

ITM-rapport 198



PM10 emission från tysta beläggningar i Stockholmsregionen

Christer Johansson

Ett projekt genomfört på uppdrag av



Januari 2011

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

Innehåll

1. Förord	1
2. Sammanfattning	1
2.1 Metodik	1
2.2 Studerade beläggningar.....	1
2.3 Resultat.....	1
2.4 Tidigare studier.....	2
2.5 Behov av ytterligare studier.....	2
2.6 Slutsatser.....	3
3. Bakgrund och syfte	1
4. Metodik.....	1
4.1 Instrument.....	1
4.2 Om mätmetoden – representativitet, osäkerheter	3
4.3 Beläggningar och mätsträckor	4
5. Resultat	7
6. Jämförelse med andra studier och behov av ytterligare studier.....	11
6.1 Porösa beläggningar.....	11
6.2 Täta beläggningar i Finland.....	11
6.3 Beläggningar med gummiinblandning	12
6.4 Behov av ytterligare studier	13
6.5 Osäkerheter, representativitet.....	14
7. Slutsatser	14
8. Referenser	14

1. Förord

Transportsektorn ska bidra till att miljö kvalitetsmålet ”Frisk luft” nås. Syftet med projektet är att undersöka hur beläggningar som ger mindre buller påverkar emissionerna av partiklar (PM10) i verklig trafikmiljö. I rapporten redovisas en jämförelse av PM10 genereringen på grund av vägslitage och suspension vid färd på tystare beläggningar i jämförelse med standardbeläggningar.

Projektet har genomförts på uppdrag av Trafikverket (Michelle Benyamine).

Projektet har genomförts av Institutionen för tillämpad miljövetenskap (avdelningen för Atmosfärvetenskap) vid Stockholms universitet. Hans Karlsson och Kai Rosman har genomfört mätningarna och Christer Johansson har ansvarat för dataanalyserna, beräkningarna samt rapporteringen. Michelle Benyamine har bidragit med värdefulla synpunkter på rapporten.

Stockholm januari 2011

Christer Johansson
Professor, ITM Atmosfärvetenskap

2. Sammanfattning

2.1 Metodik

I denna studie har ett mobilt mätsystem använts för att studera genereringen av PM10 på grund av slitage och uppvirvling av partiklar från olika tysta beläggningar i Stockholmsregionen. Totala partikelhalterna (PM10, partiklar med en diameter mindre än 10 μm) såväl som partikelstorleksfördelningen mättes bakom ett sommardäck och ett dubbat vinterdäck. Skillnaden mellan koncentrationerna bakom hjulen och framför antas vara proportionell mot emissionen av partiklar från vägbanan. Emissionerna från de tysta beläggningarna jämförs med emissionerna från standardbeläggningar längs samma vägsträckning.

2.2 Studerade beläggningar

Mätningar av partikelemissioner utfördes på vägsträckor belagda med "tyst" asfalt och referensbeläggningar i direkt anslutning till de tysta beläggningarna. De tysta beläggningarna består av antingen tät asfalt betong (ABT) med maximal stenstorlek 11 mm eller gummiinblandad asfalt betong (ABR) med maximal stenstorlek på 11 eller 16 mm. Fyra av referenssträckorna är belagda med stenrik asfalt betong (ABS), två med maximal stenstorlek 11 mm och två med 16 mm. En referenssträcka har en sk tunnskiktbeläggning med 16 mm maximal stenstorlek. Referensbeläggningarna skiljer sig i vissa fall från de tysta beläggningarna både vad avser stenstorleken, typen av beläggning och åldern. Stenmaterialet kan ha varierande mineralsammansättning beroende på ursprung, men alla beläggningar (både tysta och referensbeläggningarna) har ett kulkvarnsvärde <7 eller <6 , motsvarande en hård slitstark sten.

2.3 Resultat

För två tysta beläggningar med ABT 11 var emissionerna högre jämfört med referensbeläggningarna (TSK 16, ABS 16 och ABS11), medan skillnaderna inte var signifikanta för de övriga. I de fall som skillnaderna var signifikanta kan detta bero på högre emissioner relaterat till maximal stenstorlek (11 mm ger större slitage än 16 mm). För sommardäcket var emissionerna från de tysta beläggningarna signifikant högre i 3 fall (alla ABT11 jämfört med ABS11, TSK16 och ABS 16), lägre i ett fall (ABR11 gummi jämfört med ABS11) och ej signifikant skilda i ett fall (ABR16 gummi jämfört med ABS16).

Lägst emissioner med dubbdäcket noteras för 262 (ABR och ABS 11), och E18 (ABR och ABS 16), medan väg 859 (ABT11) har högst emissioner. Koncentrationen bakom dubbdäcket är upp till 20 gånger högre än sommardäcket, vilket är konsistent med tidigare studier att dubbdäck ger upphov till kraftigt förhöjda emissioner jämfört med odubbade däck. Men variationen i kvoten mellan koncentrationen bakom dubb/sommardäcket är stor (mellan 1,3 – 20), vilket indikerar stor variation i mängden partiklar som ligger på vägbanorna och virvlas upp på grund när däcken pressas mot vägytan. Partiklarna som genereras vid slitage av vägbanorna på grund av dubbdäcksanvändningen är mycket stora i jämförelse med avgaspartiklar. Mätningarna omfattade bara partiklar upp till ca 10 μm och storleken var mellan 1 och 10 μm , med ett maximum vid ca 4 μm . Detta gällde både för dubb och sommardäcket, vilket indikerar att även de partiklar som ligger på vägbanan och suspenderas av sommardäcket har samma storlek som de som dubbarnas slitage orsakar.

Det konstateras att det inte är sannolikt att resultaten från mätningarna på olika beläggningar som presenteras i denna studie skulle vara behäftade med sådana systematiska fel som gör att skillnaderna (eller avsaknaden av skillnader) inte skulle vara reella eller representativa för de verkliga förhållandena.

2.4 Tidigare studier

Tät asfaltbetong med mindre stenstorlek. Liknande mätningar av partikelgenereringen bakom däck längs vägsträckor med tysta beläggningar med mindre stenstorlek (5, 8, 11 mm) visade signifikant lägre genomsnittliga emissionerna jämfört med referensbeläggningar (11 – 16 mm) på olika platser i Finland. Skillnaderna var dock mycket små.

Porösa beläggningar. Resultat från mätningar längs E4/E20 i Botkyrka (Alby) på en tyst dubbeldränbeläggning, indikerade att emissionerna från den tysta beläggningen är i samma storleksordning som emissionerna från andra beläggningar.

