

*Genomsnittliga
emissionsfaktorer för PM10 i
Stockholmsregionen som
funktion av dubbdäcksandel
och fordons hastighet*

Christer Johansson^{1,2}, Michael Norman² & Mats Gustafsson³

¹ Institutionen för tillämpad miljövetenskap,
Stockholm universitet

² SLB-Analys

³ Väg och transportforskningsinstitutet (VTI),
Linköping



Miljöförvaltningen i Stockholm

Box 8136

104 20 Stockholm

www.slb.nu

Innehåll

Sammanfattning.....	4
Inledning.....	6
Syfte.....	6
Faktorer som påverkar PM10 emissionen.....	6
Emissionsfaktor som funktion av dubbandel och fordonshastighet	8
PM10-”emissioner” i provvägsmaskin	9
Studier i verklig trafikmiljö.....	11
Försök i Norge	11
PM10-mätningar i tunnlar i Stockholm	12
Mätningar med mobil utrustning	12
Emissionsfaktorer för Stockholm.....	13
Baserat på de fasta mätstationerna.....	13
Baserat på mätningar längs motorvägen mot Arlanda	15
Vilken är den dimensionerande dubbdäcksandelen?	16
Rekommenderade genomsnittliga emissionsfaktorer	18
Osäkerheter.....	19
Referenser.....	20

Sammanfattning

Syftet med detta arbete har varit att ta fram kvantitativa samband mellan emissionerna av partiklar per fordonskilometer och andelen dubbdäck. Sambandet skall avse de förhållanden som råder i Stockholmsregionen, längs både innerstadsgator och infartsleder och kunna användas för att uppskatta hur stor andel av personbilarna som kan tillåtas ha dubbdäck utan att miljö kvalitetsnormerna överskrids. Eftersom normen för PM10 avser ett högsta tillåtna medelvärde för ett helt kalenderår, respektive att halterna inte får överskrida $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under maximalt 35 dygn under ett helt kalenderår, så behövs information om hur dubbdäcksandelen påverkar halterna under ett år med typiska väderförhållanden (inte enskilda år, dygn eller timmar).

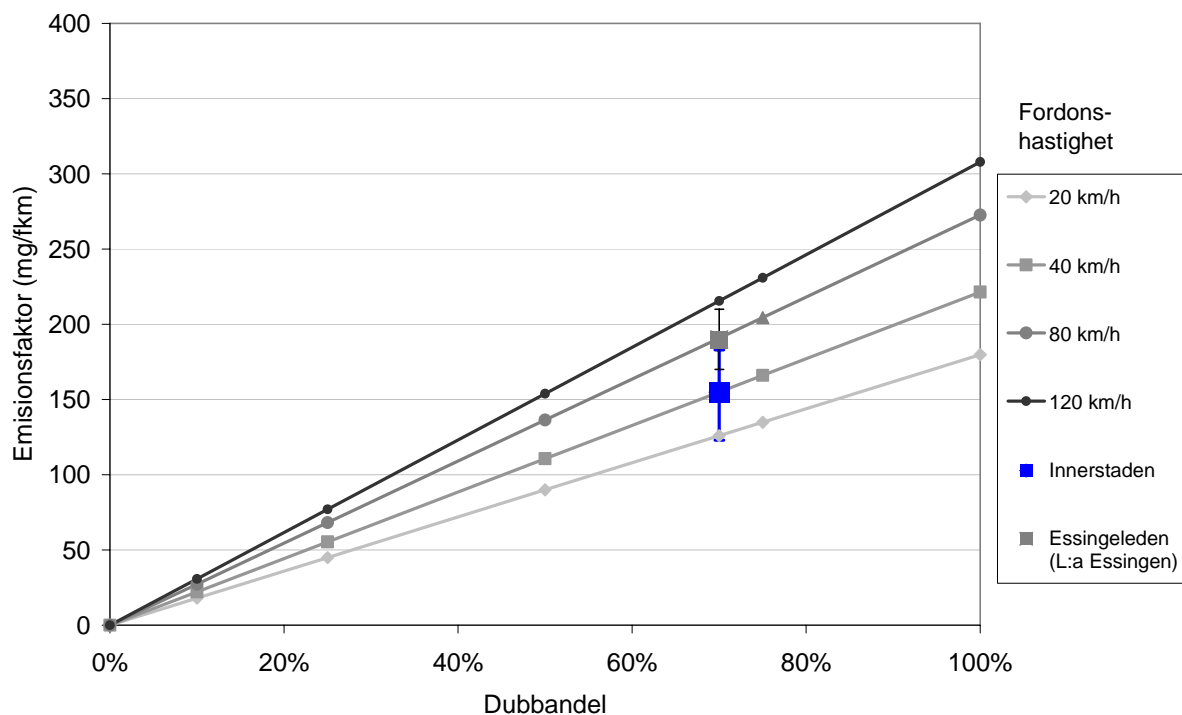
I rapporten sammanfattas hur olika faktorer påverkar emissionerna. Förutom däckstyp och fordons hastighet beror emissionerna av till exempel vägbanans fuktighet, stenmaterial och stenstorlek i asfalten. Högsta emissionerna uppkommer på senvintern/våren. Då beräknas emissionsfaktorerna uppgå till som mest 1000 mg/fkm vissa månader. Under vintern är emissionerna låga trots att dubbandelen är hög och under sommaren/hösten är emissionsfaktorerna som lägst (50 – 100 mg/fkm). De låga emissionerna på vintern beror på att vägbanorna är frusna och/eller våta vilket gör att partiklarna till stor del binds i vägbanan. På våren, när vägbanorna torkar upp sker hög emission av PM10, dels på grund av fortsatt hög dubbanvändning, dels på grund av uppvirvling av ackumulerat material. I genomsnitt för år 2007 uppskattas emissionsfaktorerna för PM10 till 170, 180 respektive 170 mg/fkm för Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan. Emissionsfaktorn baserad på mätningen på Lilla Essingen intill Essingeleden, är högre än emissionsfaktorerna på innerstadsgatorna till följd av den högre fordons hastigheten. Men skillnaden är inte så stor som man skulle förväntas sig utifrån det hastighetsberoende som påvisats i studierna med provvägsmaskin i laboratorium. En orsak kan vara att emissionerna i innerstaden beror i högre grad på mängden ackumulerat material och att slitaget är högre på de ”smutsigare” innerstadsgatorna (den s k sandpapperseffekten). De lägre hastigheterna längs innerstadsgatorna gör att partikulärt material kan ackumuleras i högre utsträckning jämfört med längs motorvägarna där ackumuleringen blir försumbar. Mätningarna av PM10 i Södra länken, där fordons hastigheterna är 70-90 km/h, visar att ackumuleringen är mycket liten eller obefintlig.

Uppskattningar baserat på mätningarna visar också att endast ca 5 % av personbilarna skulle få använda dubbdäck om miljö kvalitetsnormerna skall klaras vid alla mätplatser i innerstaden. Men skillnaderna är också ganska stora mellan mätplatserna. Det är mätplatsen på Hornsgatan som ”tål” minst dubbdäcksandel. Vid Sveavägen och Norrlandsgatan kan 35 % respektive 27 % tolereras. Längs Essingeleden vid mätstationen på Lilla Essingen skulle dubbandelen behöva sänkas till 32 % för att normen skall klaras. Toleransen vad gäller dubbandel varierar också mellan olika år, beroende på meteorologiska förhållanden och bakgrundshalterna.

Kvantitativa samband mellan emissionsfaktorn för ett helt år och dubbandelen samt hastigheten har uppskattats baserat på de fasta mätningarna som omnämns ovan. Resultatet redovisas i Figur 1, där också uppskattade emissionsfaktorer för Hornsgatan och Essingeleden lagts in. Givetvis finns en hel del osäkerheter i detta samband. Det är exempelvis inte klarlagt om sambanden mellan emissionsfaktorn och fordons hastigheten respektive dubbandelen är linjärt eller inte. Man kan tänka sig att emissionen ökar snabbare än linjärt med fordons hastigheten beroende på hur smutsig vägbanan är. Vid smutsig vägbanan kan emissionen öka både på grund av uppvirvlingen och på grund av ökat dubbslitage. Det är

möjligt att detta inte syns så tydligt i mätdata eftersom utspädningen också ökar med ökande hastighet på grund av ökad fordonsturbulens.

Sambanden som redovisas är osäkra på grund av avsaknaden av mätdata under verkliga trafikförhållanden antingen längs liknande vägtyper med olika hastighet eller längs vägar där hastigheten reducerats. Endast en studie har identifierats där PM10 halten mättes i samband med en hastighetsminskning. Den genomfördes på en av infarterna mot Oslo, där den tillåtna hastigheten sänktes från 80 till 60 km/h vilket resulterade i en minskad medelhastighet med 10 km/h. Partikelemissionen uppskattades minska med hela 35%, till största delen beroende på minskad mängd vägslitagepartiklar. Men eftersom studien genomfördes under vinterhalvåret kan resultaten inte direkt jämföras med sambandet som redovisas i Figur 1.



