

Självständigt arbete i tillämpad miljövetenskap 30 hp

Luftburna partiklar från E18 i Danderyd
och dess påverkan på närliggande skolor

Pernilla Helgesson



SAMMANFATTNING

Luftburna partiklar har visat sig vara skadliga för hälsan eftersom de deponeras i andningsorganen. I dag finns det lagstadgade gränsvärden för partiklar mindre än 10 µm i diameter. På flera trafikerade vägar i Stockholmsområdet överskrids dessa värden. Modellberäkningar har visat att det finns risk för att gränsvärdet överskrids vid tre skolor nära E18 i Danderyd. Syftet med detta arbete var att mäta halten partiklar vid två av skolorna, för att besvara hur de två skolorna påverkas av trafiken på E18. Min hypotes var att utsläppen från motorvägen är det som dominerar partikelhalten vid skolorna, men på grund av ventilationssystemet kommer dessa partiklar inte att påverka luften inne i skolan.

Mätningarna pågick under två perioder, 25 mars till 2 april (Kyrkskolan) och 21 till 24 april (Mörbyskolan) och gjordes både på skolornas ute- och inneluft, samt vid stationer nära E18 på båda sidor om vägen. De mätinstrument som har använts är TEOM, LightHouse och Dust-Trak, för mätning av masskoncentrationen av partiklar mindre än 10 µm, samt en partikelräknare P-Trak för partiklar 0,02 - 1 µm. Utsläppen från trafik kan generellt delas upp i två grupper: små partiklar (<1µm) kommer från avgaser medan större partiklar kommer från vägslitage. Under mätperioden registrerades även meteorologiska data (vindhastighet, vindriktning och den relativa luftfuktigheten) från en mätstation vid E18 nära Kyrkskolan.

Resultaten har visat att vindriktningen har stor betydelse för partikelhalterna vid skolorna. Detta kan förklaras av skolornas geografiska positioner i förhållande till E18. Undersökningen av skolorna har visat att vid östliga vindar påverkas Kyrkskolan mycket lite av vägen då den ligger på en höjd, trots att den ligger på den västra sidan om vägen. Partikelkoncentrationen vid vägen är högre än den vid skolan med en faktor 4-7. Vid sydvästliga vindar vid Mörbyskolan har den östra sidan om vägen högre värden än den västra. Mörbyskolan, som ligger på den östra sidan, visar ingen nämnvärd skillnad för partikelkoncentrationen mellan E18 och skolan. Den är troligtvis även påverkad av lokala källor.

Båda skolorna har ett ventilationssystem som gör att utomhusluften inte påverkar skolornas inomhusluft i alltför hög grad. Ventilationssystemet avskiljer 50 - 90 % av antalet partiklar och 55 - 80% av massan partiklar avskiljs. Resultaten indikerar på att avskiljningsgraden är beroende på vindriktningen, vilket kan förklaras med att filtren är mer effektiva att skilja av de minsta och de största partiklarna som främst kommer från utsläppen från trafiken på E18.

Vid en jämförelse mellan Dust-Trak och TEOM visade mätningarna att de inte korrelerade, som de borde om instrumenten skulle mäta samma partikelfraktioner. (Korrelationsfaktorn var 0,07.) Den mest sannolika förklaringen är att Dust-Trak inte registrerar de stora partiklarna, som dominerar utsläppen från trafiken på E18. Med hänsyn till detta har PM₁₀ halterna vid skolorna underskattats med Dust-Trak instrumenten. Men samtidigt bedöms avskiljningsgraden av ventilationssystemen vara något högre än de faktiskt uppmätta med Dust-Trak eftersom filtren generellt sett är effektivare att skilja av de större partiklar som instrumentet registrerat.

Nyckelord: PM₁₀, antalskoncentration, uteluft, inneluft, Dust-Trak, TEOM

Bild på framsidan; E18 i norrgående riktning utanför Kyrkskolan, foto av Lars Törnquist

ABSTRACT

Studies show that airborne particles have negative health effects on humans since they are deposited in the human respiratory system. Because of this there is a statutory threshold value for particles less than 10 μm in diameter. On several busy highways in the Stockholm area this value for particles is exceeded. Calculations of dispersion have shown that there is a risk that three schools close to E18 highway in Danderyd exceed this value. The purpose of this investigation was to measure the concentration of particles near two of those schools to find how the schools are affected by the traffic at E18. The hypothesis was that the emissions from the traffic are the ones dominating the school areas, but because of the ventilation system this does not affect the indoor environment.

Measurements have been performed during two periods, 25th March to 2nd of April at Kyrkskolan and 21th to 24th of April at Mörbyskolan. Particle concentrations were measured in both outdoor and indoor air, and close to E18 highway. The instruments used to measure particles less than 10 μm are TEOM, LightHouse and Dust-Trak. For smaller particles, less than 1 μm , a P-Trak particle counter has been used. The emissions from the highway consist of both small particles produced by combustion and bigger particles that are caused by road wear. Under the measurement period meteorological data (wind speed, wind direction and the relative humidity) has also been measured.

The results have shown that the wind direction is of crucial importance for how the particle dispersion affects the schools. This can be explained by their geographical positions. The investigation has shown that Kyrkskolan in easterly winds is not affected by the road, even though it is located on the western side of the road. The values of the particle concentration at the road are larger than those at the school by a factor 4-7. In southwesterly winds Mörbyskolan, at the eastern side of the road, is affected by the emissions from the traffic. The results show no difference in PM_{10} (Dust-Trak) between the highway and Mörbyskolan. The particle levels at Mörbyskolan is probably also affected by local sources.

The comparison between the outdoor and indoor air has given a good indication that the schools ventilation system collect most of the particles from the outdoor air. The ventilation system collect 50 - 90 % of the number of particle concentration and 55 - 80% of the mass of particle concentration are collected. The results indicate that the collection efficiency depends on the wind direction. This can be due to the filters being more effective to collect the smallest and the coarsest particles, which are caused by the traffic emissions at E18.

A comparison of data from Dust-Trak and TEOM has shown that they are not correlated, as they should be since the two instruments measured the same particle sizes (the correlation factor was 0.07 in this comparison). The most likely explanation for this is that the Dust-Trak is not registering the coarse particles, which are dominating the emissions from the traffic at E18.

INNEHÅLL

Introduktion.....	4
Bakgrund.....	4
Partiklar.....	5
Partiklar i inomhusmiljö.....	7
Partiklar och dess hälsoeffekter.....	8
Metod.....	10
Mätinstrument.....	11
Dust-Trak.....	11
P-Trak.....	12
TEOM.....	12
LightHouse.....	12
Mätstation Kyrkskolan.....	16
Mätsstation Mörbyskolan.....	17
Resultat.....	18
Vindriktningens påverkan på partikelkoncentrationen.....	19
Kyrkskolan.....	20
Mörbyskolan.....	24
Påverkan på ventilationssystemet.....	26
Avslutande Diskussion.....	29
Slutsatser.....	30
Tack till!.....	30
Appendix.....	31
A – Miljö kvalitetsnormer för luftkvalitet.....	31
B – Vindriktning Kyrkskolan.....	32
C – Vindriktning Mörbyskolan.....	33
D- Överblick över mätperioderna.....	34
Referenser.....	35

INTRODUKTION

I Danderyds kommun norr om Stockholm passerar varje dag 66 000 bilar på E18. År 2006 gjordes det spridningsberäkningar för fyra skolor, som ligger nära E18 i Danderyd. Tre av dessa skolor beräknades överskrida ett lagstadgat gränsvärde för luftkvalité (miljökvalitetsnormen för PM_{10}) i de delar av skolornas område, som ligger närmast E18 (Eneroth 2006). På grund av begränsad tid har mätningar inte gjorts vid alla tre skolorna utan två av dessa. Syftet med detta arbete var att besvara frågan hur de två skolorna påverkas av trafiken på E18 när det gäller utomhusmiljön och inomhusmiljön. Andra frågor som kommer att besvaras är hur vinden påverkar spridningen av partiklarna och vilken betydelse skolans läge har. Hypotesen var att emissionerna från vägen är de som dominerar vid skolorna, men på grund av ventilationssystemet kommer dessa partiklar inte att påverka luften inne i skolan.