Laboratoriemätningar (med provvägsmaskinen på VTI, Linköping) av PM10 genereringen från dubbeldränbeläggningen i jämförelse med två andra beläggningar, indikerade att beläggningens porositet inte är lika viktig som stenmaterialkvaliteten för partikelemissionerna. En Schweizisk studie av potentiella partikelemissionerna i en vägsimulator och odubbade däck indikerade att porösa beläggningar kan ge upphov till mindre suspensionen av ackumulerat material jämfört med en (icke porös) standardbeläggning.

Gummibeläggningar. Tidigare amerikanska studier har visat att slitaget av däck är mindre då gummibeläggning används jämfört med en standardbeläggning. VTI har genomfört laboratoriemätningar av dubbdäcksslitaget av gummi-asfalt. Resultaten visade att beläggningen med gummiinblandning gav något lägre PM10 bildning och mindre bildning av ultrafina partiklar, men resultaten vad gäller PM10 bildning var 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.

2.5 Behov av ytterligare studier

Variabiliteten i partikelgenereringen är större på grund av andra faktorer än beroende på beläggningstypen och stenstorleken. En viktig faktor som ger upphov till stora variationer i emissionerna är sannolikt mängden ackumulerade partiklar på vägytorna. Detta har också påvisats i flera studier tidigare i Sverige, men är något som behöver studeras ytterligare. Mängden ackumulerat material kan variera beroende på i) slitaget av vägbanan, som i sin tur påverkas av trafikflödena, andelen dubbdäck, hastigheterna och eventuellt stenstorlek och stenkvalitet, ii) tillfört material (sandning, saltning, spill, intransport via fordonsdäck etc) och iii) meteorologiska faktorer (tid med fuktig vägbana, nederbörd etc).

Variationerna i partikelgenereringen under året kan vara stora både beroende på att mängden ackumulerat material varierar och på att beläggningarnas ytstruktur varierar (olika grad av polering beroende på stenmaterial mm). Detta har inte studerats. Även betydelsen av stenmateriallet, eventuell inverkan av andelen fint material i beläggningen och betydelsen av beläggningens ålder bör undersökas närmare.

2.6 Slutsatser

Resultaten från de mobila mätningarna i denna studie (längs vägar i verklig trafikmiljö), indikerar att de tre tysta, täta beläggningarna med max 11 mm stenstorlek ger högre partikelgenerering jämfört med de stenrika med större maximal stenstorlek, men skillnaderna är inte signifikanta. För de 2 beläggningarna med gummiinblandning var inte heller partikelgenereringen signifikant skild från referensbeläggningarna. Resultaten av mätningarna i denna studie, indikerar att variationerna i partikelemissionerna är större på grund av andra faktorer än beroende på beläggningstypen och stenstorleken.

3. Bakgrund och syfte

Transportsektorn ska bidra till att miljö kvalitetsmålet ”Frisk luft” nås. Trafikverket har vid val av beläggning att ta hänsyn till miljöpåverkan. För att göra val av beläggning med hänsyn till partiklar används bland annat omräkningsfaktorer för dubbdäcksslitage för en rad olika beläggningstyper som mätts laborativt i VTIs provvägsmaskin. Under år 2008 och 2009 belades ett antal vägsträckor med ”tystare vägbeläggning”: tät asfalt med maximal stenstorlek 11 mm och gummi-asfalt.

Syftet är att kvantifiera den relativa emissionen av PM10 från sträckor belagda med ”tystare beläggning” jämfört med motsvarande referenssträckor.

4. Metodik

4.1 Instrument

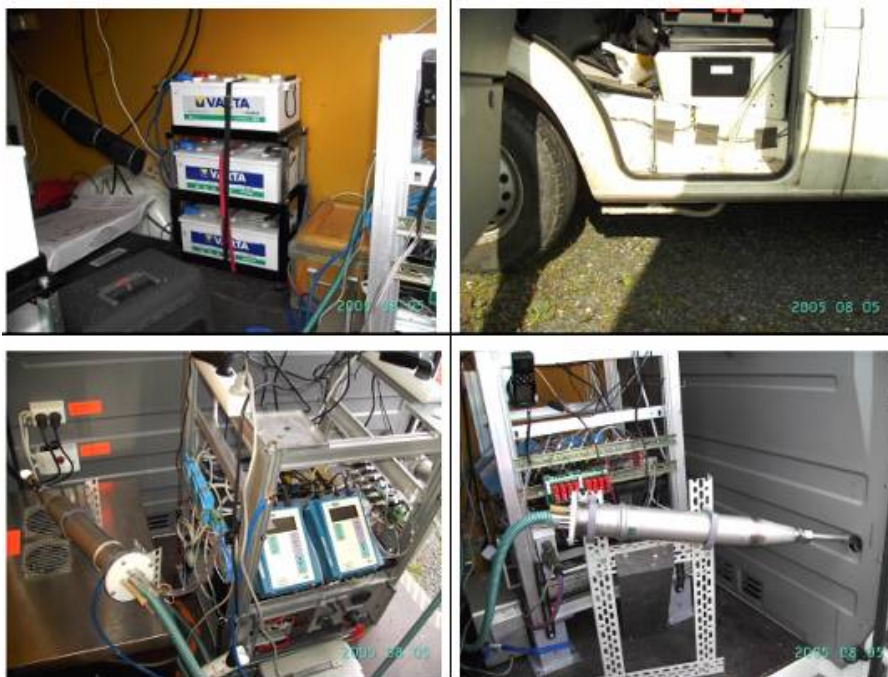
En skåpbil (VW LT 35 TDI, årsmodell 2002) har utrustats med instrument för mätning av partikelhalter samt batterier och annan utrustning så att instrumenten kan mäta under ca 8 timmar utan omladdning. Partikelinstrumenten som använts för bestämning av emissionerna från vägbanorna består av tre Dust Trak (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 1.109).

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. På höger framhjul satt ett sommardäck (Michelin Agilis Green-X) och väster framhjul ett dubbdäck (Continental Vanco Viking, 112/110 R M+S, 2008).

