



PM10 emission från betongbeläggning

Christer Johansson, Hans Karlsson & Kai
Rosman

Ett projekt genomfört på uppdrag av



December 2009

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

Innehåll

1. Förord	1
2. Sammanfattning.....	1
3. Introduktion.....	1
4. Syfte.....	2
5. Metodik.....	3
5.1 Beläggningar och mätsträckor	5
6. Resultat	7
7. Diskussion – behov av ytterligare studier	11
8. Referenser	12

1. Förord

I rapporten redovisas en jämförelse av PM10 genereringen på grund av vägslitage och suspension vid färd på en motorväg med betongbeläggning respektive asfaltsbeläggning (E4 mellan Uppsala och Karby). Projektet har genomförts på uppdrag av Vägverket (Christer Hagert).

Arbetet har genomförts av Christer Johansson, Hans Karlsson och Kai Rosman vid Institutionen för tillämpad miljövetenskap (avdelningen för Atmosfärvetenskap) vid Stockholms universitet.

Tack riktas till Stig Jansson (Cementa AB), Bengt-Åke Hultqvist (VTI), Christer Hagert (Vägverket), Sten Pettersson (Vägverket) som granskat rapporten och bidragit med värdefulla kommentarer.

Stockholm december 2009

Christer Johansson
Docent, Atmosfärvetenskap

2. Sammanfattning

I denna studie har ett mobilt mätsystem använts för att studera genereringen av PM10 på grund av slitage och uppvirvling av partiklar på betong- och asfaltbelagd motorväg utanför Uppsala. Totala partikelhalterna (PM10, partiklar med en diameter mindre än 10 μm) såväl som partikelstorleksfördelningen mättes bakom ett dubbat och ett odubbade vinterdäck. Mätningarna genomfördes under oktober på torra vägbanor.

Mätningarna visade att bildningen av PM10 var ca 30 % lägre från betongbeläggning jämfört med asfaltbeläggning då dubbdäck användes. Detta gäller alla uppmätta hastigheter, 70, 90 och 110 km/h. Partikelstorleksfördelningen uppvisade ett maximum vid ca 4 μm både för betongbeläggningen och för asfaltbeläggningen. Beläggningarna hade samma maximala stenstorlek, men olika slitagetåligt stenmaterial. Kulkvarnsvärdet för betongbeläggningens stenmaterial var 8,2 jämfört med 5,8 för asfaltbeläggningen, dvs asfaltbeläggningens sten var mer slitagetålig. Vidare var andelen fint stenmaterial högre i betongbeläggningen. Båda dessa faktorer pekar mot att asfaltbeläggningen skulle kunna generera mindre mängd PM10 jämfört med betongbeläggningen, vilket alltså inte var fallet.

Mätningarna visar att dubbdäcken genererar betydligt mera partiklar jämfört med de icke dubbade däcken, vilket också stämmer bra med tidigare studier. För asfaltbeläggningen var PM10 bildningen ca 10 gånger högre med dubbdäck och för betongbeläggningen ca 4-6 gånger högre jämfört med odubbade däck. Men jämförelserna mellan betong- och asfaltbeläggningarna indikerar också att icke dubbade vinterdäck genererar större mängd partiklar på betongbeläggningen jämfört med asfalten. Så länge som de flesta har dubbdäck så ger ändå betongbeläggning upphov till mindre mängd PM10 jämfört med asfaltbeläggning. Den procentuella minskningen av PM10 genereringen om betongbeläggning används jämfört med asfalt vid 70% dubbandel uppskattas vara 28%, 19% och 22% vid 70, 90 och 110 km/h. Även vid endast 30% dubbandel ger betongbeläggning mindre mängd PM10 jämfört med asfalt men skillnaden är inte så stor; 18%, 4%, och 2% vid 70, 90 och 110 km/h. PM10 genereringen med dubbdäck var högre i det södergående körfältet jämfört med norrgående. Detta gäller både för betong- och asfaltbeläggningen. Men i både söder- och norrgående körfält var värdena lägre på betongbeläggningen jämfört med asfaltbeläggningen.

Samtliga mätningar ovan gäller högra körfältet. Vid några tillfällen mättes PM10 genereringen också i vänstra körfältet, dock endast vid 110 km/h. Då var PM genereringen cirka 30% högre för betongbeläggningen jämfört med asfalten. Detta gäller både det dubbade och det odubbade däck. Detta kan bero på flera saker:

- Större bidrag från ackumulerat material i vänstra körfältet. Generellt är trafikflödet i vänstra körfältet mindre jämfört med högra. Ett mindre trafikflöde kan betyda att mera material (inklusive partiklar <10 μm) ligger ackumulerat på vägytan, tillgängligt för att virvlas upp.
- Vänstra körbanan kan vara mindre nersliten än högra, vilket kan betyda att PM10 genereringen är högre.

Om man viktar ihop PM10 genereringen från det dubbade och odubbade däck, antar att dubbandelen är 70 % samt dessutom antar att 20 % av fordonen färdas i vänstra körfältet blir minskningen 6 %. Vid lägre dubbandel blir skillnaden mellan beläggningarna mindre.

Detta är den första studien av partikelemissioner från betongbeläggningar och fler studier behövs för att bekräfta resultaten. Betydelsen av stenmaterialet och andel fint material i beläggningarna samt mängden ackumulerat material skulle behöva undersökas närmare.

3. Introduktion

På många platser i Stockholms innerstad överskrider den lagstiftade miljö kvalitetsnormen för luftpartiklar (PM10). Många studier har visat på samband mellan partikelhalterna och olika hälsoeffekter, främst hjärt- kärlsjukdom och luftvägssjukdomar (Johansson, 2007a).

