from Helsinki Metropolitan Area, presentation på konferensen Partiklar, trafik, hälsoeffekter och åtgärder, Stockholm 6 maj 1999.
WHO	Air quality guidelines, World Health Organization, Geneva, 1999, http://www.who.int/peh/air/Airqualitygd.htm