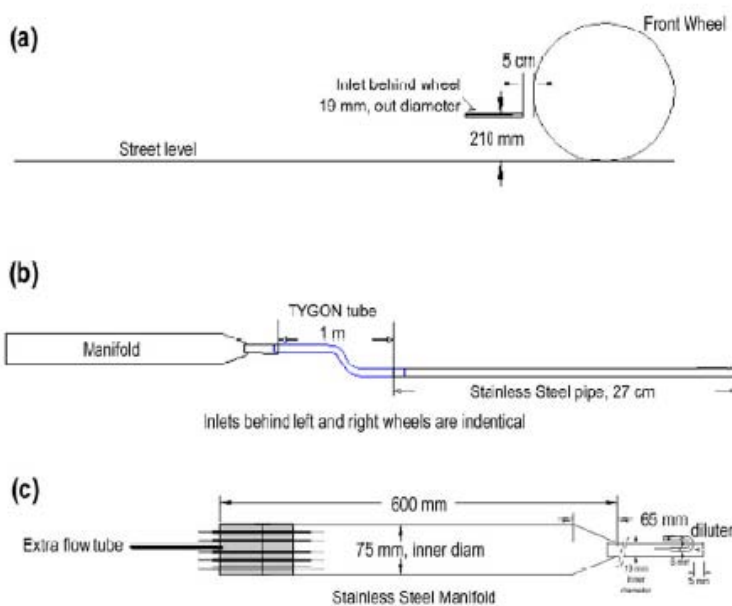
OPC instrumentet mäter partikelhalterna med en optisk metod. Partiklarna sprider ljuset från en laserdiod olika mycket beroende på partikelstorleken. Ljuset fokuseras på en fotodiod som konverterar skuren av ljus till elektriska pulser. Pulserna räknas, vilket ger koncentrationen av antalet partiklar. 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. Dust Trak instrumenten 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 medelvärdet, 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.

4.2 Om mätmetoden – representativitet, osäkerheter

Mätmetoden bygger på ett system som ursprungligen utvecklades i USA och beskrivs i detalj i en vetenskaplig artikel av Kuhns et al. (2001). Emissionen av partiklar från vägbanan på grund av suspension av ackumulerat material och direktmission av partiklar på grund av slitage av vägbanan (främst på grund av dubbdäck), antas proportionell mot koncentrationsökningen av partiklar bakom däcken jämfört med koncentrationen framför bilen. Metoden har använts både i USA för att t ex studera effekten av olika vägregöringsmetoder för PM10 emissionerna och halterna längs vägar samt i många studier i Finland. Men det finska systemet (benämnt SNIFFER) har en något annorlunda design och inkluderar andra instrument. I SNIFFER mäts koncentrationen av PM10 bakom vänster bakhjul. Insuget är koniskt och utformat för att sampla in så stor del av de suspenderade partiklar som möjligt. Partikelhalten registreras med ett instrument som baseras på en gravimetrisk teknik (till skillnad från instrumenten i EMMA systemet som baseras på optisk metodik). I SNIFFER används ett TEOM instrument (Tapered Element Oscillating Microbalance, Series 1400A, Rupprecht & Patashnick) och en ELPI (Electrical Low Pressure Impactor, Dekati Ltd), som ger information om partikelstorleksfördelningen.

Under maj 2007 genomfördes jämförande mätningar av PM10 emissionerna mellan EMMA (ITM:s metod; Hussein et al., 2007) och den finska mätmetoden (SNIFFER; Pirjola et al., 2006; Pirjola et al., 2009). Eftersom en större del av det suspenderade materialet samlas in med SNIFFER metoden jämfört med EMMA metoden, är EMMA metoden troligen mer känslig för hur partiklarna suspenderas, vilket kan bero på däcksmönster och fordonshastighet. Mätningarna genomfördes längs en måttligt trafikerad landsbygdsväg under torra vägbaneförhållanden. Resultaten från mätningarna, som nyligen publicerats i en vetenskaplig tidskrift (Pirjola et al., 2010), kan sammanfattas i följande punkter:

- partikelhalterna bakom bakhjulet som mättes med SNIFFER var betydligt högre än bakom framhjulet på EMMA-systemet, vilket delvis beror på de olika mätmetoderna, men eftersom båda metoderna är avsedda att studera relativa förhållanden (inte absoluta) var det viktigt att konstatera att mätmetoderna uppvisade god korrelation i halterna bakom hjulen längs vägsträckan
- båda mätmetoderna visar på stora småskaliga variationer i emissionerna både längs med och tvärs över vägen, som troligen beror på varierande vägbaneförhållanden såsom olika mängd ackumulerade partiklar
- båda systemen visar på ökande emissioner med fordonshastigheten
- sommardäck ger betydligt lägre emission jämfört med vinterdäck
- relativa betydelsen av ett dubbat och odubbat vinterdäck var lite olika beroende på hastighet; EMMA gav relativt högre emission från dubbdäcket jämfört med det odubbade däcket vid högre hastigheter jämfört med SNIFFER som indikerade på mindre skillnad mellan de båda däcken. Orsaken till detta kan hänga samman med skillnader i tyngden på däcken; tyngden på SNIFFERs bakhjul var >2200 kg medan tyngden på framhjulet (som motsvarar EMMA's framhjul) var 1360 kg. Skillnaderna i insuget kan dock inte förklara dessa skillnader. Mätningar med SNIFFER indikerar att halterna med EMMA insug med 1,9 cm diameter var mellan 76 % och 90 % av halterna med ett betydligt större koniskt insug.

Slutsatsen av studien var att båda systemen ger likartade resultat och kan användas för att studera relativa variationerna i emissionerna av PM från vägbanorna. För att kvantifiera de absoluta emissionerna behövs jämförelser med andra metoder. Båda systemen har använts under torra vägbaneförhållanden, som är viktigast för de högsta

halterna längs vägarna. Emissionerna från våta vägar är betydligt lägre och därmed mindre viktiga att studera.

Det är oklart om storleken på fordonen har betydelse för de totala emissionerna från vägbanan. Fordonen som används i EMMA och SNIFFER systemen är av samma märke (VW LT 35) och klassade som lätta lastbilar (3,2 ton). Mätningar bakom däcken och under bilarna visar att suspensionen/emissionen främst uppkommer på grund av kontakten mellan däcken och vägbanan; inte på grund av turbulensen som genereras av fordonskroppen. Därmed bör mätningarna vara representativa för variationerna av de totala partikelemissionerna från vägarna, men ytterligare studier av betydelsen av den fordonsgenererade turbulensens betydelse bör genomföras.

Hur väl mätmetodiken kan registrera skillnaderna i emissionerna mellan täta, porösa respektive gummibeläggningar har inte studerats. Jämförelsen mellan SNIFFER och EMMA genomfördes på stenrik (ABS) och tät asfalt (ABT), men några systematiska skillnader mellan mätmetoderna beroende på beläggning kunde inte noteras.

Det förefaller inte sannolikt att resultaten från mätningarna på olika beläggningar som presenteras i denna studie skulle vara behäftade med sådana systematiska fel som gör att skillnaderna (eller avsaknaden av skillnader) inte skulle vara reella eller representativa för de verkliga förhållandena.