Figur 1. Uppskattat samband mellan emissionsfaktorn räknat som medelvärde för ett helt år för PM10 och dubbandelen samt hastigheten. De vertikala linjerna anger intervall för emissionsfaktorerna baserat på mätningarna längs 3 gator i innerstaden under flera år respektive vid Essingeleden under 2 år.

Baserat på det framtagna sambandet kan i framtida utredningar den maximala andelen dubbdäck uppskattas för olika platser för att miljö kvalitetsnormerna för PM10 skall klaras. Sambandet tar hänsyn till fordonshastigheten och gäller för genomsnittliga meteorologiska förhållanden i Stockholmsregionen. Vissa år kan normerna underskridas vid högre dubbdäcksandel och vice versa.

Inledning

Längs ca 12 mil av Stockholms läns vägnät överskrids miljö kvalitetsnormen för partiklar (PM10). Regeringen har fastställt ett åtgärdsprogram för PM10. Hittills har åtgärderna främst omfattat olika typer av information till allmänheten, fordonsupphandlare och däcksförsäljare. Försök har genomförts med dammbindning och spolning av vägar i innerstaden och infarterna.

Den mest effektiva åtgärden bedöms vara att minska andelen personbilar med dubbdäck. Men något beslut om hur detta ska genomföras finns ännu inte. En viktig fråga är vilken dubbandel som maximalt kan tolereras för att miljö kvalitetsnormen för partiklar skall klaras på olika gator i länet.

Syfte

Syftena med projektet är att:

1. Beskriva kunskapsläget vad gäller hur dubbdäcken påverkar emissionen av PM10.
2. Ta fram emissionsfaktorer (mg partiklar per fordonskilometer) så att betydelsen av dubbandelen för PM10-halterna ska kunna utvärderas.

Emissionerna varierar kraftigt beroende på vägbaneförhållanden (fuktigheten på vägbanan) men emissionsfaktorerna ska vara medelvärden för ett helt år (typiskt väderår) och anges som funktion av andelen dubbdäck och fordons hastigheten.

Utvärderingen görs med hjälp av modellberäkningar antingen för enskilda gaturum med hjälp av SIMAIR modellen eller för större områden med hjälp av Airviro Gauss-modellen. Modellberäkningar ingår dock inte i detta projekt.

Faktorer som påverkar PM10 emissionen

I Tabell 1 sammanfattas kunskapsläget om hur olika faktorer påverkar PM10 emissionen. Tabellen innehåller även källhänvisningar. Den viktigaste faktorn för PM10 bildningen är om dubbdäck används eller inte. Detta diskuteras närmare nedan.

Vägbanans fuktighet har avgörande betydelse för om partiklarna skall virvla upp i luften. Vid våta vägar är emissionen mycket låg eftersom partiklarna binds av vattnet på vägen. När vägbanorna är torra kommer en stor del av partiklarna att hamna i luften och bidra till PM10-halterna. Dessutom påverkar vägbanornas fuktighet slitaget av vägbanan (och därmed bildningen av PM10) om dubbdäck används. Slitaget är större på våta vägar.

Kraftig luftomblandning på grund av fordonsturbulens eller höga vindhastigheter kan bidra till både högre och lägre halter. Partiklarna virvlar upp effektivare om luftomblandningen ökar, men samtidigt ökar utspädningen då luftomblandningen ökar. Om vägbanorna är våta torkar de snabbare om omblandningen är kraftigare.

Andra viktiga faktorer som påverkar bildningen av partiklar är fordons hastigheten och vägbeläggningens stenmaterial och stenstorlek. Höga hastigheter ökar slitaget, vilket också

ökar beroende på stenmaterialets egenskaper. Hittillsvarande forskning tyder på att lågt fragmenteringsmotstånd ökar partikelbildningen, men sambanden är inte helt utredda. Även den maximala stenstorleken i beläggningen påverkar partikelbildningen så att mindre stenstorlekar verkar ge högre partikelemissioner. För närmare information om hur faktorerna påverkar halterna hänvisas till respektive rapport.

Tabell 1. Faktorer (se bildspelet) vi måste ta hänsyn till vid emissionsberäkningarna.

Faktor	Effekt Hur påverkas emissionerna respektive halterna?	Referens
Typ av däck	Dubbade vinterdäck ger betydligt högre emission jämfört med odubbade.	Gustafsson (2005); Hussein et al. (2008)
Vägbanans fuktighet	Emissionerna av PM10 minskar kraftigt när vägbanan blir våt. Men dubbdäcken sliter också mer på vägbanan då den är våt, vilket ökar på mängden partikelmaterial på vägen.	Norman & Johansson (2006); Johansson et al. (2004); Jacobson & Wågberg (2004); Johansson (2007)
Fordonsturbulens	Fordonen bidrar till att luften blandas om. Högre hastighet och större fordon ger kraftigare omblandning. Detta betyder att utspädningen ökar, vilket minskar halterna, men om gatorna är torra och smutsiga virvlar partiklar upp och ger ökade halter. Våta gator torkar upp snabbare då fordonsturbulensen ökar och ger därmed längre tid med torra vägbanor. Köande, stillastående fordon kan också bidra till upptorkning p g a värmeöverföring från motor/forдон.	Berkowicz et al (1997), Omstedt et al (2005)
Vindhastighet	Ökad vindhastighet ökar uppvirvlingen, men endast vid riktigt höga vindar. Dessutom torkar vägbanorna snabbare vid högre vindhastighet. Ökad vindhastighet leder även till ökad utspädningen vilket ger lägre halter.	Johansson et al. (2004)
Temperaturen	Oklart hur lufttemperaturen påverkar PM10 emissionen. Vid frusna vägar ger ökad temperatur snabbare upptining och upptorkning vilket leder till högre emissioner. Omväxlande varmt och kallt väder kan öka slitaget genom att stenmaterialet vittrar snabbare.	
Relativa fuktigheten	Låg luftfuktighet medför att vägarna torkar upp och PM10 emissionen kan öka.	Norman & Johansson (2006)
Stenmaterial i asfalten	Beläggningar med mindre hållfast sten ger risk för ökad PM10 emission. Tex granit har lägre hållfasthet jämfört med kvartsit och porfyrt.	Gustafsson (2005)
Största stenstorleken Typ av beläggning	Mindre stenstorlek ökar PM10 emissionen. Kullerstensbeläggning ger mycket högre PM10 emission jämfört med asfalt. Exakt vad som är orsaken är inte klarlagt.	Gustafsson (2005) Johansson et al (2008, opublicerade data)
Fordonshastighet	Högre fordonshastighet ökar slitaget av vägbanan om dubbdäck används, vilket ger högre emission. Se dock under fordonsturbulens ovan.	Jacobson & Wågberg (2004)
Tiden på året	På senvintern och våren är vägarna smutsigare vilket ger högre PM10 emission och troligen också större bildning av partiklar på grund av sandpapperseffekten.	Hussein et al. (2008); Kupiainen et al. (2003); Kupiainen och Tervahattu (2003)

Emissionsfaktor som funktion av dubbandel och fordons hastighet

Kunskap om hur emissionsfaktorerna varierar som funktion av dubbdäcksandel och fordons hastighet bygger både på analyser av mätningar i fält samt analyser av mätresultat från försök i provvägsmaskiner. För beräkningarna av årsmedelvärdena av PM10 behövs genomsnittliga emissionsfaktorer under ett helt år, d v s effektiva emissionsfaktorer där vägbaneförhållandena varierat.

Resultat från olika typer av mätningar i fält och laboratorium av hur andelen dubbdäck och fordons hastigheten påverkar PM10-emissionen sammanfattas i Tabell 2.

Det finns en rad osäkerheter i den kvantitativa betydelsen av hur olika faktorer påverkar PM10-emissionerna. Skillnaderna mellan fältmätningarna och laboratoriemätningarna vad gäller den kvantitativa betydelsen av hastighetens inverkan på PM10-emissionerna med dubbdäck är stora. Laboratoriemätningarna ger större inverkan av dubbdäck relativt icke-dubbade vinterdäck jämfört med fältmätningarna. Mätningarna i fält efterliknar mera de förhållanden som råder i verklig trafikmiljö, där gatorna är mer eller mindre smutsiga och asfalten består av skiftande kvalitet. Mätningarna i laboratorium med provvägsmaskin, ger dock en bild av den relativa betydelsen av olika faktorer, som kan vara svåra att kvantifiera i fältmätningarna.

En jämförelse av emissionsfaktorerna för PM10 baserat på mätningar i olika städer i Europa visar tydligt att dubbdäcken i Helsingfors och Stockholm medför väsentligt högre PM10-emission jämfört med andra städer såsom Köpenhamn och Berlin (Ketzell et al., 2007).