En långa rad faktorer påverkar PM10¹ emissionerna, såsom typ av däck, vägbanans fuktighet, stenmaterial i asfalten, stenstorlek, typen av beläggning, fordonshastigheten (Johansson et al., 2008). Dubbdäckens slitage på vägbeläggningen är en viktig bidragande orsak till de höga halterna PM10 i Stockholmsregionen (Johansson et al., 2004; Johansson et al., 2008). Studier av VTI med provvägsmaskinen i Linköping har visat att dubbdäck kan ge upphov till 60 – 100 gånger högre PM10 emissioner jämfört med friktionsdäck (Gustafsson et al., 2008). Mätningar av PM10 emissionerna längs olika gator i verklig trafikmiljö har också visat att dubbdäcken ger betydligt högre emissioner även om skillnaderna inte är lika stora som påvisats i laboriemiljö (Johansson, 2007b; Hussein et al. 2008). Skillnader mellan olika gator beror på hur "smutsiga" vägarna är. Under fuktiga vägförhållanden ackumuleras slitagematerial från vägbanorna på grund av dubbdäcksanvändningen (Johansson et al., 2004). Under torra förhållanden suspenderas detta och ger upphov till höga PM10 halter. Om gatorna sandas ger detta upphov till förhöjda emissioner (Johansson, 2007; Gustafsson et al., 2005; Kupianen et al., 2003; Kupianen & Tervahattu, 2004; Gertler et al., 2006). En mängd källor/material längs vägarna skulle kunna bidra till förhöjda PM10 emissioner (t ex Folkeson, 2005):

- Beläggingsmaterial som slitits loss eller eroderat (stenmaterial, bitumen)
- Sand/stenkross från halkbekämpning
- Vägsalt och dammbindningsmedel
- Havssalt som deponerats längs gatorna
- Material i bromsbelägg (metaller)
- Material i däck (gummi, metaller)
- Metaller från katalysatorer, dubbar mm
- Spill från transporter av olika material såsom sand, jord, sten
- Oljor och bränslen från fordonsläckage eller liknande
- Fasadputs etc. från husrenovering
- Biologiskt material (från växter, bakterier, svampar etc)
- Deponerade partiklar (avgaspartiklar och partiklar m fl. från andra källor)
- Korrosionsprodukter från fordon, huskroppar, tak, vägskyltar, räcken etc.

Detta innebär att det kan vara svårt att avgöra varifrån alla ämnen i partiklarna kommer. Men källorna skiljer sig vad gäller den kemiska sammansättningen, vilket gör det möjligt att kvantifiera deras bidrag till partikelhalterna ganska väl genom att analysera sammansättningen av insamlade partiklar. På gatorna i Stockholms innerstad utgörs det dominerande bidraget till totala mängden material i PM10, av stenmaterial från

¹ Med PM10 menas massan av partiklar med en diameter mindre än 10 µm.

vägbaneslitage, såsom oxider av kisel, kalcium, kalium och järn (Johansson et al., 2005; Sjödin et al., 2009; Sternbeck et al., 2004; Nilsson, 2003). Det är därför intressant att studera hur vägbaneslitagets bidrag varierar längs olika gator och om olika typer av beläggningar ger väsentligt olika PM10 emission. Gustafsson et al. (2005) studerade PM10 bildningen då dubbdäck framförs på två beläggningstyper, en hårdare kvartsitbeläggning (ABS-beläggning) och en mindre hållbar granitbeläggning (ABT-beläggning). Mätningarna genomfördes med hjälp av provvägsmaskinen i Linköping. Resultaten visar att ABT-beläggningen producerar mer PM10 än den mer slitstarka ABS-beläggningen.

Laboratoriestudier har också visat att nanopartiklar kan bildas vid däck- vägbane interaktionen (Dahl et al., 2006; Gustafsson et al., 2009). Nanopartikelbildningen är större då dubbdäck används jämfört med odubbade vinterdäck. Bidraget till PM10 från nanopartiklarna är helt försumbart. Likaså är bidraget litet i förhållande till antalet nanopartiklar som släpps ut via avgaserna, i alla fall med dagens motorer och fordonssammansättning (Gustafsson et al., 2009).

Med porösa beläggningar kan partikulärt material sköljas ner i porerna bli mindre tillgängligt för trafikens suspension (Folkeson, 2005). Dränerande beläggning kan därmed ge mindre partikelemissioner jämfört med tät asfalt. Mätningar inom ramen för ett svenskt forsknings- och utvecklingsprojekt visade dock att en dubbel dränbeläggning, som använts längs E4/E20 i Botkyrka, inte ger lägre partikelemissioner jämfört med den vanliga, täta beläggningen (Nordberg et al., 2005). Slutsatsen bygger på resultat från studier såväl i fält längs motorvägen i form av både stationära (Johansson, 2006) och mobila mätningar (Hussein et al., 2008), som från mätningar i laboratorium (se Nordberg et al., 2005). I rapporten noteras att partikelemissionerna istället mera beror på stenmaterial, stenstorlek, kulkvarnsvärde (ett mått på slitstyrkan (CEN, 1998), ytans textur och fordonshastigheten. Erfarenheter i Norge är att beläggningar med hög grad av hålrum (>4.5%) ger upphov till bildning av hjulspår, både på grund av slitage och deformation av beläggningen (Snilsberg, 2008). Norska studier har även noterat högre partikelemissioner från porösa beläggningar jämfört med täta (Nils Uthus, Vägverket, Norge, personlig kommentar, 2009).

Nyligen har Vägverket inlett tester av s k gummiasfalt - en beläggning som använts i USA sedan 25 år. Återvunna bildäck mals ner till ett finkornigt pulver som blandas in i asfalten. Andelen gummigranulat är 15% - 20%. Hittills finns inga resultat från projektet. Studier i USA har visat att slitaget av däck är mindre då gummibeläggning används jämfört med en standardbeläggning (Portland Cement Concrete) (Allen et al., 2006). Enligt Vashith et al. (1997) kan nermalad gummi i asfalt ge ökade läckage till dagvatten av Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb. VTI har nyligen genomfört laboriemätningar av dubbdäcksslitaget av gummiasfalt (Gustafsson et al., 2009). I denna studie jämfördes en beläggning med gummiinblandad bitumen (2%) med en utan gummiinblandning. I övrigt var beläggningarna likadana (ABS, kvartsit, med största stenstorlek 16 mm). Resultaten visade att beläggningen med gummiinblandning gav något lägre PM10 bildning och mindre bildning av ultrafina partiklar. Men resultaten vad gäller PM10 bildning är inte entydiga. Tre olika hastigheter testades (30, 50 och 70 km/h) med mätning under 1.5 – 2 timmar vid varje hastighet. PM10 bildningen från den gummiinblandade beläggningen var högre än referensbeläggningen mot slutet av testperioderna för både 30 och 70 km/h. För 50 km/h var dock PM10 bildningen från beläggningen med gummiinblandning lägre under hela mätperioden. Den kemiska sammansättningen vad gäller grundämnen skilde sig inte mellan beläggningarna. PAH analyserades inte. Ytterligare studier, framförallt i fält under verkliga körförhållanden under längre tid (för kontroll av beständigheten) krävs för att kunna dra några definitiva slutsatser om betydelsen av gummiinblandning i bitumen för partikelhalterna. Vi har inte funnit några tidigare studier av PM10 emission från betongbeläggningar.