4.3 Beläggningar och mätsträckor

Mätningar av partikelemissioner utfördes på vägsträckor belagda med "tyst" asfalt och referensbeläggningar i direkt anslutning till de tysta beläggningarna. De tysta beläggningarna består av antingen tät asfalt betong (ABT) med maximal stenstorlek 11 mm eller gummiinblandad asfalt betong (ABR) med maximal stenstorlek på 11 eller 16 mm (se Tabell 1). Fyra av referenssträckorna är belagda med stenrik asfalt betong (ABS), två med maximal stenstorlek 11 mm och två med 16 mm. En referenssträcka har en sk tunniskiktsbeläggning med 16 mm maximal stenstorlek. Av Tabell 1 framgår att referensbeläggningarna i vissa fall skiljer sig från de tysta beläggningarna både vad avser stenstorleken, typen av beläggning och åldern (t ex väg 859 och 260).

Trafikmängderna var ungefär samma på de tysta respektive referensbeläggning, men varierade för de olika vägsträckorna mellan knappt 5000 och 25 000 fordon per årsmedeldygn. Stenmaterialet kan ha varierande mineralsammansättning beroende på ursprung, men alla beläggningar (både tysta och referensbeläggningarna) har ett kulkvarnsvärde <7, motsvarande en hård slitstark sten.

Figur 3 visar kartor med lokaliseringen av de tysta beläggningarna och motsvarande referensbeläggningar. Sträckornas längd varierar från knappt 1 km till knappt 5 km. Referenssträckorna är kortare. Vid jämförelse mellan sträckorna tas hänsyn till antal mätpunkter på respektive sträcka genom att beräkna 95 procentiga konfidensintervall.

Tabell 1. Beskrivning av beläggningarna. ABT=asfaltbetong, tät; ABR=asfaltbetong med gummiinblandning; ABS=asfaltbetong, stenrik; TSK=Tunnskiktsbeläggning. Siffrorna anger maximal stenstorlek. Kulkvarnsvärdet är ett mått på slitstyrkan, lågt värde anger slittålig.

Väg	Tyst	Referens	Kulkvarnsvärde på stenmaterialet	Trafikflöde (fo/ÅMD ¹)
859 Märsta	ABT 11 lagd 2009 970 m	TSK 16 lagd 1997	<7	4 600
268 Upplands Väsby	ABT 11 lagd 2008/2009 2200 m	ABS 11 lagd 2004	<7	12 800
262 Danderyd, Sollentuna	ABR 11 (Gummi) lagd år 2008 4 800 m	ABS 11 lagd 2006	<6	13 000
E18 Solna	ABR 16 (Gummi) 1400 m	ABS 16 lagd 2005	<6	25 000
260 Huddinge	ABT11 lagd 2008 1200 m	ABS 16 2006 & ABS 11 2010	<7	10 200

¹ Årsmeldedygn



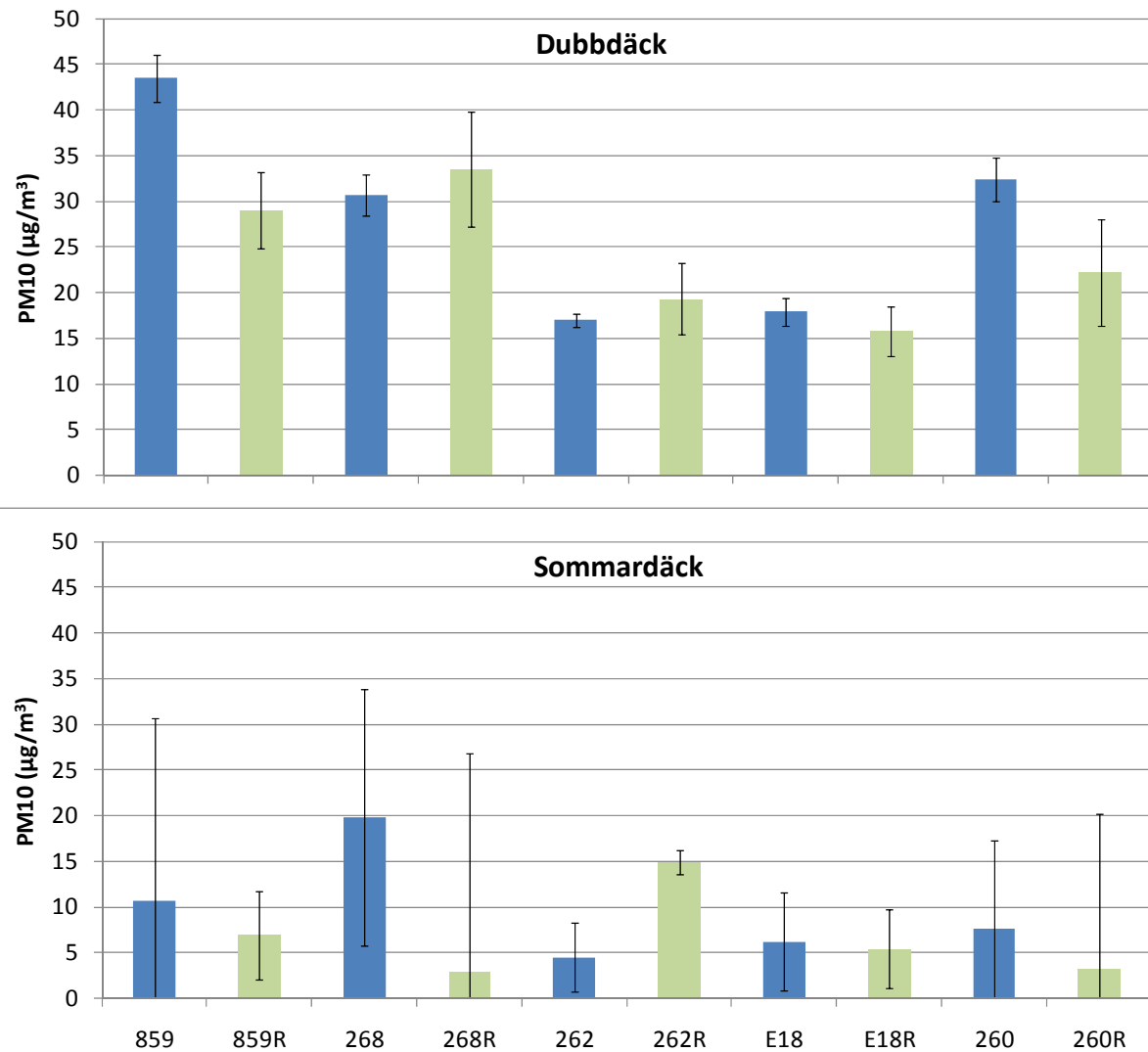


Figur 3. Kartor över vägsträckor längs vilka mätningarna genomfördes. Röda linjer anger sträckor med tysta beläggningar och svarta anger sträckor med standardbeläggningar (referenssträckor).