BAKGRUND

Luften är livsviktigt för alla och att vistas i miljöer där luftkvalitén är dålig har visat sig vara en hälsofara. I en historisk tillbakablick från IVL berättas om "the Great smog" en dag i London 1952 då höga luftföroreningshalter och kyla lagt sig som ett inversionslager över staden och det gick inte ens att köra bil eftersom att sikten var så dålig. Det uppskattas att det dog 4 000 människor den dagen och ytterligare 8 000 tros ha dött veckorna efteråt till följd av "the Great smog". Detta blev upprinnelsen till att mäta luftkvalité i Sverige. Den första luftundersökningen gjordes i Göteborg under slutet av 1950-talet (IVL 2004). Den främsta orsaken var hälsopåverkan, som det fortfarande är idag. Vid mätningar av luftkvalité mäts bland annat partiklar, som har visat sig skadliga vid inandning.

De partiklar som mäts är små och luftburna och kan vara fasta eller i vätskefas. Då de är suspenderade i en gas kallas de aerosoler (Hinds 1999). Aerosoler kan bestå av flera olika joner samt organiska föroreningar. Då partiklar i stort sett alltid finns i luften betyder det att luften är en aerosol (Kristensson 2005). Vid undersökningar av luftkvalité mäts partiklar oftast som massa per kubikmeter luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), det vill säga masskoncentrationen. Vid mätningar av masskoncentration avgränsas partiklarna med dess storlek och benämns som PM_{10} , $PM_{2,5}$ och PM_1 . Detta betyder att det är alla partiklar, som har en diameter på mindre än 10, 2,5 respektive 1 μm . I vissa fall är det bättre att mäta partikelyta ($\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$) eller antal partiklar per volymenhet (antal partiklar/ cm^3).

År 2003 kom det ut ett faktablad om att mängden luftburna partiklar måste minska i Stockholms län (Länstyrelsen i Stockholms län 2003). Grunden för faktabladet var att miljökvalitetsnormen, MKN, för partiklar började gälla år 2005 i januari. MKN finns i Sveriges lagstiftning i miljöbalken och bygger på EU-direktiv. MKN för partiklar är ett gränsvärde, vilket betyder att det är ett värde som är juridiskt bindande. För partiklar finns det en miljökvalitetsnorm för PM_{10} , den säger att partiklarnas masskoncentration på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ inte får överskridas på ett år och per dygn gäller medelvärdet 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket inte får överskridas mer än 35 gånger per år. Detta gränsvärde skulle ha uppnåtts senast den 31 december 2004. (Se appendix A för en närmare beskrivning av miljökvalitetsnormer.)

Problemet med att mängden partiklar överskrider lagstadgade normer kvarstår och i februari 2009 har Sverige tillsammans med nio andra länder fått en varning för överskridandet av MKN för PM_{10} , som är de partiklar vilka är mindre än 10 μm i diameter (2009-02-04 www.itm.su.se aktuellt). Då kommunerna är ansvariga för att MKN för PM_{10} inte överskrids var resultatet av spridningsberäkningen för skolorna vid E18 i Danderyd (Eneroth 2006) en viktig indikator på att åtgärder bör vidtas. En viktig källa för partiklar PM_{10} är vägtrafiken och dess slitage på vägarna, där dubbdäcken har visat sig vara en stor orsak. Höga halter av partiklar förekommer vid vägar med mycket trafik. Halten partiklar varierar och är beroende av vindriktning,

vindhastighet och vägbanans fuktighet, samt av fordonens hastighet. En beräkningsstudie har visat att en minskning av hastigheten ger minskade partikelutsläpp (Lövenheim B. 2008). Därför beslutade vägverket att ge Stockholm Luft och Buller (SLB) i uppdrag att mäta luftkvaliteten längs E18 under våren 2009 för att se om en miljöstyrd hastighetsreglering är en möjlig åtgärd för att minska halten partiklar.

PARTIKLAR

Vid mätningar av luftburna partiklar avgränsas de ofta med storlek. En vanlig storleksklassificering är att dela upp partiklarna i tre grupper; ultrafina, fina och grova partiklar. I detta arbete kommer partiklarnas diameter att jämföras. Ultrafina partiklar är små partiklar mindre än 0,1 μm i diameter, fina partiklar mindre än 2,5 μm och grova partiklar har en storleksdiameter mellan 2,5 μm och 10 μm . PM_{10} innefattar alla partiklar mindre än 10 μm och $\text{PM}_{2,5}$ de fina och ultrafina partiklarna. Partiklarnas storlek och den kemiska sammansättningen kan ge viktig information om dess källor, samt hur de deponeras. Deponering är de processer som överför ämnena till markytan under torra förhållanden (Rodhe 1997).

Kunskapen om deponeringsmekanismerna är viktig för att förstå hur det går att rena luften från partiklar, samt hur partiklarna påverkar vår hälsa. Deponeringsmekanismer påverkar också partiklarnas livstid i atmosfären, vilket är en viktig faktor för hur långt de transporteras. Deponeringsprocesserna är diffusion, sedimentation och impaktion. Det sistnämnda är den tröghet som stora partiklar får vilket gör att de lättare avsätts vid ytan. Diffusion är den slumpmässiga process, som innebär att partiklarna krockar med gasmolekyler och på så sätt rör de sig åt olika håll (Rodhe 1997).

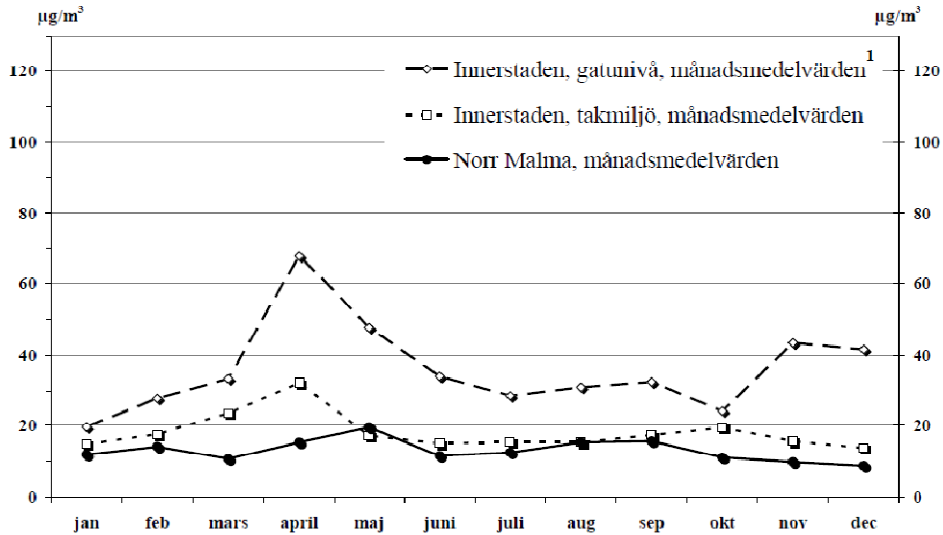
De ultrafina partiklarna avsätts oftast genom diffusion. En viktig källa för ultrafina partiklar är avgaser från bensen och dieseldrivna fordon. Om inte de ultrafina partiklarna diffunderar krockar de med andra småpartiklar och blir större, vilket gör att de till slut kommer att tillhöra en annan storleksfraktion.

De fina partiklarna innefattar även de ultrafina partiklarna samt en mellanfraktion, vilken ackumuleras i luften. Mellanfraktionen består av partiklar i storleken ca 0,2 – 1 μm . Dessa partiklar deponeras inte särskilt väl under torra förhållanden då de är för lätta att sedimentera och för tunga för att diffundera. Detta gör att partiklarna ofta färdas långt och därför kallas de långtransporterade partiklar. För att dessa partiklar ska "tvättas" ur atmosfären avsätts de vid markytan främst med nederbörd (Hinds 1999). Fina partiklar består ofta av sot och oorganiska svavel- och kväveföreningar, som bildas vid förbränning av fossila bränslen. Lokala källor som innefattar fina partiklar är till exempel vedeldning (Areskoug 2004).