4. Syfte

Syftet är att jämföra PM10 bildningen på grund av slitage och uppvirvling då dubbdäck och icke dubbade vinterdäck används på betongbeläggning och asfaltbeläggning.

5. Metodik

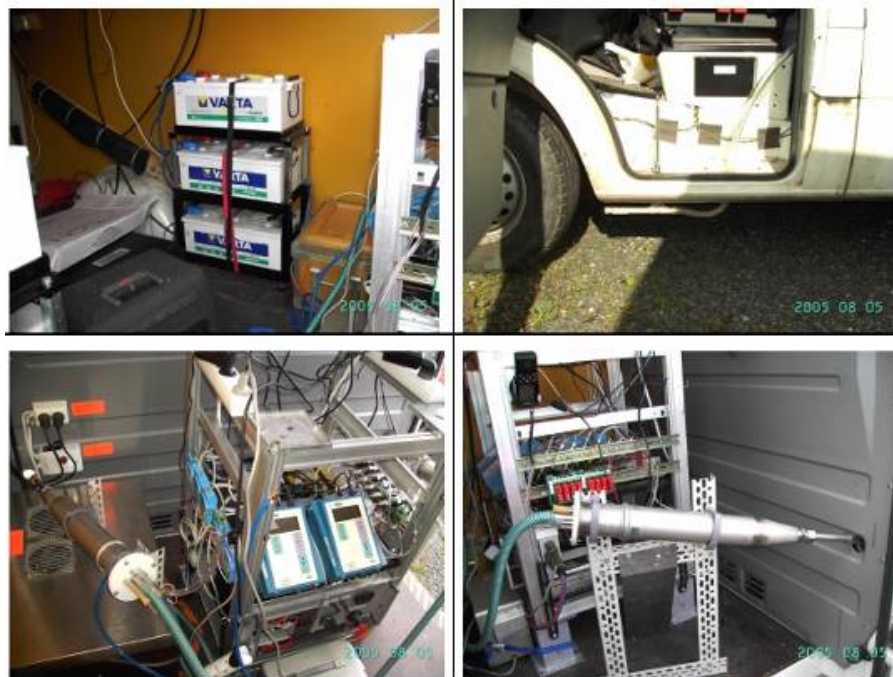
En skåpbil (VW LT 35 TDI, årsmodell 2002) har utrustats med instrument för mätning av partikelhalter samt batterier och annan utrustning så att instrumenten kan mäta under ca 8 timmar utan omladdning. Partikelinstrumenten som använts för bestämning av emissionerna från vägbanorna består av tre Dust Trak (TSI) för mätning av totala partikelhalterna (masskoncentrationerna) bakom de båda framhjulen och framför bilen och två instrument för mätning av partikelstorleksfördelningen bakom hjulen (GRIMM OPC).

Luftintag placerades bakom vart och ett av framhjulen samt framför bilen (Figur 1, se Hussein et al., 2007 för detaljerad beskrivning). Skillnaden mellan koncentrationerna bakom hjulen och framför antas vara proportionell mot emissionen av partiklar från vägbanan (bygger på en amerikansk metodik beskriven av Etymezian et al., 2003). Genom att samtidigt mäta emissionerna med olika däck på framhjulen fås relativa förhållandet i emissioner mellan däcken. De mobila mätningarna har genomförts längs olika vägtyper i Stockholmsregionen. Samtliga mätningar avser torra vägbanor. Under maj 2007 genomfördes även jämförande mätningar av PM₁₀ emissionerna mellan ITM:s metod och den finska mätmetoden (SNIFFER; Pirjola et al., 2006).

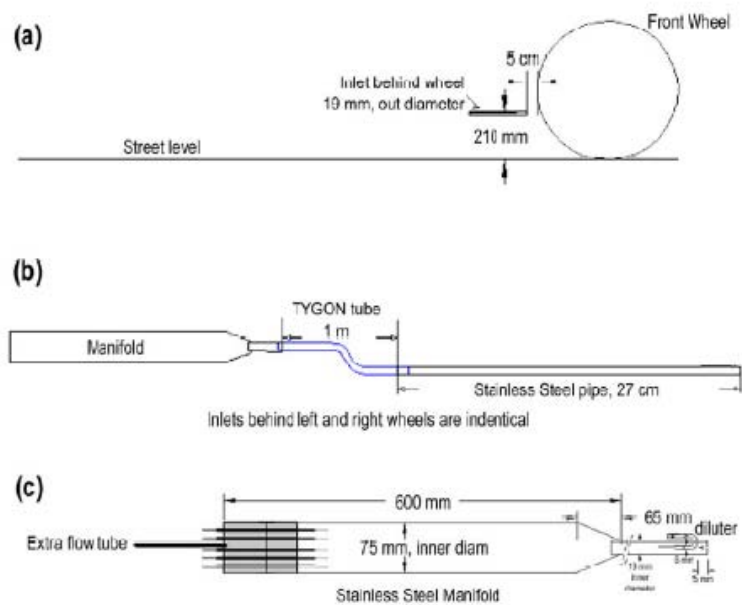
OPC instrumentet mäter partikelhalterna med en optisk metod. Partiklarna sprider ljuset från en laserdiod olika mycket beroende på partikelstorleken. Ljuset fokuseras på en fotodiod som konverterar skuren av ljus till elektriska pulser. Pulserna räknas, vilket ger koncentrationen av antalet partiklar. Pulsernas amplitud är ett mått på partikelstorleken. (ljusspridningen). Instrumenten registrerar partiklar från 0,265 till 32 µm. För att räkna ut masskoncentrationen antas en partikeldensitet och genom summering av masskoncentrationen för alla fraktioner mindre än den angivna fraktionen erhålls masskoncentrationen av fraktionen. I detta fall har densiteten 2,6 g/cm³ använts för alla partikelfraktioner. Dusttrakinstrumenten baseras också på en optisk teknik, där en laserdiod är riktad in i aerosolströmmen. Ljuset som splittras av partiklarna samlas upp med en fotodetektor placerad 90° mot ljuskällan. Det spridda ljusets intensitet är en funktion av koncentrationen partiklar. Mätaren kan registrera partiklar i storleksintervallet 0,1-10 µm och är kalibrerad mot ett standarddamm. Det antas att standarddammets har samma optiska egenskaper som det damm som detekteras.

Data på hastighet och position lagrades automatiskt med en GPS (Garmin Geko 201). Vägtemperaturen mättes kontinuerligt med hjälp av en IR sensor (Raytek).

Alla instrument lästes av automatiskt var 6:e sekund med ett specialskrivet program i LabView®. För varje teststräcka, som definierades av operatören, lagrades förutom alla momentandata även medelvärde, standardavvikelsen, minimum och maximum samt antal avläsningar under hela teststräckan.



