

Miljöanpassad hastighet på E18 Norrtäljevägen - Utvärderingsrapport 2009



Christer Johansson, Michael Norman, Billy Sjövall, Lars Törnquist,
Magnus Brydolf, Börje Norberg, Peter Strömberg, Lars Burman

SLB-analys
Miljöförvaltningen
Stockholm

genomfört på uppdrag av

Förord

Detta är den andra rapporten i projektet ”Mätningar av luftkvalitet vid väg E18 mellan trafikplatserna Danderyds sjukhus och Danderyds kyrka”, som genomförs av SLB-analys på uppdrag av Vägverket (Lars-Olof Landerfors). I juni 2009 presenterades resultat från mätningarna under våren 2009 (Johansson m fl., SLB-rapport 6:2009). I denna rapport presenteras analyser av resultaten från mätningarna i syfte att i realtid motverka att höga halter av inandningsbara partiklar, PM₁₀ uppkommer, detta genom att reglera de högsta tillåtna fordons hastigheterna.

Stockholm september 2009,

Christer Johansson

Innehåll

1	Sammanfattning	5
1.1	Trafikflöden.....	5
1.2	Variationer i luftföroreningshalter	5
1.3	Samband mellan trafikens bidrag till partikelhalterna och fordonshastighet m.m.....	5
1.4	Vad kan miljöanpassad hastighet betyda för totala PM ₁₀ -halterna?	6
2	Inledning.....	7
3	Variationer i trafikflöden och hastigheter	7
3.1.1	Kontroll av trafikräkningarna/fordonsklassningen.....	12
4	Luftföroreningshalter	13
4.1	Vägfuktighetens betydelse	18
4.2	Medelhalter och jämförelse med miljökvalitetsnormer – en sammanfattning	20
5	Regressionsanalys – modell för prediktion av fordonshastighetens betydelse för PM ₁₀ -halterna.....	21
5.1	Regressionsanalys av data från hela perioden (mars – maj, 2009)	22
5.2	Regressionsanalys av data från mars 2009.....	25
5.3	Utvärdering av kvoter mellan PM ₁₀ och NO _x	26
6	Redovisning av E18-trafikens andel av de totala partikelhalterna längs vägen.....	30
7	Ansats till algoritm för miljöanpassad hastighet.....	32
8	Slutsatser och rekommendationer	35
9	Litteraturreferenser.....	36
10	Bilaga 1. Kontroll av mätinstrumenten	38
10.1	Partikelinstrument	38
10.1.1	PM ₁₀ – TEOM	38
10.1.2	PM ₁₀ – Lighthouse	38
10.1.3	PM ₁₀ – DustTrak	39
10.2	NO _x -instrument	39
10.3	Meteorologiska instrument.....	40
11	Bilaga 2. Räkning av antal fordon och jämförelse med de automatiska registreringarna	41
11.1	Södergående	41
11.2	Norrgående.....	44
12	Bilaga 3. Exempel på regressionsanalyser med detaljerad statistik.....	47
12.1	Mätplats SO (halter vid SV har dragits ifrån)	47
12.1.1	Modell parametrar	47
12.1.2	Standardiserade koefficienter	47
12.1.3	Stegvis multipel linjär regression.....	47
12.2	Mätplats NO (halter vid NV har dragits ifrån).....	49
12.2.1	Modell parametrar	49
12.2.2	Standardiserade koefficienter	49
12.2.3	Stegvis multipel linjär regression:.....	49

13	Bilaga 4. Emissionsfaktorer för beräkning av trafikens bidrag till halterna längs E18 ...	51
13.1	Personbilar.....	53
13.2	Lätta lastbilar.....	53
13.3	Tunga lastbilar.....	53
13.4	Bussar.....	54

Sammanfattning

I rapporten redovisas hur halter av inandningsbara partiklar (PM_{10} , $PM_{2.5}$ och partikelantal) samt kväveoxider (NO_x , NO_2) varierar vid mätplatserna längs E18. Huvudsyftet med analysen av data har varit att finna samband mellan fordonshastighet och PM_{10} -halter som kan användas för att i realtid motverka att höga PM_{10} -halter uppkommer, detta genom att reglera de högsta tillåtna fordonshastigheterna.

1.1 Trafikflöden

Installationen av trafikräknare för norrgående trafik blev försenad, vilket medförde att samtidiga mätningar av trafik för både söder- och norrgående trafik endast finns för första halvan av juni. Totala trafikflödet under vardagar var knappt 75 000 fordon per dygn vid Kyrkskolan. Flödet uppvisar två tydliga maxima i samband med morgon- (främst södergående) och eftermiddagsrusningen (främst norrgående trafik). Medelhastigheten sjunker under morgonrusningen med ca 20 km/h, men inte speciellt mycket under eftermiddagsrusningen (ca 5 km/h). Medelhastigheterna varierar också beroende på körfält.

Manuella fordonräkningar har genomförts för södergående och norrgående trafik under två olika dagar. Både i södergående och norrgående riktning stämmer de automatiska registreringarna vad gäller totala antalet fordon. Men för södergående trafik är de automatiska registreringarna av antalet bussar och antal personbilar med släp för lågt och en relativt stor del är oidentifierad. Om de oidentifierade fordonen antas vara bussar eller lastbilar stämmer dock andelen tung trafik (bussar plus lastbilar) med den andel som konstaterades vid den manuella kontrollen (7,7 % registrerades automatiskt jämfört med 7,1 % vid den manuella räkningen). För norrgående trafik är avvikelserna stora. För många lastbilar och bussar registreras på bekostnad av antal personbilar. Andelen tung trafik är hela 41 %, jämfört med den manuella kontrollen som resulterade i 5 %.

1.2 Variationer i luftföroreningshalter

För samtliga stationer syns tydligt att PM_{10} -halterna är lägre under maj än under mars och april, vilket troligen beror främst på minskad dubbdäcksanvändning under våren (förbud under maj). För NO_x och NO_2 däremot är halterna tydligt förhöjda under april månad på västra sidan av vägen, samtidigt som halterna under mars och maj är ungefär desamma. Den tydliga reduktionen i fordonshastigheten under morgonrusningen i södergående trafik, tycks inte ge något genomslag på den genomsnittliga variationen i PM_{10} -halterna. Halterna av $PM_{2.5}$ är betydligt lägre än PM_{10} -halterna, vilket visar att PM_{10} till största delen beror på utsläpp av grova partiklar från slitaget av vägbanorna. Dygnsvariationerna av $PM_{2.5}$ visar dock att även $PM_{2.5}$ påverkas av vägtrafikens utsläpp. Koncentrationen av partiklar i storleksintervallet 0,3 – 0,5 μm påverkas däremot inte av trafiken på E18, vilket visar att utsläppen kommer från andra källor.

1.3 Samband mellan trafikens bidrag till partikelhalterna och fordonshastighet m.m.

Sambanden mellan trafikens bidrag till halterna av PM_{10} längs E18 och fordonshastigheten, fordonshastigheten, vindhastigheten, temperaturen, relativa fuktigheten och vindriktningen har undersökts med hjälp av stegvis multipel linjär regression. Mätningarna indikerar att

fordonshastigheten inte har någon inverkan på PM₁₀-halterna intill E18, trots att tidigare studier tydligt visat att PM₁₀-emissionerna är starkt beroende av fordonshastigheten. Orsakerna till detta kan vara flera, men främst följande:

- inverkan av andra faktorer, främst fordonstrafiken, är betydligt viktigare längs den här vägsträckan. Den största förändringen i fordonshastigheten inträffar under några få timmar på morgonen och eftermiddagen, samtidigt som fordonstrafiken också varierar kraftigt och har motsatt inverkan på emissionerna.
- registreringar av norrgående fordonstrafik och fordonshastighet saknas under mätperioden. Detta gör att regressionsanalyserna endast genomförts på medelvärden som baseras på olika tidsperioder för PM₁₀-halter respektive fordonstrafikdata. Detta bidrar till högre osäkerhet i regressions sambanden.
- ökad genomsnittlig fordonshastighet leder inte bara till ökade PM₁₀-emissioner utan också till att luftomblandningen ökar på grund av ökad fordonsturbulens. Det senare har motsatt effekt på PM₁₀-halterna (ökad omblandning minskar halterna). Regressionsanalyserna tyder på att effekten av den fordonsgenererade turbulensen har viss betydelse för halterna längs E18.

Kvoterna mellan PM₁₀- och NO_x-halterna har studerats, under antagandet att dessa är direkt proportionella mot kvoterna i emissionerna oberoende av de meteorologiska förhållandena. För detta användes mätdata från stationerna i höjd med Kyrkskolan längs E18 och mätdata från mätstationen vid Essingeleden. Vid både Essingeleden och Kyrkskolan verkar NO_x- och PM₁₀-halterna påverkas i stor utsträckning av luftomblandningen och för PM₁₀ kan periodvis vägbanfuktigheten vara viktig för variationerna i halterna. PM₁₀/NO_x-kvotens variationer följer inte fordonstrafiken och verkar inte alls påverkas av variationerna i fordonshastigheten. Men att hastigheten inte påverkar kan antas bero på att variationerna i fordonshastigheten är för små för att ha någon betydande inverkan på emissionerna.

1.4 Vad kan miljöanpassad hastighet betyda för totala PM₁₀-halterna?

Analysen av PM₁₀-halternas variationer under mätkampanjen har inte kunnat klarlägga något signifikant samband mellan fordonshastigheten och bidraget till PM₁₀-halterna från trafiken på E18. Men att hastigheten påverkar PM₁₀-emissionerna är ändå klart visat i laboratoriestudierna på VTI samt även i emissionsmätningar i verklig vägmiljö av ITM. Laboratiemätningarna antyder att PM₁₀-emissionen sjunker med 10 % per 10 km/h. Utifrån en kartläggning av emissionsfaktorer för ett helt år i Stockholm uppskattas emissionen sjunka med drygt 3 % per 10 km/h. Om effekten vore 10 % per 10 km/h och hastigheten reducerades med 10 km/h och den lokala trafiken står för 70 % av totala PM₁₀-halten, blir reduktionen 7 % av totala halten. Under rusningstid på vardagar är totala halten typiskt ca 120 µg/m³ räknat som timmedelvärde, vilket betyder att halten sjunker med knappt 10 µg/m³. Mot bakgrund av resultaten i denna studie är detta sannolikt ett alldeles för optimistiskt scenario eftersom effekten av hastighetsreduktionen sannolikt är lägre än 10 % per 10 km/h.

Det är också intressant att räkna på vad effekten skulle bli för dygnmedelvärdet, eftersom miljö kvalitetsnormen för PM₁₀ avser dygnmedelvärden. Om emissionen minskar med 5 % per 10 km/h och miljöstyrningen skulle reducera medelst hastigheten med 5 km/h under dagtid (kl. 06-19, hela perioden) skulle dygnmedelvärdet av PM₁₀-halten intill E18 i höjd med Kyrkskolan kunna sjunka med drygt 1 %. Mot bakgrund av de analyserade resultaten i denna

rapport är det inte troligt att en miljöanpassad hastighetsreglering skulle kunna vara en effektiv metod att kontrollera PM₁₀-halterna längs E18.

Ytterligare en mätkampanj som planeras under hösten 2009 och våren 2010 inkluderande även norrgående trafikregistreringar, skulle förbättra beslutsunderlaget.

2 Inledning

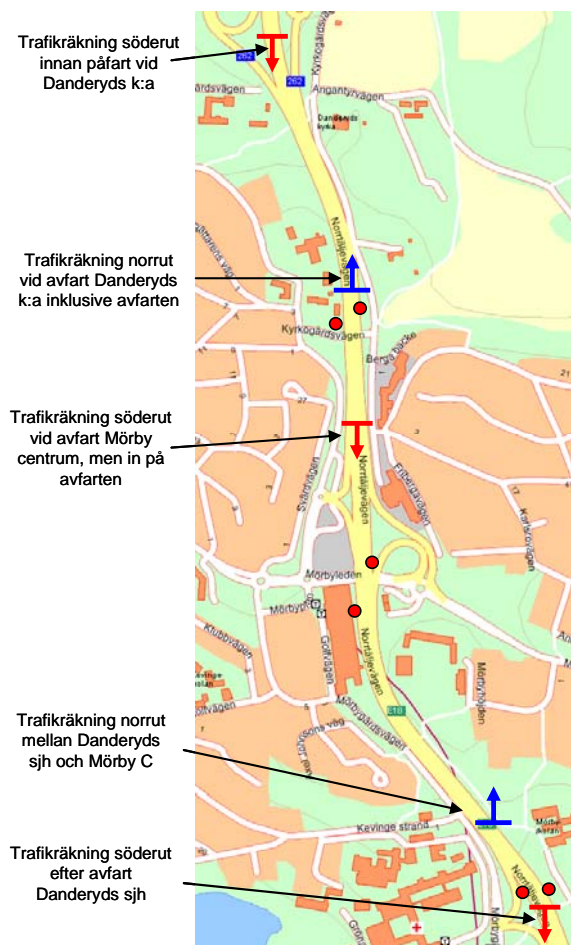
Längs de mest trafikerade vägarna i Stockholms län och i Stockholms innerstad överskrider partikelhalterna de fastställda normerna enligt miljöbalken. En nyligen genomförd studie visar att flera skolor och förskolor i länet ligger i områden där halterna är över eller i närheten av normerna (<http://slb.nu/exponering/>). Förutom åtgärder som syftar till att minska trafikmängderna och andelen dubbdäck finns det ganska få åtgärder som är effektiva för att minska halterna. En åtgärd som har viss potential är att minska hastigheterna längs vägarna. Under en tid har Vägverket haft variabla hastigheter längs E18 i södergående riktning mellan Viggbyholm och Danderyds sjukhus. Syftet med att ha variabla hastighetsskyltar här har varit att minska köbildning och tät trafik. SLB-analys har tidigare på uppdrag av Vägverket bedömt skillnader i luftföroreningshalt längs denna stäcka vid hastigheterna 70, 90 och 110 km/h (Lövenheim & Johansson, 2008). Beräkningarna visade att om medelhastigheten skulle sänkas från 90 km/h till 70 km/h skulle luftkvaliteten förbättras och det finns möjlighet att klara miljökvalitetsnormen för PM₁₀. Beräkningarna är behäftade med ganska stor osäkerhet på grund av att sambanden mellan hastigheten och emissionerna av slitagepartiklar bygger på magert underlag. För att klargöra detta krävs mätningar av PM₁₀ längs sträckan.

I den första rapporten i projektet ”Mätningar av luftkvalitet vid väg E18 mellan trafikplatserna Danderyds sjukhus och Danderyds kyrka” presenterades mätplatserna, mätmetoderna och bakgrunden till projektet (Johansson et al., 2009). Huvudsyftet med projektet har varit att finna samband mellan fordonshastighet och PM₁₀-halter som kan användas för att i realtid motverka att höga PM₁₀-halter uppkommer, detta genom att reglera de högsta tillåtna fordonshastigheterna.

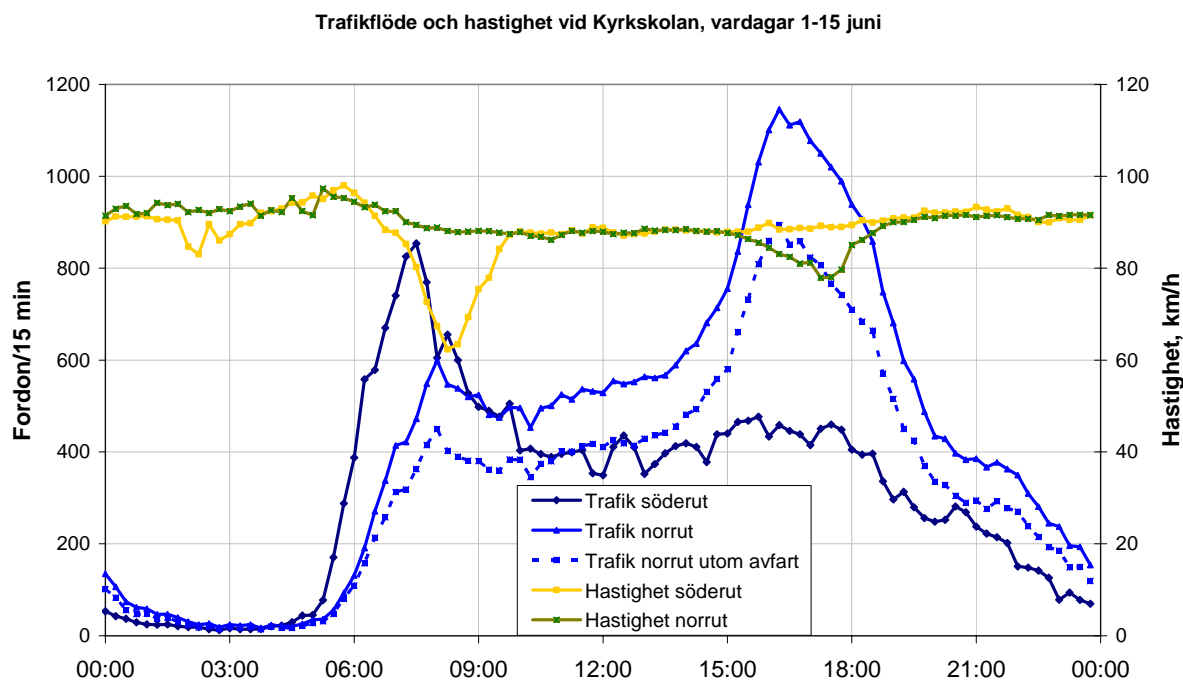
I denna rapport redovisas mätresultaten och analyserna av sambanden mellan luftföroreningshalter, trafikflöden, hastigheter och meteorologiska parametrar. Efter mätkampanjen våren 2009 genomfördes kontroller av mätinstrumentens samstämmighet och resultaten av detta redovisas i denna rapport. Dessutom genomfördes en kontroll av de automatiska trafikräkningarna och fordonsklassningen som redovisas i rapporten.

3 Variationer i trafikflöden och hastigheter

Beskrivning av trafikräkningarna i södergående körfält finns i mätrapporten (SLB 6:2009). Under försommaren har det tillkommit trafikräknare för norrgående trafik på två platser, se Figur 1. Tyvärr finns endast trafikdata för norrgående trafik under första halvan av juni och då var redan partikelmätningarna avslutade. Trafikräknarna i norrgående körfält är inte placerade på motsvarande platser som för södergående, vilket försvårar en direkt jämförelse. Vid Kyrkskolan är den norrgående trafikräknaren placerad i anslutning till mätvagnen på östra sidan och räknar även fordon på avfarten mot Danderyds kyrka. Denna jämförs i Figur 2 med trafikräkningen för södergående trafik som är placerad norr om mätvagnen på västra sidan och innan påfarten vid Danderyds kyrka.



Figur 1. Visning av platser för trafik- och hastighetsmätning. Platser för mätning av partikelhalter är markerade med röd punkt.

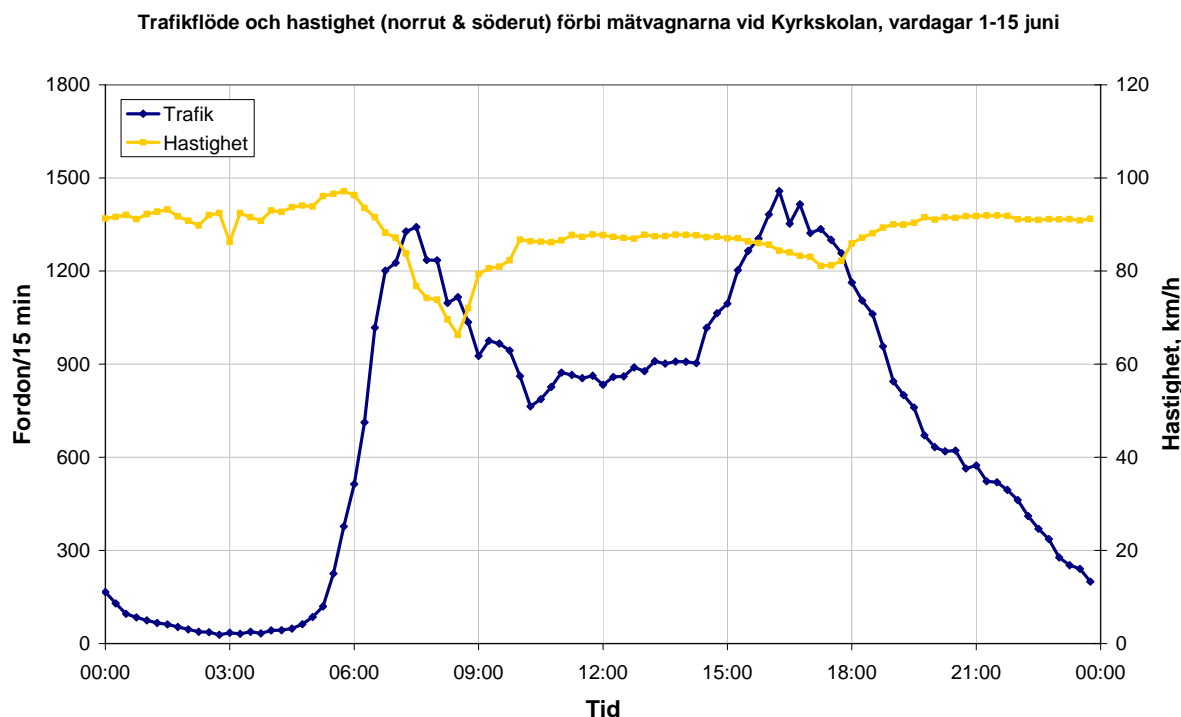


Figur 2. Trafikflöde och hastighet för trafikräkningarna vid Kyrkskolan under vardagsdygn 1- 15 juni.

Figur 2 visar dygnsvariationen av trafiken under vardagsdygnet. Rusningstrafiken börjar strax före kl. 6 på morgonen och avtar runt kl. 9. Under eftermiddagen börjar trafiken norrut öka runt kl. 15 och avtar framåt kl. 19. Hastighetsminskningen för södergående trafik under morgonrusningen är betydligt större än för norrgående under eftermiddagsrusningen. P.g.a. att trafiken på påfarten söderut vid Danderyds kyrka inte är med i sydgående trafik räkning är det mer trafik som passerar norrut än söderut.