5. Resultat

Genomsnittliga partikelkoncentrationer bakom dubb- och sommardäcket för de olika beläggningarna framgår av Figur 4 och Tabell 2. Figuren visar att skillnaderna mellan de tysta beläggningarna respektive referensbeläggning oftast inte är signifikant, d v s överlappande 95-procentiga konfidensintervall. För sommardäcket är medelkoncentrationen på tysta beläggningen på väg 859, 268, E18 och 260 aningen högre än referensbeläggningarna, vilket indikerar att suspensionen av ackumulerat material är större från dessa jämfört med referensbeläggningarna. Detta stämmer dock inte för väg 262.

Lägst emissioner med dubbdäcket noters för E18, medan väg 859 har högst emissioner. Detta skulle kunna bero på att mindre slittåligt stenmaterial används på väg 859 jämfört med E18. Även om alla beläggningarnas stenmaterial har ett kulkvarnsvärde som är mindre än 7, så kan PM10 genereringen variera beroende på mineralsammansättningen (Gustafsson et al. (2008). Det är dock flera faktorer som skiljer mellan beläggningarna, vilket gör det svårt att dra några slutsatser. Väg 859 är den äldsta beläggningen och den enda tunnskiktsbeläggningen. En annan faktor är att de mindre vägarna, med lägre trafikflöden och lägre hastigheter, sannolikt har mera ackumulerat material längs vägarna som kan suspenderas jämfört med exempelvis motorvägen E18.



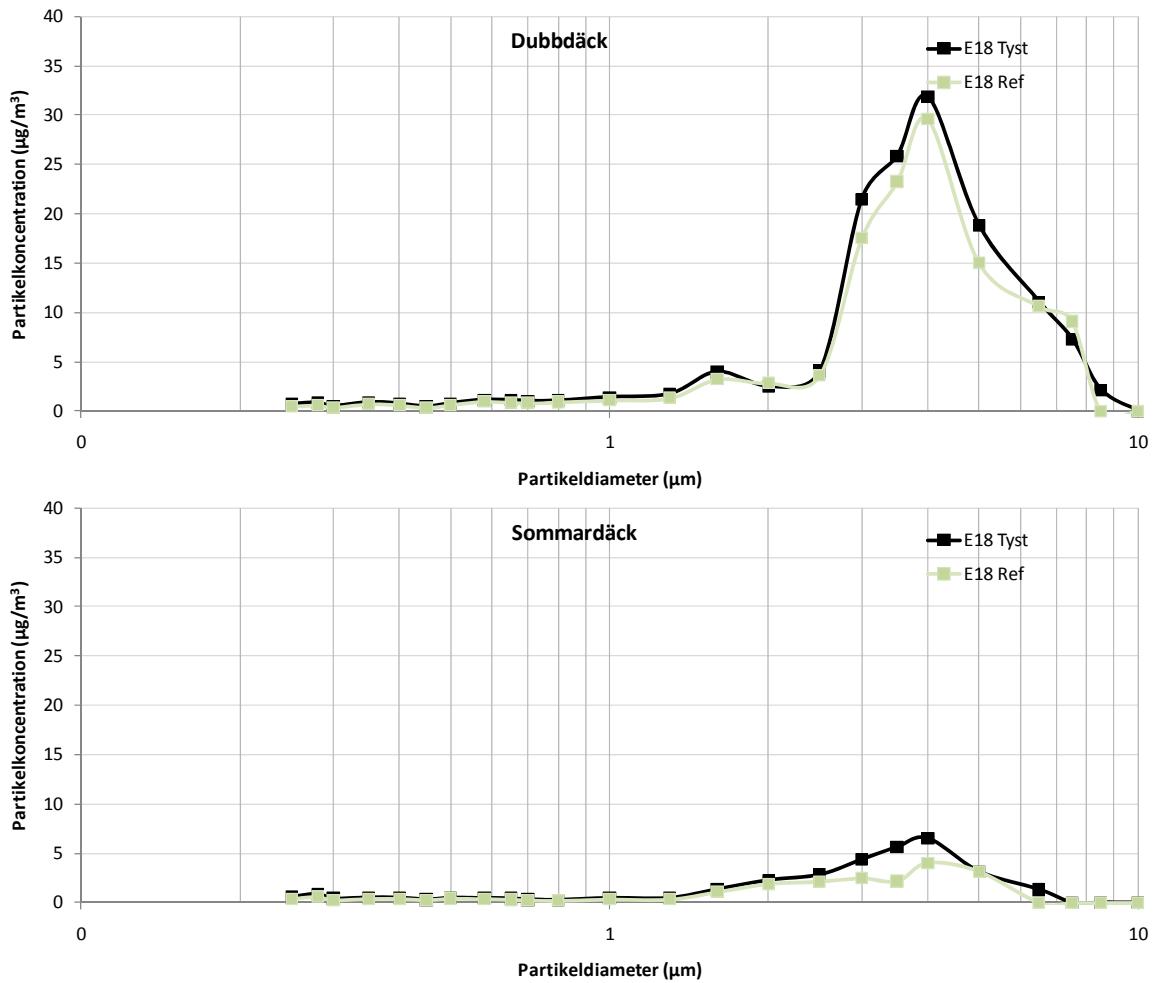
Figur 4. Partikelkoncentrationer bakom dubb- och sommardäcket för de tyst beläggningarna på väg 859, 268, 260 samt E18 (blå staplar) i jämförelse med respektive referenssträcka (utan tyst beläggning). De vertikala linjerna anger 95 procentiga konfidensintervall.

Koncentrationen bakom dubbdäcket är upp till 20 gånger högre än sommardäcket. Men variationen i kvoten mellan koncentrationen bakom dubb/sommardäcket är stor (mellan 1,3 – 20), vilket indikerar stor variation i mängden partiklar som ligger på vägbanorna och virvlas upp när däcken pressas mot vägytan.