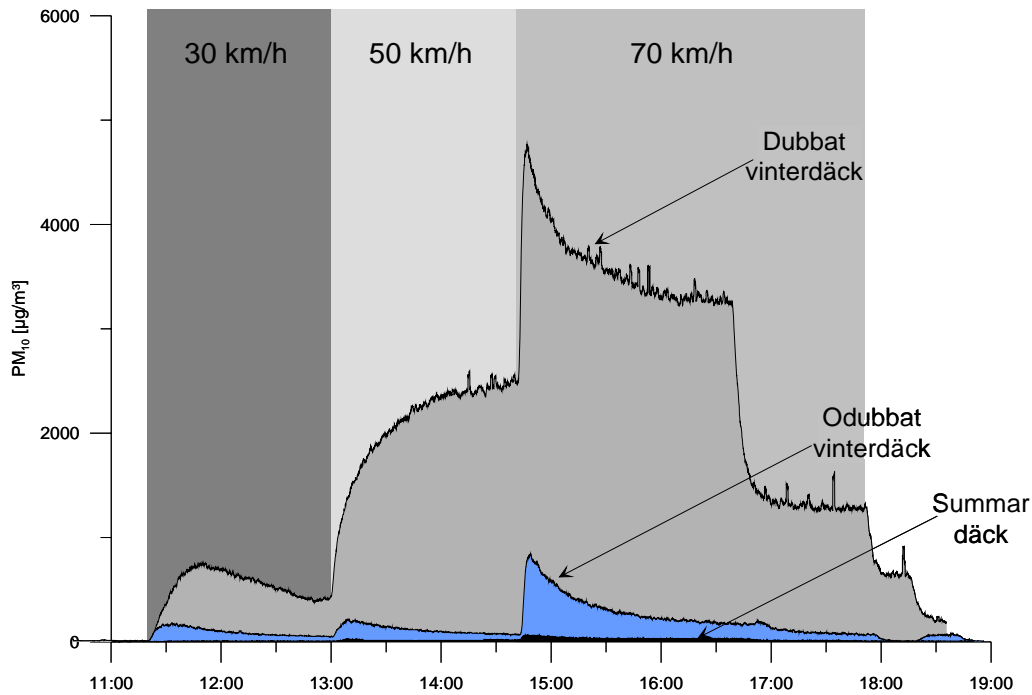
Tabell 2. Sammanställning av studier som visar betydelsen av dubbdäck för emissionerna av partiklar.

Plats Lab- studie/fältstudie	Resultat	Referens
Fältstudier (mätbil)	Ca 2-6 gånger högre emission från dubbdäck jämfört med icke dubbade vinterdäck längs torra vägar. Ca 4 – 17 gånger högre emissioner med dubbdäck jämfört med sommardäck. Högre emission vid högre hastighet (Figur 6).	Hussein et al. 2007; Johansson et al. (2008, opublicerade data)
Laboratorium (provvägsmaskin)	Olika typer av dubbdäck/sommardäck/friktionsdäck ger olika emission. Nyare däck ger högre emission. 60-100 ggr högre emission med dubbdäck jfrt med icke dubbade vinterdäck beroende på hastigheten (30 – 70 km/h). Högre hastighet ger högre emissioner (Figur 3). Olika typer av dubbdäck ger olika emission, ett med långa utstick gav betydligt högre emission än ”normala” utstick.	Gustafsson et al. (2005)
Fältstudie, infartsväg	Hastighetsberoende PM10-emission. PM10-halterna sjönk med 35-40 % då hastigheten sänktes från 77 till 67 km/h. Samtidigt minskade även dubbandelen från 27 till 24 %.	Hagen et al. (2005)
Vägtrafiktunnel	Högre hastighet ger högre emission av PM10. Stor del av PM10 består av material från vägbaneslitage.	Kristensson et al. (2004)
Fältstudie, fasta mätstationer Fält	Lokala bidraget till PM10-halten sjunker då andelen dubbade vinterdäck sjunker. Dubbandelen viktig för PM10-halterna som minskade trots ökad sandning.	Larssen (Oslo och dubbandel) Fukuzaki et al. (1986)
Laboratorium (provvägsmaskin)	Halterna av PM10 ökar linjärt med mängden sand på vägbanan. Ca 2,5 mg/m ³ för varje kg sand per m ² .	Kupiainen et al. (2003); Tervahattu et al. (2006)
Modellstudie	Modellen visar betydelsen av en sanddepå för höga PM10-halter under våren.	Omstedt et al. (2005)
Fält	Hornsgatan i Stockholm och Runebergkatu i Helsingfors har betydligt högre emissionsfaktor för PM10 jämfört med andra städer där dubbdäck inte används alls (t ex Köpenhamn)	Ketzel et al. (2007)

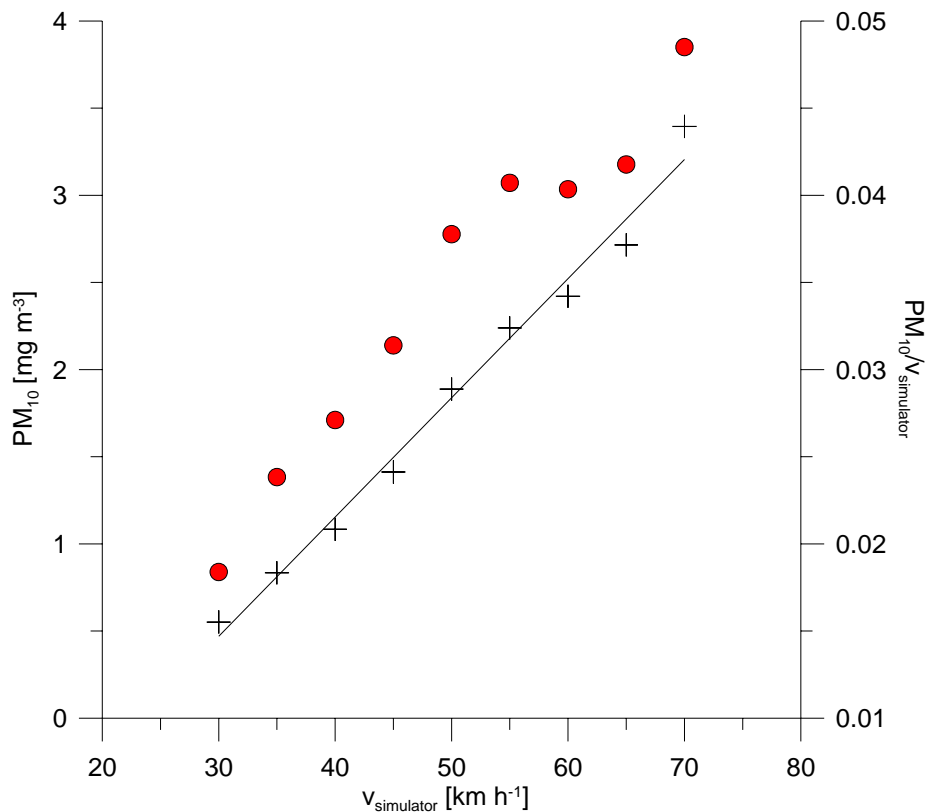
PM10-”emissioner” i provvägsmaskin

VTI har genomfört ett stort antal studier av hur bildningen av PM10 påverkas av olika stenmaterial, olika typer av däck och olika hastigheter (Gustafsson et al., 2005). Figur 2 visar inverkan på PM10-bildningen av olika typer av däck. Det dubbade däck ger många gånger större PM10-bildning jämfört med det odubbade vinterdäcket och sommardäcket.

Av figuren framgår också att hastigheten har stor betydelse för PM10 bildningen. I Figur 3 visas hastighetens inverkan då dubbdäck används på en asfalt. Sambandet ser ut att vara linjärt med en ökning av PM10 bildningen med ca 5 gånger per 30 km/h ökning av hastigheten (eller 1,7 gånger per 10 km/h).