En sammanställning för det totala (både söderut och norrut) trafikflödet och genomsnittshastigheten under vardagar förbi mätvagnarna vid Kyrkskolan presenteras i Figur 3. Trafikflödet är framtaget genom att räkna bort trafiken på avfarten för trafiken norrut då trafiken söderut inte tar hänsyn till trafiken på påfarten söderut. Resultatet bygger på antagandet att samma mängd fordon under ett dygn passerar påfarten söderut och avfarten norrut. Det visade trafikflödet är således en underskattning, men för studie av trafikens påverkan på partikelhalterna är det trafikflödets fördelning under dygnet som är viktigt och inte det exakta trafikflödet.

Sammanställningen av hastigheten är framtagen genom att räkna ut en genomsnittshastighet för samtliga fordon både norrut och söderut. För trafiken söderut har hastigheten vid mätningen närmare Mörby centrum använts då denna ligger närmare mätvagnen än den norrut och antas vara mer representativ.

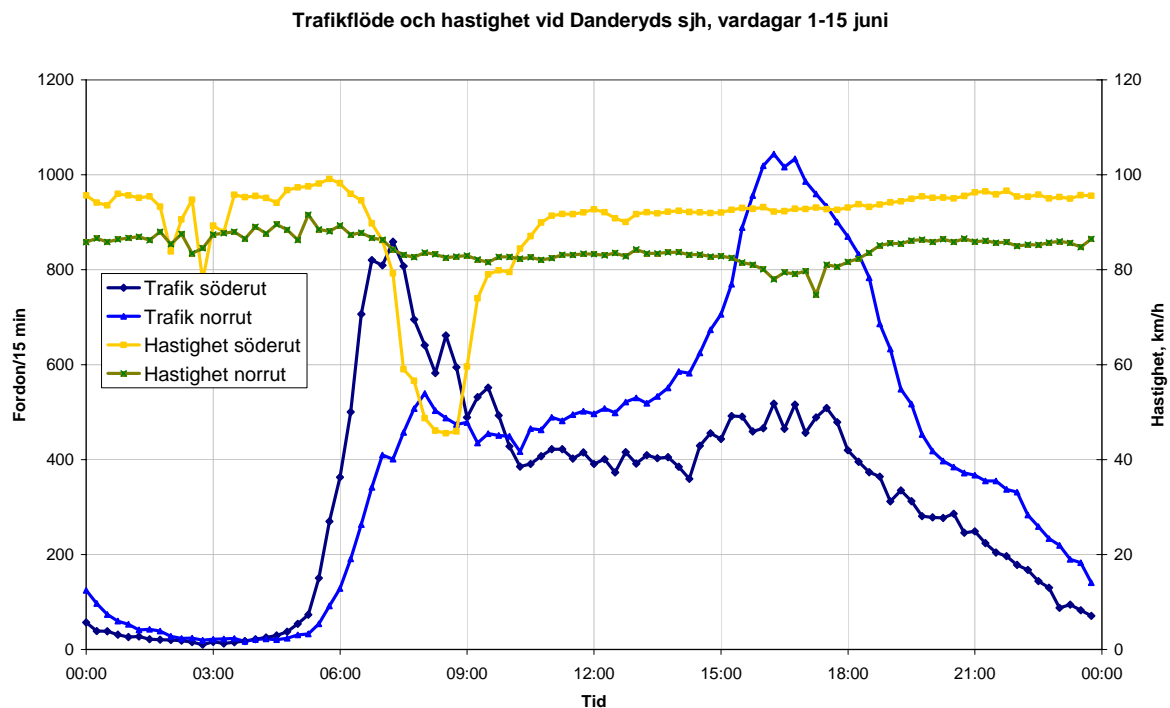


Figur 3 Genomsnittlig hastighet och trafikflöde (både norrut och söderut) förbi mätvagnarna vid Kyrkskolan under vardagsdygn 1-15 juni. (Trafikflödet är en underskattning, se text).

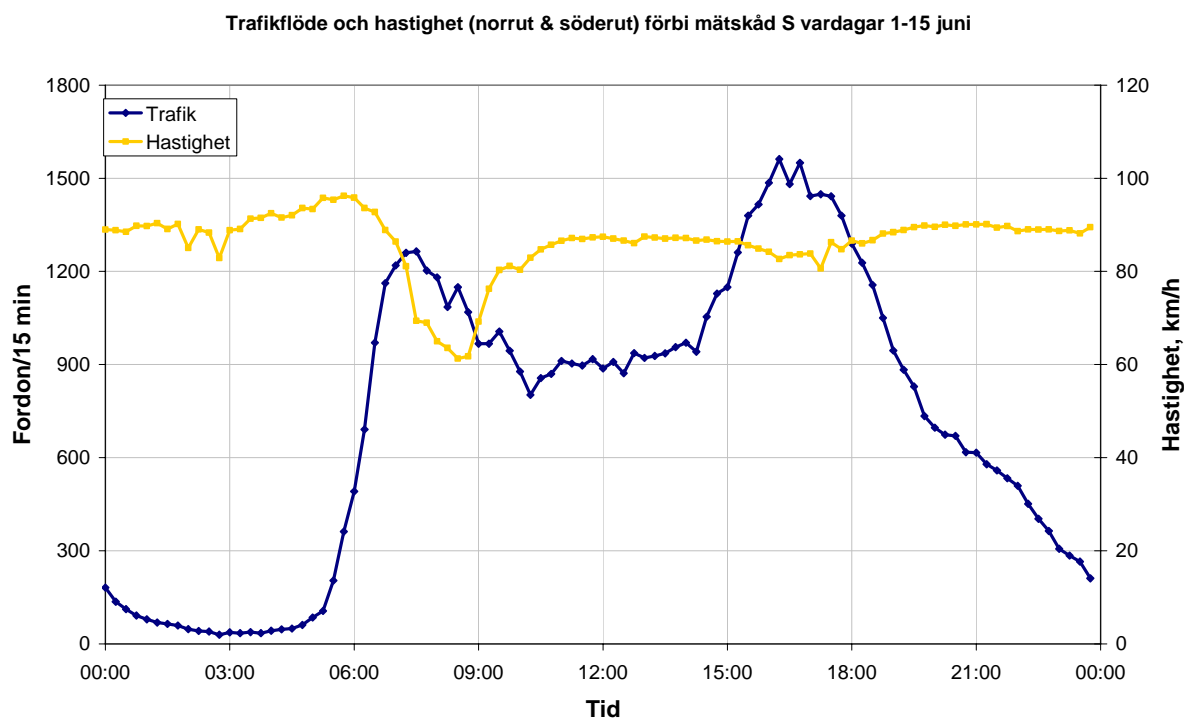
Resultaten i Figur 3 visar att genomsnittshastigheten sjunker under morgonrusningen från dryga 90 km/h till strax under 70 km/h. Under eftermiddagsrusningen sker däremot bara en liten minskning från ca 85 till 80 km/h.

Genomsnittligt trafikflöde söderut och norrut förbi Danderyds sjukhus under 1-15 juni presenteras i Figur 4. Anledningen till det högre flödet norrut är att trafikräknaren för södergående inte räknar trafiken på avfarten mot Danderyds sjukhus för södergående trafik. Detta stämmer väl med trafiken som verkligen passerar mätstationerna då den på västra sidan ligger innanför (öster om) avfarten och således inte är påverkad vid östlig vind. Hastighetsminskningen under morgonrusningen är betydligt större än för stationen vid Kyrkskolan samtidigt som minskningen för norrgående under eftermiddagen knappt är mätbar.

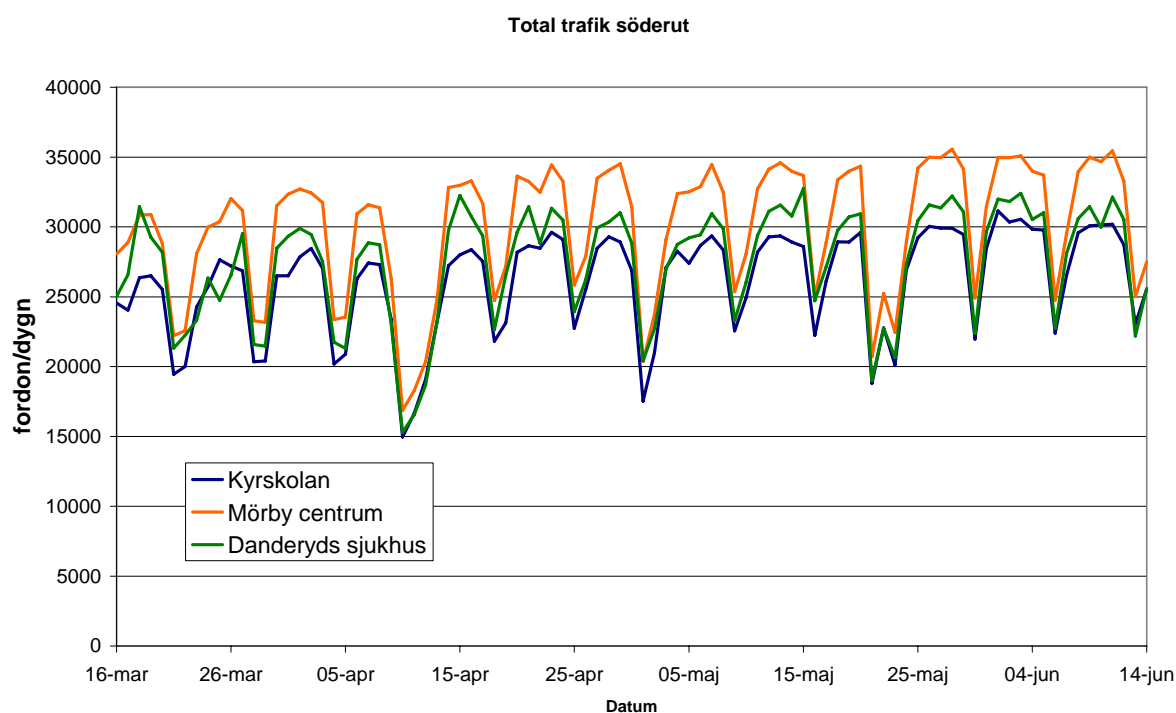
Det totala trafikflödet förbi mätskäpen vid Danderyds sjukhus under vardagsdygn i juni presenteras i Figur 5 och bygger rakt av på trafik och hastighetsmätningarna i Figur 4.



Figur 4. Genomsnittligt trafikflöde och hastighet under vardagsdygn 1-15 juni förbi Danderyds sjukhus.



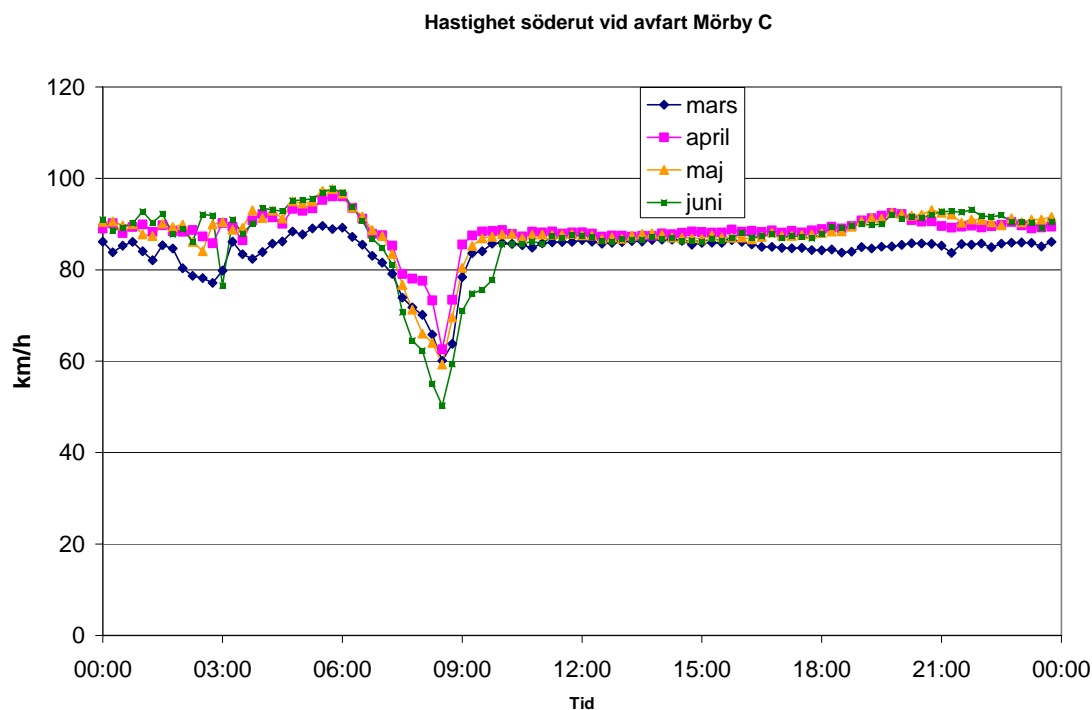
Figur 5. Genomsnittlig hastighet och trafikflöde (både norrut och söderut) förbi mätskåpen vid Danderyds sjukhus under vardags dygn 1-15 juni.



Figur 6. Antal fordon per dygn söderut.

Figur 6 visar att trafikmängden ökade under mätperioden mars till maj för att vara som högst under första halvan av juni när trafikmätningarna i norrgående körfält mättes. I Figur 7 visas hastigheten under vardagsdygn för olika månader vid Mörby centrum. Av denna figur framgår att hastigheten i genomsnitt är ungefär densamma för mars, april och maj månad trots

att trafikmängden ökar. Däremot är hastighetsminskningen under morgonrusningen större under juni. Trots en viss skillnad i trafikflöde och i hastighet (se Figur 6 och Figur 7) mellan juni och övriga månader har trafikflödet och hastigheterna i Figur 4 och Figur 5 används för att testa korrelationerna mot partikelhalterna under mätperioden mars till maj.



Figur 7. Hastigheten för trafiken söderut under vardagsdygn vid Mörby centrum.

3.1.1 Kontroll av trafikräkningarna/fordonsklassningen

I Bilaga 1 redovisas den manuella kontrollen av antal fordon av olika slag som registreras automatiskt i söder- och norrgående riktning. Manuella fordonräkningar genomfördes separat för södergående och norrgående trafik under två olika dagar. Räkningarna genomfördes vid Mörby centrum men kan antas gälla för den andra mätplatsen eftersom samma typ av mätteknik användes.

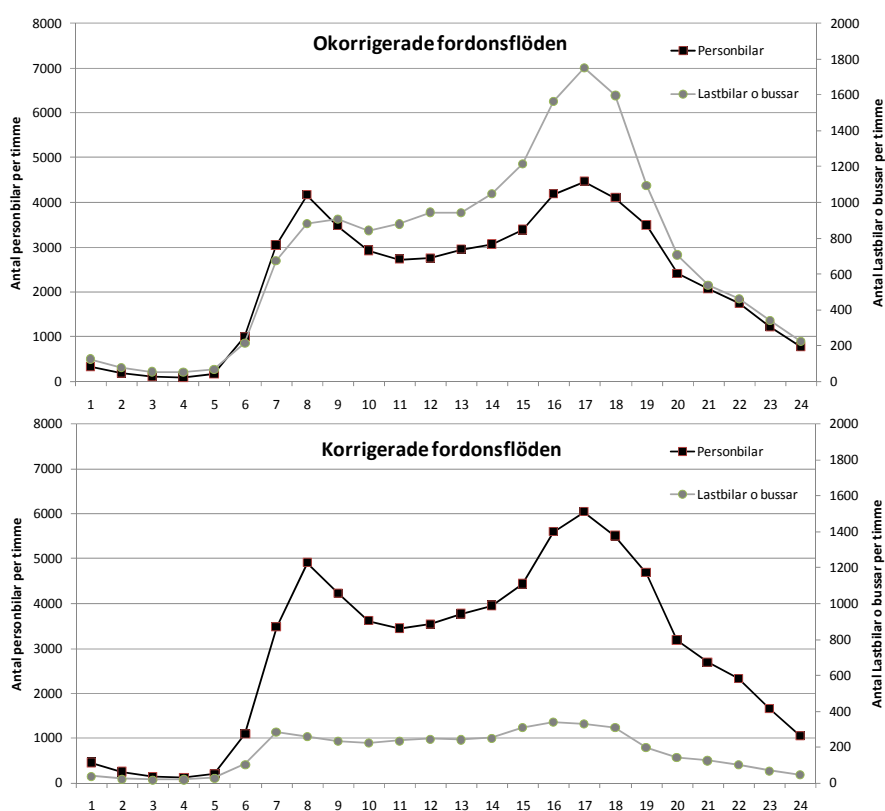
Både i södergående och norrgående riktning stämmer de automatiska registreringarna vad gäller totala antalet fordon. För södergående trafik är de automatiska registreringarna av antalet bussar för lågt; 10 registrerade och 48 räknade. Vad gäller antal lastbilar med släp registreras å andra sidan för många; 78 jämfört med bara 33 enligt den manuella räkningen. Inga personbilar med släp registrerades, medan den manuella räkningen observerade 38 stycken. Om man summerar antal personbilar, personbilar med släp och oidentifierade fordon stämmer detta bra med totala antalet lätta fordon. Summan av lastbilar med och utan släp samt bussar ger motsvarande mått på antalet tunga fordon. Andelen tunga fordon blir då 7,7 % enligt den automatiska registreringen och 7,1 % enligt kontrollen.

För norrgående trafik registreras alldeles för många lastbilar och bussar (2613 jämfört med 318 st.) på bekostnad av antal personbilar (3744 jämfört med 5823). Därmed blir andelen

tunga fordon hela 41 % vid de automatiska registreringarna och (mer rimliga) 5,2 % vid den manuella kontrollen.

Figur 8 visar de genomsnittliga totala fordonsflödena för söder och norrgående riktning före och efter korrigering i höjd med Kyrkskolan. Korrigeringen gjordes endast på norrgående fordonsregistreringar genom att anta att kvoten mellan de manuella räkningarna och de automatiska var representativa för hela dygnet alla vardagar.

Detta innebär att det totala antalet fordon ökar med 7 %, från 69 934 till 74 655 efter korrigering. De okorrigerade automatiska registreringarna anger alldeles för stor andel tunga fordon. Genomsnittliga andelen lastbilar plus bussar är 31 %. Efter korrigering blir andelen 6,0 %.



Figur 8. Jämförelse av genomsnittliga fordonsflöden före (övre) och efter (nedre) korrigering i enlighet med de manuella räkningarna. Värdena är genomsnitt för måndagar – torsdagar under juni 2009.

4 Luftföroreningshalter

Som jämförelse mellan de olika mätstationerna och även mot trafiken presenteras medeldygnsvariationer under vardagsdygn. Då halterna varierar under säsongen är mätdata uppdelade per månad, mars, april och maj. Främsta orsaken till variationen i halterna av partiklar, PM₁₀ är att användningen av dubbdäck varierar under våren, vilket presenterades i mät rapporten (Johansson et al., 2009). Meteorologin påverkar också halterna.

För direkt jämförelse presenteras även trafikflödet och hastigheten under motsvarande period med tillägg för trafikmätningarna i juni månad. Endast fordonsflödet och hastigheten för södergående trafik presenteras då endast detta är mätt under samma period som halterna i luften. Data från stationerna vid Kyrkskolan presenteras i Figur 9 och innehåller PM_{10} , NO_x och NO_2 för båda sidorna av vägen. Trafikflödet och hastigheten är från mätningarna norr om påfarten vid Danderyds kyrka.

Data från stationerna vid Mörby centrum presenteras i Figur 10 och innehåller PM_{10} , $PM_{2.5}$ och antal partiklar 0,3-0,5 μm i storlek. Trafikflödet och hastigheten är från mätningarna vid avfarten till Mörby centrum. Data från stationerna vid Danderyds sjukhus presenteras i Figur 11 för PM_{10} , $PM_{2.5}$ och antal partiklar 0,3-0,5 μm storlek. Trafikflödet och hastigheten är från mätningarna efter avfarten till Danderyds sjukhus.

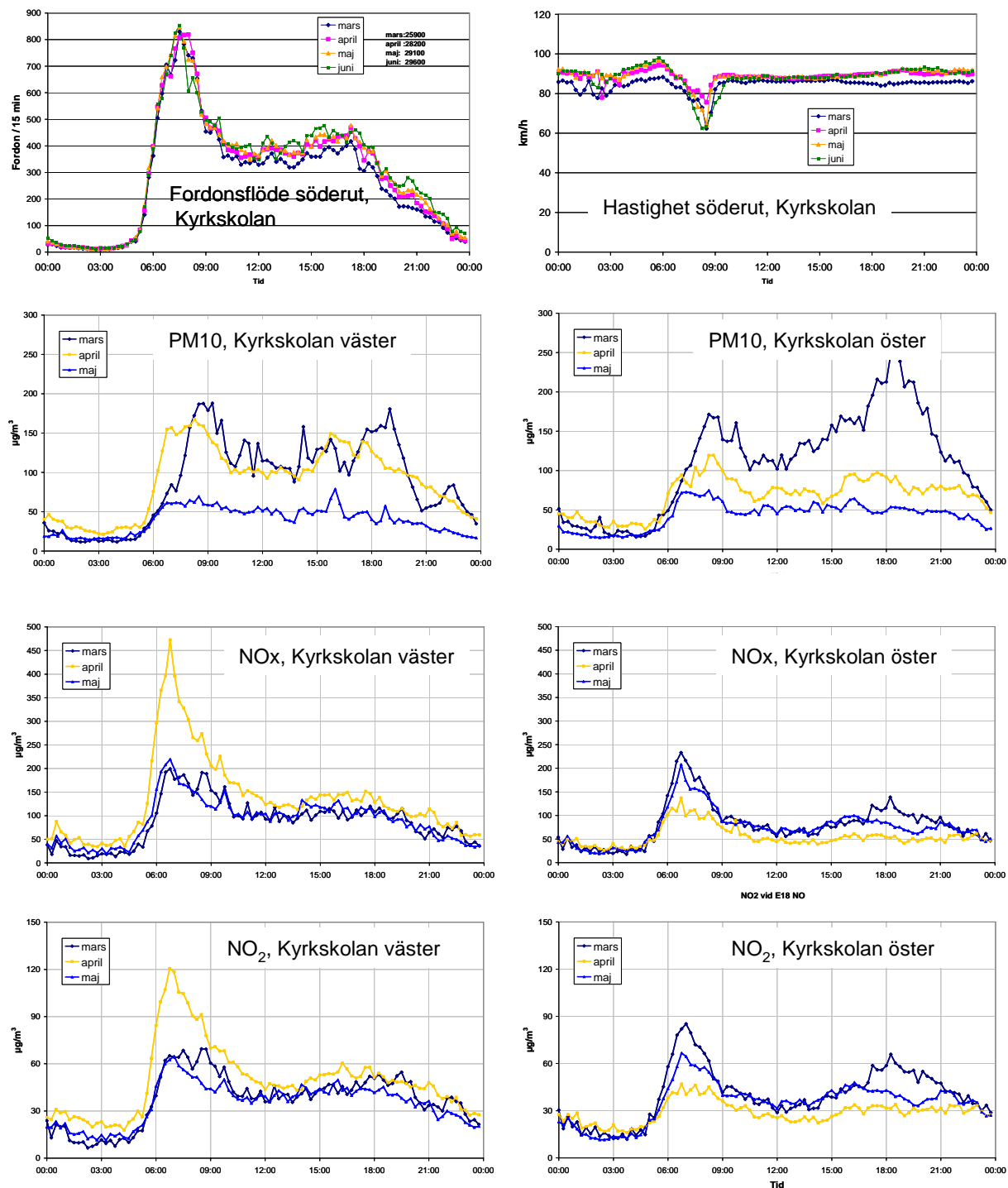
För samtliga stationer syns tydligt att PM_{10} halterna är lägre under maj än under mars och april, vilket troligen beror främst på minskad dubbdäcksanvändning under våren (förbud under maj). För NO_x och NO_2 däremot är halterna tydligt förhöjda under april månad på västra sidan av vägen, samtidigt som halterna under mars och maj är ungefär desamma. För östra sidan av vägen är det i genomsnitt lägre halter under april jämfört med mars och maj.