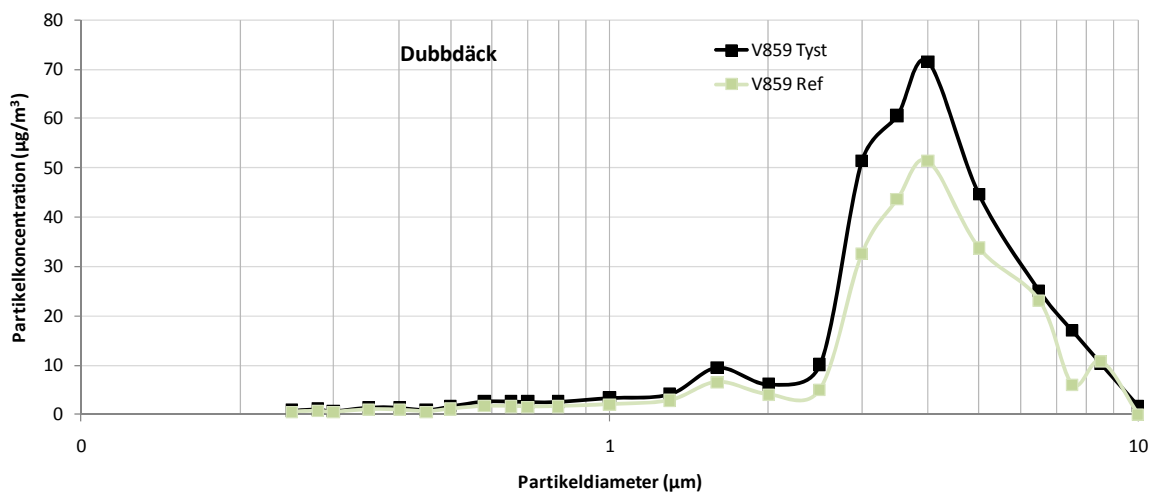
Tabell 2. Sammanställning av resultaten från partikelmätningarna bakom det dubbade däckets på olika beläggningar. Värdena anger koncentrationer bakom respektive däck ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) samt kvoten mellan dubb- och sommardäcket.

Beläggning	Dubbdäck	Sommardäck	Kvot Dubb/sommar
Väg 859 Tyst: ABT11, lagd 2009	43.5 ± 2.6	10.7 ± 4.0	20
<i>Ref: TSK 16 lagd 1997</i>	29.0 ± 4.2	6.9 ± 1.3	4,8
Väg 268 Tyst: ABT11 belagd år 2008/2009	30.7 ± 2.3	19.8 ± 7.7	14
<i>Ref: ABS 11, lagd 2004</i>	33.5 ± 6.3	2.9 ± 2.1	24
Väg 262, Tyst: Gummi-asfalt, ABR11 lagd år 2008	17.0 ± 0.7	4.5 ± 0.6	3,8
<i>Ref: ABS 11 lagd 2006</i>	19.3 ± 3.9	14.9 ± 4.0	1,3
Väg E18 Tyst: Gummi-asfalt ABR16	17.9 ± 1.5	6.2 ± 3.2	5,4
<i>Ref: ABS 16 lagd 2005</i>	15.8 ± 2.7	5.4 ± 1.8	4,3
Väg 260 ABT11 lagd 2008	32.4 ± 2.4	7.6 ± 1.9	9,7
<i>Ref: ABS16 lagd 2006 & ABS11 lagd 2010</i>	22.2 ± 5.8	3.2 ± 4.2	17

Figur 5 och Figur 6 visar exempel på partikelstorleksfördelningen bakom dubb- och sommardäcket. I Figur 5 visas medelfördelningen som erhålls vid färd på den tysta beläggningen och referensbeläggningen längs E18. Av figuren framgår att skillnaden mellan beläggningarna är obetydlig. I Figur 6 visas partikelstorleksfördelningarna för väg 859, där referensbeläggningen ger något lägre partikelemissioner jämfört med den tysta beläggningen. Liknande resultat observeras för övriga beläggningar.



Figur 5. Partikelstorleksfördelningen bakom dubb- och sommardäcket för den tysta beläggningen längs E18 och motsvarande referensbeläggning.



Figur 6. Partikelstorleksfördelningen bakom dubbdäcket för den tysta beläggningen längs väg 859 och motsvarande referensbeläggning.

6. Jämförelse med andra studier och behov av ytterligare studier

I detta avsnitt diskuteras resultat från mätningar av partikelgenerering från olika typer av tysta beläggningar (porösa, täta med mindre stenstorlek och gummiinblandad bitumen). Det bör noteras att presentationen inte baseras på någon omfattande litteraturundersökning (detta ingick inte i projektet).

6.1 Porösa beläggningar

Skanska (2007) rapporterar resultat från partikelgenereringen från en porös beläggning jämfört med olika referensbeläggningar med tre olika metoder; (i) fasta mätningar av PM10 halterna i luften intill en tyst dubbeldränbeläggning¹ och en referensbeläggning (ABS 16) längs E4/E20 vid Hallunda (Johansson et al., 2006), (ii) mobila mätningar av partikelgenereringen längs vägar belagda med olika beläggningar (Johansson et al., 2007), (iii) tester med dubbdäck av tre beläggningar i VTI:s provvägsmaskin (Gustafsson et al., 2007). Baserat på de fasta och mobila mätningarna som genomfördes var slutsatsen att emissionerna (då dubbdäck används) från den tysta beläggningen är i samma storleksordning som emissionerna från andra beläggningar (Johansson, 2006; Johansson et al., 2007). Utifrån resultaten från de fasta mätningarna konstaterades att ”om man betraktar osäkerheterna ... bedöms skillnaden i PM10-emissioner mellan beläggningarna (dubbeldrän och referens) vara mindre än ca 15 %”.

Labororiemätningar (med provvägsmaskinen på VTI, Linköping) visade att dubbeldränbeläggningen gav lägre PM10 generering än en Norsk beläggning med samma stenstorlek (11 mm) och en svensk beläggning med större stenstorlek, 16 mm (Skanska, 2007; Gustafsson et al., 2007). Men detta kunde antas bero på att dubbeldränbeläggningen hade betydligt slitstarkare stenmaterial (porfyr) jämfört med den Norska och svenska beläggningen. Slutsatsen var att porositeten (strukturen) inte är lika viktig som stenmaterialkvaliteten för partikelemissionerna (Skanska, 2007).

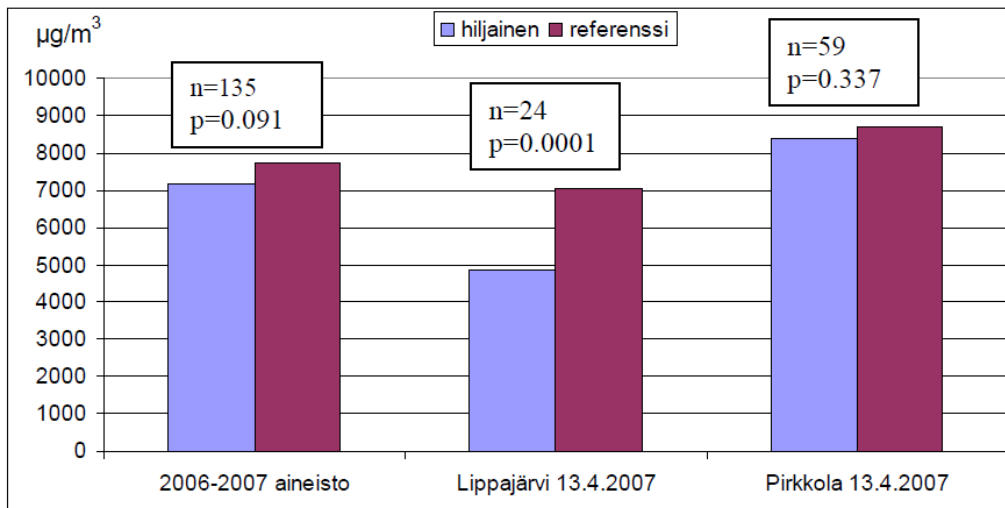
Nyligen publicerades en Schweizisk studie av potentiella partikelemissionerna från en standardbeläggning i jämförelse med en porös beläggning (Gehrig et al., 2010). Studien, som genomfördes med odubbade däck, indikerar att den porösa beläggningar kan ge upphov till mindre suspensionen av ackumulerat material jämfört med en (icke porös) standardbeläggning. Resultaten baseras på mätningar med hjälp av en vägsimulator och kan inte rakt av översättas till förhållanden i verklig trafikmiljö.