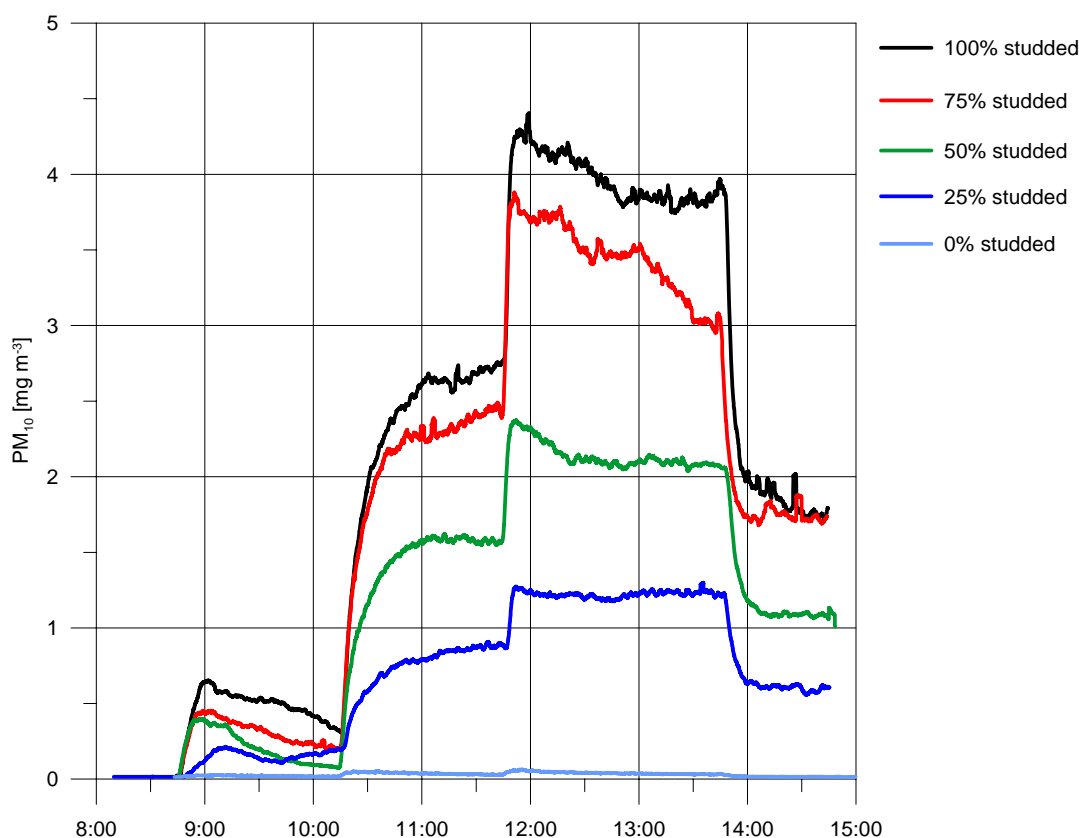
Figur 2. Inverkan på PM10-halterna i provhallen då sommar, icke dubbade respektive dubbade däck används i provvägsmaskinen på VTI i Linköping (modifierad figur från Gustafsson, et al., 2008).



Figur 3. Inverkan av hastigheten på PM10-bildningen vid tester i VTI's provvägsmaskin i Linköping (modifierad figur från Gustafsson et al., 2008).

Ytterligare studier i provvägsmaskinen har dock visat att olika typer av dubbdäck ger upphov till olika mängd PM10. Skillnaden mellan fyra olika nya dubbdäck var nästan en faktor 2. Dubbutstick är en rimligen en viktig faktor, men sannolikt spelar även temperatur, åldern på däcken (gummits hårdhet och graden av slitage) varierande roll för partikelbildningen.

Figur 4 visar hur bildningen av PM10 varierar med antal hjul med dubbade däck i provvägsmaskinen (Gustafsson, M., m.fl. 2007). Övriga hjul var odubbade vinterdäck av nordisk typ. Med alla fyra hjulen är bildningen nästan 4 gånger större jämfört med 1 hjul, men ökningen med ”dubbandelen” verkar inte vara linjär enligt dessa data. Rimligen inverkar de odubbade däcken också på koncentrationen under försöket.



Figur 4. PM10-bildningen i VTI's provvägsmaskin vid olika antal dubbade vinterdäck i maskinen. 100% motsvarar att alla hjul har dubbade däck, 75% att bara 3 hjul har dubbade däck osv. Övriga axlar hade nordiska odubbade vinterdäck. (Gustafsson, M. m.fl., 2007,).

Studier i verklig trafikmiljö

Det är givetvis osäkert att applicera sambanden mellan hastighet, dubbandel och PM10-bildningen som erhållits vid försöken med provvägsmaskinen till verklig trafikmiljö. Det finns dock en del studier i verklig miljö som kan användas.

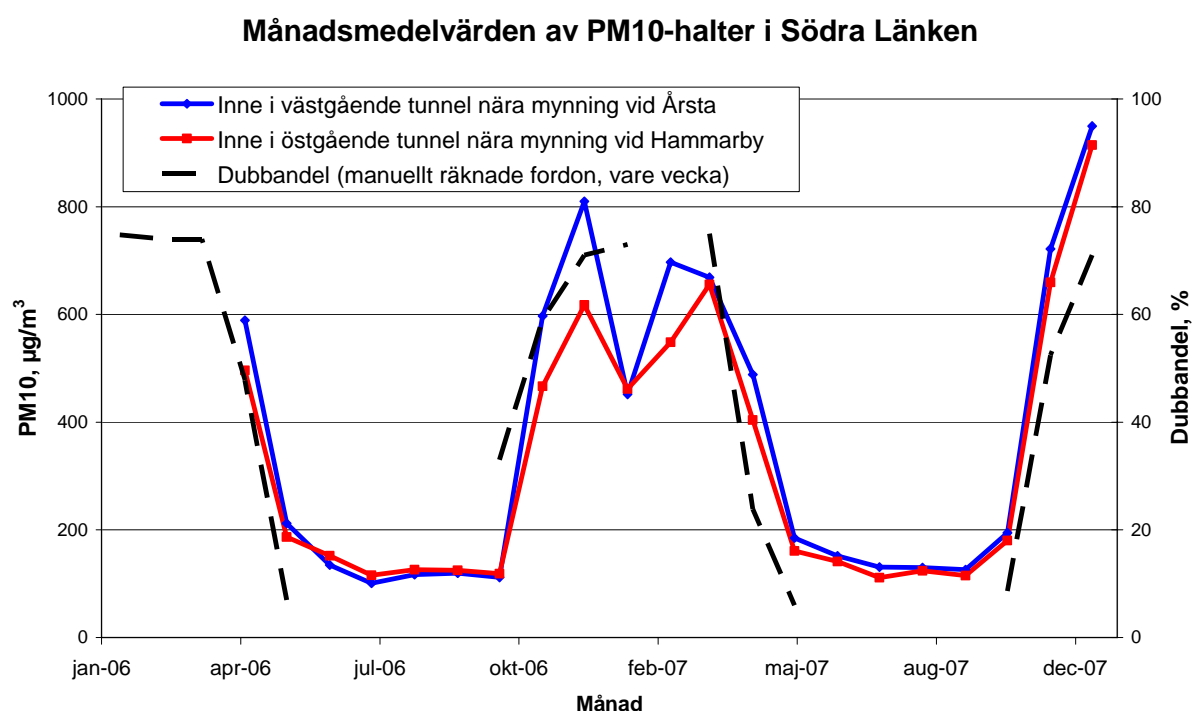
Försök i Norge

Hagen et al. (2005) uppskattade att PM10-emissionen minskar med 35 % då hastigheten längs en infartsväg mot Oslo sjönk från 77 km/h till 67 km/h. Om det vore linjärt skulle detta motsvara ca 4,6 gånger högre PM10-emission per 30 km/h. dvs något lägre än vad VTI fann i provvägsmaskinen, men då var dubbandelen bara 24 % i Oslostudien medan studien i provvägsmaskinen avser dubbade däck på fyra hjul. Detta värde troligen en överskattning av hastighetens betydelse då procentandelen fordon med dubbdäck samtidigt minskade från 27 % till 24 % (motsvarar en minskning med 11 %), vilket inte den norska studien har tagit hänsyn till.

PM10-mätningar i tunnlar i Stockholm

Kristensson et al. (2003) beräknade hur PM10-emissionen påverkas av fordonshastigheten baserat på mätningar i en vägtunnel (Söderledstunneln i Stockholm). De fann att emissionen ökade med en faktor 2 då hastigheten ökade från 72 till 82 km/h (motsvarar en faktor 6 per 30 km/h om sambandet antas linjärt). Dubbandelen var ca 70 % och vägbanan är ofta torrare i tunneln jämfört med vägar i omgivningen.

Även i Södra Länken-tunneln har PM10-halterna mätts. Halterna inne i tunneln i anslutning till mynningarna vid Årsta och Hammarby uppvisar en kraftig variation under året, med ca 5 gånger högre halter under vinterhalvåret jämfört med sommarhalvåret. Grovt sett motsvarar detta en alltså en ökning av PM10-bildning med en faktor 4 – 5 då dubbandelen går från 0 % till 70 %. Den genomsnittliga fordonshastigheten i tunneln är omkring 80 km/h och vägbaneförhållandena torrare än i omgivningen.



Figur 5. PM10-halter inne i Södra länken tunneln, vid Årsta respektive Hammarbyutfarterna. Data från Vägverkets mätningar. I figuren visas också andelen personbilar med dubbdäck enligt räkningar på olika platser i Stockholm.