Notera att den tydliga reduktionen i fordons hastigheten under morgonrusningen i södergående trafik, inte tycks ge något genomslag på den genomsnittliga variationen i PM_{10} -halterna.

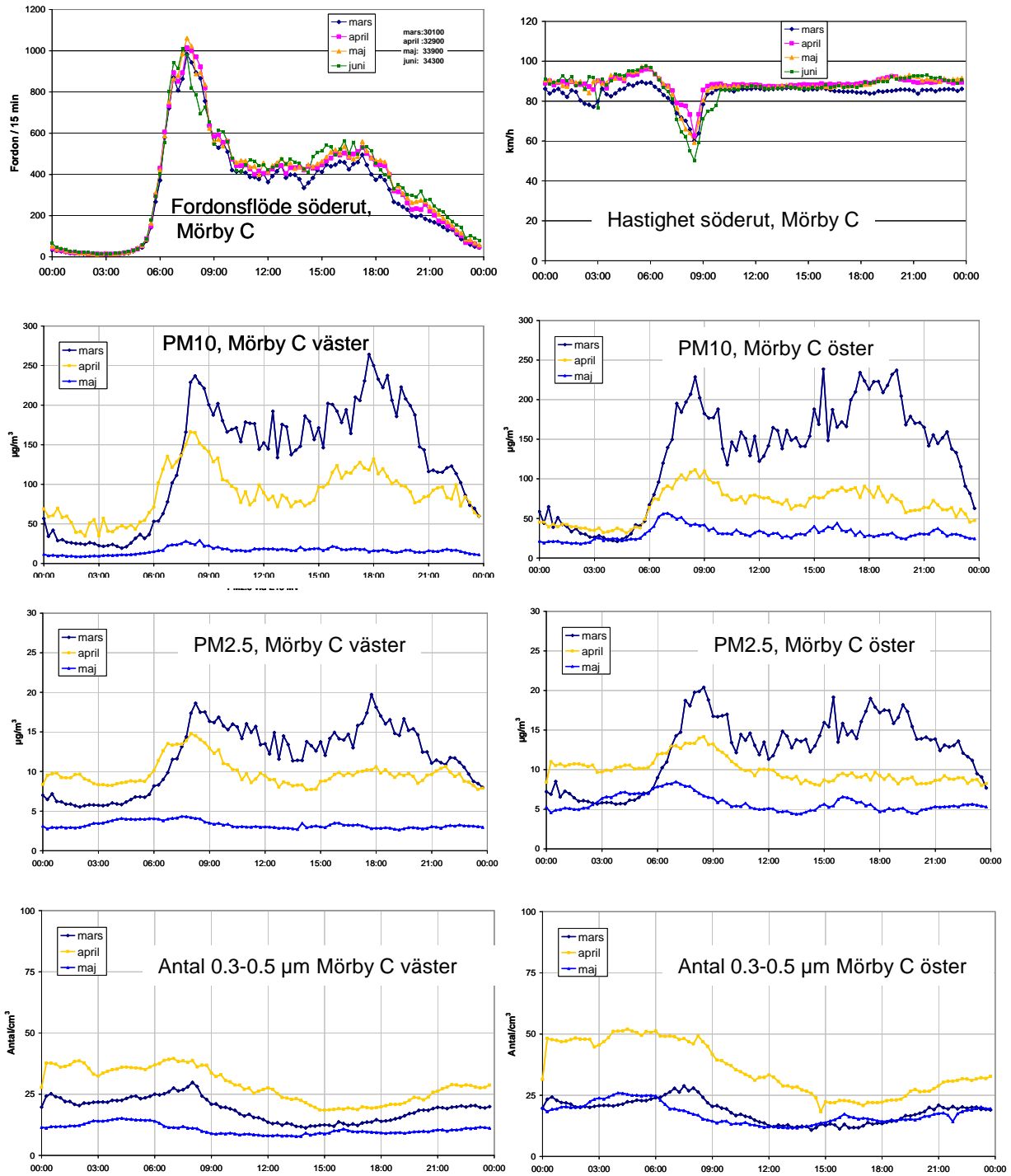
Halterna av $PM_{2.5}$ är betydligt lägre än PM_{10} -halterna, vilket visar att PM_{10} till största delen beror på utsläpp av grova partiklar från slitaget av vägbanorna. Dygnsvariationerna av $PM_{2.5}$ visar dock att även $PM_{2.5}$ påverkas av vägtrafikens utsläpp då halterna tydligt stiger när trafiken ökar under morgonrusningen. För $PM_{2.5}$ ses även en tydlig sänkning av halterna under maj jämfört med mars och april. Detta visar att en stor del av $PM_{2.5}$ som genereras från trafiken hänger samman med vägdamm och slitage av dubbdäck från vägbanan.

Koncentrationen av partiklar i storleksintervallet 0,3-0,5 μm påverkas däremot inte av trafiken på E18 då inget samband med trafikrytmen ses. Partiklar i intervallet 0,3-0,5 μm är främst intransporterade från utsläpp utanför regionen och i andra länder. Under luftrasporten bildas också partiklar i detta storleksintervall. Mätningar med provvägsmaskinen i Linköping (av VTI) visar att för denna partikelstorleksfraktion är bidraget från vägbaneslitage vid dubbdäcks-användning litet. Andra studier har visat att de färskas avgaspartiklarna är mindre än 0,2 μm . Detta förklarar avsaknaden av samband med det lokala trafikflödet.

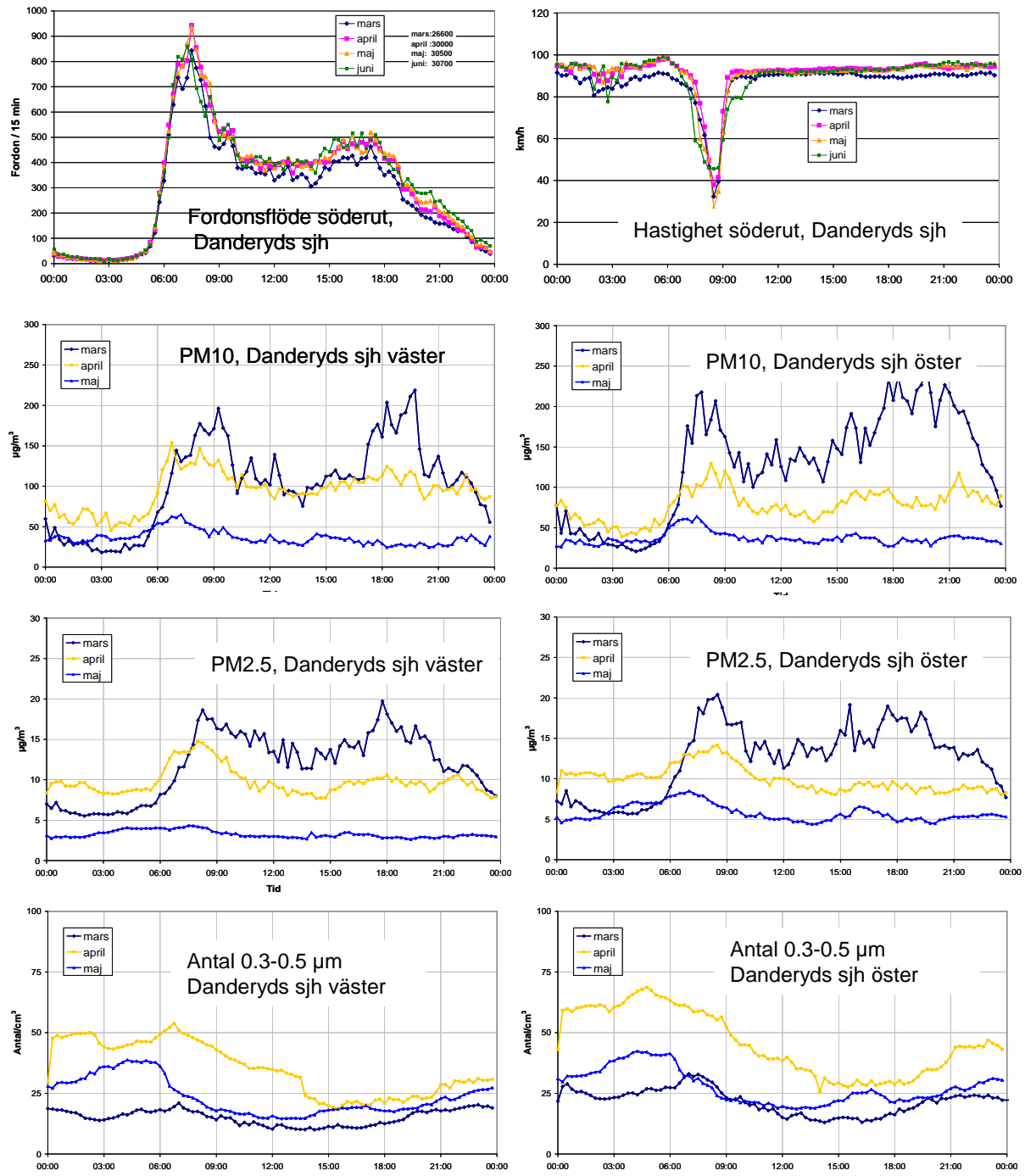
I Figur 12 visas månadsvis fördelningen av vindriktningen och vindhastigheten vid Kyrkskolan. Av figuren framgår att det var betydligt mer ostliga vindar under april jämfört med maj och mars och samtidigt lägre vindhastigheter. Detta förklarar varför östra sidan i genomsnitt hade lägre halter av NO_2 och PM_{10} under april, medan västra sidan hade högre halter jämfört med övriga månader.



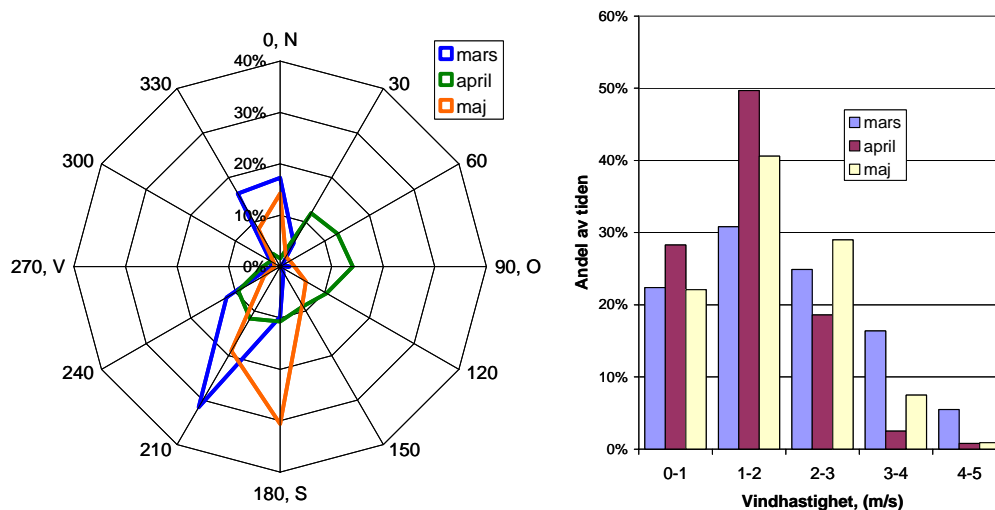
Figur 9. Genomsnittlig variation under vardagsdygn vid mätstationerna vid Kyrkskolan.



Figur 10. Genomsnittlig variation under vardagsdygn vid mätstationerna vid Mörby centrum



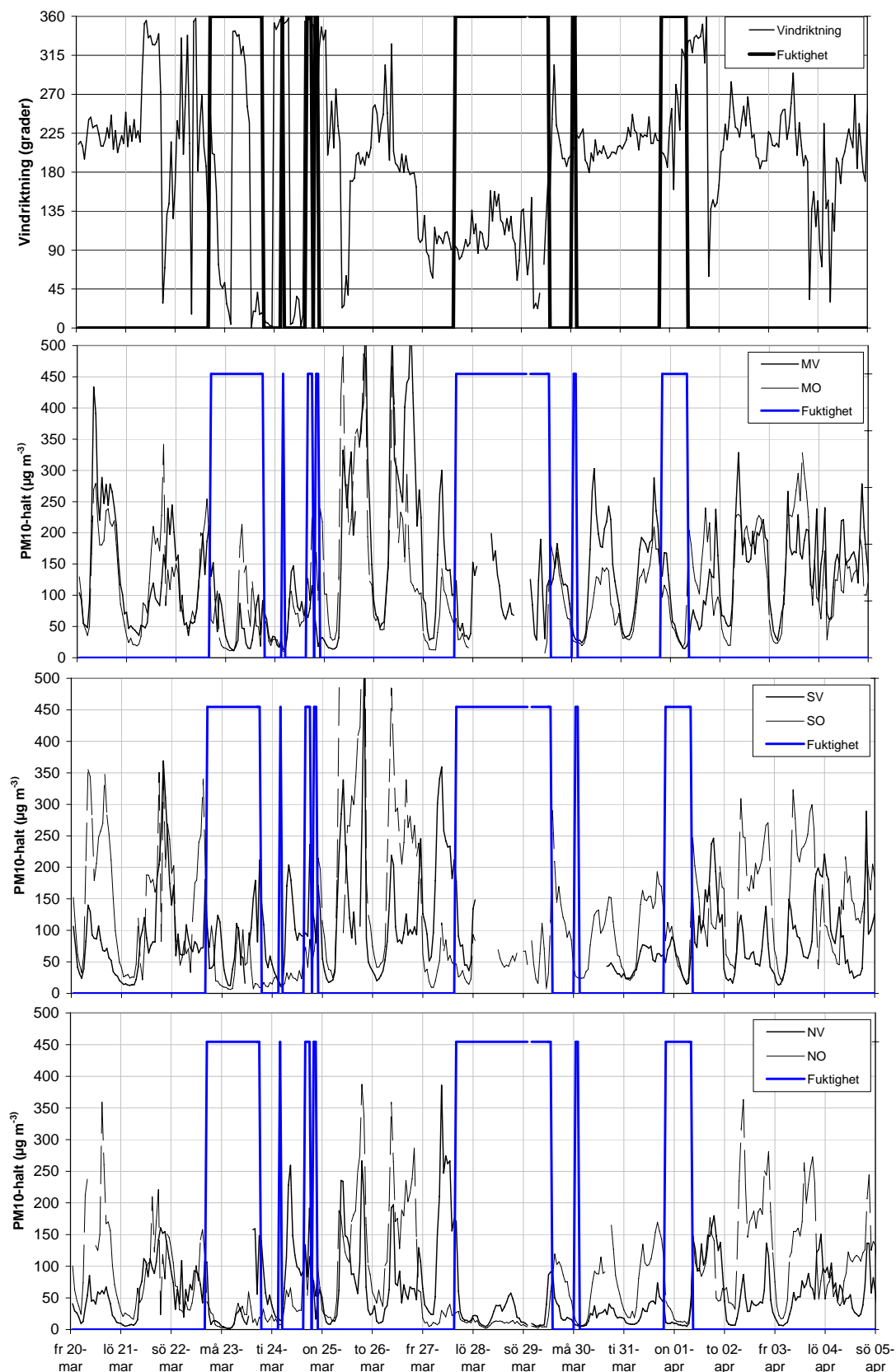
Figur 11. Genomsnittlig variation under vardagsdygn vid mätstationerna vid Danderyds sjukhus.



Figur 12. Fördelningen månadsvis av vindriktning och vindhastighet på östra sidan E18 vid Kyrkskolan. Avser endast data från vardagar och under perioden då partikelmätningarna genomfördes.

4.1 Vägfuktighetens betydelse

Eftersom det var ganska torra förhållanden under större delen av mätperioden är det inte enkelt att kvantifiera betydelsen av vägfuktigheten för halterna. Figur 13 visar tidsvariationer (timmedelvärden) av PM_{10} -halterna (på de 6 platserna), vägfuktigheten och vindriktningen under knappt 3 veckor. Vägfuktigheten har inte mätts längs E18, så data är från tre gator i Stockholms innerstad. Figuren visar att perioder med fuktiga vägar tenderar att ha lägre halter, se t ex måndag den 23 mars. Notera dock att de relativt låga halterna under den fuktiga perioden 28 och 29 mars inträffar en lördag och söndag med mindre trafik.



Figur 13. Timmedelvärden av PM₁₀-halterna vid de 6 mätplatserna under 20 mars – 4 april 2009. Den heldragna tjocka linjen (blå) indikerar fuktigheten på vägbanan enligt mätningar på 3 gator i innerstaden (höga värden betyder fuktig vägbanan). NV/NO=Kyrskolan; MV/MO=Mörby; SV/SO=Danderyds sjh. V=västra sidan, O=östra sidan.

4.2 Medelhalter och jämförelse med miljökvalitetsnormer – en sammanfattning

Eftersom mätningarna inte genomförts under ett helt år kan värdena inte direkt jämföras med miljökvalitetsnormerna. En sammanfattning av halterna presenteras i tabellerna nedan. I tabellerna är mätstationerna namnsatta efter N=norr, mätstationerna vid Kyrkskolan, M=mitt, mätstationerna vid Mörby centrum och S=syd, mätstationerna vid Danderyds sjukhus. Placeringen på de olika sidorna av vägen anges med O=östra och V=västra.

Tabell 1. Fördelningen av antalet dagar med PM₁₀ halter över 50 µg/m³ vid E18. Siffran inom parentes visar antal dagar med tillgängliga data. Max antalet tillåtna dygn över 50 µg/m³ för ett kalenderår. ¹15 mars-25 maj, ²15 mars-31 mars, ³1 maj- 25 maj.

	NV	NO	MV	MO	SV	SO
Mars ²	12 (18)	14 (18)	14 (15)	14 (15)	13 (14)	13 (15)
April	19 (30)	19 (30)	21 (30)	16 (25)	15 (21)	22 (30)
Maj ³	4 (24)	4 (24)	0 (21)	0 (24)	2 (24)	3 (24)
Mars- Maj ¹	35 (72)	37 (72)	35 (66)	30 (64)	30 (59)	38 (69)

Av Tabell 1 framgår att dygnsnormen för PM₁₀ överskrids vid 4 av 6 mätstationer trots att mätningarna endast genomfördes under lite drygt 2 månader. Vid mätningen under ett helt kalenderår skulle kraftiga överskridanden av normen mycket troligt ske vid samtliga 6 mätstationer. Kartläggningen av PM₁₀-halterna i Danderyd av luftvårdsförbundet (<http://www.slb.nu/lvf/pdf/pm10karta/2005/danderyd.pdf>) visar på överskridanden vilket alltså bekräftas av dessa mätningar.

Tabell 2. PM₁₀ halter i µg/m³ vid E18. Miljökvalitetsnorm för kalenderår är 40 µg/m³.

	NV	NO	MV	MO	SV	SO
Mars ²	74.4	85.8	124.4	114.1	98.2	118.5
April	67.2	68.8	82.8	66.8	70.9	74.7
Maj ³	32.9	36.2	15.5	28.4	33.1	33.1
Mars- Maj ¹	57.6	62.2	70.8	63.5	62.0	69.7

I Tabell 2 jämförs PM₁₀ halterna med årsnormen. Vid samtliga stationer var halterna i genomsnitt under mätperioden klart över normen. I Stockholm sjunker halterna under sommarperioden när dubbdäck inte längre används. Samtliga mätstationer inom luftvårdsförbundets luftövervakning med undantag av Hornsgatan klarar normalt årsnormen för PM₁₀. Det är därför inte säkert att överskridande skulle ske vid E18 i Danderyd även om mätningarna skulle göras under ett helt kalenderår.

Tabell 3. PM_{2,5} halter i µg/m³ vid E18. Den kommande miljökvalitetsnormen för kalenderår är 25 µg/m³.

	MV	MO	SV	SO
Mars ²	12.1	11.6	10.4	13.7
April	11.1	11.6	12.6	13.6
Maj ³	3.6	6.3	7.8	8.6
Mars- Maj ¹	8.8	9.6	10.1	11.8

I Tabell 3 jämförs PM_{2,5}-halterna vid E18 med den kommande miljökvalitetsnormen för PM_{2,5}. Halterna är långt under normvärdet och det finns ingen risk att normen för PM_{2,5} ska överskridas.