De grova partiklarna befinner sig kortast tid i atmosfären då de lätt sedimenterar på grund av tyngdkraften (Rodhe 1997). Deras livstid är bara några timmar eller dagar och den grova fraktionen av partiklar kommer därför från lokala källor, till exempel vägtrafiken. I en rapport från institutet för tillämpad miljövetenskap (ITM), vilken utgår från mätningar och modellberäkningar 1997-2006 i Storstockholm, uppskattas att 70 % av alla PM_{10} emissioner kommer från vägtrafiken (Rapport ITM 175. Johansson 2008). Det betyder att masskoncentrationen partiklar vid trafikerade vägar är högre än i bakgrunden. Detta värde varierar över året, vilket beror på att slitaget på vägarna varierar i och med att dubbdäck används på vinterhalvåret (1 oktober - 30 april). I Figur 1 syns en ökning av PM_{10} från mitten av mars och toppen planar av i mitten av juni. Detta beror på vädret, där mängden nederbörd är viktig. Vid blöta vägbanor minskar koncentrationen av partiklar i luften då partiklarna stannar kvar på vägbanan. När vägbanan torkar upp kommer de partiklar som redan ligger där att virvlas upp av fordon samtidigt som nya partiklar bildas på grund av slitage (LVF 2007). **I Fel! Hittar inte**

referenskälla. Figur 1 är den regionala bakgrunden i Norr Malma och den urbana bakgrunden är innerstadens takmiljö vid Torkel Knutssons gata i Stockholm.

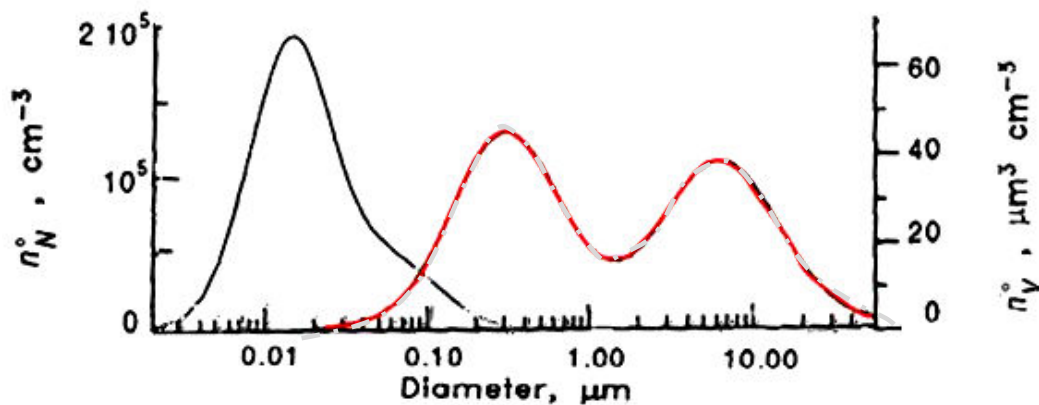
Mätresultat PM₁₀ - år 2006



Figur 1. Variationen av koncentrationen av andningsbara partiklar, PM₁₀ under år 2006 (SLB-analys 2007).

Beroende på om luftkvalité mäts i staden, på landet eller ute på havet kommer partiklarnas storleksfördelning att se olika ut. I staden, eller i den urbana miljö, utgör skillnaden mellan den urbana bakgrundshalten och halten på landsbygden (den regionala) ett mått på hur mycket de lokala källorna bidrar med. När det gäller storleksfördelningen skiljer sig den urbana bakgrunden mot den regionala. Vid en antalsfördelning har den urbana bakgrunden flest ultrafina partiklar och för den totala massan eller volymen dominerar den grova- och mellanfraktionen, se Figur 2.

Storleksfördelning för urbanluft



Figur 2. Storleksfördelning för urban luft, den vänstra y-axeln och den svarta kurvan i diagrammet visar antalsfördelningen. Den högra y-axeln och den sträckade kurvan volymsfördelningen. Partikelstorleken går från 0,001 - 100 µm. Bilden är bearbetad (Seinfeld 2006).

PARTIKLAR I INOMHUSMILJÖ

Partiklar inomhus skiljer sig från dem utomhus för att de har andra källor. De påverkas inte i samma utsträckning av meteorologin och har inga gränsvärden för ickeindustriella verksamheter. De källor som genererar partiklar inomhus är bland annat stearinljus, matlagning, städning, inredning, byggnadsmateriel och de personer som vistas där. Underlag för att sätta ett riktvärde för partiklar inomhus finns ännu inte (Socialstyrelsen 2006). Detta trots att befolkningen i västländerna vistas 80-90% av dygnet inomhus (Hussein T 2004), (Socialstyrelsen 2006).

Ett av Sveriges miljö kvalitetsmål är *God bebyggd miljö*, vilket bland annat ger förhållnings regler för inomhusmiljön. Däri ingår att människor inte ska utsättas för skadliga luftföroreningar. Det finns normer på vilken luftomsättning som ska finnas i en lokal och hur många som får vistas där. På senare tid har partiklar inomhus uppmärksammats framförallt på skolor och förskolor, vilka generellt har högre halter partiklar än bostäder. Det har föreslagits att det ska göras ett uppföljningsprogram för inomhusmiljön i bostäder och skolor vart åttonde år. Programmet för skolorna består av en enkätundersökning, besiktningar och mätningar. En viktig faktor för att få ned antalet partiklar är god ventilation av luften inomhus och bra filter för att rena utomhusluften (Socialstyrelsen b) 2006). Andra övergripande faktorer som påverkar inomhusmiljön är placeringen av byggnaden, dess konstruktion, inredning och underhåll.

VENTILATION

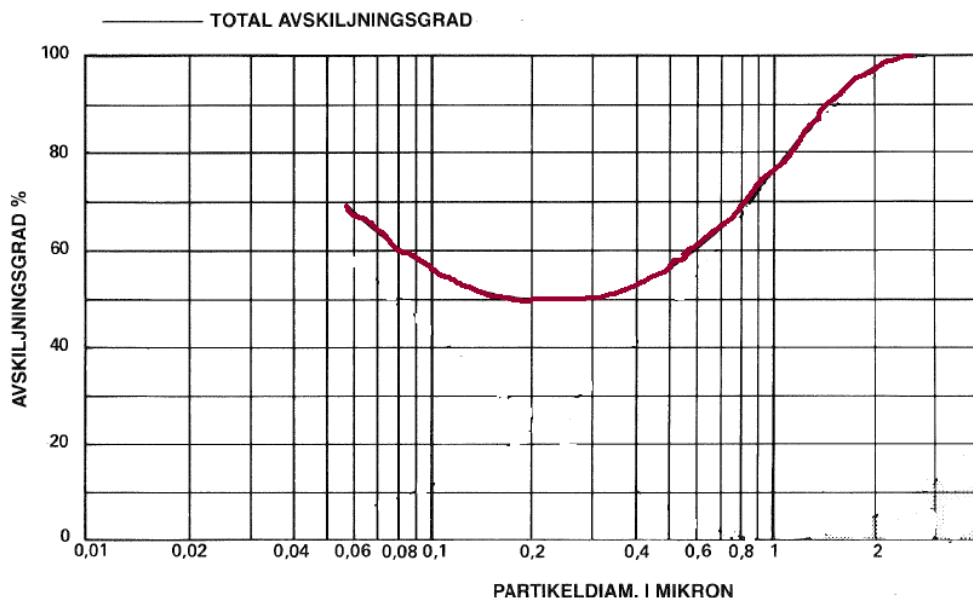
Ventilationen har en stor betydelse både att föra bort de partiklar som genereras inomhus och filtrera bort de partiklar som kommer in med utomhusluften. Det finns olika typer av ventilation, men grunden för all ventilation är att varmluft stiger och kallluft sjunker. Varmluft och kallluft har olika tryck och därigenom bildas det tryckskillnader och detta är ett naturligt fenomen. Äldre byggnader har ofta naturlig ventilation, självdrag, vilket betyder att luften tar sig in genom sprickor i byggnaden och ut genom murstocken. Denna typ av ventilation är inte säker utan varierar med årstiderna, då insugning av luft är beroende av temperaturen utomhus. Därför används mekanisk ventilation där det går att kontrollera luftflödet, men även den påverkas något av temperaturen utomhus (Godish 2001).