6.2 Täta beläggningar i Finland

Pirjola et al (2008) genomförde mobila mätningar (med SNIFFER, se beskrivning under metodavsnittet ovan) av partikelgenereringen längs vägsträckor med täta beläggningar med mindre stenstorlek (5, 8 eller 11 mm) jämfört med referensbeläggningar (11-16 mm) på olika platser i Finland. Kulkvarnsvärdena var <7 för dessa beläggningar.

¹ Dubbeldränbeläggningen består av två lager där det övre lagret (30 mm tjockt) är mer finkornigt (8-11 mm stenstorlek) och därmed fungerar som ett filter mot igensättning av bottenlagrets porstruktur (16-22 mm stenstorlek).

De genomsnittliga emissionerna var något lägre från de tysta beläggningarna (Figur 7). Signifikant lägre partikelgenerering erhöles då tysta beläggningar jämfördes med referensbeläggningar på lite olika platser under 135 tillfällen under 2 år. Likaså var partikelgenereringen lägre från en tyst beläggning i Espoo baserat på 24 mätningar under april 2007. Skillnaden var däremot inte signifikant ($p=0,337$) mellan en tyst och en referensbeläggning i Helsingfors samma dag. I rapporten konstateras dock att ”tyst beläggning lämpar sig bra med tanke på dammproblemet då den jämnare ytan alstrar mindre damm”.



Figur 7. Jämförelse av partikelhalter bakom hjul med sommar och vinterdäck (både dubbade och odubbade) enligt mätningar med SNIFFER. Blå staplar avser tysta beläggningar och röda referensbeläggningar. "2006-2007 aineisto" avser mätningar på flera beläggningar under 2 år och de övriga paren är mätningar i Espoo (Lippajärvi) och Helsingfors (Pirkkola) i april 2007. ("n"=antal värden; "p" signifikansnivå för skillnaden mellan medelvärdena enligt parat t-test). Figuren är från Pirjola et al. (2008).

6.3 Beläggningar med gummiinblandning

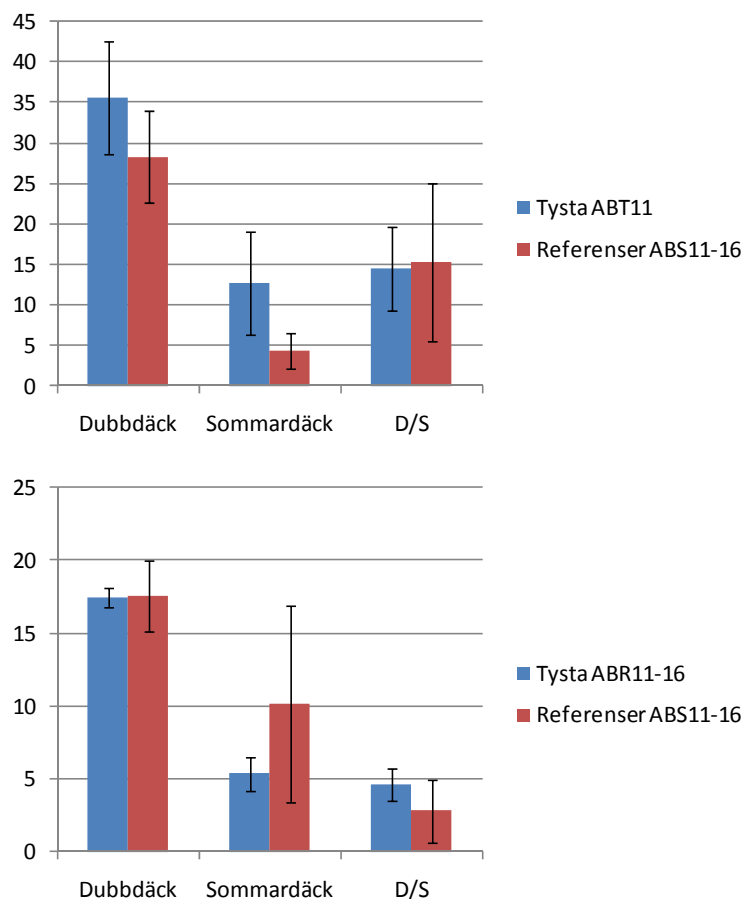
Amerikanska studier har visat att slitaget av däck är mindre då gummibeläggning används jämfört med en standardbeläggning (i deras fall Portland Cement Concrete) (Allen et al., 2006). Enligt Vashith et al. (1997) kan nermald gummi i asfalt ge ökade läckage till dagvatten av Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb.

VTI har genomfört mätningar med provvägsmaskinen av partikelgenereringen vid dubbdäcksslitage av gummiasfalt (Gustafsson et al., 2009). I VTI studien 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 var 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.

6.4 Behov av ytterligare studier

Tidigare studier med provvägsmaskinen i Linköping (VTI), av vilka beläggningsparametrar som är de viktigaste för det totala vägbaneslitaget, och sannolikt även för PM10 genereringen vid användning av dubbdäck, visar att det grövre stenmaterialets slitstyrka och stenstorleken (Gustafsson et al., 2006) är viktigast. De beläggningar som ger lägst PM10 bildning är skelettasfalt (ABS) med porfyr eller kvartsit och de som ger högst är täta beläggningar (ABT) med liten stenstorlek. För bullergenerering är förhållandet det motsatta.

Resultaten från de mobila mätningarna i denna studie (längs vägar i verklig trafikmiljö), indikerar också att stenstorleken har betydelse. Figur 8 visar att medelvärdet av partikelgenereringen för de 3 ABT beläggningarna är högre jämfört med ABS beläggningarna. Detta gäller både dubbdäcket och sommardäcket, men skillnaderna är dock inte signifikanta. För de 2 beläggningarna med gummiinblandning (ABR) är medelvärdena desamma som ABS för dubbdäcket medan det är lägre för sommardäcket, men inte signifikant skilda.