Figur 1. Batterier (över vänster), Luftintag bakom framhjul (över högre), instrumentrack med Dust Trak (nedre vänster) och insugsfördelare inne i bilen (nedre höger).



Figur 2. Skisser över luftintagen och hur luften fördelas till instrumenten.

5.1 Beläggningar och mätsträckor

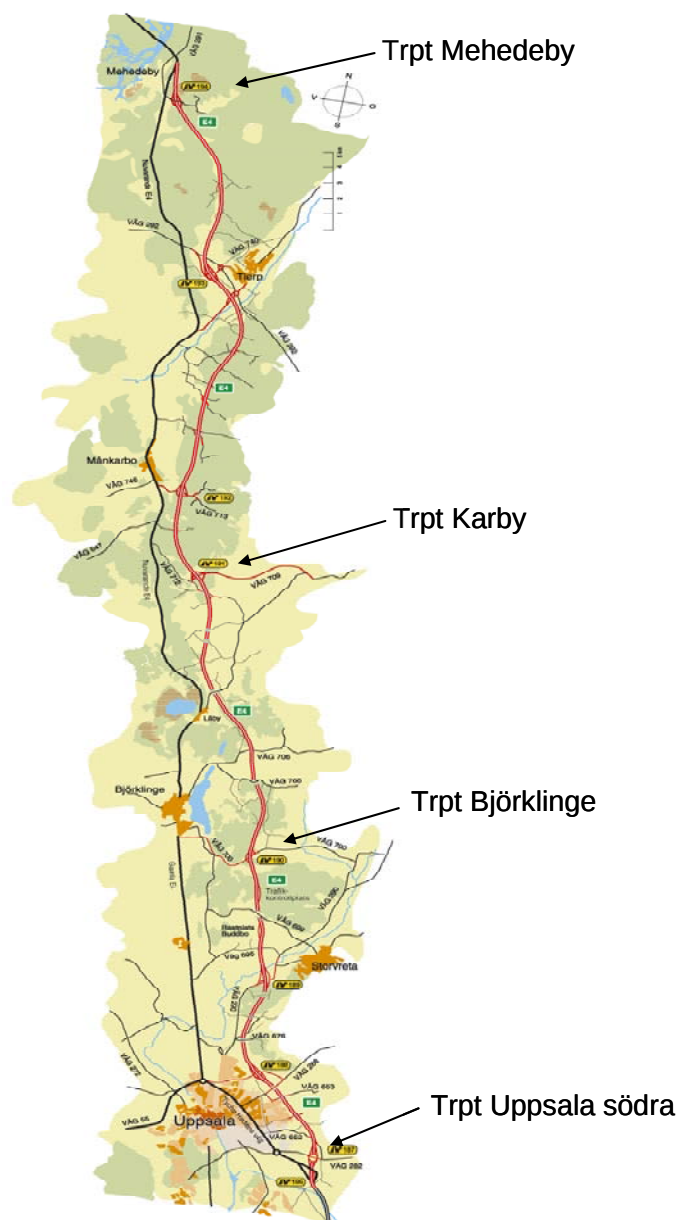
Figur 3 visar mätsträckorna. Totala längden med betong (Uppsala – Björklinge) är 22 km och med asfalt 19 km (Björklinge – Karby). Eftersom sträckorna var ungefär lika långa erhöles ungefär lika många mätvärden för respektive beläggning.

Betongbeläggningen är 1 år äldre (3 år jämfört med 2 år) och betydligt fler fordon trafikerar betongbeläggningen jämfört med asfaltbeläggningen (Tabell 1). Totalt sett har alltså betydligt fler fordon trafikerat betongbeläggningen. Den skyltade hastigheten på sträckan Uppsala – Fullerö är 110 km/h (verklig medelhastighet 114 km/h) och därefter 120 km/h (medelhastighet är ej mätt). Från hösten 2008 infördes 120 km/h från Fullerö. På asfaltbeläggningen är hastigheten 120 km/h. Det är samma typ av betongbeläggning på hela sträckan. Temperaturerna i vägytan uppvisade mycket små variationer. Medeltemperaturen i vägbanans yta var något högre för asfaltbeläggningen, men skillnaden kan också bero på osäkerheter i mättekniken (såsom påverkan på mätningen på grund av att beläggningarna har olika strålningsegenskaper).

I Tabell 1 redovisas egenskaperna och trafikförhållandena längs betongbeläggningen och asfaltbeläggningen. Kulkvarnsvärdet är mått på nötningen av stenmaterialet och ett högt värde betyder att mera material mals ner (större del mindre än 2 mm), dvs. högre slitage på vägen vid dubbdäcksanvändning. Betongbeläggningen borde därmed nästas mera eftersom den har ett kulkvarnsvärde på 8,2 jämfört med asfalten som har 5,8. Båda beläggningarna har en maximal stenstorlek på 16 mm men andelen fint stenmaterial är större i betongbeläggningen.

Tabell 1. Beskrivning av beläggningarna, trafikflödena och hastigheterna längs mätsträckorna.

Parameter	Betongbeläggning	Asfaltbeläggning
Kulkvarnsvärde	8,2	5,8
Maximal stenstorlek	16 mm	16 mm
Andel fint stenmaterial < 4 mm	Ca 35%	Ca 25%
Ålder	3 år	2 år
Trafikflöde (årsmedeldygn)	Uppsala – Fullerö: 23 000 Fullerö – Björklinge: 16 000	Björklinge – Karby (Örbyhus): 12 000
Skyltad hastighet (medelhastighet)	Uppsala – Fullerö: 110 km/h (114 km/h) Fullerö – Björklinge: 120 km/h	Björklinge – Karby (Örbyhus): 120 km/h
Medeltemperatur i vägbanan	10,0 °C vid 70 km/h 12,8 °C vid 90 km/h 11,9 °C vid 110 km/h	11,2 °C vid 70 km/h 13,3 °C vid 90 km/h 13,2 °C vid 110 km/h



Figur 3. Vägsträcka längs vilken mätningarna genomfördes.