Tabell 4. Fördelningen av antalet dagar med NO₂ halter över 60 µg/m³ vid E18. Siffran inom parantes visar antal dagar med tillgängliga data. Max antalet tillåtna dygn över 60 µg/m³ är 7 under ett kalenderår. ¹15 mars-25 maj, ²15 mars-31 mars, ³1 maj- 25 maj.

	NV	NO
Mars ²	0 (14)	0 (16)
April	2 (28)	1 (30)
Maj ³	1 (24)	0 (24)
Mars- Maj ¹	3 (66)	1 (70)

I Tabell 4 jämförs halterna av NO₂ vid E18 med miljö kvalitetsnormen för dygn. Vid mätstationen på västra sidan vid Kyrkskolan var totalt 3 av 66 dygn över 60 µg/m³. Totalt under ett kalenderår är 7 dygn tillåtna. Det finns en stor risk att normen skulle överskridas om mätningarna utfördes under ett helt år. De uppmätta halterna kan jämföras Kartläggningen av NO₂ halterna i Danderyds kommun (<http://www.slb.nu/lvf//Miljokvalitetsnormer/no2karta/2006/danderyd.pdf>). Kartläggningen visar på att det inte skulle vara överskridanden i anslutning till E18. De aktuella mätningarna antyder att kartläggningen underskattar halterna i anslutning till E18 vid Danderyd.

Tabell 5. NO₂ halter i µg/m³ vid E18. Miljö kvalitetsnorm för kalenderår är 40 µg/m³.

	NV	NO
Mars ²	37.1	34.6
April	37.3	30.0
Maj ³	30.3	30.1
Mars- Maj ¹	34.7	31.1

I Tabell 5 jämförs NO₂-halterna vid E18 med miljö kvalitetsnormen för kalenderår. Det finns en viss marginal till normen, men beroende på väder kan halterna av NO₂ stiga under hela året. Det finns en liten risk att normen skulle kunna överskridas om mätningarna gjordes under ett helt kalenderår.

Tabell 6. Fördelningen av antalet timmar med NO₂ halter över 90 µg/m³ vid E18. Max antalet tillåtna timmar över 90 µg/m³ är 175 under ett kalenderår.

	NV	NO
Mars ²	5	11
April	55	9
Maj ³	9	1
Mars- Maj ¹	69	21

I Tabell 6 jämförs halterna av NO₂ vid E18 med miljö kvalitetsnormen för timmar. Vid mätstationen på västra sidan vid Kyrkskolan har 69 timmar över normen på 60 µg/m³ uppmäts. Under ett kalenderår är totalt 175 tillåtna. Det föreligger en risk att denna norm skulle överskridas om mätningarna gjordes under ett helt kalenderår.

5 Regressionsanalys – modell för prediktion av fordons hastighetens betydelse för PM₁₀-halterna

Syftet med regressionsanalyserna som presenteras nedan är att ta fram en beräkningsmodell så att betydelsen av fordons hastigheten för PM₁₀-halterna kan uppskattas. För detta genomfördes stegvis multipel linjär regression¹ enligt följande modell:

¹ Beräkningarna genomfördes med stegvis multipel linjär regression med partiellt F-test (MLRF med Fishers F-kriterier, Airviro/SMHI). F-värde (F-in) för inkludering av variabel sattes till 0.05 (5% sannolikhet att en icke signifikant variabel inkluderas) och F-värde (F-out) för förkastande av variabel som tidigare inkluderats sattes

$$\Delta PM_{10} = A * Antal_fordon + B * Fordonshastigheten + C * Relativ_luftfuktighet + D * Temperatur + E * Vindhastigheten + F * STDvindhastighet + G * STDvindriktning$$

Med ” ΔPM_{10} ” menas ökningen av PM_{10} -halten på grund av utsläppen från trafiken på E18. ΔPM_{10} beräknas som skillnaden mellan halten på de olika sidorna av vägen (utom för stationen ”MO” på östra sidan vid Mörby centrum eftersom den västra sidan inte representerar halten i inkommande luft). På detta sätt analyseras alltså endast betydelsen av trafiken och meteorologin, inte inverkan på halterna av andra källor (t.ex. intransporten). Standardavvikelse (STD) i vindhastigheten och vindriktning är mått på den turbulenta omblandningen.

Regressionsberäkningarna har applicerats på data från norra och södra mätplatserna. Först beräknades medeldygnsvariationer på hela datasetet samt separat för enskilda månader. Data delades upp i västliga och östliga vindriktningar för att kunna dra ifrån bidrag till halterna som inte beror på trafiken. Ett problem är dock att vi inte har haft data på antal fordon och fordonshastigheterna för norrgående riktning under hela perioden utan endast för 2 veckor i juni. Detta gör beräkningarna osäkra. Men eftersom sydgående trafik uppvisar mycket regelbunden variation så har vi antagit att de totala fordonsflödena och medelhastigheterna för ett medeldygn för hela perioden kan representeras med data enbart från juni.

Regressionsberäkningarna görs på medeldygnsvariationen av 15-minutersmedelvärdena, inte på alla enskilda 15 minuters medelvärden under hela perioden (detta eftersom norrgående trafikflöde och hastighet saknas). På detta sätt minskar påverkan på haltbidragen av variationerna i vindförhållandena.

Om variablerna som vi använder för att förklara variansen i PM_{10} -halten korrelerar med varandra kan inte regressionskoefficienterna tolkas var för sig. Eventuellt kan man då utesluta den ena variabeln utan att förlora i förklaringsgrad. I vårt fall är det främst fordonshastighetens koefficient och dess förklaringsgrad, som vi är ute efter, så det är viktigt att den kan tolkas för sig oberoende av de andra variablerna.

5.1 Regressionsanalys av data från hela perioden (mars – maj, 2009)

I Tabell 7 presenteras regressionskoefficienterna för fordonsflödet, fordonshastigheten, vindhastigheten, temperaturen, relativa luftfuktigheten, standardavvikelse av vindhastighet och standardavvikelse av vindriktning under hela perioden (detaljerad statistik presenteras i Bilaga 3). Exempelvis är regressionskoefficient för fordonsflödet 0.069 ± 0.004 fordon per $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket betyder att en ökning av fordonsflödet med 100 fordon per 15 minuter ökar PM_{10} -halten (15 minuters medelvärde) med $6.9 \pm 0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ om alla andra parametrar är konstanta.

Av tabellen framgår att förklaringsgraden (R^2 -värdet) med dessa modeller är hög i samtliga fall; mellan 69 % och 94 % av variansen i haltbidraget kan förklaras. Figur 14 visar en jämförelse mellan uppmätt PM_{10} -bidrag (ΔPM_{10}) och beräknat bidrag (utifrån regressions sambandet) för västliga vindar.

till 0.20 (20% sannolikhet att variabeln inte signifikant bidrar till att förklara variansen i PM_{10} -halten). Statistikprogrammet XLSTAT har använts för att beräkna förklaringsgraderna för olika variabler.

Av resultaten framgår att de olika regressionskoefficienterna för haltbidragen vid västliga vindar för norra stationen (Kyrkskolan, NO-NV) är ungefär lika stora som för södra stationen (Danvikssjukhus, SO-SV). Samma sak gäller däremot inte vid östliga vindar – koefficienterna för NV-NO skiljer kraftigt från SV-SO, vilket kan bero på att mätstationerna vid SV och SO är påverkade av andra källor än trafiken på E18 (som påvisats i examensarbete av Helgesson, 2009) eller att vindriktningen vid Kyrkskolan inte är representativ för mätstationerna vid Danderyds sjukhus.

Fordonsflödets variation har en dominerande påverkan på PM_{10} -bidraget, vilket inte är speciellt förvånande eftersom flödet är direkt proportionellt mot emissionerna. Variationerna i fordons hastigheten har ingen signifikant påverkan på variationen i PM_{10} -bidraget från trafiken, varken på norra eller södra mätplatsen. I fallet med östliga vindar erhålls en signifikant koefficient för norra mätplatsen, men eftersom den är negativ så skulle ökad hastighet bidra till lägre halter. Detta skulle kunna tolkas som att ökad hastighet medför ökad turbulens från trafiken vilket ökar utspädningen och ger lägre halter. Det har visats i flera vetenskapliga studier att fordonsgenererad turbulens kan påverka föroreningshalterna intill hårt trafikerade vägar (t ex Rao et al., 2002). Men även om denna koefficient är signifikant är fordons hastighetens bidrag till den totalt förklarade variansen nästan försumbart; fordons hastigheten bidrar med 1 % av totalt 94 % förklarad varians – fordonsflödet står för huvuddelen av den förklarade variansen.

Ökad luftfuktighet tenderar att ge till lägre PM_{10} -bidrag, vilket beror på att det är fuktigare då trafikflödet är lägre på nätterna. Temperaturen, vindhastigheten, standardavvikelseerna i vindhastigheten och vindriktningen kan också ha viss inverkan men den är liten och inte alltid signifikant. Eftersom medeldygnsvariationerna använts för regressionen kommer den mer slumpmässiga inverkan av varierande vindförhållandena (som är typisk för den turbulenta omblandningen) inte att påverka i så hög grad som för enskilda 15-minutersvärden.

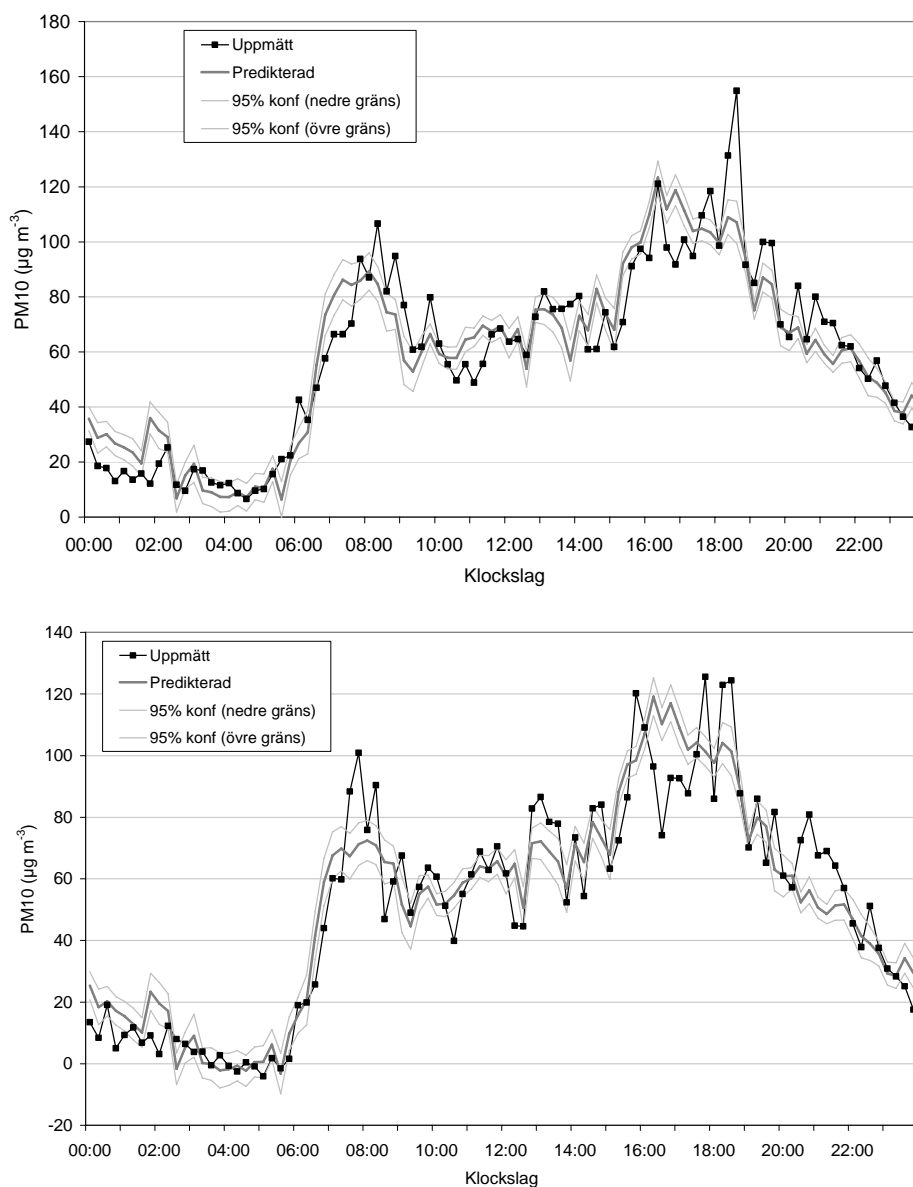
Regressionsanalyser har även genomförts baserat på mätningarna vid Mörby centrum och resultaten blir ungefär desamma. Inte heller där kan något signifikant inflytande av fordons hastigheten påvisas.

Tabell 7. Regressionskoefficienter från multipel linjär regression av ΔPM_{10} mot antal fordon (fordon per $\mu\text{g}/\text{m}^3$), fordonshastighet (km/h per $\mu\text{g}/\text{m}^3$), relativ luftfuktighet (% per $\mu\text{g}/\text{m}^3$), temperatur ($^{\circ}\text{C}$ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$), vindhastighet (m/s per $\mu\text{g}/\text{m}^3$), standardavvikelse av vindhastighet (m/s per $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och standardavvikelse av vindriktning (grader per $\mu\text{g}/\text{m}^3$) under hela perioden (mars-maj 2009). Standardfelen avser 95%-iga konfidensintervall.

ΔPM_{10}	Intercept	Antal fordon	Fordons-hastighet	Vind-hastighet	Temperatur	Relativ fuktighet	STD vind-hastighet	STD vind-riktning	R ² -värde
<i>Absoluta koefficienter</i>									
NO-NV ^a	265.43 ± 34.85	0.069 ± 0.004	-	-	-7.49 ± 1.58	-2.11 ± 0.35	-	-1.09 ± 0.17	0.86
NV-NO ^b	129.01 ± 28.54	0.092 ± 0.004	-1.386 ± 0.303	-	-	-	-	-	0.94
SO-SV ^a	228.56 ± 35.74	0.064 ± 0.005	-	-	-6.09 ± 1.63	-1.98 ± 0.36	-	-0.88 ± 0.17	0.87
SV-SO ^b	-102.86 ± 33.63	0.042 ± 0.006	-	36.65 ± 8.46	-	1.10 ± 0.34	-	-	0.69
<i>Standardiserade koefficienter</i>									
		Antal fordon	Fordons-hastighet	Vind-hastighet	Temperatur	Relativ fuktighet	STD vind-hastighet	STD vind-riktning	
NO-NV ^a	-	0.95 ± 0.06	-	-	-0.67 ± 0.14	-0.79 ± 0.13	-	-0.28 ± 0.04	-
NV-NO ^b	-	0.85 ± 0.03	-0.160 ± 0.035	-	-	-	-	-	-
SO-SV ^a	-	0.87 ± 0.06	-	-	-0.51 ± 0.14	-0.70 ± 0.13	-	-0.21 ± 0.04	-
SV-SO ^b	-	0.65 ± 0.10	-	0.597 ± 0.138	-	0.43 ± 0.13	-	-	-

^a Endast västliga vindar $\Delta PM_{10} = PM_{10}$ på östra sidan – PM_{10} på västra sidan

^b Endast östliga vindar $\Delta PM_{10} = PM_{10}$ på västra sidan – PM_{10} på östra sidan



Figur 14. Jämförelse av beräknat (med hjälp av regressionskoefficienterna) och uppmätt PM_{10} -bidrag vid västliga vindar vid Kyrkskolan (övre diagrammet) och Danderyds sjukhus (nedre diagrammet).

5.2 Regressionsanalys av data från mars 2009

I Tabell 8 presenteras regressionskoefficienterna då enbart data från mars används. Precis som för hela datasetet erhålls likartade koefficienter för bidraget vid Kyrkskolan och Danderyds sjukhus vid västliga vindar. Inga beräkningar gjordes för östliga vindar eftersom antalet värden var för litet. Förklaringsgraden är hög; 80 % - 83 % av variansen i PM_{10} -bidraget förklaras och för både Kyrkskolan och Danderyds sjukhus är det fordonsflödet som står för huvuddelen, ca 70 %.

Regressionskoefficienterna för fordons hastigheten blir signifikant negativa för båda platserna. Samma sak noterades för hela datasetet vid östliga vindar (men ej västliga vindar). I båda fallen förklaras väldigt liten del av variationen i PM_{10} -halten av hastighetsförändringarna. Ytterligare mätningar, som innefattar både söder- och norrgående trafikflöden samtidigt med PM_{10} -halterna skulle ge säkrare underlag.

Tabell 8. Regressionskoefficienter från multipel linjär regression av ΔPM_{10} mot antal fordon, fordonshastighet, relativ luftfuktighet, temperatur, vindhastighet, standardavvikelse av vindhastighet och standardavvikelse av vindriktning under mars 2009. Samma enheter som i Tabell 7. Standardfelen avser 95 %-iga konfidensintervall.

ΔPM_{10}	Intercept	Antal fordon	Fordons-hastighet	Vind-hastighet	Temperatur	Relativ fuktighet	STD vind-hastighet	STD vind-riktning	R ² -värde
<i>Absoluta koefficienter</i>									
NO-NV ^a	486.95 ± 79.48	0.065 ± 0.010	-2.070 ± 0.623	-	-	-2.41 ± 0.34	-81.09 ± 22.51	-1.01 ± 0.27	0.83
NV-NO ^b									
SO-SV ^a	456.42 ± 78.01	0.065 ± 0.011	-2.452 ± 0.562	-	-7.81 ± 2.10	-2.87 ± 0.48	-	-	0.80
SV-SO ^b									
<i>Standardiserade koefficienter</i>									
		Antal fordon	Fordons-hastighet	Vind-hastighet	Temperatur	Relativ fuktighet	STD vind-hastighet	STD vind-riktning	
NO-NV ^a	-	0.55 ± 0.09	-0.218 ± 0.066	-	-	-0.65 ± 0.09	-0.33 ± 0.09	-0.17 ± 0.05	-
NV-NO ^b	-								
SO-SV ^a	-	0.51 ± 0.08	-0.279 ± 0.064	-	-0.39 ± 0.10	-0.68 ± 0.11	-	-	-
SV-SO ^b	-								-

^a Endast västliga vindar $\Delta PM_{10} = PM_{10}$ på östra sidan – PM_{10} på västra sidan

^b Otillräckligt med data för ostliga vindar i mars månad.

5.3 Utvärdering av kvoter mellan PM_{10} och NO_x

Kvoten mellan PM_{10}/NO_x bör huvudsakligen bero på förändringen i emissionen av PM_{10} i förhållande till emissionen av NO_x . Detta eftersom de meteorologiska förhållandena påverkar PM_{10} - och NO_x -halterna i lika hög grad; dvs. kvoten bör vara oberoende av vindhastigheten och den turbulens som orsakas av fordonen och som påverkar utspädningen av utsläppen från trafiken. Enligt Artemismodellen är det så att NO_x och PM_{10} -emissionerna för avgaserna påverkas av fordonshastigheten i ungefär lika hög grad, vilket betyder att kvoten i avgasemissionerna förblir konstant då hastigheten ändras.

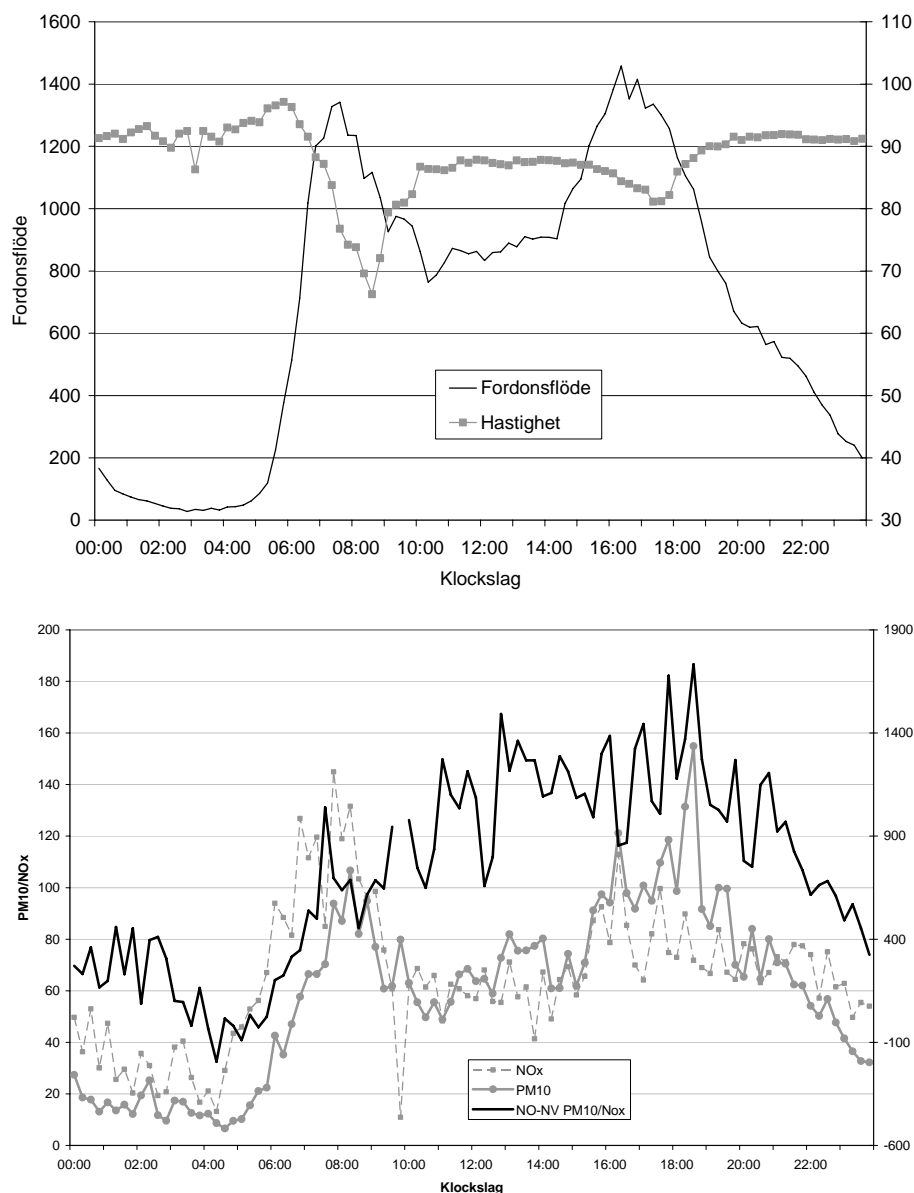
5.3.1.1 Kyrkskolan längs E18

Figur 15 visar fordonsflöden, hastigheter, halterna av PM_{10} och NO_x samt kvoterna PM_{10}/NO_x för mätningarna längs E18 vid mätstationerna nära Kyrkskolan. Fordonsflöden och

fordonshastigheter är från juni, NO_x- och PM₁₀-data är från hela perioden (mars – maj) vid västliga vindar.