Luftflödet är viktigt att reglera då luftväxlingen är en del av ventilationen. Tillräckligt luftflöde är viktigt och enligt Godish är det ett luftflöde på 10 L/s per person. Ett luftflöde mindre än det kan orsaka sjuka hus. Arbetsmiljöverkets rekommendationer är ett uteluftsflöde på 7 L/s och person vid stillasittande arbete och ett tillägg på 0,35 L/m². På kontor är vanligtvis det totala luftflödet 15 L/s person och på skolor och förskolor är det lägre. Idag används koldioxidhalten som indikator om ventilationen är tillräckligt effektiv, genom att den indikerar att luftflödet är tillräckligt för det antal personer som vistas i lokalen (Arbetsmiljöverket 2009). Den luft som tillförs ventilationssystemet direkt via ventiler i fasaden kallas uteluft. Då luften utomhus kan vara mer eller mindre förorenad behandlas den genom att den får passera ett eller flera ventilationsfilter. I vissa fall förvärms eller kyls luften innan den får gå ut i lokalerna. Den behandlade luften går ut i lokalerna genom tilluftsdon och kallas tilluft. Att rena uteluften innan den kommer in i lokalen som tilluft är viktigt för att få bort de små partiklarna, som är skadliga för hälsan.

Faktorer som påverkar filters effektivitet är den hastighet partiklarna har när de kommer in i filtret. Detta påverkar effektiviteten för de olika deponeringsmekanismerna. (Se avsnittet om partiklar.) De stora partiklarna som har stor massa kommer att röra sig rakt fram fastän luftströmmen böjer av för att komma runt filtret, detta kallas impaktion. Då kommer partikeln i kontakt med filtret och fastnar. De ultrafina partiklarna beter sig som gaser och kommer att följa luftströmmen när den går över filterfibrerna och spridas ut på dem genom Brownsk diffusion.

Alla filter har en minsta effektivitet vid en viss partikelstorlek. Denna storlek brukar variera mellan 0,05 och 0,5 μm (Hinds 1999) (Godish 2001). Den vanligaste typen av filter är gjorda av fibrer, vilka består av antingen glasfiber eller polymerer. Beroende på fiberdiameter och densiteten varierar filtrets förmåga att fånga luftburna partiklar (Godish 2001). Beroende på filtrets förmåga delas de in i olika klasser; grundfilter, finfilter och mikrofilter.

Lokaler för olika ändamål samt med olika utemiljöer kräver olika typer av filter. Till exempel om lokalen ligger nära en trafikerad väg är det viktigt att ha ett bra filter som sorterar bort bilavgaser och här är finfilter lämpliga. Figur 3 visar ett exempel på hur avskiljningen för syntetiska partiklar i olika storlek kan se ut för ett finfilter med avseende på partikelstorleken. Partikelns form och kemiska sammansättning påverkar också avskiljningsgraden. Ibland är filtret elektrostatiskt laddat, detta gör att det snabbt sätts igen och avskiljningsförmågan minskar, det bör därför bytas ofta. Tilluften bör också vara fuktfri då ventilationen också behövs av byggtkniska skäl för att undvika fuktskador. Inomhusluften tillförs också fukt från människors utandningsluft och våtutrymmen (Antonsson 2005).



Figur 3. Exempel på hur ett filters avskiljningsgrad kan se ut. Omarbetad bild från (Camfil 1997)

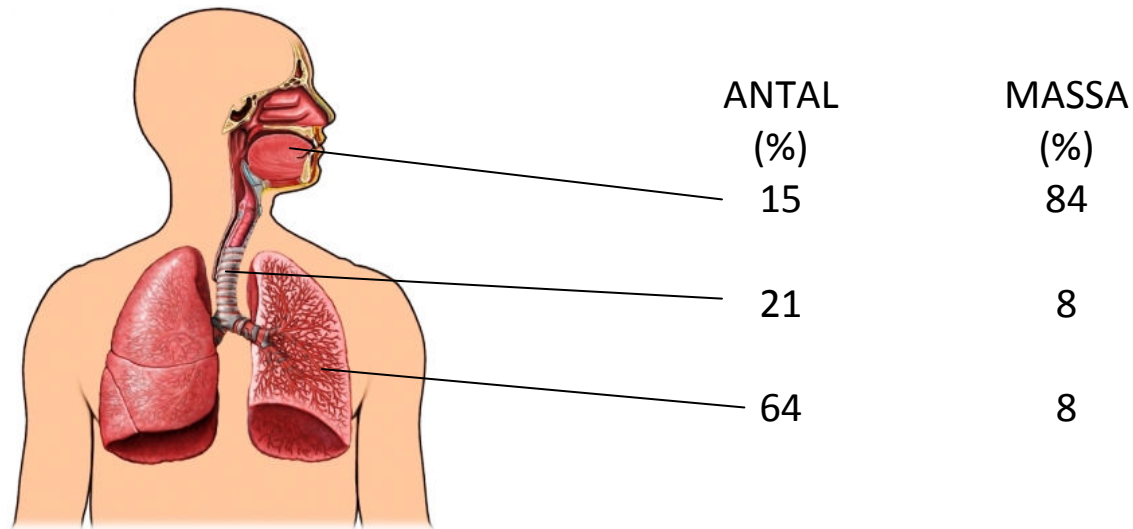
PARTIKLAR OCH DESS HÄLSOEFFEKTER

För att partiklar ska ge negativa hälsoeffekter måste människan exponeras av dem. Faktorer som är av stor betydelse är ålder, hälsotillståndet och rökning. De egenskaper som ger hälsoeffekter är partikelns storlek och kemiska sammansättning (Johansson 2007). I Figur 4 syns ett exempel på hur partiklarnas storlek påverkar var de deponeras i kroppen vid inandning hos en vuxen individ.

Vid en inandning kommer partiklarna att deponeras på olika ställen i kroppen. Detta kommer att se lite olika ut beroende på om partikeldepositionen räknas i antal eller i massa. De stora kommer att fastna i mun- och näshålan på grund av impaktion. Antalet partiklar blir litet i jämförelse med massan som är stor. De luftburna partiklarna som är mindre kommer att fortsätta till bronkerna (luftrören) och lungorna och deponeras genom impaktion eller Brownsk diffusion. Bronkerna har mindre yta än lungorna och mängden partiklar blir färre. Det går att se

att partiklarna i bronkerna är mindre än i munhålan då antalet är högre jämfört med massan. I lungorna kommer de minsta partiklarna att deponeras i alveolerna¹, som ger lungorna en stor yta och möjliggör deponering av ett stort antal partiklar (Voutilainen A 2004).

Upptag av partiklar hos människan



Figur 4. Visar var partiklarna hamnar i kroppen vid en inandning. Jämförelse mellan antal partiklar och massa, en förenkling av en teoretisk beräkning (Voutilainen A 2004). Bilden är från ebscostandard.smartimagebase.com-2009-05-17.

När det gäller den kemiska sammansättningen är det av betydelse om partiklarna är mer eller mindre hygroskopiska². Vid en inandning dras luft in och fuktas i mun eller näsa där det är hög luftfuktighet (Eberhard 2004) och partiklarna kommer då att dra åt sig mycket fukt och växa i storlek. Det påverkar var de kommer att deponeras i kroppen. 70 % av alla partiklar i städerna är organiska det vill säga de är mycket lite hygroskopiska. De flesta av dem kommer från förbränningskällor och är ultrafina eller nanopartiklar.