6. Resultat

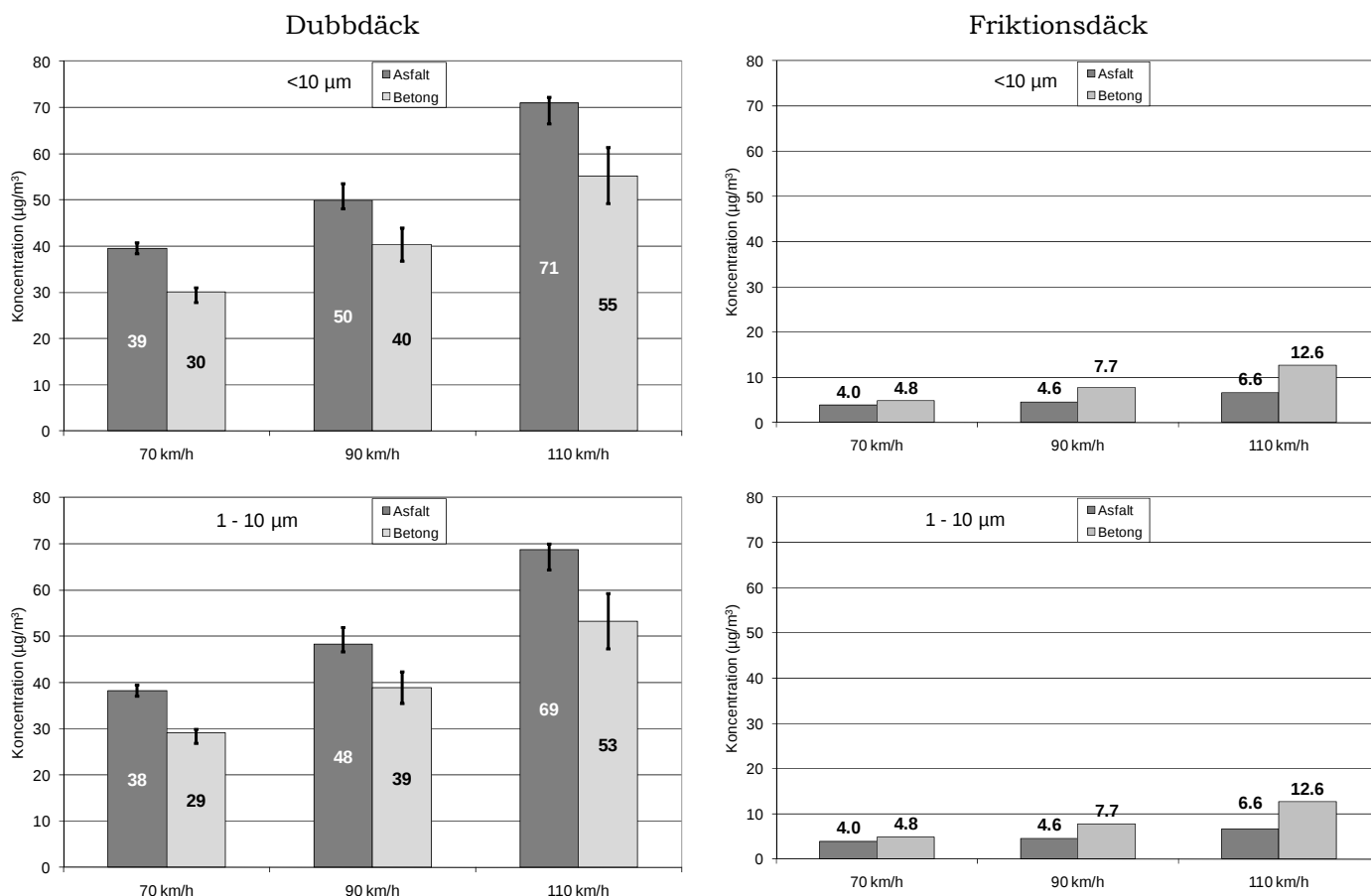
I fallet med dubbdäck gav betongbeläggningen väsentligt lägre partikelgenerering jämfört med asfalten. Figur 4 visar halterna av PM10 och PM10-PM1 bakom dubbdäcket². Halterna antas proportionella mot emissionen från vägbanan. För PM10 var halterna 31 %, 24 %, och 29 % lägre för betongbeläggningen vid 70, 90 respektive 110 km/h. För PM10-PM1 var halterna i stort sett lika mycket mindre som för PM10, vilket beror på att huvuddelen av totala partikelmassan (PM10) är större än 1 µm. Det odubbade vinterdäcket gav betydligt lägre PM10 generering; cirka en faktor 10 gånger lägre för asfaltsbeläggningen och en faktor 4-6 gånger lägre för betongbeläggningen. Men det odubbade vinterdäcket medförde högre generering av PM10 och PM10-PM1 på betongbeläggningen, jämfört med på asfaltbeläggningen; 22%, 67% och 91% högre vid 70, 90 respektive 110 km/h.

Mätningarna gav mycket likartade resultat för den södergående och den norrgående motorvägen (för de högra körfälten). I Figur 4 anges medelvärdena av halterna bakom dubbdäcket i södergående respektive norrgående körfält som vertikala staplar³. Värdena var genomgående högre för södergående på både betong- och asfaltbeläggningen, jämfört med den norrgående motorvägen. Men i både söder och norrgående körfält var värdena lägre på betongbeläggningen jämfört med asfaltbeläggningen.

Resultaten från mätningarna med Dusttrak instrumenten visar på samma tendens. Dvs. dubbdäcket ger betydligt högre PM10 generering jämfört med det odubbade däck och betongbeläggningen ger mindre mängd PM10 än asfaltbeläggningen med dubbdäcket. Skillnaderna är dock inte lika stora med Dusttrak instrumenten som med OPC instrumenten, vilket sannlikt beror på att Dusttrak instrumenten inte registrerar de största partiklarna i lika hög grad som OPC instrumenten. Därför redovisas bara resultaten från OPC instrumenten.