NO_x-halterna uppvisar en mycket markant topp i halterna på morgonen omkring kl. 7, strax före trafiktoppen i morgonrusningen. Under eftermiddagen påverkas NO_x-halterna mindre av trafikflödet på grund av den ökade utspädningen tack vare mera omblandade meteorologiska förhållanden. PM₁₀-halterna är lite bättre korrelerade med trafikflödet (korrelationskoefficienten, r , är 0.86) än NO_x-halterna ($r=0.76$). Varken NO_x- eller PM₁₀-halterna tycks påverkas av hastighetsvariationerna som dock är små (max 20 km/h lägre under morgonen jämfört med resten av dagen). Därmed kan det vara så att hastighetsvariationerna är för små för att ge upphov till mätbara förändringar i emissionerna.

En regressionsanalys med kvoten PM₁₀/NO_x som beroende variabel istället för PM₁₀ visade att fordonshastigheten inte har någon signifikant inverkan. Men som väntat förklaras variationen i PM₁₀/NO_x inte främst av fordonsflödet eftersom inverkan av fordonsflödet har ”förkortats bort” då kvoten analyseras (fordonsflödet påverkar PM₁₀- och NO_x-bidraget lika mycket). Istället förklaras variationen i PM₁₀/NO_x till 77 % relativa luftfuktigheten; högre luftfuktighet ger lägre kvot. Fordonsflödet bidrar med endast ca 3 % förklarad varians.



Figur 15. Medeldagsvariationer i fordonsflöde, fordons hastighet samt PM_{10} - och NO_x -halter och kvoterna PM_{10}/NO_x vid mätplatsen på östra sidan nära Kyrkskolan längs E18. Endast tillfällena med västliga vindar har använts och halterna av PM_{10} och NO_x på östra sidan (NO) har dragits av.

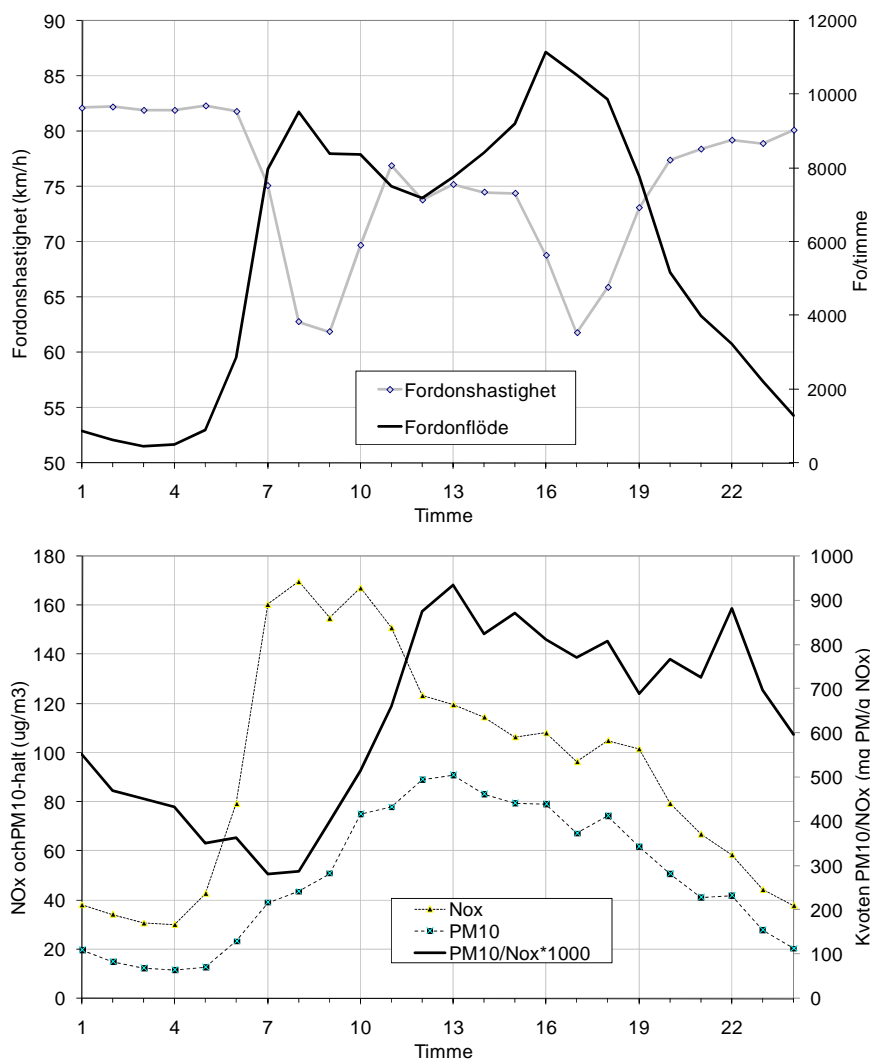
5.3.1.2 Essingeleden

Längs Essingeleden mäts sedan flera år PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_x och sothalterna kontinuerligt och timmedelvärden lagras i mät databasen på SLB-analys. Mätningarna genomförs av SLB-analys och bekostas av Vägverket. I detta projekt har Vägverket även levererat trafikmätningar under 2009 för att komplettera analyserna av betydelsen av fordons hastigheterna för PM_{10} -halterna. Till skillnad från mätningarna vid E18 finns på Essingeleden ingen mätstation på motsatta sidan av vägen, vilket betyder att halterna som analyserats är totala halter inte bara trafikens (på Essingeleden) utsläppsbidrag. Men för att maximera effekten av Essingeledens trafikbidrag används bara mättillfällen då vinden blåser från vägen mot mätstationen.

Totala fordonsflödet (söder- och norrgående) för de data som valts ut (mars 2009) är i genomsnitt 137 000 fordon per dygn och knappt 11 000 fordon passerar under värsta timmen som infaller mellan kl 15 och 16. Medelhastigheterna varierar mellan 62 och 82 km/h på Essingeleden (Figur 16). Precis som för E18 sammanfaller topparna i trafikflödet under morgon och eftermiddag med de lägsta medelhastigheterna, vilket gör det svårt analysera hur hastigheten i sig påverkar halterna.

Figur 16 visar medeldygnsvariationerna i PM_{10} - och NO_x -halterna samt kvoterna mellan halterna av PM_{10} och NO_x . Variationen under dygnet av halterna av NO_x och PM_{10} ser helt olika ut. NO_x -halterna maximeras under morgonen i samband med att trafikflödet är som högst, medan eftermiddagsrusningen inte ger upphov till motsvarande haltökning. Detta beror på att de meteorologiska förhållandena är olika under morgonen och eftermiddagen (kraftigare luftomblandning på eftermiddagen gör att utsläppen späds ut effektivare än under morgonen). De högsta PM_{10} -halterna inträffar mitt på dagen och verkar inte ha någon koppling till trafikflödet eller fordons hastigheten. Till skillnad från NO_x , beror PM_{10} -emissionen (som främst är vägbaneslitage, inte avgaser) på vägbaneförhållandena. I genomsnitt kan man förvänta sig att vägbanan är fuktigare under kvällarna, nätterna, morgnarna och torrast mitt på dagen, vilket skulle kunna vara en viktig förklaring till variationerna i PM_{10} -halterna.

Precis som vid Kyrkskolan kan man notera att PM_{10}/NO_x -kvotens variationer inte följer fordonsflödet och inte heller avspeglar variationerna i fordons hastigheten. Regressionsanalys (redovisas ej här) visar att fordonsflödet förklarar mindre än 10 % av variationerna i PM_{10}/NO_x -kvoten och att fordons hastigheten inte bidrar signifikant till att förklara variationerna.



Figur 16. Medeldygnsvariationer av totala fordonsflödet (endast sydgående), fordons hastigheten (övre panelen) samt PM₁₀-, NO_x-halterna och PM₁₀/NO_x-kvoten (undre panelen) vid mätstationen längs Essingeleden under mars månad 2009. Endast vindriktningar från vägen mot mätstationen (>200 grader eller <50 grader).

6 Redovisning av E18-trafikens andel av de totala partikelhalterna längs vägen

Med kännedom om fordonssammansättningen och emissionsfaktorer för olika fordonstyper kan andelen av NO_x- och PM₁₀-bidraget som kommer från avgas- respektive icke avgasemissionerna uppskattas. Emissionsfaktorer för NO_x och avgaspartiklar har beräknats med hjälp av Svenska versionen av Artemis-modellen (Sjödén et al., 2009).

Emissionsfaktorerna listas i Bilaga 4. Emissionerna per fordonskilometer av både NO_x och partiklar är betydligt högre för tunga lastbilar och bussar jämfört med personbilar. För avgaspartiklar är de 60 gånger högre vid 80 km/h för tunga lastbilar och 30 gånger högre för bussar. Av Figur 27 i bilagan framgår också att emissionsfaktorerna för NO_x och avgaspartiklar ökar i samband med att hastigheten sjunker på grund av köer och mera ryckigt trafikflöde. För de tunga lastbilarna ökar avgaspartikelutsläppen med ca 35 % då hastigheten

sjunker från fritt flöde vid 85 km/h till 40 km/h med köer. För bussarna ökar avgaspartikelemissionerna med 60 % från 85 km/h till 40 km/h.

Icke avgasemissioner av partiklar består (under dubbdäckssäsongen) främst av slitage av vägbanorna. Slitage av däck och bromsar kan också ge visst bidrag till PM₁₀-halterna, speciellt under perioder då dubbdäcksandelen är liten. Slitage av bromsbelägg bidrar troligen endast under rusningstid på morgon och eftermiddag. Slitage av däck är sannolikt beroende av fordonshastigheterna och vägbaneförhållandena. I Tabell 9 redovisas en uppskattad emissionsfaktor för icke avgaspartiklar baserad på Johansson et al. (2008). Den representerar en genomsnittlig årlig emissionsfaktor vid 70 % dubbandel (under säsongen). För E18 borde emissionsfaktorn kanske vara högre, dels eftersom mätperioden kännetecknades av relativt torrt väglag, dels beroende på att eventuellt däckslitage inte medräknats.

Den lokala trafikens bidrag till halterna varierar beroende på trafikflödet, fordonssammansättningen, hastigheten, dubbandelen samt beroende på meteorologiska förhållanden, som i sin tur påverkar hur höga halterna är i luften som transporters in över området. Tabell 9 visar uppskattade genomsnittliga bidrag till NO_x- och PM-halterna vid den norra mätplatsen (Kyrkskolan) för hela perioden (mars-maj, 2009). Värdena gäller endast dagtid (06-19) för måndagar - torsdagar. För NO_x kommer i genomsnitt 69 % (östra sidan vid västliga vindar) respektive 91 % (västra sidan vid östliga vindar) av de totala halterna från trafiken på E18. För PM₁₀ är motsvarande bidrag 72 % respektive 56 % av de totala halterna.

Tabell 9 visar emissionsfaktorer och procentuella bidrag till halterna av NO_x och PM₁₀ vid Kyrkskolan under måndagar-torsdagar. De procentuella bidragen bygger på de korrigerade fordonsslödena som redovisas i Figur 8.

Lastbilar och bussar står för 62 % av trafikens bidrag till NO_x-halterna trots att deras andel av totala trafiken endast är 6 %. För partiklar dominerar bidraget från slitaget av vägbanorna på grund av dubbdäcksanvändningen; ca 95 % av PM₁₀-bidraget beräknas komma från vägslitaget.

Tabell 9. Genomsnittliga bidrag till PM₁₀-halterna från avgaser respektive icke-avgaser från trafiken på E18 Norrtäljevägen, samt emissionsfaktorer för olika fordonsslag. Dagtid (kl 06 19), måndagar-torsdagar.

Ämne	Bidrag (µg m ⁻³)	Bidrag (% av total halt)	Emissionsfaktor och andel av totala emissionerna med hänsyn till fordonsslödena ^d för norr och södergående trafik			Total emissionsfaktor (avgas+icke avgas)
			Personbilar avgaser	Lastbilar o bussar avgaser	Icke avgas emission	
NO _x	NV ^a : 212 ± 100	NV ^a : 91 ± 7.5	0.23 g/fkm	5.9 g/fkm	-	1.7 g/fkm
	NO ^b : 91 ± 55	NO ^b : 69 ± 24	38%	62%		
PM ₁₀	NV ^a : 80 ± 50	NV ^a : 72 ± 20	2.3 mg/fkm	120 mg/fkm	195 mg/fkm ^c	193 mg/fkm
	NO ^b : 60 ± 55	NO ^b : 56 ± 21	1%	4%	95%	

^a Ostliga vindar

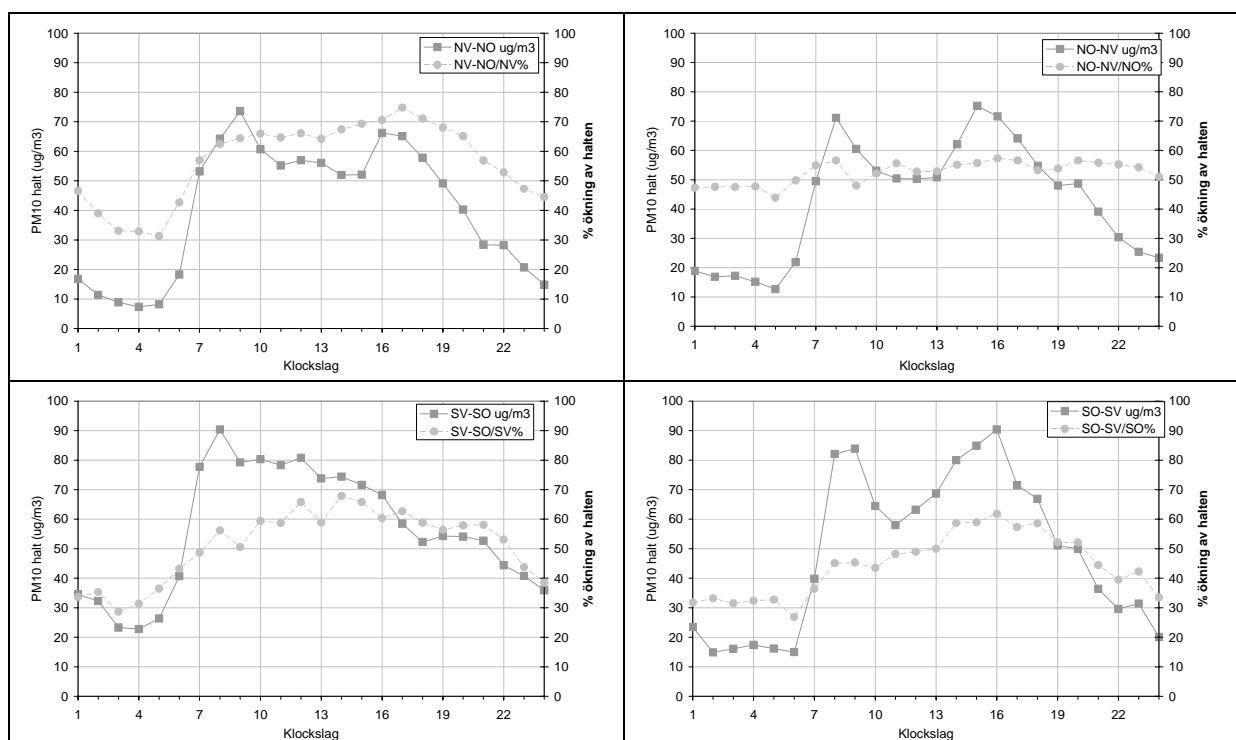
^b Västliga vindar.

^c Uppskattning baserad på Johansson et al. (2008) och avser en genomsnittlig årlig emissionsfaktor med 70 %

dubbandel (under säsongen).

^d Fordonsflödena har korrigerats för felaktig fordonsklassning.

Trafikens bidrag till NO_x- och PM₁₀-halterna varierar givetvis under dygnet och beroende på om det är vardag eller helg. I Figur 17. har haltbidraget från trafiken till PM₁₀ beräknats som skillnaden mellan respektive sida av vägen för de tillfällen då vinden är västlig/östlig för östra/västra sidan av vägen. Bidragen utgör medelvärden för perioden 20 mars - 12 juni, 2009. Under dagtid är haltbidraget från trafikens utsläpp 50-90 µg/m³, vilket motsvarar 50 % - 80 % av totala halten på västra sidan. Tydliga toppar i bidraget syns under morgon och eftermiddag. Under nätterna är bidraget 10-30 µg/m³ (30 % - 50 %).



Figur 17. Ökning av PM₁₀-halten på västra respektive östra sidan vid Kyrkskolan (övre diagrammen) och vid trafikplats sjukhuset (nedre diagrammen). Haltökningen redovisas dels som µg/m³, dels som procent.

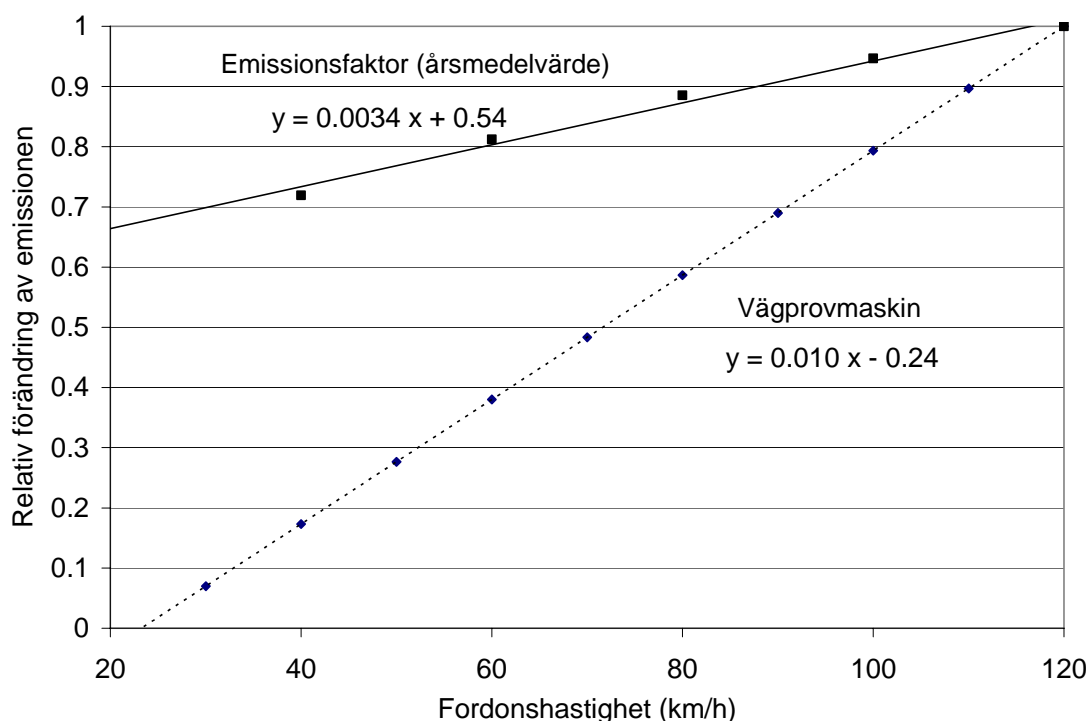
7 Ansats till algoritm för miljöanpassad hastighet

Syftet med detta avsnitt är att demonstrera hur ett samband mellan hastighet och PM₁₀-bidrag skulle se ut om det baseras på tidigare rapporterade samband mellan PM₁₀-emission och hastighet.

I Johansson et al. (2008) diskuteras hur emissionerna av PM₁₀ beror av däckstyp, fordons-hastighet, vägbanans fuktighet, stenmaterial och stenstorlek i asfalten. De högsta emissionerna uppkommer på senvintern/våren, med emissionsfaktorer på till som mest 1000 mg/fordons-kilometer (mg/fkm) vissa månader. Skillnaden i emissionsfaktorer mellan innerstadsgatorna och Essingeleden är inte så stor som man skulle förvänta sig utifrån det hastighetsberoende som påvisats i studierna med provvägsmaskin i laboratorium (Gustafsson et al., 2009). I Figur 18 jämförs hastighetsberoendet i emissionen baserat på det uppskattade sambandet mellan fordons-hastigheten och den genomsnittliga emissionen under ett år såsom

redovisas i Johansson et al. (2008) med det samband som uppmätts i vägprovsmaskinen enligt Gustafsson et al. (2009). Den relativa ökningen av ”PM₁₀-emissionen” är nästan 3 gånger större enligt mätningarna med vägprovsmaskinen, vilket till stor del beror på att de genomförts under torra förhållanden med ”100 %” dubbdäck, medan de årliga emissionsfaktorerna avser en mix av vått och torrt väglag under verkliga förhållanden med som mest ca 70 % dubbandel under en begränsad del av året och sommardäck under resten av året.

Att emissionsfaktorn för innerstadsgatorna (vid ca 40 km/h) inte skiljer sig speciellt mycket från de längs Essingeleden (70-100 km/h) kan bero på att mängden ackumulerat stenmaterial är högre längs innerstadsgatorna. Detta bidrar till högre slitage och högre emissioner. De lägre hastigheterna längs innerstadsgatorna gör att stenmaterial från slitaget kan ackumuleras i högre utsträckning jämfört med längs motorvägarna där hastigheterna är betydligt högre. Mätningarna av PM₁₀ i Södra länken, där fordonshastigheterna är 70-90 km/h, visar att ackumuleringen är mycket liten.