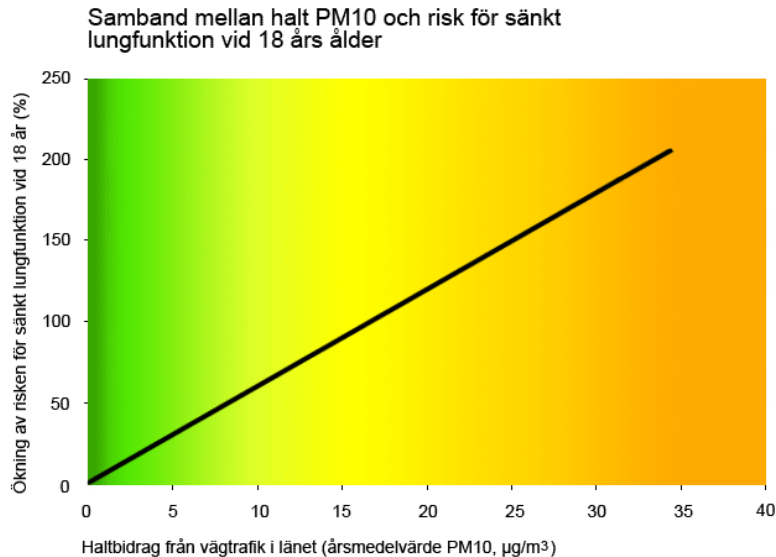
Figur 4 syns det att de flesta partiklarna hamnar i lungan, detta beror till stor del på att lungan har en mycket stor yta. En studie visar att partiklar i storleksordningen ca 0,1 – 1 µm utgör en väldigt liten del av de som deponeras totalt i andningsapparaten (Kreyley WG 1992). De partiklarna hör till mellanfraktionen och är långtransporterade. Partiklars kemiska egenskaper gör att de stannar kvar i lungan eller förs bort med makrofager. Det finns misstankar om att de partiklar, som stannar kvar i alveolerna, kan tas upp av blodet. Kroppens sätt att skydda sig mot luftburna partiklar är att de kan fastna i slem på väg ned, de förs då ut med hjälp av cilier (flimmerhår). Yttre tecken är hostningar och nysningar hos personen. Cilierna hos rökare är ofta förstörda, vilket gör att de är extra känsliga (Eberhard 2004).

Det som anses allvarligast för hälsan bland en hel befolkning är långtidsexponering. För den enskilda individen, till exempel en astmatiker, kan korttidsexponering av höga halter partiklar vara en katastrof (Socialstyrelsen 2006). Detta kan enligt studier orsaka till exempel ökad dödlighet i hjärt- och kärlsjukdomar, lungcancer samt förhöjd sjuklighet hos barn. Partikel-exponering ökar risken för påverkan på luftvägar hos barn samt utveckling av allergi hos barn och astma hos vuxna. Barn är extra känsliga för partiklar då de andas in mer luft per kroppsvikt

¹ Alveoler är små blåsor i lungan som ger lungan sin speciella struktur. I alveolerna sker gasutbytet med kapillärerna och syret förs på så sätt ut i kroppen.

² Partiklarnas benägenhet att dra till sig fukt visar hur hygroskopiska de är.

och har känsligare organ (Socialstyrelsen 2005). Enligt en studie som bygger på en skattning från Children's health study i Kalifornien (Gauderman 2004) visade det sig vara ca fyra gånger så stor risk för sänkt lungfunktion hos 18-åringar som från 10 års ålder bott i områden med 51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ högre halt PM_{10} . SLB's bearbetning av originalresultaten syns i Figur 5.



Figur 5. Samband mellan halt PM_{10} och risk för sänkt lungfunktion vid 18 års ålder. Den lodräta axeln visar ökningen (%) av risken. Den vågräta axeln visar haltbidraget från vägtrafik i Stockholms län. (SLB-analys u.d.)

METOD

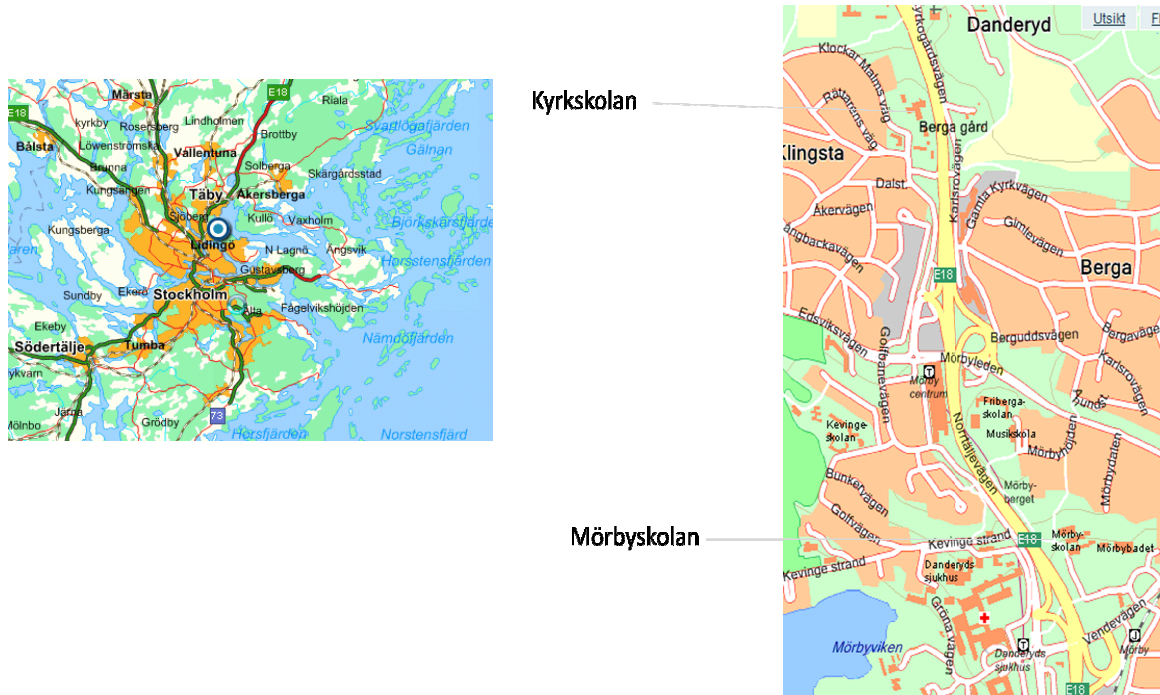
För att besvara frågan hur de två skolorna Kyrkskolan respektive Mörbyskolan påverkas av trafiken på E18 har mätningar utförts på partikelhalten både vid vägen och på ute- och inneluften vid respektive skola. Det sistnämnda för att få en uppfattning om hur väl ventilationen fungerar och hur mycket utomhusluften påverkar halten partiklar som kommer in i skolan. Mätningarna utfördes under två perioder, 25 mars – 2 april och 21 – 24 april 2009. Under båda mätperioderna har meteorologiska data från den östra vagnen utanför Kyrkskolan använts. För att kunna se hur vindriktning påverkar partikelhalten. Under första mätperioden användes Dust-Trak (2st), P-Trak (6 st) och TEOM (2st). Under den andra mätperioden användes Dust-Trak (6st), P-Trak (2st) och LightHouse (2st). Instrumenten har registrerat data varje minut.

Alla mätdata har spolats in i databasen Airviro³ och för alla uträkningar har Microsoft Excel och Airviro använts. I alla jämförelse används ett 15 minuters medelvärde av mätdata. TEOM, LightHouse och Dust-Trak mäter alla PM_{10} , medan P-Trak mäter antalskoncentrationen av partiklar. Det har gjorts jämförelse mellan alla Dust-Trak respektive P-Trak genom att deras insug har placerats så nära varandra som möjligt med tanke på att de ska utsättas för samma partikelkoncentration. För Dust-Trak användes en manifold, som gör att alla Dust-Trak kopplas till samma insug. Mätdata har sedan korrigerats utifrån regression mellan instrumenten genom att ett instrument av typ Dust-Trak respektive P-Trak valdes som referens. För att få en jämförelse mellan alla instrument som mäter PM_{10} har även jämförelse gjorts mellan Dust-Trak

³ Mer information om databasen airviro finns på Airviro-SMHI Homepage, <http://www.indic-airviro.smhi.se/>

– TEOM, Dust-Trak – Light House, TEOM – Light House på liknande sätt. Figur 6 visar var Danderyd är beläget och hur hela mätsträckan ser ut.

Översigtskarta över mätsträckan



Figur 6. Till vänster är en översikt över Stockholm och punkten visar var Danderyd ligger. Till höger är en översikt över försökssträckan med skolorna utmärkta.