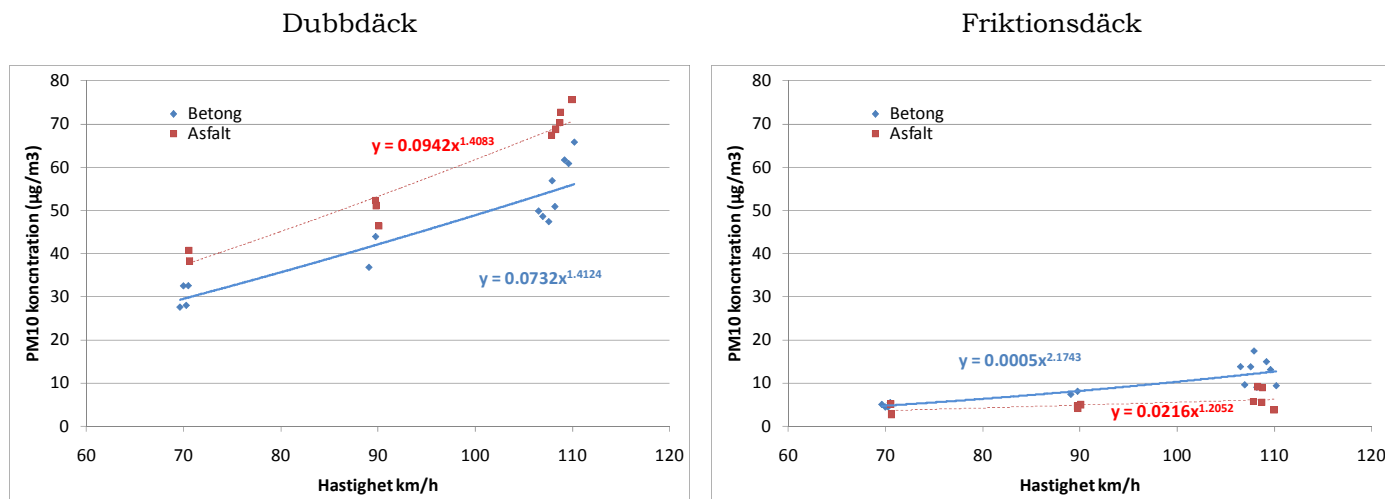
² Med PM10-PM1 avses partikelmängden med en diameter mellan 1 µm och 10 µm.

³ I norrgående körfält genomfördes något flera mätningar (totalt 14 st) jämfört med södergående (totalt 10 st).



Figur 4. Genomsnittliga halter av PM10 och PM10-PM1 bakom dubbdäcket (vänstra figurerna) och det odubbade vinterdäcket (högra figurerna) vid tre olika hastigheter på betong- respektive asfaltbeläggningen. De vertikala strecken indikerar medelvärdena för högra körfältet på norrgående (nedre änden på stapeln) respektive södergående (övre änden på stapeln) motorvägen. (Något fler mätningar ligger till grund för medelvärdena för norrgående körfält jämfört med södergående, vilket gör att medelvärdena inte avviker lika mycket från medelvärdet av alla mätningar oavsett riktning).

Figur 5 indikerar att genereringen av PM10 från både betongbeläggningen och asfaltbeläggningen ökar mer än proportionellt mot hastigheten. Liknande resultat fann vi för andra beläggningar i tidigare studier (Johansson, 2007; Hussein et al., 2008). I de tidigare studierna gjordes mätningar även vid andra tider på året och det visade sig att hastighetssambandet beror på årstiden, vilket kan förklaras av att olika mycket material suspenderas beroende på hur "smutsig" vägbanan är. På våren finns mera löst, fint stenmaterial ackumulerat på grund av vinterns dubbdäcksslitage jämfört med på hösten då vägbanorna spolats rena av regn. Mängden ackumulerat material beror på en rad faktorer. En viktig faktor är fordonsturbulensen som påverkar suspensionen av materialet; ju kraftigare turbulens desto mindre sannolikhet att material blir kvar på vägbanan. Fordonsturbulensen beror i sin tur på trafikflödet, fordonens hastighet och andelen lastbilar. Längs motorvägar förväntas mycket litet ackumulerat material i alla fall under perioder med torra vägbanor eftersom hastigheterna är så höga, dvs. inget eller mycket litet av det som produceras på dubbdäcken, ackumuleras på vägbanan.



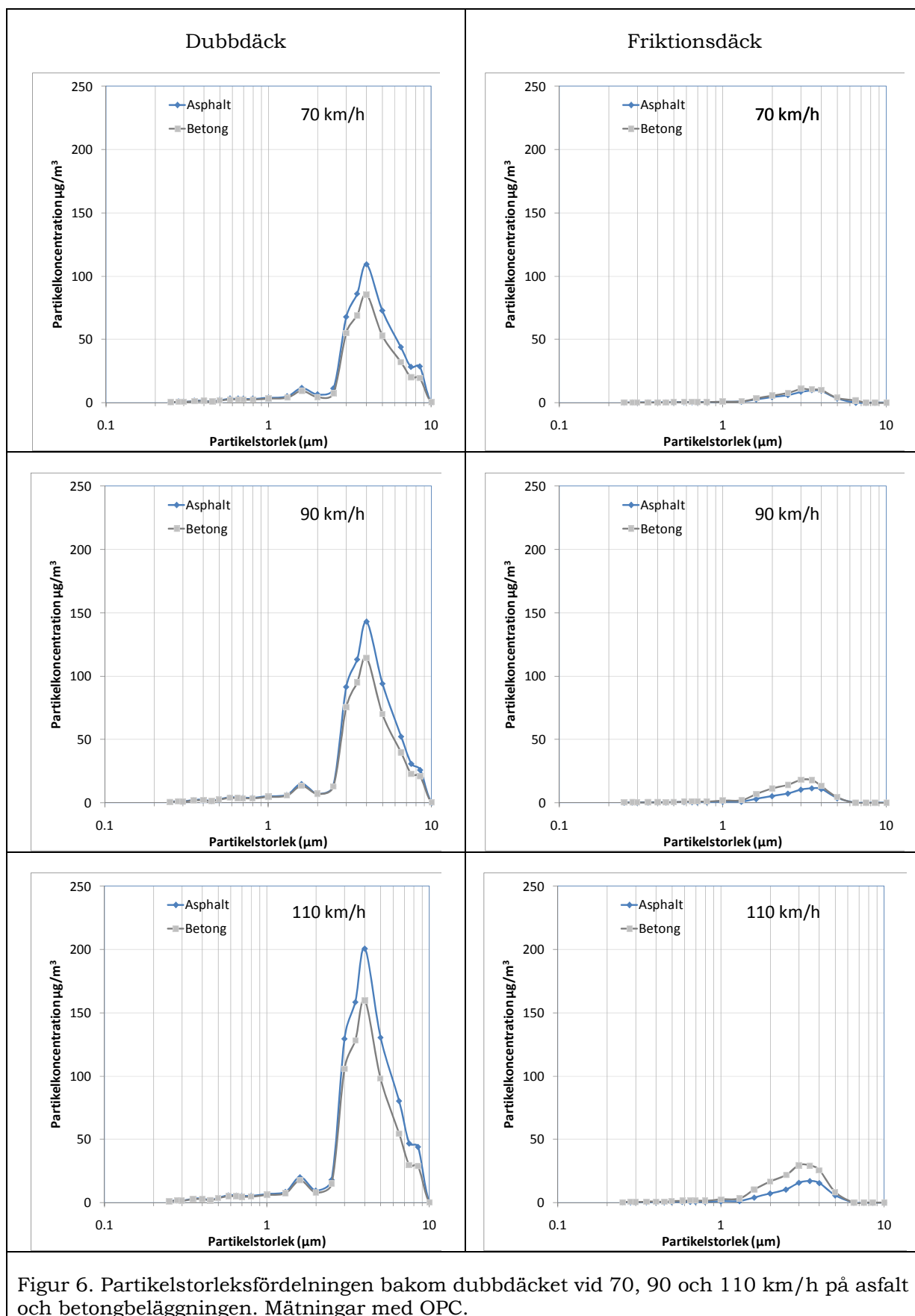
Figur 5. Halterna av PM10 bakom dubbdäcket som funktion av hastigheten för betong respektive asfaltsbeläggningen. Mätningar med OPC.