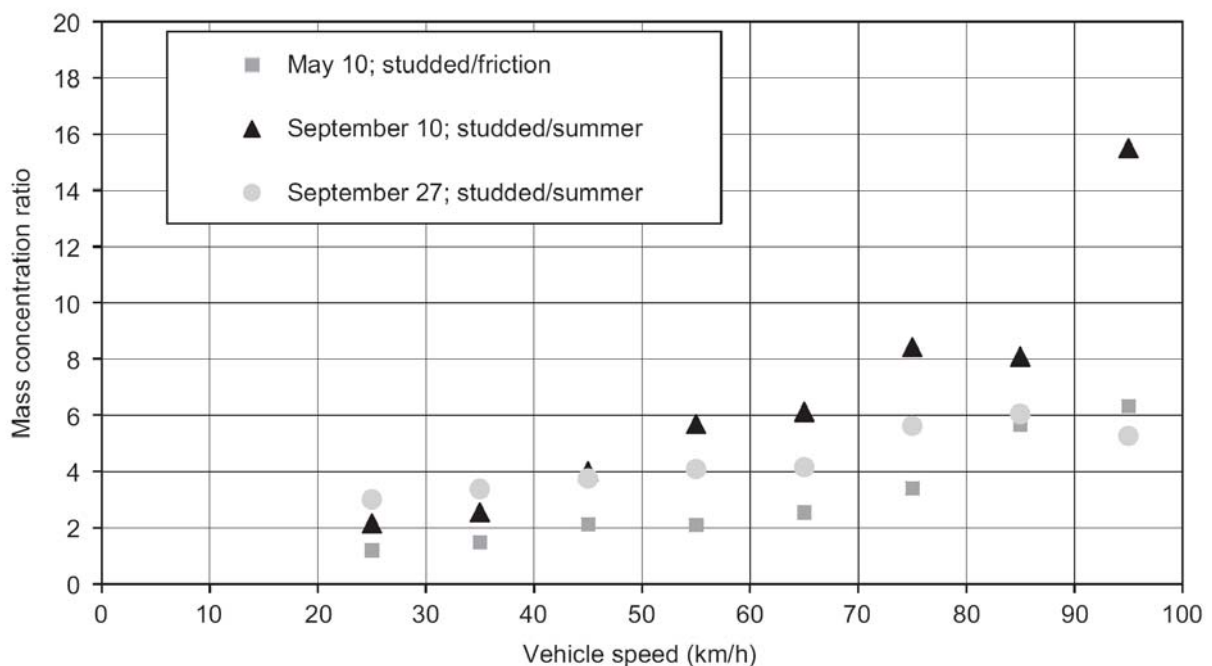
Mätningar med mobil utrustning

Såsom redovisats ovan (Figur 3) kan hastigheten ha stor betydelse för bildningen av PM10 då dubbdäck används. Figur 6 visar att även resultaten från mätningar i fält har visat att hastigheten har stor betydelse för partikelemissionen då dubbdäck används jämfört med odubbade vinterdäck eller somrardäck (Hussein et al. 2007).

Vid mätningarna den 10 september ökade kvoten mellan koncentrationen bakom dubbdäcket och somrardäcket från ca 2 vid 30 km/h till 15 vid 95 km/h. Men mätningarna den 27 september visade på betydligt mindre skillnad; en ökning från 3 till 6 vid en hastighetsökning

från 30 till 95 km/h. Skillnaderna kan bero på mängden material som ligger ackumulerat längs vägarna. Mängden nederbörd innan mättillfället kan ha påverkat, men detta har inte kunnat visas.

Slutsatsen är dels att skillnaden i PM10 - bildning mellan dubbdäck och icke dubbade däck är stor, men inte lika stor som mätningarna i provvägsmaskinen visat, dels att fordonshastigheten påverkar partikelbildningen då dubbdäck används. Förutom att hastigheten påverkar partikelbildningen och uppvirvlingen orsakad av däcken, påverkas sannolikt uppvirvlingen av fordonets turbulens, som ökar då hastigheten ökar (se Tabell 1). (Fordonsturbulensen ger också upphov till ökad utspädning, men den är inte en del i emissionsfaktorn. I gaturumsmodellen SIMAIR korrigeras för ökad utspädning på grund av fordonsturbulens).



Figur 6. Resultat från mobil mätning av relativa ökningen av partikelkoncentrationen bakom hjulen på en mindre skåpbil. Figuren visar kvoten i koncentration med olika typer av däck som funktion av bilens hastighet.

Emissionsfaktorer för Stockholm

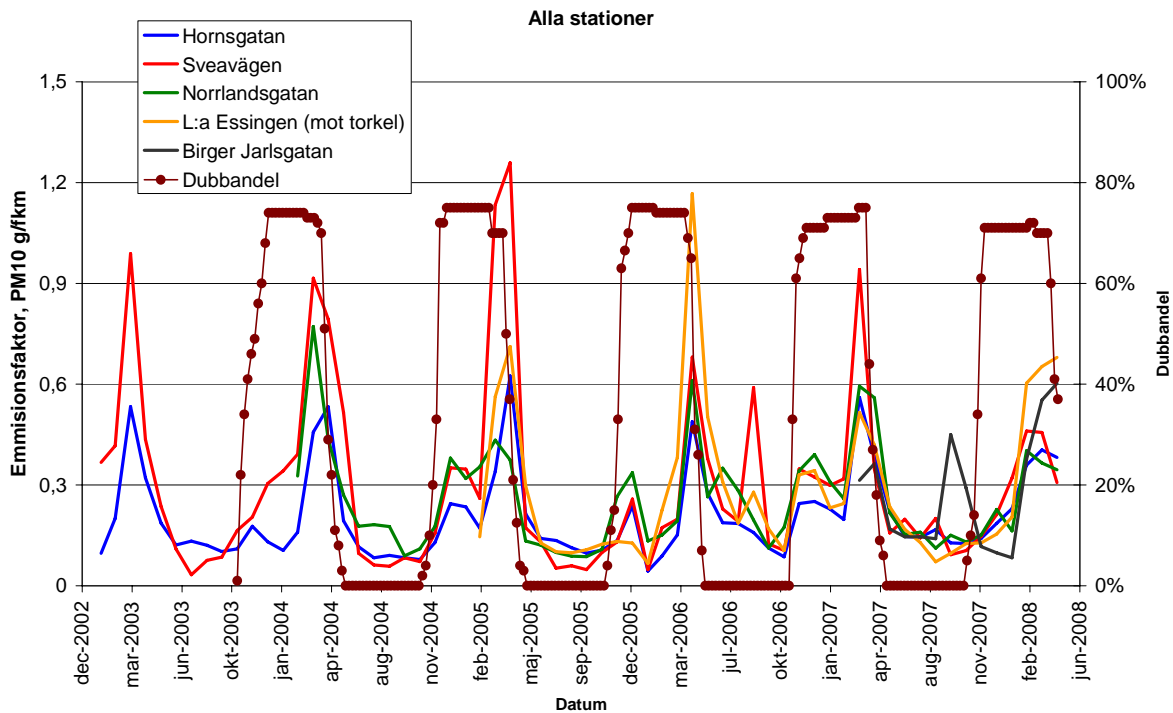
Baserat på de fasta mätstationerna

Figur 7 visar beräknade emissionsfaktorer för PM10 längs Hornsgatan, Sveavägen, Norrlandsgatan och L:a Essingen samt dubbdäcksandelen i Stockholm. Dubbdäcksandelen har erhållits från stickprovsräkningar på olika platser, varje vecka under hösten och våren. Beräkningarna av emissionsfaktorerna för PM10 bygger på samtidiga mätningar av PM10 och NOx i gatunivå på dessa gator samt i urban bakgrundsluft (indexerat med UB) samt att emissionsfaktorn (E_f) för NOx är känd:

$$E_f^{PM10} = \frac{(PM10_{gata} - PM10_{UB})}{(NOx_{gata} - NOx_{tak})} \cdot E_f^{NOx}$$

Emissionsfaktorn för NOx på dessa gator har uppskattats från EVA och ARTEMIS som är avgasemissionsmodeller. För innerstadsgatorna har mätningar i taknivå på Södermalm antagits representera den urbana bakgrundsnivån. För Lilla Essingen (Essingeleden) antas att bakgrundshalterna av NOx och PM10 är 50 % av värdena på Södermalm. Detta antagande är inte så känsligt; om man istället antar att bakgrundhalten för Lilla Essingen är noll ökar emissionsfaktorn med i genomsnitt ca 20 % för de år som beräkningarna gjorts (2005-2008).

Figur 7 visar månadsmedelvärden av emissionsfaktorerna för PM10. Högsta emissionsfaktorerna uppkommer på senvintern/våren. Då beräknas emissionsfaktorerna uppgå till som mest 1000 mg/fkm vissa månader. Under vintern är emissionerna låga trots att dubbandelen är hög. Detta beror på att vägbanorna är frusna och/eller våta vilket gör att partiklarna till stor del binds i vägbanan. På våren, när vägbanorna torkar upp sker hög emission av PM10, dels på grund av fortsatt hög dubbanvändning, dels på grund av uppvirvling av ackumulerat material.