MÄTINSTRUMENT

DUST-TRAK



Figur 7. En av de Dust-trak, som användes under mätningarna. Slangen som syns i bild är en typisk Dust-Trak slang

Dust-Trak modell 8520 TSI är ett portabelt instrument, som mäter masskoncentrationen av partiklar. Under dessa mätningar används PM_{10} -insug för att mäta partiklar mellan $0,1-10 \mu m$ i diameter. Dust-Trak är ett optiskt instrument, vilket betyder att den mäter ljusintensitet. Partiklar i luften sprider ljus i alla håll då de belyses med laserljus. En lins i instrumentet samlar in det spridda ljuset. Mängden spritt ljus beror på hur många partiklar det är, tio partiklar sprider tio gånger så mycket ljus som en. Ljusets spridning beror även på storleken på partiklarna, många små partiklar sprider mer ljus än lika många stora partiklar. Intensiteten av mängden spritt ljus från partiklarna bestäms och räknas om till massa per volym (mg/m^3). Luftflödet är $1,7 L/min$. Dust-Trak är kalibrerat med Arizona Test Dust, vilken ska täcka in hela mätintervallet (TSI 2006).

P-TRAK



Figur 8. Två P-Trak under en jämförelse.

P-Trak Ultrafine Modell 8525 är ett portabelt instrument, som räknar antalet partiklar. Mätintervallet är partiklar med diametern 0,02 till 1 μm . P-Trak har en fotodetektor som upptäcker partiklarna. För att de ska bli lättare att räkna behövs iso-propanol, som kondenserar på partiklarna och får dem att växa. Iso-propanol är ett mycket lättflyktigt ämne och är förbrukat efter 8 timmar vid 21°C i den omgivande temperaturen. En P-Trak behövs därför fyllas på kontinuerligt vid längre användning. Detta är en anledning till att instrumentet används främst för korta mätningar. P-Trak har ett luftflöde på 100ml/min vid provtagning (TSI 2009).

TEOM

TEOM, Tapered Element Oscillating Microbalance, är till skillnad från de övriga instrumenten inte portabelt. Den mäter massan partiklar och luftintaget kan ha olika utformning beroende på vilken typ av partiklar som ska mätas. I det här fallet är instrumentet utformat för PM₁₀. Partiklarna sugs in i toppen av instrumentet och avskiljs sedan på ett filter, som är placerat på toppen av en glaskropp som oscillerar. Frekvensen hos glaskroppen varierar beroende på hur stor massa partiklar som kommer in och fastnar på filtret. Genom att frekvensen förändras över tiden går det att räkna om massa per volymenhet för partiklarna istället för massan per tid. En TEOM mäter bara torra partiklar genom att filtret är uppvärmt till 50 grader (SLB-analys 2003).

LIGHTHOUSE

LightHouse Handheld 3016IAQ är ett portabelt instrument, som detekterar partikelhalten genom att mängden spritt ljus omvandlas till elektriska impulser. Utifrån de elektriska impulserna räknar den sedan ut partikelns storlek. Resultatet visas som antalet partiklar och det går att se olika storleksfraktioner. Instrumentet kan även visa masskoncentrationen utifrån antagande om en viss densitet hos partiklarna. De olika storleksfraktionerna är partiklar mindre än 0,3 μm respektive 0,5, 1, 2,5, 5 och 10 μm (LightHouse Worldwide Solutions 2007).

JÄMFÖRELSE AV MÄTINSTRUMENTEN FÖR PM₁₀

Det är tre olika typer av instrument som har använts för att mäta PM₁₀. Dessa instrument har sedan jämförts med varandra. Under de tre jämförelserna har instrumentens insug placerats nära varandra, det vill säga de har registrerat partiklarkoncentrationen från samma typ av luft. För alla mätdata har 15 minuters medelvärde använts.

Under perioden 29 april - 4 maj gjordes en jämförelse mellan Dust-Trak och TEOM i västra vagnen "Kyrskolan" vid E18 Figur 9. Trafikflödet har lagts in som en referens till när partikelkoncentrationen har ett tillskott från trafiken. Det går att se att PM₁₀ mätt med TEOM följer trafikflödet. Skillnaden mellan PM₁₀ (TEOM) och trafiken består i att vindriktningen påverkar. PM₁₀ mätt med Dust-Trak följer inte alls när trafikflödet ökar. Vid ett tillfälle under jämförelsetiden visar Dust-Trak och TEOM ungefär lika stora halter av PM₁₀ trots att halterna är relativt höga. Det är ingen trafik under det här tillfället som inträffar sent på kvällen och natten

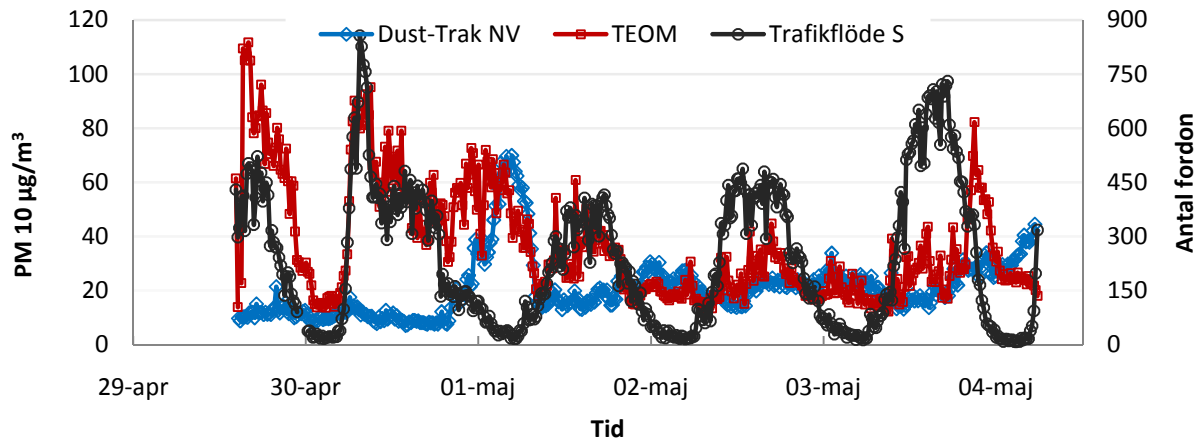
den 30 april. Detta beror endast på att det var det valborgsmässoeldar runt om i Danderyd, se Figur 9. I övrigt korrelerar de inte med varandra. Korrelationskoefficienten för hela perioden var 0,07. Under hela perioden var det torra vägbanor, vilket tyder på att de grova partiklarna från slitaget av vägbanorna dominerade PM_{10} halterna.

Tidigare jämförelser av Dust-Trak och TEOM har visat helt motsatsen nämligen att de korrelerar väl (Chung 2001) (Kingham 2006). I en studie där de jämförts under vinterförhållanden på Nya Zeeland var båda instrumenten inställda på att mäta PM_{10} . Efteråt konstaterades att den största delen av PM under vintern var $PM_{2,5}$. Dust-Trak hade ett 2,73 gånger högre värde än TEOM. I studien fanns det få värden över $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket gör att de inte kunnat dra några slutsatser om relationen mellan Dust-Trak och TEOM ser annorlunda ut vid högre värden (Kingham 2006). Från en annan studie i vintermiljö med $PM_{2,5}$ hade Dust-Trak ungefär en faktor 3 över TEOM (Chung 2001). Vid en luftkvalitetsmätning i Beijing gjordes en jämförelse mellan Dust-Trak och TEOM för både PM_{10} och $PM_{2,5}$ vid en mätstation i förorten (Chan 2005). Mätvärdena var här mycket höga. Jämförelsen visade att TEOM och Dust-Trak korrelerar mycket väl för både PM_{10} och $PM_{2,5}$. Att våra data visar annorlunda har förmodligen sin grund i att vägslitagepartiklar i Sverige har en annan fördelning mellan grova och fina partiklar och en annan kemisk sammansättning än till exempel i Kina. En annan faktor är att Dust-Trak är kalibrerat med Arizona test dust.