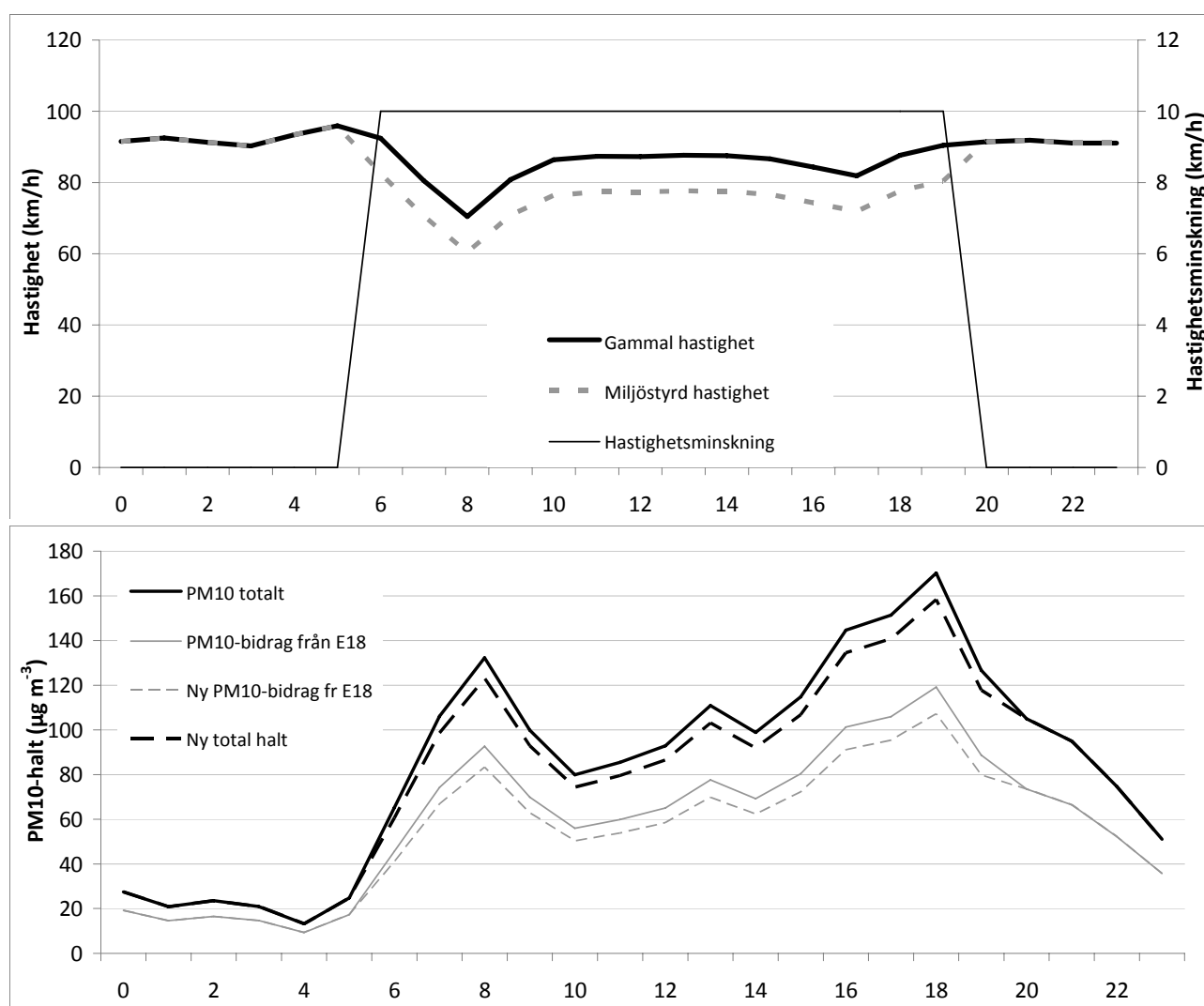
Figur 18. Fordonshastighetens inverkan på PM₁₀ emissionen, dels enligt preliminärt uppskattat samband mellan årlig emissionsfaktor och hastighet (Johansson et al., 2008), dels enligt mätningar av PM₁₀ med vägprovsmaskin i Linköping (Gustafsson, et al., 2009). Data har normaliserats genom att värdet vid 120 km/h satts 1. Linjer är linjära minsta kvadratanpassningar.

Den relativa förändringen av bidraget till PM₁₀-halterna från trafiken (ΔPM_{10}) kan beräknas som:

$$\frac{\Delta PM_{10}(\text{vid } V_{NY}) - \Delta PM_{10}(\text{vid } V_{Gammal})}{\Delta PM_{10}(\text{vid } V_{Gammal})} = B' \cdot (V_{NY} - V_{Gammal})$$

där $(V_{NY} - V_{Gammal})$ är förändringen i fordonshastigheten och B' anger den relativa förändringen i emissionen per km/h. Enligt Figur 18 skulle B' kunna vara mellan 3,4 % per 10 km/h och 10 % per km/h.

Som en illustration av vad en minskning av hastigheten skulle kunna innebära för de totala PM_{10} -halterna längs E18 beräknades effekten på PM_{10} -bidraget och totala PM_{10} -halten som uppmäts vid västliga vindar på östra sidan av E18 i höjd med Kyrkskolan (Figur 19). Det antogs att man tack vare den variabla hastighetskyllningen lyckades reducera hastigheten med 10 km/h hela dagen och att effekten var 10 % per 10 km/h. Som mest skulle totala PM_{10} -halten (15-minutersmedelvärde) reduceras med $15 \mu\text{g m}^{-3}$. I genomsnitt för ett dygn är reduktionen $4,6 \mu\text{g m}^{-3}$, vilket motsvarar 5,4 % reduktion av totala dygnsmedelvärdet. Men dygnsmedelvärdet (ca $80 \mu\text{g m}^{-3}$) ligger fortfarande en bra bit över $50 \mu\text{g m}^{-3}$, som är det värde som inte får överskridas mer än 35 gånger per år. Med stor sannolikhet är antagandet att effekten (B') skulle vara 10 % per 10 km/h alldeles för högt. Den bör dock vara större än 3,4 % per 10 km/h.



Figur 19. Hypotetiskt exempel på hur stor minskning av PM_{10} -halten som skulle kunna åstadkommas med miljöanpassad hastighetsminskning om effekten vore 10 % per 10 km/h, i enlighet med mätningarna med provvägsmaskinen i Linköping (Gustafsson et al., 2009). Övre diagrammet illustrerar antagandet att hastigheten reduceras med 10 km/h under hela dagen. Undre diagrammet visar effekten på bidraget och på totala PM_{10} -halten. Värdena är timmedelvärden och motsvarar medeldygnsvariationen vid NO under västliga vindar.

Tabell 10 visar exempel på hur kraftig minskning av PM_{10} -bidraget räknat som dygnsmedelvärde, som potentiellt skulle kunna åstadkommas vid olika hastighetsminskningar

och med olika värden på B' . I detta fall antogs att hastighetsminskningen var lika stor hela dagen mellan klockan 06 och 19, vilket nog är väl optimistiskt. De mest sannolika värdena är kanske en hastighetsminskning med som mest 5 - 10 km/h och B' säg 5 % per 10 km/h. Detta skulle betyda 2 % - 4 % reduktion av PM_{10} -bidragen. För de totala halterna måste man räkna med bidraget från andra källor än den lokala vägtrafiken. Typiskt utgör den lokala trafiken 65 % - 80 % av totala PM_{10} -halten, vilket betyder att totala PM_{10} -halten reduceras med 1 % - 3 % för en reducerad hastighet på mellan 5 och 10 km/h. Detta är ändå optimistiskt räknat eftersom vi antagit att hastighetsreduktionen består hela dagen. Det illustrerar att den förväntade effekten är liten om man ser till dygnsmedelvärdena. och att den kan vara svår att kvantifiera med mätningar, speciellt om flera andra faktorer såsom fordonsflödet har lika stor eller större påverkan på haltbidraget.

Tabell 10. Möjlig procentuell reduktion av PM_{10} -bidraget (dygnsmedelvärdet) för olika hastighetsminskningar och olika effekter av hastighetsminskningarna per 10 km/h reducerad medelhastighet. OBS: gäller under förutsättning av hastighetsminskningen efterlevs hela dagen mellan kl 06 och 19. Enhet. % av dygnsmedelvärdet av PM_{10} -halten (endast lokala trafikens bidrag till halten).

Hastighets- minskning (km/h)	PM ₁₀ -bidragsminskning per 10 km/h					
	3 % per 10 km/h	5 % per 10 km/h	7 % per 10 km/h	9 % per 10 km/h	10 % per 10 km/h	13 % per 10 km/h
5	1.2	1.9	2.7	3.5	3.9	5.0
10	2.3	3.9	5.4	7.0	7.8	10.1
15	3.5	5.8	8.1	10.5	11.6	15.1
20	4.7	7.8	10.9	14.0	15.5	20.2
30	7.0	11.6	16.3	20.9	23.3	30.3

8 Slutsatser och rekommendationer

Mätningarna indikerar att fordons hastigheten inte har någon inverkan på PM_{10} -halterna intill E18, trots att tidigare studier tydligt visat att PM_{10} -emissionerna är starkt beroende av fordons hastigheten. Orsakerna till detta kan vara flera, men främst följande:

- inverkan av andra faktorer, främst fordonsflödet, är betydligt viktigare längs den här vägsträckan. Den största förändringen i fordons hastigheten inträffar under några få timmar på morgonen och eftermiddagen, samtidigt som fordonsflödet också varierar kraftigt och har motsatt inverkan på emissionerna.
- registreringar av norrgående fordonsflöde och fordons hastighet saknas under större delen av mätperioden, vilket medfört att regressionsanalyserna endast genomförts på medelvärden som baseras på olika tidsperioder för PM_{10} -halter respektive fordonsflödesdata. Detta bidrar till högre osäkerhet i regressions sambanden.
- ökad genomsnittlig fordons hastighet leder inte bara till ökade PM_{10} -emissioner utan också till att luftblandningen ökar på grund av ökad fordonsturbulens. Det senare har motsatt effekt på PM_{10} -halterna (ökad omblandning minskar halterna). Regressionsanalyserna tyder på att effekten av den fordons genererade turbulensen har viss betydelse för halterna längs E18.

Mätningarna på Essingeleden visar på liknande resultat som för mätningarna på E18, d.v.s. att fordons hastighetens variationer är för små för att påverka PM_{10} -bidragen från trafiken. Även

på Essingeleden motverkar variationerna i fordonsflödet påverkan på emissionerna från hastighetsförändringarna.

Resultaten i denna rapport indikerar att en miljöanpassad hastighetsreglering inte är så effektiv metod att kontrollera PM₁₀-halterna längs E18. Detta skiljer sig från resultaten som erhöles längs riksväg 4, en infartsled till Oslo (Hagen et al., 2005). I den studien jämfördes bidraget till PM₁₀-halten under två olika säsonger med olika skyltad hastighet. Under januari-april 2004 var hastigheten 80 km/h och under oktober-april 2004/2005 60 km/h. Utifrån mätningar uppskattades att bidraget från trafiken till PM₁₀-halterna minskade med 35 % då den uppmätta medelhastigheten minskade från 77 till 67 km/h. Trafikmängden minskade med knappt 3 %. Samtidigt minskade dock även kväveoxidhalten med cirka 12 % - 13 % tack vare olika meteorologiska förhållanden. Dubbandelen sjönk från 27 % till 24 %, men detta kunde man kompensera för genom att jämföra med skillnaden i halterna i centrala Oslo. Om effekten av hastigheten på PM₁₀-bidraget är lika stor längs E18, som längs riksväg 4 utanför Oslo så tycker man att den skulle ha gett genomslag i resultaten. Men dels kan det vara så att effekten var mindre under mätkampanjen längs E18, dels kan ovan nämnda orsaker göra att effekten av hastighetsminskningen inte blir statistiskt signifikant.

Ytterligare en mätkampanj som planerats under hösten 2009 och våren 2010 inkluderande även norrgående trafikregistreringar, skulle förbättra beslutsunderlaget, men sannolikt skulle slutsatserna inte ändras.

Det skulle också kunna vara värt att analysera inverkan av fordonskastigheterna på PM₁₀-halterna i Södra länken-tunneln, eftersom tunnelmiljön gör att inverkan av varierande utspädning bl.a. på grund av meteorologiska variationer, minimeras. Förhoppningsvis är det så att variationerna i fordonsflöde inte motverkar variationerna i kastigheterna vad gäller påverkan på PM₁₀-emissionerna i Södra länken-tunneln, men detta kunde enkelt kontrolleras.

9 Litteraturreferenser

- Gustafsson M, Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Jonsson, P., Swietlicki, E., 2009, Factors influencing PM₁₀ emissions from road pavement wear, Atmospheric Environment (in press). [doi:10.1016/j.atmosenv.2008.04.028](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.04.028).
- 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.
- Helgesson, P., 2009. Luftburna partiklar från E18 i Danderyd och dess påverkan på närliggande skolor. Självtändigt arbete tillämpad miljövetenskap 30 hp. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, 10691 Stockholm. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/itm2009_Ex1.pdf.
- Johansson, C., Norman, M. & Gustafsson, M., 2008. Genomsnittliga emissionsfaktorer för PM₁₀ i Stockholmsregionen som funktion av dubbdäcksandel och fordonskastighet. 2008 Stockholm Environment & Health Protection Administration (Miljöförvaltningen) SLB report, 2:2008. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/slb2008_002.pdf
- Johansson, C., Norman, M., Sjövall, B., Törnquist, L., Brydolf, M., Norberg, B., Strömberg, P., 2009. Miljöstyrd hastighet – Mätningar våren 2009. SLB rapport 6:2009. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/slb2009_006.pdf

- Lövenheim, B., & Johansson, C., 2008. Beräkning av PM₁₀-halten längs E18 i Danderyd – inverkan av hastighetsbegränsning. Stockholms & Uppsala läns Luftvårdsförbund. Rapport 2008:15.
- Rao, K.S., Gunter, R.L., White, J.R., Hosker, R.P., 2002. Turbulence and dispersion modeling near highways. *Atmospheric Environment* 36, 4337–4346.
- Sjödín, Å., Jerksjö, M., Sandström, C., Erlandsson, L. Almén, J., Ericsson, E., Larsson, H., Hammarström, U., Yahya, M.-R., Johansson, H., 2009. Implementering av Artemis road model i Sverige – SVARTEMIS. IVL rapport B1831. IVL Svenska Miljöinstitutet AB., Box 5302, 400 14 Göteborg.

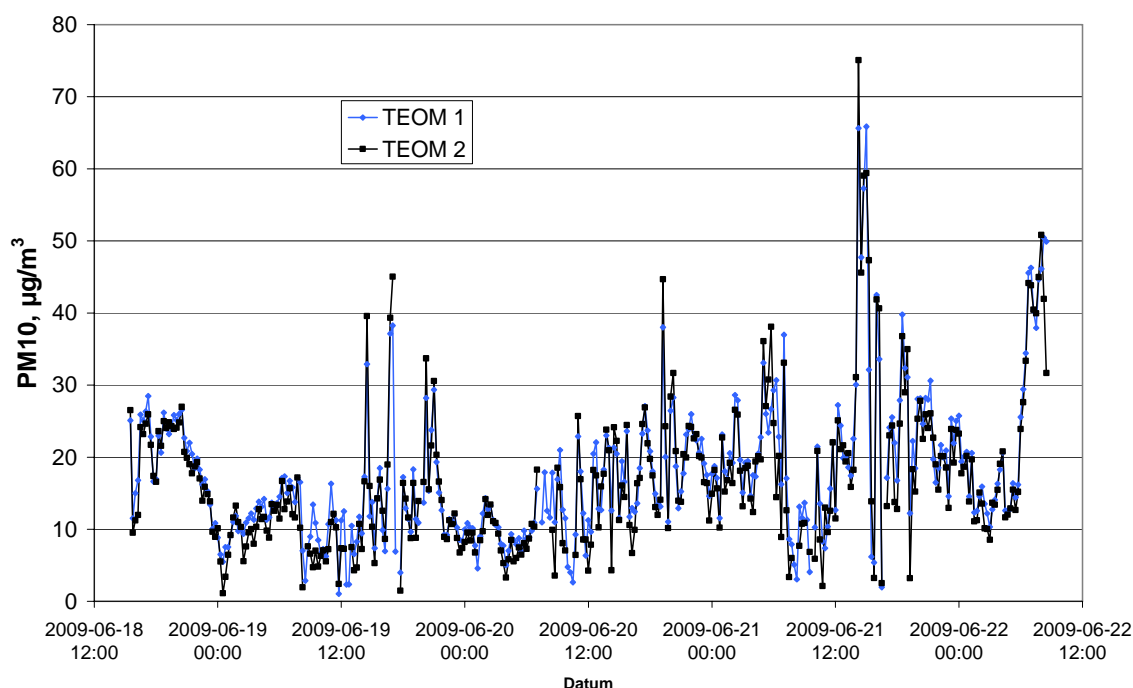
10 Bilaga 1. Kontroll av mätinstrumenten

För att säkerställa kvaliteten på mätdata har mätinstrumenten kalibrerats och parallellkörts mot varandra.

10.1 Partikelinstrument

10.1.1 PM_{10} – TEOM

Mätvagnarna placerade vid Kyrkskolan var utrustade med TEOM-instrument för PM_{10} -mätning. Efter mätningarnas slut placerades båda instrumenten i mätvagnen på västra sidan för jämförelse under 4 dygn. Resultatet presenteras i Figur 20. Testet visar på en mycket bra överensstämmelse. Medelvärdet under perioden var $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $16,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket motsvarar en skillnad på 4 %. För enskilda 15-minutersvärden var skillnaden större, men 90 % av samtliga mätdata skiljer sig som mest 25 % från varandra.



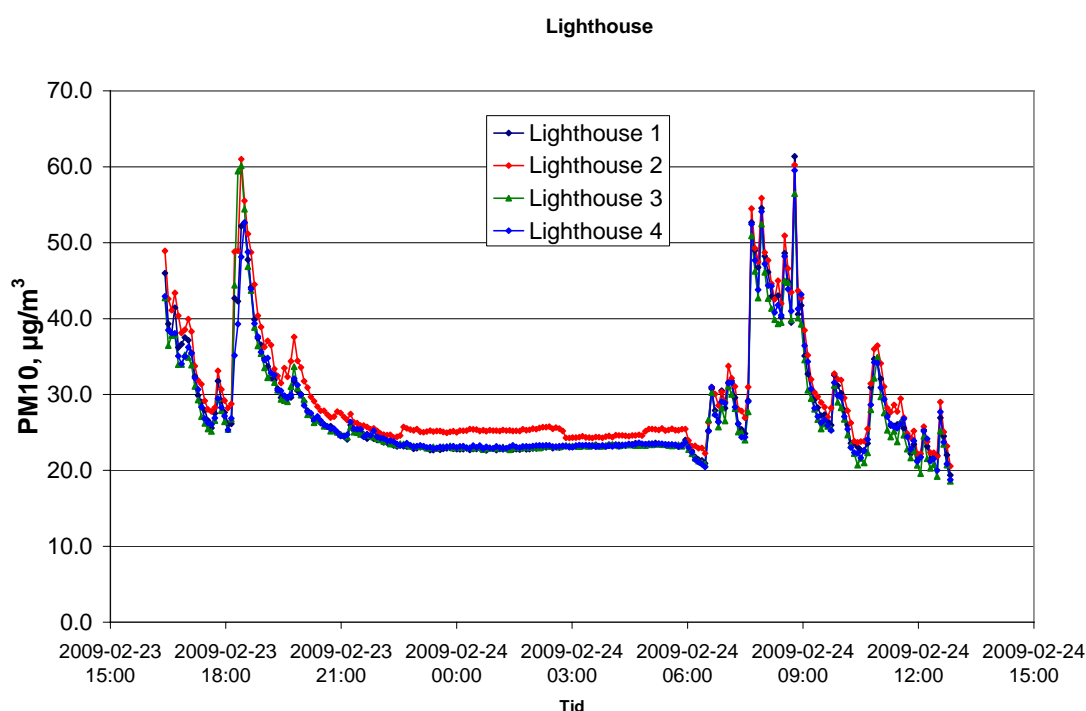
Figur 20. Jämförelse av de två TEOM-instrumenten vid Kyrkskolan (NV och NO) som mätte PM_{10} -halter.

10.1.2 PM_{10} – Lighthouse

I mätskåpen vid Mörby centrum och Danderyds sjukhus har Lighthouse-instrument använts för PM_{10} -mätningarna. Innan försöken startade gjordes en jämförelse mellan dessa fyra instrument i garagemiljö på Miljöförvaltningen under ett dygn. Jämförelsen mellan instrumenten presenteras i Figur 21. Skillnaden i medelvärde under perioden var 8 % mellan det högsta och lägsta. Ett av instrumenten skiljer sig lite mer från de övriga. För de tre instrument som närmast följer varandra var skillnaden endast 2 %. Enskilda 5-minuters mätvärden avviker mer från varandra. Men för 90 % av alla mätdata är skillnaden mindre än 12 % mellan högsta och lägsta. Skillnaden under enskilda tidpunkter kan bero på placeringen av mätinstrumenten då luften i ett garage inte är lika väl omblandad som luften utomhus. Motsvarande parallell test var planerat efter mätningarnas slut, men kunde inte utföras. Under slutet av maj och början på juni föll flera kraftiga regn vilket gjorde att instrumenten fick in

vatten. Tyvärr fungerade inte 3 av 4 instrument tillfredsställande efter detta och parallell körningen kunde inte genomföras. Problemen pga. av regnen påverkade inte de vanliga mätningarna då dessa redan var avslutade.

Samtidigt som mätningarna vid E18 utfördes även mätningar med samma typ av instrument på Hornsgatan i Stockholm. På Hornsgatan var samtidigt en TEOM samt en OPC från Grimm i drift. OPC'n mäter storleksfördelningen av partiklarna i intervallet 0,25-30 μm i 32 kanaler. Vid jämförelse konstaterades att Lighthouse överskattade PM_{10} -halterna. Med hjälp av jämförelsen har samtliga PM_{10} data från Lighthouse instrumenten korrigerats för att stämma överens med storleksfördelningen från OPC'n. I denna rapport används endast korrigerade data.



Figur 21. Jämförelse av PM_{10} mätningar med olika Lighthouse instrument, som användes vid Mörby centrum (MV och MO) samt Danderyds sjukhus (SV och SO).