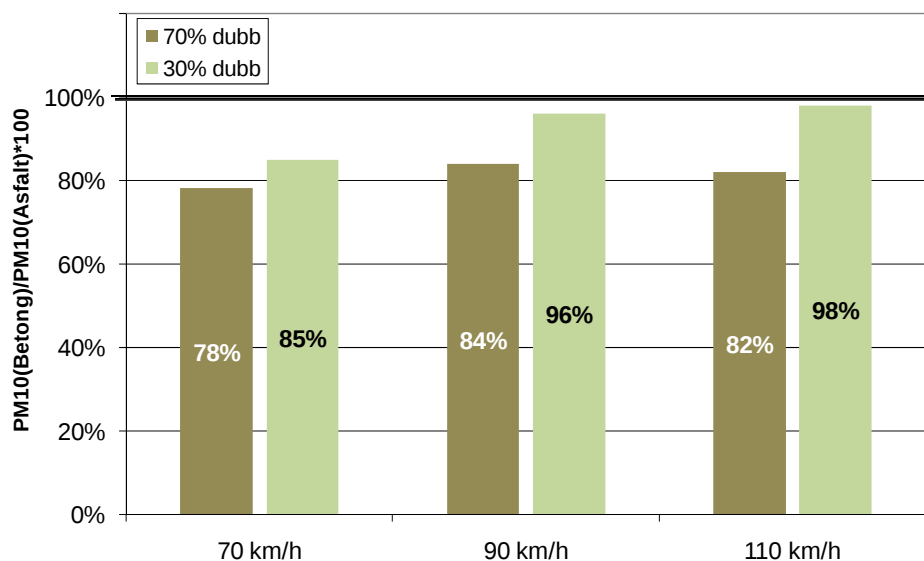
Figur 6 visar partikelstorleksfördelningen för masskoncentrationen bakom däckerna vid 70, 90 och 110 km/h på asfalt och betongbeläggningen. För dubbdäcket uppmättes den högsta koncentrationen på asfaltbeläggningen för samtliga partikelstorlekar och vid alla tre hastigheterna, medan förhållandena var de omvända för det icke dubgade vinterdäcket. Den maximala koncentrationen inträffar vid 4 µm's partikeldiameter för dubbdäcket och något under 4 µm för det icke dubgade däcket.

Med dubbdäcket kan ytterligare ett par partikelmoder skönjas. En mod med en maximal partikelstorlek på drygt 0.5 µm och en vid drygt 8 µm's diameter. Koncentrationsmaxima för dessa moder är dock betydligt lägre än för moden med maximum vid 4 µm. För det icke dubgade däcket ser fördelningen mera jämn ut, med en enda mod.

Dubbandelen i Stockholm är ca 70%. Figur 7 visar att PM10 genereringen på betongbeläggningen i förhållande till asfaltbeläggningen vid 70% respektive 30% dubbandel. För 70% dubbandel är PM10 bildningen 78%, 84% och 82% av den på asfaltbeläggningen vid 70, 90 och 110 km/h. Vid 30% dubbandel är den 85%, 96% och 98% av asfaltbeläggningen vid 70, 90 och 110 km/h.

Samtliga mätningar ovan gäller högra körfältet. Vid några tillfällen mättes PM10 genereringen också i vänstra körfältet vid 110 km/h. Då var PM10 genereringen cirka 30% högre för betongbeläggningen jämfört med asfalten. Detta gäller både det dubgade och det odubgade däcket. Detta kan bero på större bidrag från ackumulerat material i vänstra körfältet. Detta innebär att skillnaden mellan betong- och asfaltbeläggningen blir mindre om man dessutom tar hänsyn till att en viss andel av fordonen trafikerar vänstra körfältet. Om man exempelvis antar att 20% av alla fordon färdas i vänstra körfältet och 80% i högra samt att dubbandelen är 70% så blir PM10 genereringen endast 6% lägre på betongbeläggningen jämfört med asfaltbeläggningen.





Figur 7. PM10 genereringen på betongbeläggningen i förhållande till asfaltbeläggningen vid 70% respektive 30% dubbandel, för tre olika fordonshastigheter (70, 90 och 110 km/h).

7. Diskussion – behov av ytterligare studier

Detta är den första studien av partikelemissioner från betongbeläggningar och fler studier behövs för att bekräfta resultaten. Exempelvis bör betydelsen av stenmaterialet och andel fint material i beläggningarna samt mängden ackumulerat material undersökas närmare. Beläggningarna hade samma maximala stenstorlek, men olika slitagetåligt stenmaterial. Kulkvarnsvärdet för betongbeläggningens stenmaterial var 8,2 jämfört med 5,8 för asfaltbeläggningen, dvs. asfaltbeläggningens sten var mer slitagetålig. Resultat från studier med provvägsmaskin i Linköping har visat på högre PM10 generering för asfaltbeläggningar med stenmaterial som har högre kulkvarnsvärde (Gustafsson et al., 2005). Därmed skulle kanske skillnaderna varit större till betongens fördel om beläggningarna på E4 (Uppsala) haft samma stenmaterial. Vidare var andelen fint stenmaterial högre i betongbeläggningen, vilket också kan påverka PM10 genereringen.

Det vore också värdefullt att jämföra resultaten med stationära mätningar av halterna längs en betong och asfaltväg, dvs. studera påverkan på omgivningshalterna av PM10 under en längre tidsperiod. I denna studie genomfördes mätningarna med en skåpbil (klassad som mindre lastbil), som har något större däck än en personbil. Den är också något tyngre än personbilar. Detta kan ha betydelse för hur mycket PM10 som genereras från slitage jämfört med mängden som ackumulerat material som virvlas upp.