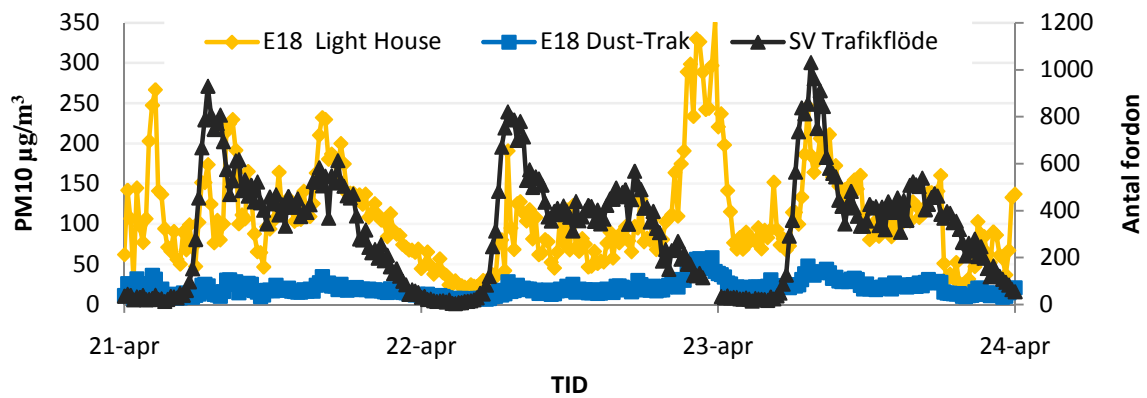
I mätskåpen vid E18 sitter både Dust-Trak och LightHouse. För jämförelsen har tiden valts utifrån Mörbyskolans mätperiod. Mätdata är hämtade ifrån mätskåpet på den östra sidan om vägen vid Mörbyskolan. I Figur 10 syns samma fenomen som vid jämförelsen mellan Dust-Trak och TEOM. Dust-Trak följer inte med i trafiktopparna, vilket tyder på att Dust-Trak inte registrerar den grova fraktionen av partiklarna. Korrelationskoefficienten mellan Dust-Trak och LightHouse är 0,85 och det är ungefär en faktor 5 mellan dem. Då LightHouse är ett mycket nytt instrument har inga tidigare publicerade jämförelser hittats.

Den sista jämförelsen mellan de instrumenten som mäter PM_{10} är mellan TEOM och LightHouse. Då SLB har en mätstation på Hornsgatan som har både TEOM och Light House på samma ställe har denna mätstation använts för jämförelse av dessa instrument. Samma tidsperiod som jämförelsen mellan Dust-Trak och LightHouse har använts. Då ingen trafikräkning var tillgänglig har den inte kunnat tas med. Resultatet av jämförelsen är entydigt, de följer varandra mycket väl. Korrelationskoefficienten är 0,91.

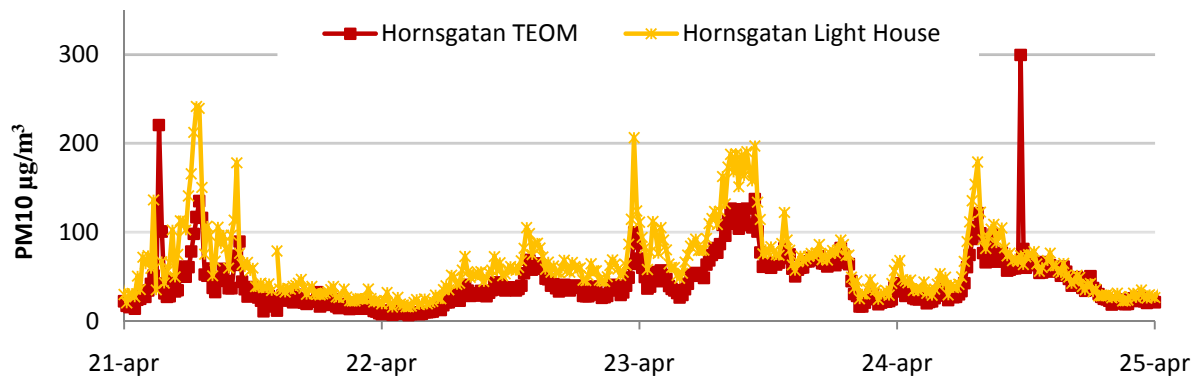
Jämförelse av mätinstrumenten för PM₁₀



Figur 9. Jämförelsen mellan Dust-trak och TEOM i den nordvästra vagnen vid E18 jämfört med trafikflödet i södergående riktning.



Figur 10. Jämförelse mellan LightHouse och Dust-Trak i sydöstra skåpet samt trafikflödet som går



Figur 11. Jämförelse mellan TEOM och LightHouse på Hornsgatan, där instrumenten sitter i samma mätstation.

I Tabell 1 sammanfattas de tre jämförelserna mellan mätinstrument PM₁₀, och ett mått på hur de korrelerar med varandra. Lutningskoefficienten, intercept och korrelationsfaktorn togs fram ur en regression mellan instrumenten. Dust-Trak och TEOM korrelerar inte alls och har en korrelationsfaktor på 0,07, medan Dust-Trak och LightHouse korrelerar betydligt bättre. Skillnaden i korrelationsfaktorer mellan de olika jämförelserna med Dust-Trak beror endast på att det var valborgsmässoeldar under perioden med Dust-Trak och TEOM. Tillgången på mätdata för trafikflödet i jämförelserna med Dust-Trak ger också en stark indikation på att Dust-Trak inte registrerar den grova fraktionen för masspartikelkoncentrationen, det vill säga de partiklar mellan 2,5 - 10µm.

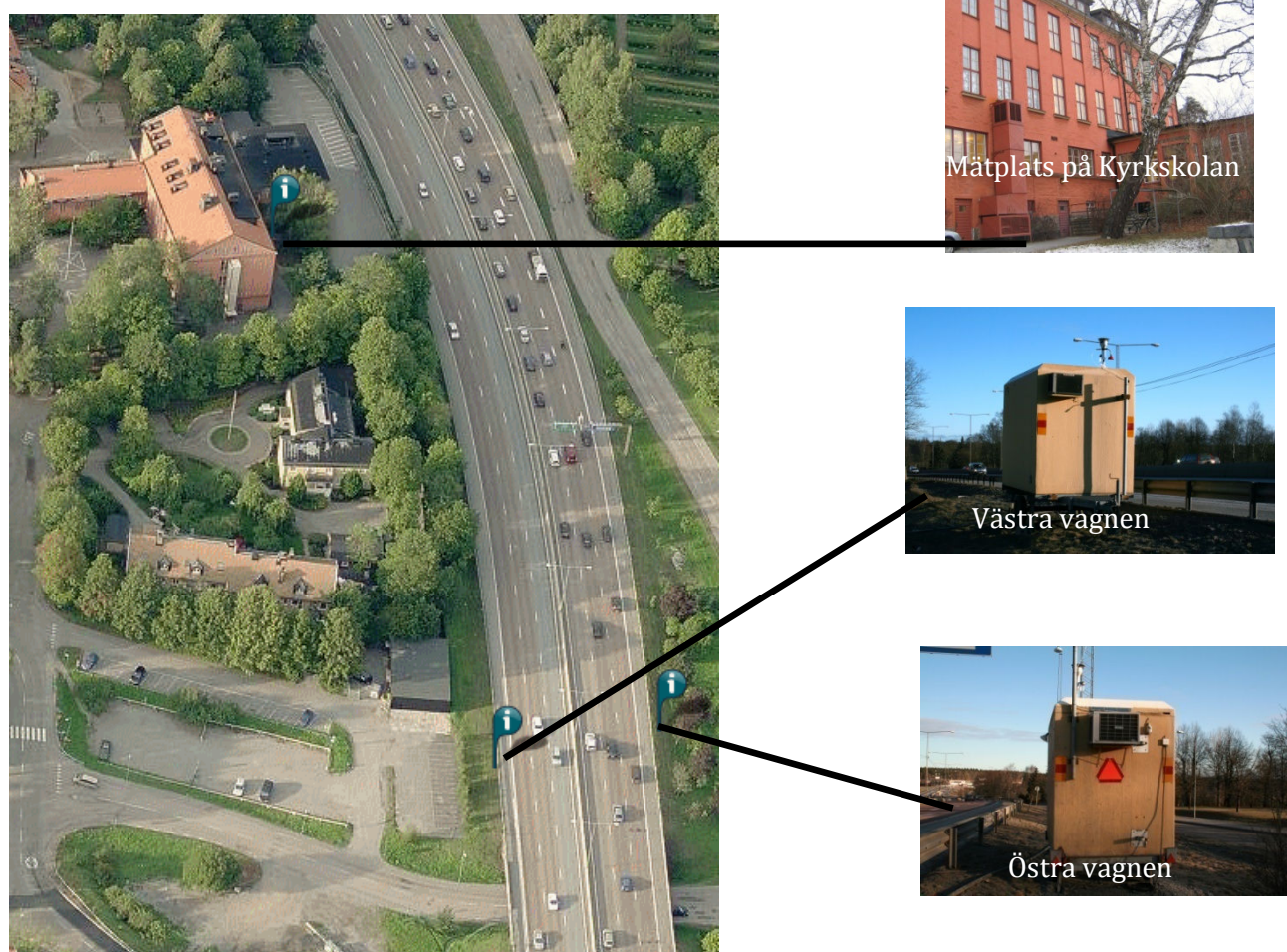
Instrument	Tidsperiod	Plats	Lutningskoefficient	Intercept	Korrelation
Dust-Trak/ TEOM	29 april – 4 maj	Västra vagnen E18 vid Kyrkskolan	-0,14	39,47	0,07
Dust-Trak/ LightHouse	21 – 24 april	Östra skåpet E18 vid Mörbyskolan	5,62	-10,80	0,85
LightHouse/ TEOM	21-24 april	Hornsgatan	1,35	5,57	0,91