10.1.3 PM_{10} – DustTrak

I samband med parallell testet för Lighthouse-instrumentet testades även DustTrak-instrumenten. Skillnaden mellan dessa var större än för Lighthouse, ca 30 %. Under denna studie framkom även att DustTrak stämde relativt dåligt överens med övriga i detta projekt använda mätinstrument för PM_{10} -mätningar. Samma slutsats har även Helgesson 2009, kommit fram till. Med anledning av detta används inte DustTrak resultaten i denna studie då data från samma stationer och med samma tidsupplösning finns tillgängligt från Lighthouse instrumenten.

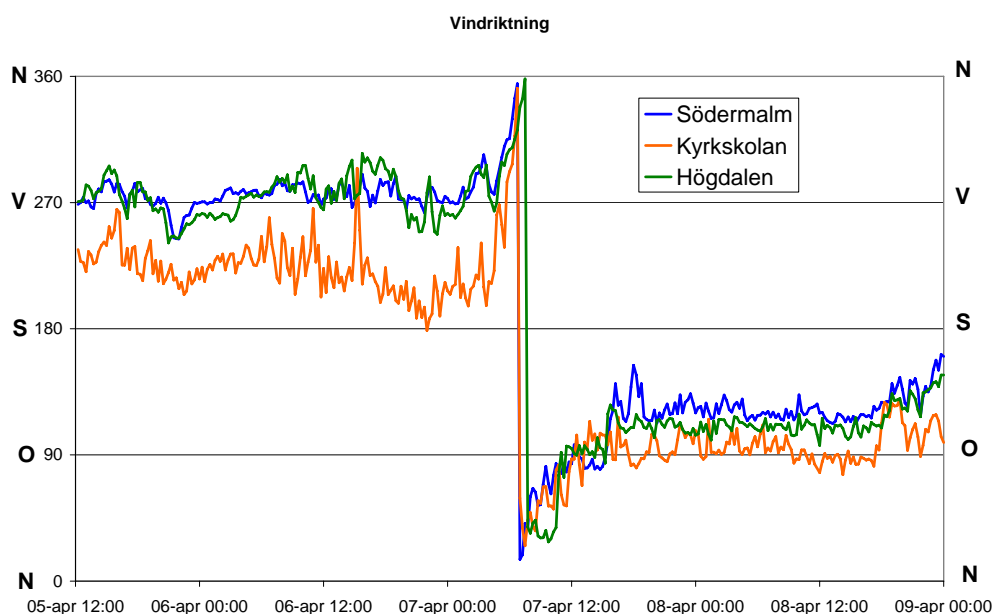
10.2 NO_x -instrument

Mätinstrumenten för kväveoxider (NO_x , NO och NO_2), placerade i mätvagnarna vid Kyrkskolan, kalibrerades varannan vecka. Avvikelser från standardgasen var vid samtliga tillfällen mindre än 5 %. Inga parallelltester gjordes för NO_x instrumentet eftersom de kontinuerliga kalibreringarna visade på tillfredsställande precision.

10.3 Meteorologiska instrument

De meteorologiska instrumenten för mätning av temperatur, relativ fuktighet, vindhastighet och vindriktning fanns vid mätvagnen på östra sidan av E18 vid Kyrkskolan. Samtliga dessa mätningar har kontinuerligt jämförts med luftvårdsförbundets kontinuerliga mätningar vid Högdalen och på Södermalm i Stockholm. En mycket bra överensstämmelse har konstaterats. Ett undantag är vindriktningen intill E18 som vid västlig vind på de andra stationerna uppvisar betydligt mer sydlig vind. Detta orsakas sannolikt av turbulensen från de passerande fordonen på väg norrut på E18 som förstärker en mer sydlig vind. Detta illustreras i Figur 22. Under 5-7 april var vinden västlig men stationen vid E18 visar på en mer sydlig vind. När vinden sedan vrider till östlig så är skillnaden betydligt mindre mellan E18 och de övriga stationerna.

Det befarades att vindhastigheten som registrerades var för låg. En kontroll av vindhastigheten genomfördes med hjälp av en bärbar vindmätare en lövblås och en enkel vindtunnel. Vindhastigheten inuti vindtunneln när lövblåsen sög luft genom densamma jämfördes mellan den bärbara vindmätaren och ultraljudssensorn vid E18. En mycket god överensstämmelse konstaterades.



Figur 22. Jämförelse av vindriktningsmätningarna vid Kyrkskolan med vindriktningen i taknivå på Södermalm (Mariapolikliniken) och på 20 m höjd i en mast i Högdalen i södra Stockholm.

11 Bilaga 2. Räkning av antal fordon och jämförelse med de automatiska registreringarna

11.1 Södergående

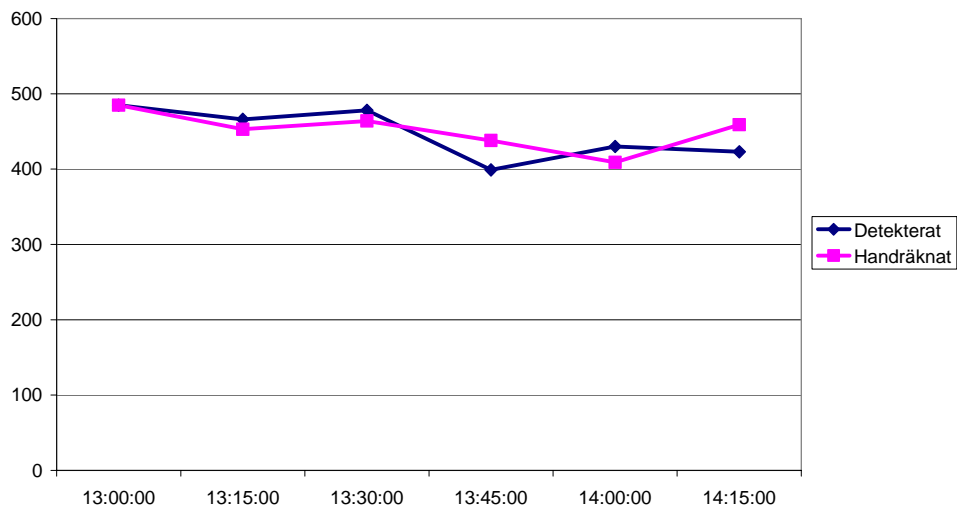
Tabell 11. Detekterade fordonsmängder tisdag 18 augusti kl 12.45-14.15. Norr om tpl Mörby, södergående.

		Bil, mc, minibuss	Bil m släp	Lastbil ej släp	Lastbil m släp	Buss	Oidentifierad
	Totalt	S01	S02	S03	S04	S05	S06
2009-08-18 13:00	485	439	0	17	15	2	12
2009-08-18 13:15	466	426	0	19	13	1	7
2009-08-18 13:30	478	427	0	17	13	2	19
2009-08-18 13:45	399	350	0	22	11	3	13
2009-08-18 14:00	430	389	0	20	11	2	8
2009-08-18 14:15	423	378	0	24	15	0	6
Summa:	2681	2409	0	119	78	10	65
		90 %	0 %	4,4 %	2,9 %	0,4 %	2,4 %

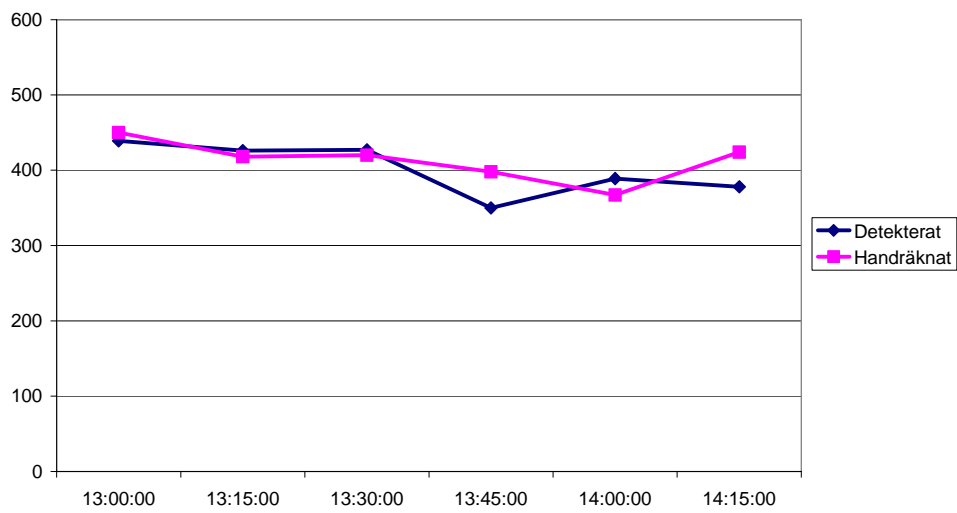
Tabell 12. Handräknade fordonsmängder tisdag 18 augusti kl 12.45-14.15. Norr om tpl Mörby, södergående.

		Bil, mc, minibuss	Bil m släp	Lastbil ej släp	Lastbil m släp	Buss	Oidentifierad
	Totalt	S01	S02	S03	S04	S05	S06
2009-08-18 13:00	485	450	6	14	6	9	
2009-08-18 13:15	453	418	2	20	4	9	
2009-08-18 13:30	464	420	12	18	9	5	
2009-08-18 13:45	438	398	10	17	4	9	
2009-08-18 14:00	409	367	5	22	8	7	
2009-08-18 14:15	459	424	3	21	2	9	
Summa:	2708	2477	38	112	33	48	0
		91 %	1,4 %	4,1 %	1,2 %	1,8 %	0 %

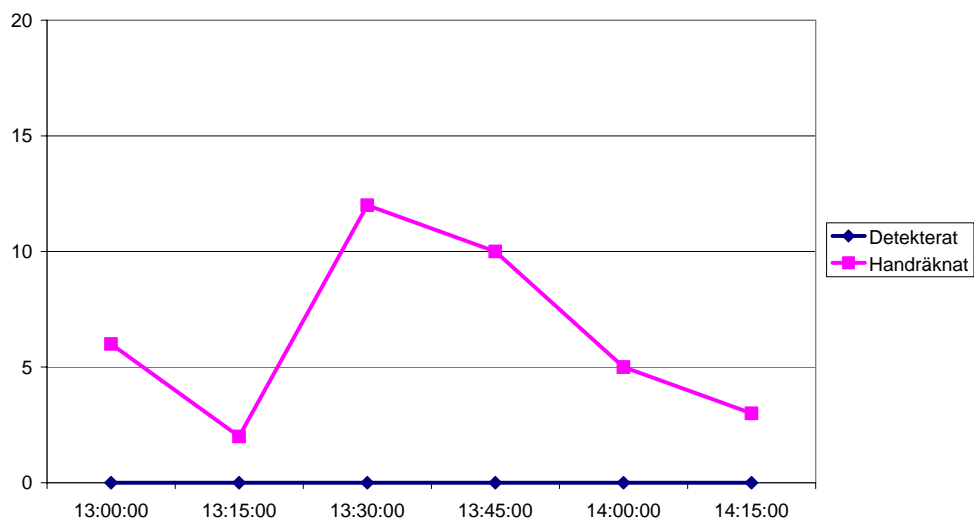
Totalt antal fordon - 1 % skillnad



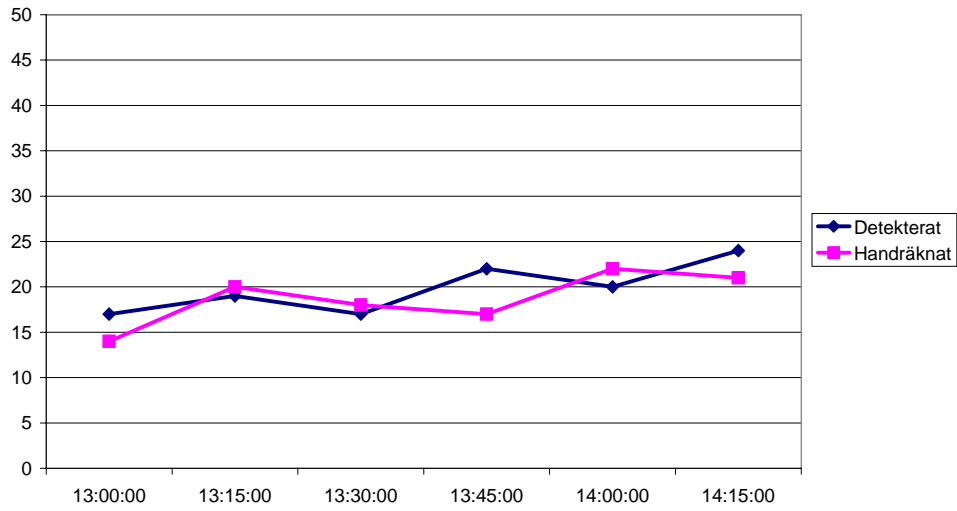
Bil, mc, minibuss (Klass 1) - 3 % skillnad



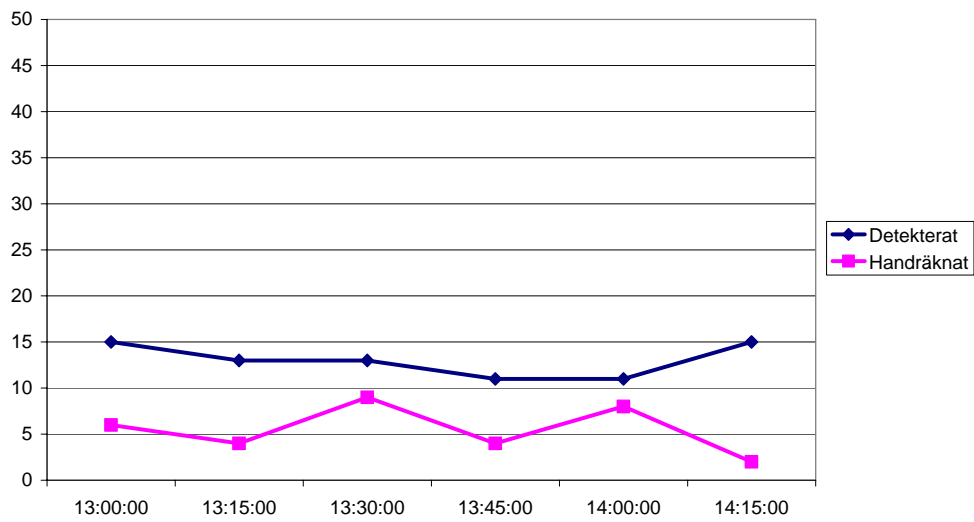
Bil med släp (Klass 2)



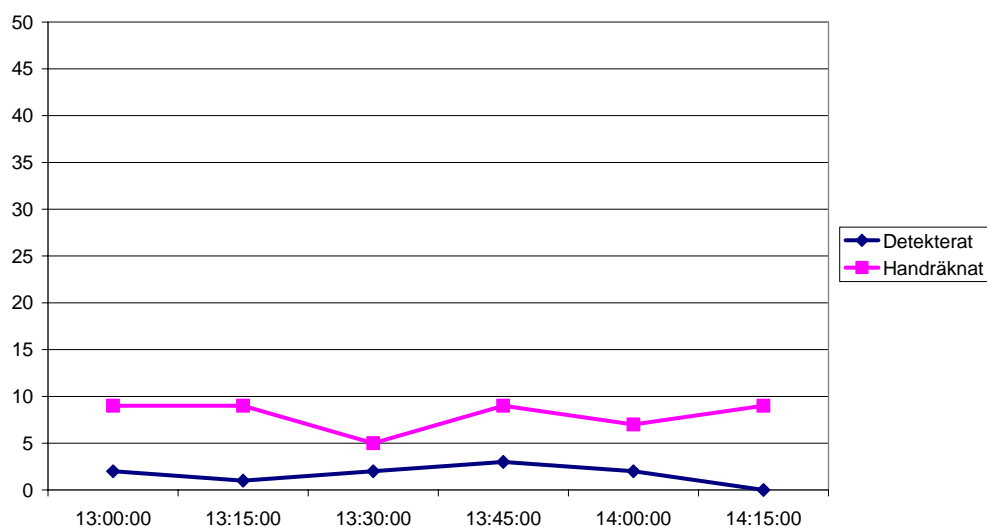
Lastbil utan släp (Klass 3) - 6 % skillnad



Lastbil med släp (Klass 4) - 60 % skillnad



Buss (Klass 5) - faktor 5



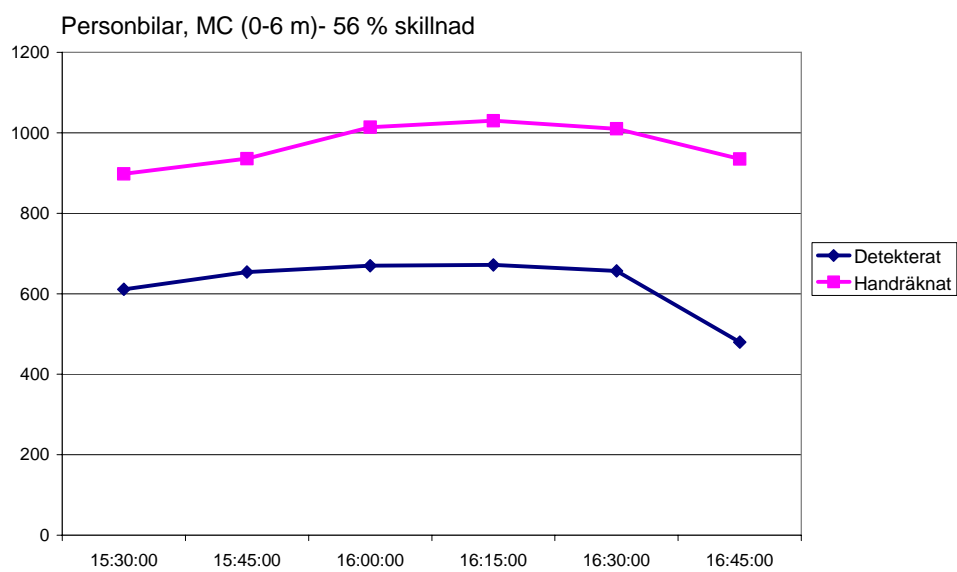
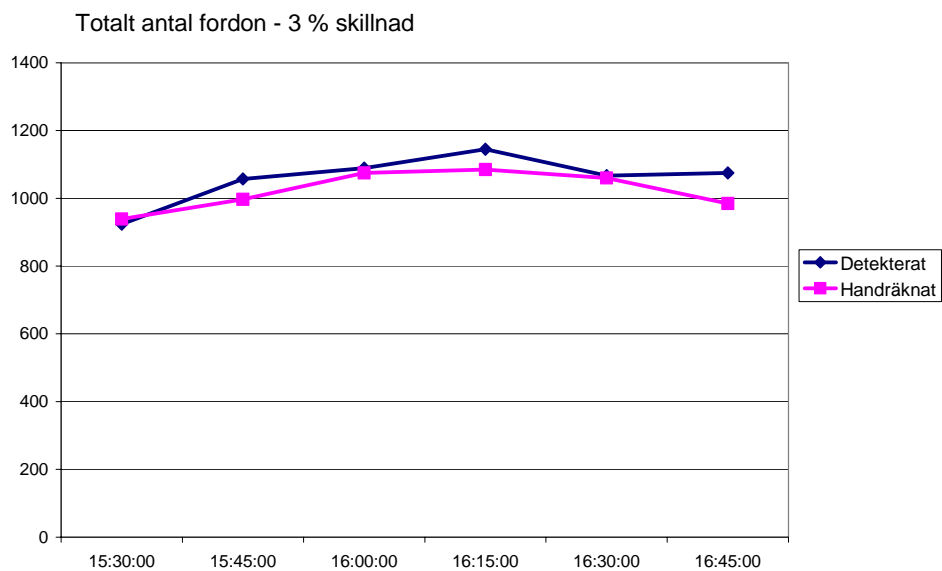
11.2 Norrgående

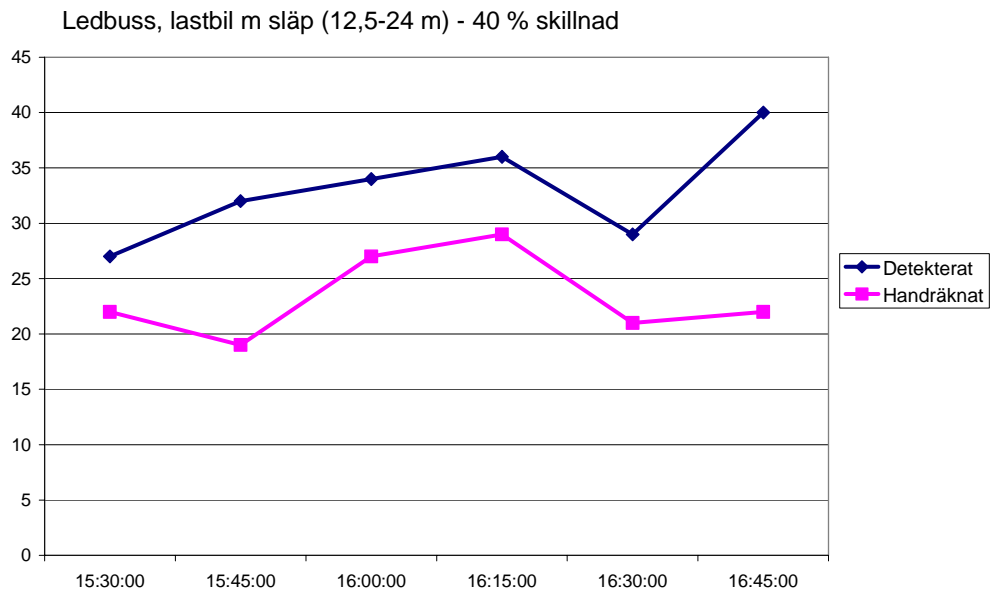
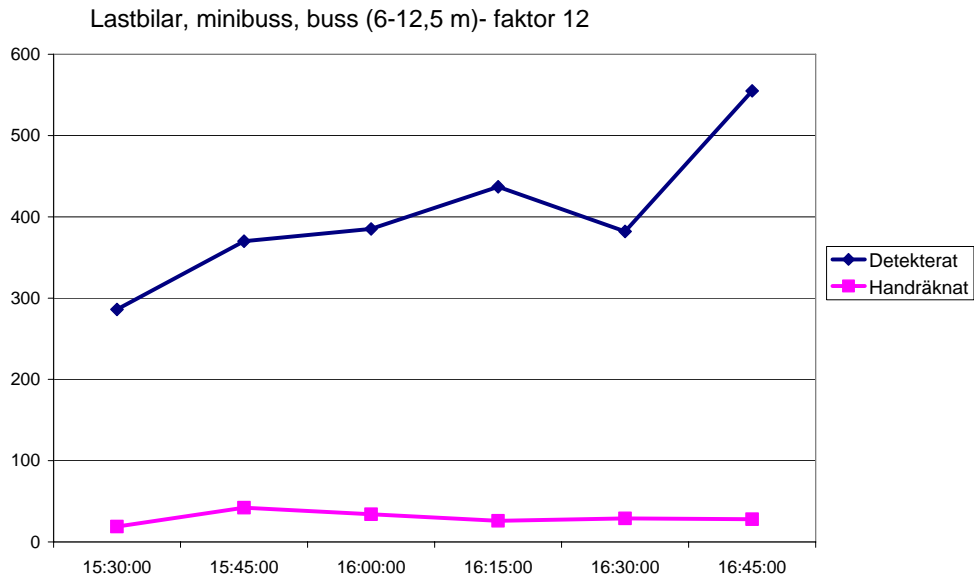
Tabell 13. Detekterade fordonsmängder torsdag 20 augusti kl 15.15-16.45. Norr om tpl Mörby, norrgående.