Figur 8. Medelvärden av halterna bakom dubb- och sommardäcket samt kvoten dubbdäck/sommardäck. Översta diagrammet avser medelvärden för 3 st tysta ABT11 och referensbeläggningar ABS11-16. Understa diagrammet visar medelvärdet för 2 st ABR11-16 och referensbeläggningar ABS11-16. Vertikala linjer anger standardavvikelser.

De mobila mätningarna indikerar att variabiliteten i partikelgenereringen i verklig trafikmiljö är större på grund av andra faktorer än beroende på beläggningstypen och stenstorleken. En viktig faktor som ger upphov till stora variationer i emissionerna är

sannolikt mängden ackumulerade partiklar på vägytorna. Detta har också påvisats i flera studier tidigare i Sverige (Hussein et al., 2008; Johansson et al., 2009; Pirjola et al., 2010) och i Finland (Kupiainen et al., 2006), men är något som behöver studeras ytterligare. Mängden ackumulerat material kan variera beroende på i) slitaget av vägbanan, som i sin tur påverkas av trafikflödena, andelen dubbdäck, hastigheterna och eventuellt stenstorlek och stenkvalitet, ii) tillfört material (sandning, saltning, spill, intransport via fordonsdäck etc) och iii) meteorologiska faktorer (tid med fuktig vägbanan, nederbörd etc).

Variationerna i partikelgenereringen under året kan vara stora både beroende på att mängden ackumulerat material varierar och på att beläggningarnas ytstruktur varierar (olika grad av polering beroende på stenmaterial mm). Detta har inte studerats. Även betydelsen av stenmaterialet och eventuell inverkan av andelen fint material i beläggningen bör undersökas närmare.

6.5 Osäkerheter, representativitet

Under metodavsnittet ovan diskuteras osäkerheterna med mätmetoden och det konstateras att det inte är sannolikt att resultaten från mätningarna på olika beläggningar som presenteras i denna studie skulle vara behäftade med sådana systematiska fel som gör att skillnaderna (eller avsaknaden av skillnader) inte skulle vara reella eller representativa för de verkliga förhållandena. Samtidigt bör det påpekas att mätningarna i denna studie genomfördes under 2 dagar på sommar. Det kan inte uteslutas att skillnader i emissioner mellan beläggningarna kan uppkomma under andra förhållanden. Mängden ackumulerat, suspenderbart material är högre under våren vilket skulle kunna ge upphov till skillnader i emissioner beroende på porositeten i beläggningen.

En annan osäkerhet är representativiteten av referensbeläggningarna. Kriteriet för val av sträckor med referensbeläggningar var att de skulle ligga i nära anslutning till de tysta beläggningarna och att mätningarna skulle ske under samma förhållanden (samma dag). Dock är längden på sträckorna med referensbeläggningar i några fall kortare än sträckorna med tysta beläggningar, vilket medfört att färre mätvärden finns för referenssträckorna (gäller främst 859, 268 och 262). Men detta bedöms inte vara avgörande för jämförelserna mellan beläggningarna.

7. Slutsatser

Tre olika tysta beläggningar har testats; i) tät ABT11, ii) gummiinblandad ABR11, iii) gummiinblandad ABR16. Slutsatsen är att PM₁₀ emissionen inte påverkas nämnvärt om det är tyst beläggning eller standardbeläggning. Resultaten av mätningarna i denna studie, indikerar att variationerna i partikelemissionerna är större på grund av andra faktorer än beroende på beläggningstypen och stenstorleken.

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.

- 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.
- Gehrig, R., Zeyer, K., Bukowiecki, N., Lienemann, P., Poulikakos, L.D., Furger, M., Buchmann, B., Mobile load simulators - A tool to distinguish between the emissions due to abrasion and resuspension of PM10 from road surfaces. *Atmos environ*, 44, 4937-4943.
- Gustafssona, M., G. Blomqvist, A. Gudmundsson, A. Dahl, E. Swietlicki, M. Bohgard, J. Lindbom, A. 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 et al., 2006. Effekter av vinterdäck. En kunskapsöversikt. VTI rapport 543.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Jonsson, P., 2007. PM Partikelmätningar. Del i projektet *Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna*. Skansk, SBUF 11748/11858.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Jonsson, P., Gudmundsson, A., 2009. Slitagepartiklar från beläggningar med gummiinblandad bitumen – jämförelse med referensbeläggning. VTI-notat-10, 2009.
- 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. et al, 2006. Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLB rapport 2006:3. Miljöförvaltningen, Stockholm, Box 8136, 104 20 Stockholm.
- Johansson, C., Karlsson, H. & Rosman, K., 2009. PM10 emission från betongbeläggning. ITM rapport 192. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/itm2009_192.pdf.
- Johansson, C., Hussein, T., & Karlsson, H., 2007. Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelemissionerna. ITM rapport 164. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/itm2007_164.pdf.
- Kuhns, H.; Etyemezian, V.; Landwehr, D.; MacDougall, C.; Pitchford, M.; Green, M. Testing re-entrained aerosol kinetic emissions from roads (TRAKER): a new approach to infer silt loading on roadways. *Atmos Environ.* 35, 2815-2825, 2001.
- Kupiainen, K., Pirjola, L. & Tervahattu, H. 2006. Effect of tire studs and traction sanding on emissions of road dust. (personal communication). Abstract for ISCORD 2007.
- Pirjola, L.; Paasonen, P; Pfeiffer, D.; Hussein, T.; Hämeri, K.; Koskentalo, T.; Virtanen, A.; Rönkkö, T.; Keskinen, J.; Pakkanen, T.A. ; Hillamo, R.E. Dispersion of particles and trace gases nearby a city highway: mobile laboratory measurements in Finland. *Atmos. Environ.* 40, 867-879, 2006.
- Pirjola, L.; Kupiainen, K.J.; Perhoniemi, P.; Tervahattu, H.; Vesala, H. Non-exhaust emission measurement system of the mobile laboratory SNIFFER. *Atmos. Environ.* 43, 4703-4713, 2009.
- Pirjola, L., Johansson, C., Kupiainen, K., Stojilkovic, A., Karlsson, H., Hussein, T., 2010. Road Dust Emissions from Paved Roads Measured Using Different Mobile Systems. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 60:1422–1433.
- Pirjola et al., 2008. Hiljaisten päällysteiden ja eri rengastyypin pölyominaisuudet. Endast på finska. http://www.lvm.fi/fileserver/LVM04_2008.pdf. (diagram på sidan 46).
- Skanska, 2007. Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLUTRAPPORT FUD 3066, SBUF 11748/11858.

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