Mängden ackumulerat material kan ha stor betydelse för uppvirvlingen av PM10 och för slitaget av beläggningen. Detta är inte väl kvantifierat i fältstudier. Forskare vid VTI i Linköping har utvecklat ett specialinstrument för att mäta mängden ackumulerat material på vägbanorna – en s k "wet dust sampler" (WDS) (Gustafsson et al., 2009). Principen för WDS är att vatten under högtryck spolar rent en begränsad cirkulär yta. I kontaktytan med vägunderlaget sluter WDS tätt med hjälp av gummipackningar. Efter tvätten av vald yta startas en kompressor som för tvättvattnet (destillerat vatten) och dess innehåll av både partiklar och salter till en provflaska. Prover tas på olika delar av vägbanan för att få en uppfattning om skillnaden i dammängd tvärs vägbanan, vilket påverkar uppvirvlingen av

partiklar. Med denna metod skulle skillnaderna mellan den ackumulerade mängden vägdamm i asfalt- och betongbeläggningen kunna kvantifieras.

8. Referenser

- Allen, J. O., Alexandrova, O., Kaloush, K., E., Foulton, I. A., 2006. Tire Wear Emissions for Asphalt Rubber and Portland Cement Concrete Pavement Surfaces. Arizona Department of Transportation. Arizona State University, Tempe, AZ 85287-5306, USA.
- CEN, 1998. Tests for mechanical and physical properties of aggregates. Part 9: Determination of the resistance to wear by abrasion from studded tyres. Nordic test. EN 1097-9:1998, April 1998, European Committee for Standardization.
- Dahl, A., Arash Gharibi, Erik Swietlicki, Anders Gudmundsson, Mats Bohgard, Anders Ljungman, Göran Blomqvist, Mats Gustafsson, 2006. Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement–tire interface. *Atmospheric Environment* 40, 1314–1323.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M., Watson, J. 2003b. Vehicle-based road dust emission measurement – Part I: methods and calibration. *Atmos Environ.* 37: 4559-4571.
- Folkeson, L., 2005. Spridning och effekter av tungmetaller från vägar och vägtrafik – litteraturoversikt. VTI rapport 512. VTI, 581 95 Linköping.
- Gertler et al., 2006, A case study of the impact winter road sand/salt and street sweeping on roaddust entrainment. *Atmospheric Environment*, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.12.047.
- Gustafsson et al., 2005 Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, vägbana och friktionsmaterial. Slutrapportering av WearTox-projektet. VTI rapport 520.
- Gustafsson, M., Göran Blomqvist, Eva Brorström-Lundén, Andreas Dahl, Anders Gudmundsson, Christer Johansson, Per Jonsson, Erik Swietlicki, 2009. NanoWear - nanopartiklar från däck- och vägbaneslitage? VTI rapport
- Gustafsson, Mats, Göran Blomqvist, Anders Gudmundsson, Andreas Dahl, Erik Swietlicki, Mats Bohgard, John Lindbom, Anders Ljungman. 2008. Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment*, 393, 226 – 240.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Jonsson, P., Ferm, M., 2009. Effekter av dammbindning av belagda vägar. VTI publikation under preparering.
- Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H., Hansson, H.-C., 2008, Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden, *Atmospheric Environment* 42, 688-702 doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.064.
- Johansson, C., 2006. Effekten av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLB report 2006:3. Environment and Health Administration. Stockholm, Sweden.
http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_buller_red_belaggn_2006_03.pdf
- Johansson, C., 2007a. Hälsoeffekter av partiklar. Tilläggsprogram 2006. Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län, LVF 2007:14. http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/lvf2007_14_Halsa_v2.pdf.
- Johansson, C., 2007b. Kvantifiering av relativa betydelsen av dubbdäck, sandning/saltning och vägmateriäl för PM10-halten längs vägarna, ITM rapport 172:2007. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/itm2007_172.pdf

- Johansson, C., Norman, M. & Gustafsson, M., 2008. Genomsnittliga emissionsfaktorer för PM10 i Stockholmsregionen som funktion av dubbdäcksandel och fordonshastighet. 2008 Stockholm Environment & Health Protection Administration (Miljöförvaltningen) SLB report, 2:2008. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/slb2008_002.pdf
- Johansson, C., Norman, M., Omstedt, G., Swietlicki, E., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10. SLB analys rapport nr. 4:2004. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 10064 Stockholm. http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_4_2004_050117.pdf.
- Kupiainen and Tervahattu 2004, The effect of traction sanding on urban suspended particles in Finland, Environmental Monitoring and Assessment 93: 287–300.
- Kupiainen et al. 2003, Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. Sci Total Environ PII: S0048-9697(02)00674-5.
- Nilsson, T., 2003. Bestämning av trafikrelaterade PM10-bidrag i urban miljö. Examensarbete, Avd för Kärnfysik, Lunds universitet, Lund.
- Nordberg, M., Nilsson, R., Benyamine, M., Strömberg, C., Gustavsson, K., Johansson, C., m fl., 2007. Bullerreducerande beläggningars betydelse för partikelhalterna. SLUTRAPPORT FUD 3066, SBUF 11748/11858. http://www20.vv.se/fud-resultat/Publikationer_000501_000600/Publikation_000588/slutrapport_071210_MN.pdf.
- Pirjola, L., H. Parviainen, T. Hussein, A. Valli, K. Hämeri, P. Aalto, A. Virtanen, J. Keskinen, T. A. Pakkanen, T. Mäkelä, R. E. Hillamo, 2004. "Sniffer"—a novel tool for chasing vehicles and measuring traffic pollutants. Atmospheric Environment, 38, 3625-3635.
- Sjödin, Å., Ferm, M., Björk, A., Rahmberg, M., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., Johansson, C., Gustafsson, M., Blomqvist, G. WEAREM Wear particles from road traffic - a field, laboratory and modeling study. 2009 report No:IVL Report B1830.
- Snilsberg, B., 2008. Pavement wear and airborne dust pollution in Norway Characterization of the physical and chemical properties of dust particles. Doktorsavhandling vid NTNU, 2008:133. Norwegian University of Science and Technology. Faculty of Engineering Science and Technology Department of Geology and Mineral Resources Engineering. ISBN 978-82-471-8706-7 (tryckt) ISBN 978-82-471-8723-4 (elektronisk) ISSN 1503-8181.
- Sternbeck, J., Furusjö, E., Palm, A., 2004. Vägtrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts och landsvägskörning. IVL rapport B1598, IVL Sveska miljöinstitutet AB, Box 21060, 10031 Stokholm.
- Vashith P., Lee, K., W., Wright, R.M., 1997. Assessment of water pollutants from asphalt pavement containing recycled rubber in Rhode Island. Transportation research record 1626, Paper 97-1299.



**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

106 91 STOCKHOLM

Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-674 72 39