Figur 7. Beräknade emissionsfaktorer för PM10 på utifrån mätningar på olika platser i Stockholm 2003-2008. Värdena är månadsmedelvärden. Dubbandelen anges som procent av totala antalet personbilar och bygger på manuella räkningar en gång per vecka under hösten och våren.

Variationerna mellan olika år kan vara stor trots ungefär samma dubbandel under alla åren (Tabell 3). För Hornsgatan varierade årsmedelemissionsfaktorn mellan 0.16 och 0.22 mg/fkm för åren 2003 – 2007 och för Sveavägen mellan 0.18 och 0.30 mg/fkm. Dvs nästan en faktor 2 i skillnad mellan lägsta och högsta värdet. Viktigaste orsaken till variationerna är att vägbaneförhållandena varierat. Andra faktorer kan dock också bidra, såsom att vissa gator blivit nyasfalterade. Under 2006 genomfördes dammbindning längs flera gator. På Essingeleden genomfördes dammbindning med magnesiumklorid under våren 2007, vilket

delvis kan förklara det låga värdet där. Det syns en viss tendens till att emissionsfaktorerna för innerstadsgatorna sjunker, men någon förklaring till detta har inte identifierats.

Skillnader mellan gatorna som skulle kunna påverka:

- Medelfordonshastigheten
- Körförhållandena (mer eller mindre köer på Sveavägen och Norrlandsgatan)
- Gatans lutning (trafiken på Hornsgatan har motlut västerut, 3 %)
- Gatornas bredd o avståndet mellan husfasaderna samt gatornas riktning i förhållande till inkommande solinstrålning och vindriktningen (detta påverkar upptorkningen av vägbanorna vilket är speciellt viktigt under våren)

De mest jämförbara mätvärdena är från Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan under 2007. Då är skillnaderna i emissionsfaktorer mycket liten; 170, 180 respektive 170 mg/fkm för Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan (se Tabell 3). Emissionsfaktorn baserad på mätningen på Lilla Essingen intill Essingeleden, är högre än emissionsfaktorerna på innerstadsgatorna. Men skillnaden är inte så stor som man skulle vänta sig med tanke på den högre fordonshastigheten och det samband som erhållits vid mätningarna med provvägsmaskinen på VTI (Figur 3). En orsak kan vara att emissionerna i innerstaden beror i högre grad på mängden ackumulerat material. De lägre hastigheterna längs innerstadsgatorna gör att partikulärt material kan ackumuleras i högre utsträckning jämfört med längs motorvägarna där ackumulationen blir försumbar.

Tabell 3. Årsmedelvärden av beräknade emissionsfaktorer för PM10 längs Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan i Stockholm. Enhet: g/fordons kilometer.

År	Hornsgatan	Sveavägen	Norrlands- gatan	Lilla Essingen	Birger Jarls- gatan (vid Roslagstull)
2003	0,22	0,29			
2004	0,20	0,30	0,26 ^a		
2005	0,21	0,28	0,19	0,22 ^a	
2006	0,16	0,21	0,20	0,26	
2007	0,17	0,18	0,17	(0,16) ^c	0,15 ^b
jan-20 2008	april 0,24	0,23	0,19	0,28	0,25

^a Februari – december

^b Mars – december

^c Dammbindning under våren medförde lägre emissioner

Baserat på mätningar längs motorvägen mot Arlanda

Utifrån en mätkampanj vid Vallstanäs uppskattades emissionsfaktorer för PM10 längs motorvägen mot Arlanda (Johansson et al., 2004). Beräkningarna baserades på käll-receptorberäkningar samt modellberäkningar med en Gaussisk spridningsmodell. Bland annat identifierades emissionsfaktorer för grova och fina partiklar från stenmaterial som troligen härrör från slitaget av asfalten. Emissionsfaktorerna (medel ± standardavvikelse) var högst när det var kallt och torrt; 433 ± 171 mg/fkm för grova partiklar jämfört med 48 ± 50 mg/fkm för avgaserna. Men även den fina partikelfractionen ($< 2 \mu\text{m}$) från slitaget av asfalten var förvånansvärt hög, 312 ± 259 mg/fkm, men variationerna var ganska stora vilket framgår av den relativt höga standardavvikelsen (83 % av nedelvärdet). Mätningarna med provvägsmaskinen antyder att emissionerna av fina partiklar ökar mera med hastigheten jämfört med grova partiklar. Vid våta förhållanden var emissionsfaktorn för de grova partiklarna betydligt lägre (63 ± 25 mg/fkm) jämfört med torra perioder. Emissionsfaktorn för

de fina var också lägre men den minskade inte alls lika mycket som för grova partiklar (se Tabell 4).

Värdena baseras på relativt korta perioder under mars, april och maj 2003. Hastigheten längs motorvägen vid Vallstanäs är betydligt högre (över 100 km/h) än t ex Hornsgatan, men samtidigt är vägbaneförhållandena och trafiksituationerna helt olika så det är svårt att göra direkta jämförelser mellan de olika värdena. Under nätterna på våren blir ofta vägbanan vid Vallstanäs fuktig på grund av nedkylning och kondensation av luftens fuktighet (Johansson et al., 2004), vilket dämpar emissionerna. I innerstaden är temperaturen några grader högre, vilket kan betyda att vägbanorna är torrare under en större del av dygnet jämfört med vid Vallstanäs.

Av standardavvikelse som presenteras i Tabell 4 framgår också att variationerna i emissionsfaktorerna för ett och samma förhållande är stora; de relativa standardavvikelse är flera tiotals procent till över 100 %.

Tabell 4. Emissionsfaktorer (medelvärde ± en standardavvikelse, enhet mg/fkm), beräknade utifrån källreceptormodellen och en Gaussisk linjespridningsmodell, för den samlade fordonsflottan vid E4 Vallstanäs (6 % tunga fordon). Kall och torr period: 21-30/3 2003; Kall och våt period: 31/3-10/4 2003; Varm period: 1-8/5 2003. "Kallt" anger emissionsfaktorerna för båda de kalla perioderna. Kursiva siffror inom parentes anger det antal 12-timmarstillfällen som används för att beräkna emissionsfaktorn. Från Johansson et al. (2004).

	Grova partiklar från mark/asfalt	Fina partiklar (<2 µm) från mark/asfalt	Avgaspartiklar
Kallt, torrt	433 ± 171 (18)	312 ± 259 (18)	48 ± 50 (15)
Kallt, vått	63 ± 25 (8)	157 ± 106 (11)	74 ± 46 (11)
Kallt	319 ± 225 (26)	253 ± 225 (29)	59 ± 49 (26)
Varmt	69 ± 40 (4)	25 ± 17 (9)	43 ± 23 (9)

Vilken är den dimensionerande dubbdäcksandelen?

En viktig fråga är vad den maximalt tillåtna dubbandelen i Stockholm skulle vara, för att miljö kvalitetsnormen för PM10 skall klaras. De gator som är dimensionerande för detta är innerstadsgatorna, dvs den dubbandel som skall eftersträvas dimensioneras av hur hög den kan vara på dessa gator utan att normen överskrids.

Med hjälp av mätningarna i Stockholm uppskattas andelen dubbdäck som maximalt kan tillåtas för att normerna ska klaras på Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan. Denna uppskattning bygger på följande antaganden:

- andelen dubbdäck har varit 75 % under vinterhalvåret 2003 – 2007.
- det genomsnittliga tillskottet till årsmedelhalterna på Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan i förhållande till halterna under perioden juni samt augusti – oktober beror på dubbanvändningen. Korrigering görs också för att de meteorologiska förhållandena är något annorlunda under hela året jämfört med under juni samt augusti – oktober. Denna korrigering baseras på tillskottet till NOx - halterna.

Av Tabell 5 framgår hur stor dubbdäcksandel som kan accepteras på olika platser samt bidragen till årsmedelvärdet för PM10 som beror enbart på dubbdäcken. Det är dygnmedelvärdet (maximalt 35 dygn med halter över 50 µg/m³), som är dimensionerande.

Uppskattningarna visar att endast ca 5 % av personbilarna skulle få använda dubbdäck om miljö kvalitetsnormerna skall klaras vid alla mätplatser i innerstaden. Men skillnaderna är också ganska stora mellan mätplatserna. Det är mätplatsen på Hornsgatan som ”tål” minst dubbdäcksandel. Vid Sveavägen och Norrlandsgatan kan 35 % respektive 27 % tolereras. Längs Essingeleden vid mätstationen på Lilla Essingen skulle dubbandelen behöva sänkas till 32 % för att normen skall klaras.

Uppskattningarna visar också att ”dubbdäckstoleransen” varierar mellan olika år. En starkt bidragande faktor är bakgrundhalten i taknivå som varierar med flera $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mellan olika år. Detta är en av orsakerna till att 2006 år ”tål” förhållande vis liten dubbdäcksandel i jämförelse med övriga år trots att bidraget per 10 % dubbandel är lågt. Under 2006 gjordes även dammbindning i stor skala på samtliga gator vilket även bidrar till att skillnaderna är större jämfört med övriga år.