	Totalt	Pb, MC	Lastbil, minibuss, buss	Ledbuss, lastbil m släp
		0 – 6 m	6-12 m	12,5-24m
15:30:00	924	611	286	27
15:45:00	1057	654	370	32
16:00:00	1089	670	385	34
16:15:00	1145	672	437	36
16:30:00	1067	657	382	29
16:45:00	1075	480	555	40
Summa:	6357	3744	2415	198
		59 %	38 %	3,1 %

Tabell 14. Handräknade fordonsmängder torsdag 20 augusti kl 15.15-16.45. Norr om tpl Mörby, norrgående.

	Totalt	Pb, MC	Lastbil, minibuss, buss	Ledbuss, lastbil m släp
		0 - 6m	6-12 m	12,5-24m
15:30:00	939	898	19	22
15:45:00	997	936	42	19
16:00:00	1075	1014	34	27
16:15:00	1085	1030	26	29
16:30:00	1060	1010	29	21
16:45:00	985	935	28	22
Summa:	6141	5823	178	140
		95 %	2,9 %	2,3 %





12 Bilaga 3. Exempel på regressionsanalyser med detaljerad statistik

Exempel på resultat från stegvisa linjära regressionsberäkningar av PM₁₀-bidragen genomförda med programmet XLSTAT. Endast västliga vindar med data från hela perioden men trafikregistreringar (totala fordonsflöden och genomsnittliga fordons hastigheter) endast för 2 veckor i juni.

12.1 Mätplats SO (halter vid SV har dragits ifrån)

12.1.1 Modell parametrar

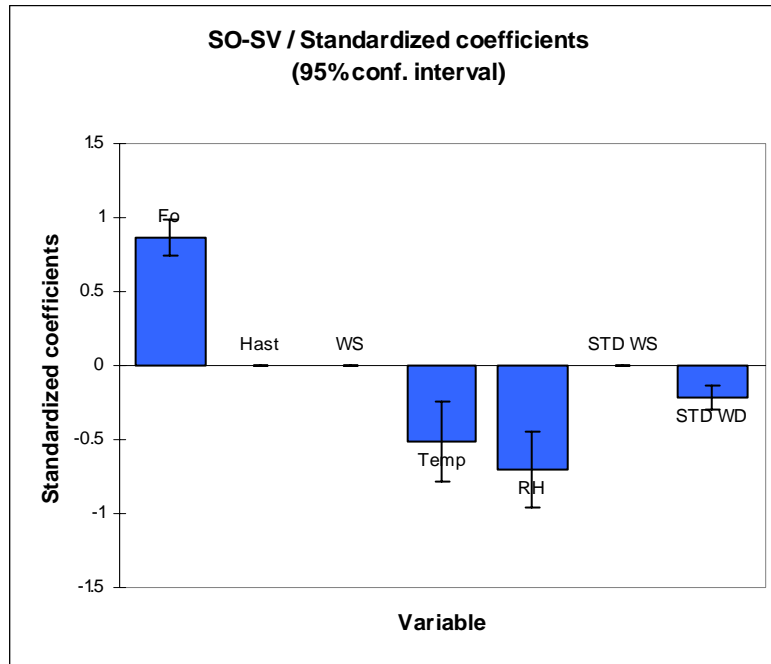
Source	Value	Standard error	t	Pr > t	Lower bound (95%)	Upper bound (95%)
Intercept	228.563	35.744	6.394	< 0.0001	157.561	299.564
Fo	0.064	0.005	14.223	< 0.0001	0.055	0.073
Hast	0.000	0.000				
WS	0.000	0.000				
Temp	-6.087	1.629	-3.737	0.000	-9.322	-2.852
RH	-1.981	0.362	-5.467	< 0.0001	-2.701	-1.261
STD WS	0.000	0.000				
STD WD	-0.881	0.173	-5.103	< 0.0001	-1.223	-0.538

12.1.2 Standardiserade koefficienter

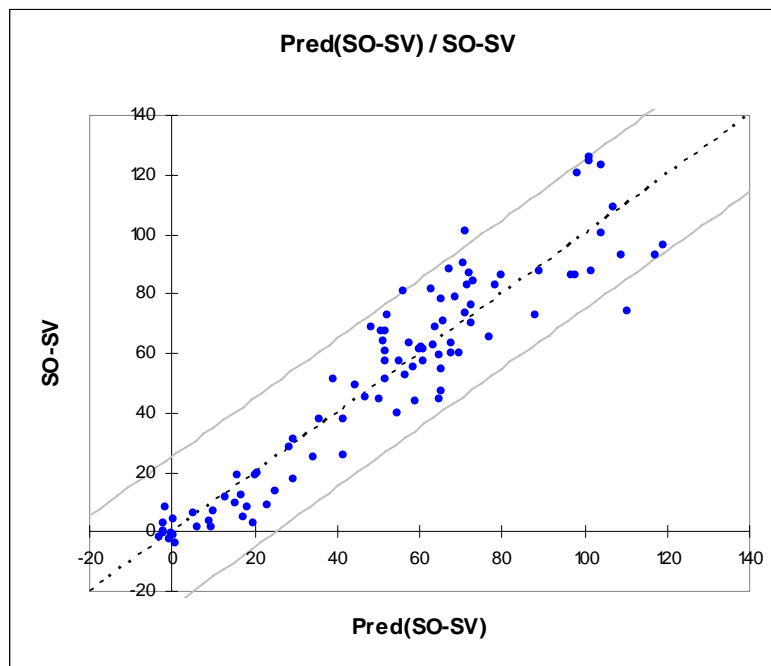
Source	Value	Standard error	t	Pr > t	Lower bound (95%)	Upper bound (95%)
Fo	0.867	0.061	14.223	< 0.0001	0.746	0.988
Hast	0.000	0.000				
WS	0.000	0.000				
Temp	-0.508	0.136	-3.737	0.000	-0.778	-0.238
RH	-0.699	0.128	-5.467	< 0.0001	-0.953	-0.445
STD WS	0.000	0.000				
STD WD	-0.215	0.042	-5.103	< 0.0001	-0.299	-0.131

12.1.3 Stegvis multipel linjär regression

No. of variables	Variables	Variable IN/OUT	Status	MSE	R ²	Adjusted R ²
1	Fo	Fo	IN	276.392	0.775	0.773
2	Fo / STD WD	STD WD	IN	217.004	0.826	0.822
3	Fo / RH / STD WD	RH	IN	177.341	0.859	0.854
4	Fo / Temp / RH / STD WD	Temp	IN	155.431	0.878	0.872



Figur 23. Standardiserade regressionskoefficienter för mätplats SO under torra vardagar.



Figur 24. Jämförelse av uppmätta (y-axel) och beräknade (x-axel) PM_{10} -halter med regressionsmodellen för mätplats SO under torra vardagar.

12.2 Mätplats NO (halter vid NV har dragits ifrån)*12.2.1 Modellparametrar*

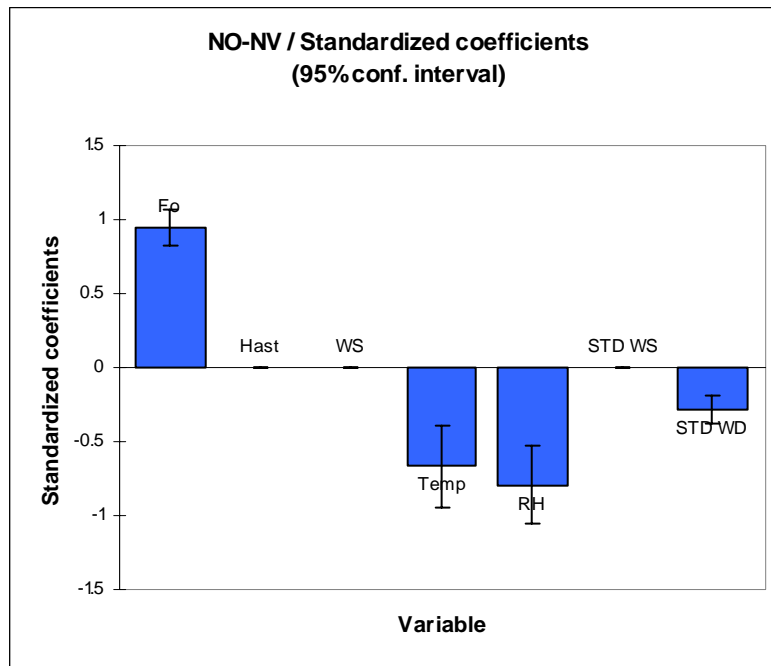
Source	Value	Standard error	t	Pr > t	Lower bound (95%)	Upper bound (95%)
Intercept	265.434	34.851	7.616	< 0.0001	196.206	334.662
Fo	0.069	0.004	15.596	< 0.0001	0.060	0.078
Hast	0.000	0.000				
WS	0.000	0.000				
Temp	-7.486	1.582	-4.731	< 0.0001	-10.629	-4.343
RH	-2.114	0.351	-6.021	< 0.0001	-2.812	-1.417
STD WS	0.000	0.000				
STD WD	-1.091	0.171	-6.385	< 0.0001	-1.430	-0.751

12.2.2 Standardiserade koefficienter

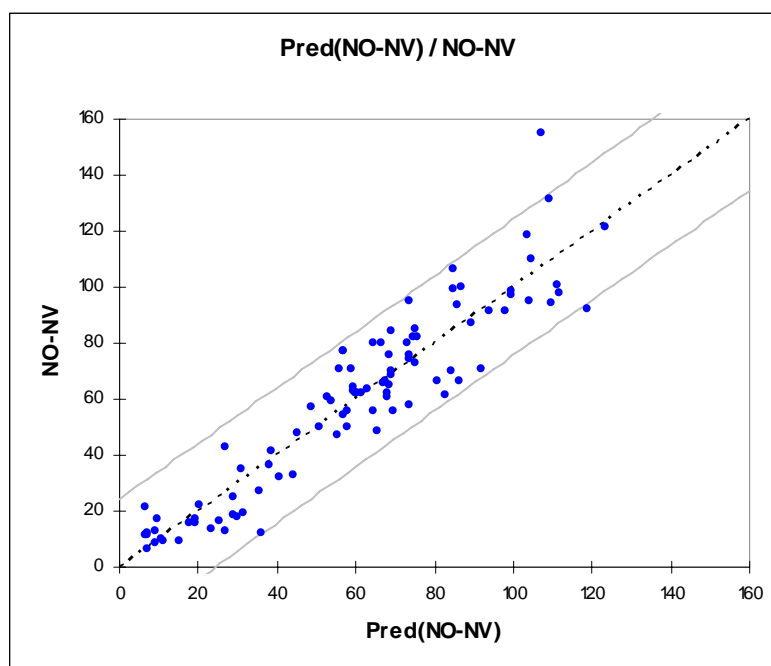
Source	Value	Standard error	t	Pr > t	Lower bound (95%)	Upper bound (95%)
Fo	0.949	0.061	15.596	< 0.0001	0.828	1.070
Hast	0.000	0.000				
WS	0.000	0.000				
Temp	-0.665	0.141	-4.731	< 0.0001	-0.945	-0.386
RH	-0.795	0.132	-6.021	< 0.0001	-1.057	-0.533
STD WS	0.000	0.000				
STD WD	-0.284	0.044	-6.385	< 0.0001	-0.372	-0.195

12.2.3 Stegvis multipel linjär regression:

No. of variables	Variables	Variable IN/OUT	Status	MSE	R ²
1	Fo	Fo	IN	285.434	0.737
2	Fo / STD WD	STD WD	IN	206.129	0.812
3	Fo / RH / STD WD	RH	IN	179.512	0.838
4	Fo / Temp / RH / STD WD	Temp	IN	145.657	0.870



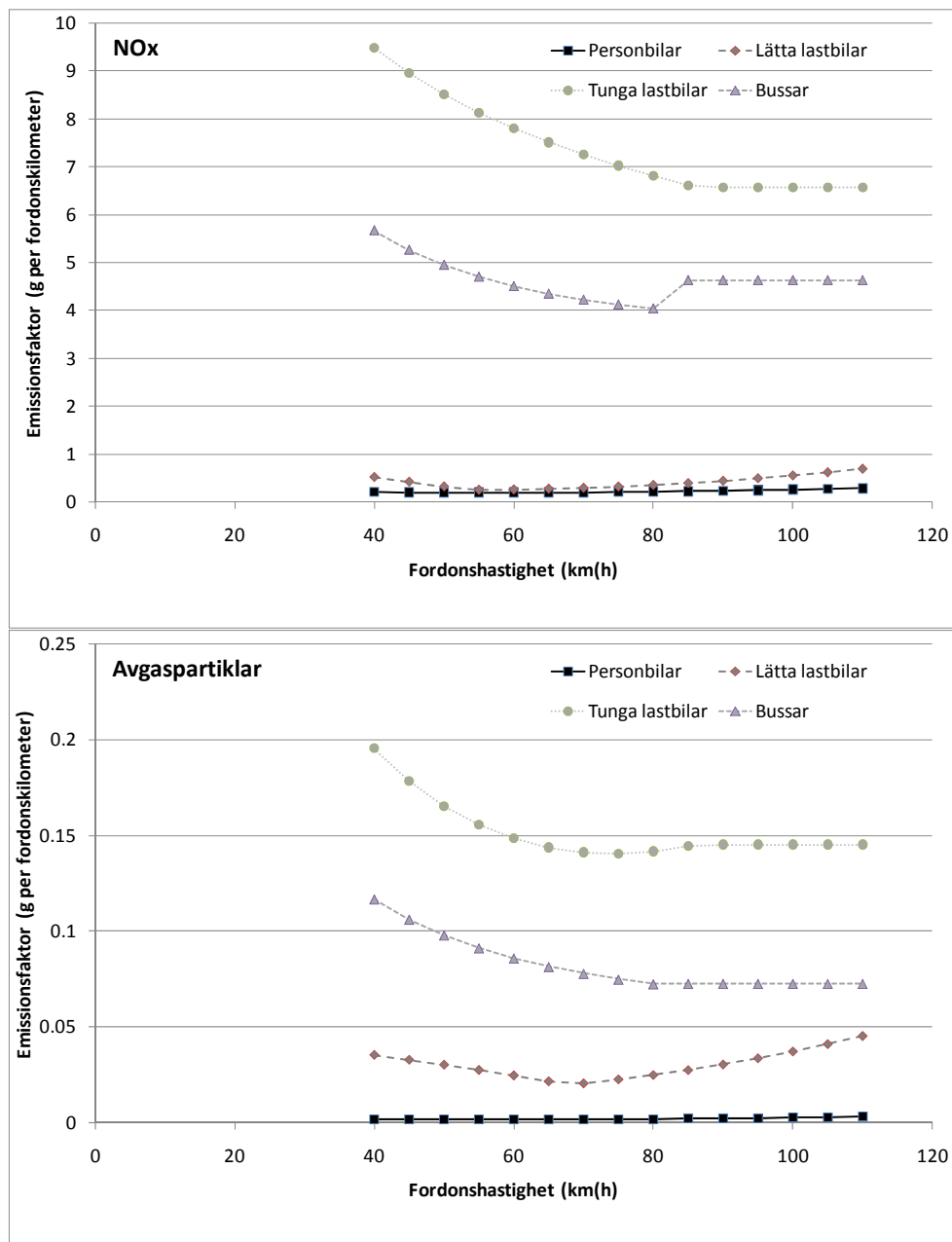
Figur 25. Standardiserade regressionskoefficienter för mätplats NO under torra vardagar.



Figur 26. Jämförelse av uppmätta (y-axel) och beräknade (x-axel) PM_{10} -halter med regressionsmodellen för mätplats NO under torra vardagar.

13 Bilaga 4. Emissionsfaktorer för beräkning av trafikens bidrag till halterna längs E18

Emissionsfaktorerna som redovisas i Figur 27 (och tabellerna nedan) avser år 2009 och är hämtade direkt från Artemismodellen utan korrigeringar för att fordonsammansställningen skiljer något mellan Stockholm och Sverige som helhet. Stockholmsregionens fordonspark är lite modernare och har därmed något lägre utsläpp per fordonskilometer jämfört med genomsnittet för Sverige. Av tabellerna nedan framgår att emissionsfaktorerna för hastigheter lika med och lägre än 80 km/h avser mer ryckigt körmonster, inte fritt flödande trafik, vilket sannolikt är mer representativt för E18 i alla fall för riktigt låga hastigheter såsom 40 km/h. Ingen hänsyn har tagits till vägens lutning. I höjd med Kyrkskolan är lutningen inte viktig men vid Danderyds sjukhus har den betydelse för emissionerna även om de ökade emissionerna från norrgående fordon på grund av uppförslutet delvis motverkas av nedförslutet för södergående fordon.



Figur 27. Emissionsfaktorer för NO_x och avgaspartiklar som funktion av fordonshastigheten (Artemis).

13.1 Personbilar

Enhet: gram per fordonskilometer.

hastighet	NO _x	PMavg	
40 km/h	0,2176	0,0022	Heav/saturated/stop&go
45 km/h	0,2095	0,0021	Heav/saturated/stop&go
50 km/h	0,2043	0,0020	Heav/saturated/stop&go
55 km/h	0,2018	0,0020	Heav/saturated/stop&go
60 km/h	0,2014	0,0020	Heav/saturated/stop&go
65 km/h	0,2034	0,0020	Heav/saturated/stop&go
70 km/h	0,2078	0,0020	Heav/saturated/stop&go
75 km/h	0,2136	0,0021	Heav/saturated/stop&go
80 km/h	0,2206	0,0022	Heav/saturated/stop&go
85 km/h	0,2287	0,0023	Freeflow
90 km/h	0,2380	0,0025	Freeflow
95 km/h	0,2484	0,0027	Freeflow
100 km/h	0,2602	0,0029	Freeflow
105 km/h	0,2734	0,0032	Freeflow
110 km/h	0,2882	0,0035	Freeflow

13.2 Lätta lastbilar

Enhet: gram per fordonskilometer.

hastighet	NO _x	PMavg	
40 km/h	0,5203	0,0355	Heav/saturated/stop&go
45 km/h	0,4237	0,0329	Heav/saturated/stop&go
50 km/h	0,3264	0,0303	Heav/saturated/stop&go
55 km/h	0,2579	0,0275	Heav/saturated/stop&go
60 km/h	0,2644	0,0246	Heav/saturated/stop&go
65 km/h	0,2777	0,0215	Heav/saturated/stop&go
70 km/h	0,2977	0,0204	Heav/saturated/stop&go
75 km/h	0,3242	0,0225	Heav/saturated/stop&go
80 km/h	0,3571	0,0248	Heav/saturated/stop&go
85 km/h	0,3965	0,0274	Freeflow
90 km/h	0,4424	0,0304	Freeflow
95 km/h	0,4947	0,0337	Freeflow
100 km/h	0,5535	0,0373	Freeflow
105 km/h	0,6189	0,0412	Freeflow
110 km/h	0,6907	0,0455	Freeflow

13.3 Tunga lastbilar

Enhet: gram per fordonskilometer.

hastighet	NO _x	PMavg	
40 km/h	9,4930	0,1954	Heav/saturated/stop&go
45 km/h	8,9604	0,1784	Heav/saturated/stop&go
50 km/h	8,5133	0,1653	Heav/saturated/stop&go
55 km/h	8,1323	0,1555	Heav/saturated/stop&go
60 km/h	7,8032	0,1484	Heav/saturated/stop&go
65 km/h	7,5147	0,1437	Heav/saturated/stop&go
70 km/h	7,2577	0,1411	Heav/saturated/stop&go
75 km/h	7,0252	0,1405	Heav/saturated/stop&go
80 km/h	6,8110	0,1416	Heav/saturated/stop&go
85 km/h	6,6101	0,1445	Freeflow
90 km/h	6,5712	0,1452	Freeflow
95 km/h	6,5712	0,1452	Freeflow
100 km/h	6,5712	0,1452	Freeflow
105 km/h	6,5712	0,1452	Freeflow
110 km/h	6,5712	0,1452	Freeflow

13.4 Bussar

Enhet: gram per fordonskilometer.

hastighet	NO _x	PMavg	
40 km/h	5,6716	0,1166	Heav/saturated/stop&go
45 km/h	5,2677	0,1061	Heav/saturated/stop&go
50 km/h	4,9532	0,0979	Heav/saturated/stop&go
55 km/h	4,7060	0,0912	Heav/saturated/stop&go
60 km/h	4,5099	0,0859	Heav/saturated/stop&go
65 km/h	4,3534	0,0815	Heav/saturated/stop&go
70 km/h	4,2278	0,0779	Heav/saturated/stop&go
75 km/h	4,1265	0,0749	Heav/saturated/stop&go
80 km/h	4,0447	0,0725	Heav/saturated/stop&go
85 km/h	4,6348	0,0727	Freeflow
90 km/h	4,6348	0,0727	Freeflow
95 km/h	4,6348	0,0727	Freeflow
100 km/h	4,6348	0,0727	Freeflow
105 km/h	4,6348	0,0727	Freeflow
110 km/h	4,6348	0,0727	Freeflow



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>