Tabell 5. Uppskattade maximalt tillåtna dubbdäcksandelar för att miljö kvalitetsnormen för PM10 skall klaras vid mätstationerna på Hornsgatan, Sveavägen, Norrlandsgatan samt intill Essingeleden på L:a Essingen. Osäkerhets intervallet avser standardavvikelse mellan de olika åren.

Mätstation	År	Uppskattat bidrag till PM10 årsmedelvärdet per g a 75 % dubbandel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM10 bidrag i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per 10 % dubbandel	Maximalt tillåten dubbandel för att normen* skall underskridas (%)
Hornsgatan	2003	12,6	1,7	2
	2004	12,7	1,7	17
	2005	13,0	1,7	7
	2006	6,1	0,8	0
	2007	9,7	1,3	1
	Medel	10,9	1,4	5±7
Sveavägen	2003	14,9	2,0	27
	2004	10,1	1,4	41
	2005	11,2	1,5	30
	2006	6,3	0,8	29
	2007	6,5	0,9	44
	Medel	9,9	1,3	33±8
Norrlandsgatan	2004	7,7	1,0	32
	2005	10,3	1,4	23
	2006	5,7	0,8	1
	2007	7,8	1,0	28
	Medel	9,2	1,2	24±14
Lilla Essingen	2005	7,9	1,0	35
	2006	4,4	0,6	29
	2007	5,5	0,7	44
	Medel	6,1	0,8	38±8

*Med normen avses 90-percentilen för dygnvärden

Rekommenderade genomsnittliga emissionsfaktorer

Det viktigaste syftet med detta projekt har varit att ta fram årliga medelvärden av emissionsfaktorerna för partiklar (PM10) för olika vägtyper i Stockholm, som funktion av dubbdäcksandelen. Utifrån resultaten som presenterats ovan kan konstateras att:

- Emissionsfaktorerna varierar kraftigt mellan olika gator och kan vara väsentligt olika under olika år till största delen beroende på att vägbanorna varit olika fuktiga. Längden på tidsperioden då dubbdäck används varierar även en del mellan olika år beroende på väder och helgernas placering i kalendern
- Fordonshastigheterna har stor betydelse för bildningen av PM10 samt för uppvirvlingen. Personbilar med dubbdäck bidrar till bildningen av PM10, medan för tunga fordon som inte använder dubbdäck, kan ha stor betydelse genom att de bidrar till ökad uppvirvling.
- Medelemissionsfaktorerna för infartsvägarna är högre än innerstadsgatorna på grund av högre hastigheter
- Mängden ackumulerat partikulärt material är sannolikt högre längs innerstadsgatorna jämfört med längs infartslederna

Samband mellan fordonshastighet och emissionsfaktor baserade på mätningar med provvägsmaskinen kan inte användas för att uppskatta hur medelemissionsfaktorerna under ett år i verklig trafikmiljö beror av fordonshastigheten utan lämpar sig bättre för att uppskatta bidrag från beläggningsslitage i olika specifika miljöer under torra förhållanden. Detta beror på att betydelsen av andra viktiga faktorer, såsom vägbanans fuktighet och mängden ackumulerat material, inte kan kvantifieras. Istället har samband mellan emissionsfaktorn för ett helt år och dubbandelen samt hastigheten uppskattats baserat på de fasta mätningarna som presenterats ovan.

Enligt mätningarna med den mobila mätbilen (Figur 6) varierar sambandet mellan emissionerna och bilens hastighet på lite olika sätt vid olika mättillfällen. Detta kan bero på varierande bidrag från sand eller stenmaterial från tidigare dubbsslitage. Det kan också bero på olika vägbanefuktighet. Eftersom mätningarna inte tar hänsyn till hela fordonets uppvirvling kan man inte avgöra exakt hur sambandet mellan emissionsfaktorn och fordonshastigheten ser ut.

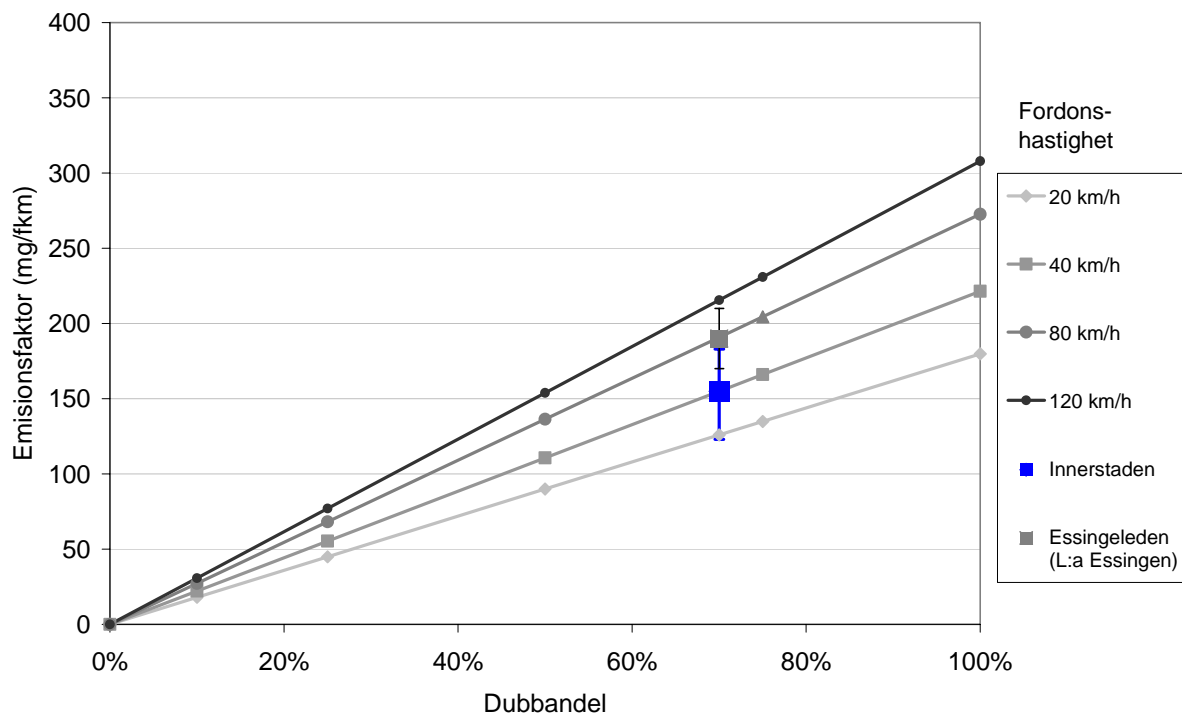
Enligt mätningarna i provvägsmaskinen med olika antal dubbdäck respektive icke dubbade vinterdäck, verkar sambandet mellan emissionsfaktorn och dubbandelen inte vara helt linjärt, men det är osäkert hur representativt detta är för den verkliga fordonsmiljön. Figur 8 bygger på följande samband mellan emissionsfaktorn och dubbandelen (D) samt hastigheten (H):

$$EF = (K1 * D^{K2} * H^{K3})^{K4}$$

där K1, K2, K3 och K4 är konstanter. Värdena på dessa har manuellt anpassats så att faktorerna stämmer för de fasta mätstationerna i innerstaden och vid Essingeleden baserat på Tabell 3. Figur 8 innefattar inte emissionerna från avgaser, bromsar och däcksgummi, vilket de totala emissionsfaktorerna för PM10 i Tabell 3 gör. Dessa har antagits vara 25, 8 respektive 4 mg/fkm för innerstaden (se Johansson et al., 2004). Detta resulterar i en emissionsfaktor för vägslitage och uppvirvling på 155±30 mg/fkm. För Essingeleden har summan av avgaspartikelemissioner, bromsar och däcksgummi antagits vara 50 mg/fkm,

vilket gett en emissionsfaktor för vägslitage och uppvirvling på 190 ± 20 mg/fkm. Faktorn för Essingeleden bygger dock bara på två års mätdata, medan mätningarna i innerstaden har pågått under flera år på 3 olika platser (se Tabell 3).

Det förtjänar att återigen påpekas att sambandet mellan emissionsfaktorn för PM10 och dubbandelen/fordonshastigheten avser ett genomsnittligt årsmedelvärde. Stora variationer förekommer i emissionsfaktorn under året främst beroende på vägbanefuktigheten. Det finns som påpekats ovan många osäkerheter vad gäller linjariteten i sambanden mellan emissionsfaktorn och dubbandelen/fordonshastigheten. Dessutom har mätningarna i vägprovsmaskinen har visat att de absoluta emissionerna kan variera ganska kraftigt beroende på typ av stenmaterial. Ytterligare mätningar pågår. Sambandet som presenterats här får därför ses som en första ansats.



Figur 8. Uppskattat samband mellan emissionsfaktorn räknat som medelvärde för ett helt år för PM10 och dubbandelen samt hastigheten. De vertikala linjerna anger intervall för emissionsfaktorerna baserat på mätningarna längs 3 gator i innerstaden under flera år respektive vid Essingeleden under 2 år.

Osäkerheter

Flera osäkerheter finns för de framtagna resultaten i denna studie. Ett av huvudsyftena med studien var att ta fram emissionsfaktorer som ska vara representativa för ett helt år (typiskt väderår). Samtliga faktorer som påverkar emissionerna varierar under ett år. Textdubbdäcksanvändningen, mängden material på vägbanan samt vägbanans fuktighet. De sammanlagda osäkerheterna utifrån fasta mätstationer belyses i Tabell 5 där både det uppskattade bidraget från dubbdäcksanvändningen och den maximala tillåtna dubbandelen varierar kraftigt mellan olika år. Orsaken är att de meteorologiska förhållandena kan variera kraftigt mellan olika år.

De mobila mätningarna är representativa för de specifika förhållanden som råder vid just det tillfället. De kan ge viktig information om relativa skillnader mellan hastighet, väg typ och däck typ, men är svåra att översätta till en representativ emissionsfaktor för ett helt år.

Detsamma gäller även för mätningar i provvägsmaskinen som generellt endast motsvarar torra vägbaneförhållanden. Detta gäller delvis även mätningar i tunnlar där förhållandena kan skilja sig avsevärt från de på vanliga vägnätet.

Den enskilt viktigaste faktorn som påverkar PM10 emissionerna längs vägarna är andelen dubbdäck. Minskad dubbdäcksandel innebär lägre emissioner. Att fordonshastigheten är viktig både för slitaget, för bildningen av PM10 och för uppvirvlingen av material från vägarna har visats i en rad studier. I denna studie har försökt härleda hur sambandet mellan hastighet och PM10 emission ser ut. Endast en studie från Norge har rapporterat kvantitativa samband mellan hastighet och PM10 halt längs en infartsväg till Oslo. Där minskade emissionen med ca 35 % vid en sänkning med 10 km/h. Mätningarna längs Essingeleden och på Hornsgatan indikerar betydligt mindre påverkan av hastigheten jämfört med den Norska studien. En jämförelse mellan Hornsgatan och Essingeleden inte enkel att göra eftersom andra faktorer än hastigheten kan ha stor betydelse för emissionen. Sannolikt är den uppskattade minskningen av emissionen vid en hastighetssänkning från 90 till 70 km/h snarare en underskattning än en överskattning.

Referenser

- Aldrin et al. 2007. The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particular matter in a road tunnel, *Atmospheric Environment*, doi:10.1016/j.atmosenv.2007.11.024
- Asano M. et al., PIARC Kongress Sapporo 2002. Evaluation of ten years since studded tyres were banned in Hokkaido and future issues.
- Berkowicz, R., Hertel, O., Larsen, S.E., Sørensen, N.N., Nielsen, M., 1997. Modelling traffic pollution in streets. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. 52 pp.
- Fukuzaki, N., T. Yanaka, Y. Urushiyama, Effects of studded tires on roadside airborne dust pollution in Niigata, Japan, *Atmos. Environ.* 20 (1986) 377–386.
- 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.
- Graz University of Technology, Rapport Nr. I-27/2007 VU06/06/I-619, Ausbringung von CM Austrosafe als Maßnahme zur Reduktion der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub in Klagenfurt.
- Gustafsson M, et al, 2008, Factors influencing PM₁₀ emissions from road pavement wear, *Atmospheric Environment* (in press).
- Gustafsson M, et al, 2008, Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material, *Sci Total Environ* (2008), doi:10.1016/j.scitotenv.2007.12.030
- Göteborgs stad Miljö, Rapport 2005:16, Effekten på partikelhalten av CMA-spridning och rengöring- en studie av E6 genom Gårda och Lundbytunneln i Göteborg.
- Göteborgs stad Miljö, Rapport 2006:3, Effekten på partikelhalten av CMA-spridning och sopning. En studie av trafiklederna vid Olskroks- och Gullbergsmotet och gatorna i stadsdelen Stampen.
- Göteborgs stad Miljö, Rapport 2006:8, Effekter på partikelhalten vid sockerspridning och högtryckstvätt. Försök i Lunbytunneln 2006.

- Göteborgs stad Miljö, Rapport 2007:4, Partikeldämpande åtgärder i Göteborg 2007. Underlag för spridning av dammbindande medel. Utvärdering av hastighetssänkning på Friggagatan och CMA-spridning.
- Göteborgs stad Miljö, Rapport 2007:6, Effekter på partikelhalten vid spridning av CMA/NaCl-lösning. Utvärdering och förbättring av prognosverktyg för spridning av dammbindande medel.
- Hagen, L.O.; Larssen, S., Schaug, J., 2005. Speed limit in Oslo effect on air quality of reduced speed on RV4 (Only in Norwegian). NILU OR 41/2005, ISBN 82-425- 1686-3, Norwegian Institute for Air Research, Kjeller, Norway.
- Hussein et al., 2008, Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden, Atmospheric Environment doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.064.
- ITM rapport 164:2007, Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelemissionerna.
- Jacobson, T., Wågberg, L.-G., 2004. Prediction models for pavement wear and associated costs. Swedish National Road and Transport Research Institute, Linköping, Sweden.
- Johansson et al., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10 Slutrapportering av FoU projekt. SLB rapport 4:2004. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm.
- Johansson et al., 2007, Spatial & temporal variations of PM10 and particle number concentrations in urban air, Environ Monit Assess, doi 10.1007/s10661-006-9296-4
- Johansson, C., 2007. Kvantifiering av relativa betydelsen av dubbdäck, sandning/saltning och vägmateriäl för PM10-halten längs vägarna, ITM rapport 172:2007.
- Ketzel et al., 2007, Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling, Atmospheric Environment, doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.005
- Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R., Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U., Vaclav, V., 2004. Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. Atmospheric Environment 38, 657–673.
- Kuhns et al., 2003, Vehiclebased road dust emissions measurements-Part II: effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM10 emission potentials from paved and unpaved roads. Atmospheric Environment, doi:10.1016/S1352-2310(03)00529-6.
- 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.
- Kupiainen et al. 2005, Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tires, and Traction Sanding, Environ. Sci. Technol. 10.1021/es035419e.
- Miljöavdelningen Trondheim kommun, Rapport 2007/03. Luftkvalitet i Trondheim 2006.
- Miljöavdelningen Trondheim kommun, Rapport TM2003/03. Bruk av magnesiumklorid som akuttiltak för støvedempning på E6 gjennom Trondheim.
- NILU, Teknisk rapport från OR 10/2002, Utvikling i luftforurensningen 1991 – 2001. Utslippsreducerende tiltak og PM10 partikkelkonsentrasjoner i Oslo og Drammen.
- NILU, Teknisk rapport från OR 41/2005, Miljøfartsgrense i Oslo. Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på rv 4.

Norman & Johansson, 2006, Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia, Atmospheric Environment
doi:10.1016/j.atmosenv.2006.05.022.

Norsk Regnesentral, Rapport SAMBA/21/06, Effekt av vaskning, feiing og salting i Strømsås-tunnelen vinteren 04/05.

Oslo kommun rapport 200700290-1. Luften i Oslo, Årsrapport 2006.

SLB rapport 10:2005, Försök med dammbindning längs E4-Vallstanäs och i Norrmalm i Stockholms innerstad. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm.

SLB rapport 2:2006, Stockholmsförsöket. Effekter på luftkvalitet och hälsa. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm.

SLB rapport 3:2006, Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm.

SLB rapport 3:2007, Försök med dammbindning längs E4/E20 vid L:a Essingen 2007. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm.

SLB rapport 6:2006, Försök med dammbindning längs E4 och i Stockholms innerstad 2006. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm.

Tekniska högskolan i Oslo, Rapport 2005, Bruk av magnesiumklorid som støvdempende tiltak.

Trondheim kommun. Arkivsaksnr: 07/26667, Gebyr for bruk av piggdekk i Trondheim. Status og videreføring.

University of California, Rapport 98-AP-RT4H-005-FR, Evaluation of street sweeping as a PM10 control method.

VTI PM, Partikelmätningar i Linköping.

VTI rapport 520, Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, vägbana och friktionsmaterial. Slutrapportering av WearTox-projektet.

VTI rapport N23-2007, Undersökning av beläggningsslitage vintern 2006/2007 i Stockholm.

Vägverket region Stockholm, Teknisk rapport, Tvätterfarenhet från Södra Länken.



är en enhet vid Miljöförvaltningen i Stockholm som

- utreder
- mäter
- beräknar
- informerar

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

ISSN 1400-0806

SLB-analys

Miljöförvaltningen i Stockholm

Tekniska nämndhuset, Fleminggatan 4. Box 8136, 104 20
Stockholm

Tel 08-508 28 800, dir. SLB-analys 08-508 28 880

URL: <http://www.slb.nu>