Tabell 1. Visar de tre jämförelserna mellan de instrument som mäter PM₁₀ och hur respektive instrument korrelerar med varandra. Lutningskoefficienten, intercept och korrelationsfaktorn togs fram ur en regression mellan instrumenten.

MÄTSTATION KYRKSKOLAN

Kyrkskolan ligger ca 50 m väster om E18 och högt belägen (ca 10 m över vägbanan), se Figur 12. Skolbyggnaden byggdes 1926 och idag har skolan elever från förskoleklass till och med år sex. Nyligen gjordes det en omfattande reovering av ventilationssystemet. Mätningarna vid Kyrkskolan pågick mellan den 25 mars - 2 april 2009.

Mätinstrumenten var placerade på varsin sida om E18 i vagnar, samt i Kyrkskolan se Tabell 2. På skolan var instrumenten satta i fläktrummet i källarplan, som vetter mot E18. Precis utanför är det en personalparkering. Då skolan har flera mindre system för ventilation har mätplatsen valts utifrån vilken sida av skolan, som är mest påverkad av vägen. I fläktrummet var en Dust-Trak och en P-Trak kopplade till uteluften (Figur 12). Antalskoncentrationen av partiklar mättes i tilluften, som är efter ventilationsfilter och luftvärmare. Ventilationsfiltret är ett finfilter av filterklass EU7. Ventilationen är mekanisk och har fläktstyrd till- och frånluft.



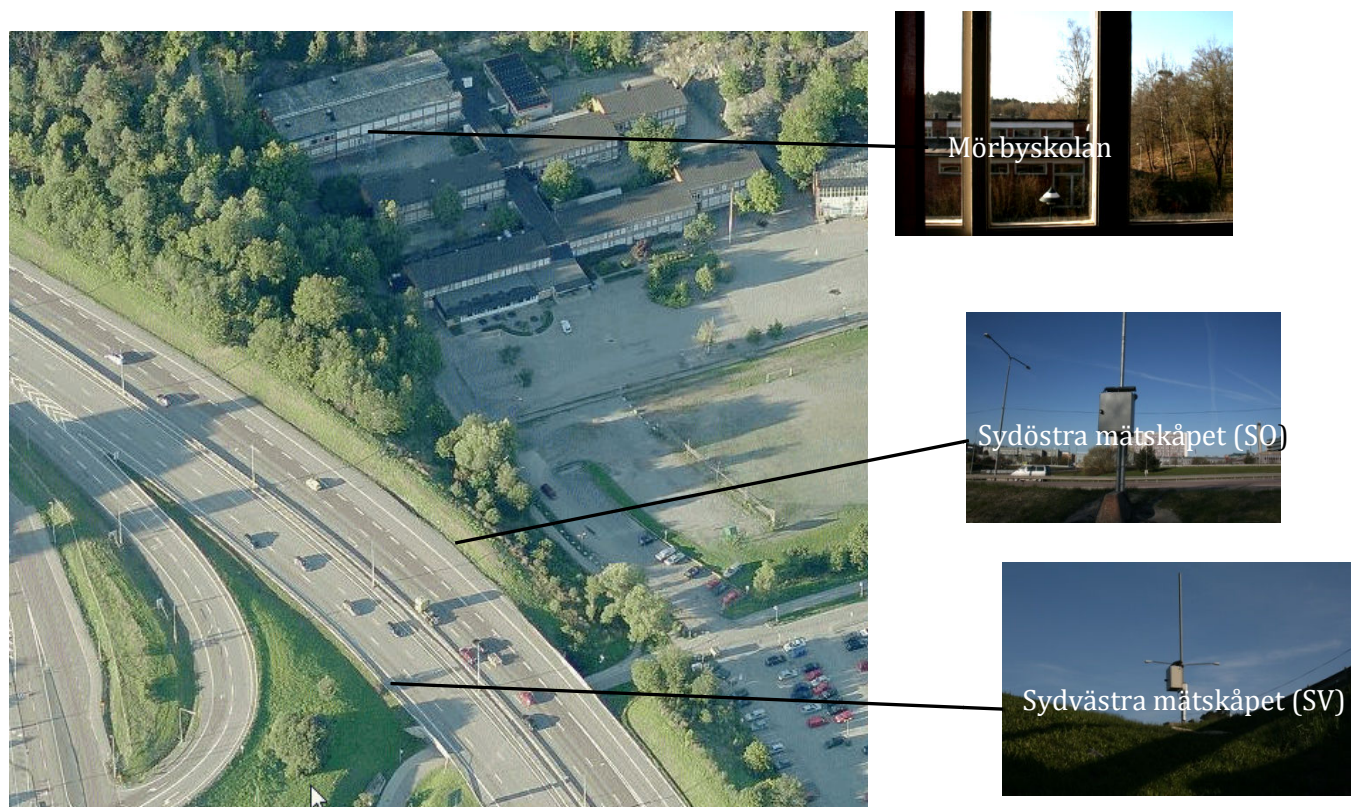
Figur 12. Mätplatser; Kyrkskolan - instrument uppställda i fläktrummet, vagnarna vid E18 har varsin TEOM, som sticker upp ur taket.

E18 Östra vagnen	E18 Västra vagnen	Kyrkskolan	
		Tilluft	Uteluft
	Dust-Trak		Dust-Trak
P-Trak	P-Trak	P-Trak	P-Trak
TEOM	TEOM		

Tabell 2. En översikt över var de olika mätinstrumenten är placerade vid Kyrkskolan.

MÄTSSTATION MÖRBYSKOLAN

Mörbyskolan är lågt belägen i en slänt på östra sidan om E18 mitt emot Danderyds sjukhus se Figur 13 nedan. Skolan har årskurs 7 till 9 och rymmer ca 500 elever samt 60 personal. Skolbyggnaden invigdes 1955 och innehåller flera flyglar. Mätperioden var mellan den 21 till den 24 april. Det var ingen nederbörd under dagtid. Mätinstrumenten var placerade i aulan, vilket är på övervåningen i den tredje flygeln. Då skolan har flera mindre ventilationssystem var mätplatsen vald utifrån att den vetter mot E18, samt att den var lättast att få tillgång till. Uteluften togs från fönstret och tilluften från ett deplacerat tilluftsdon⁴ inne i aulan. Den tilluft som då mättes var den som går direkt ut i rummet. Instrumenten var igång ca klockan 8 - 15. Mätinstrumenten var placerade enligt Tabell 3.



Figur 13. Mörbyskolan med respektive mätplatser.

E18 Västra skåpet	E18 Östra skåpet	Mörbyskolan	
		Tilluft	Uteluft
Dust-Trak	Dust-Trak	Dust-Trak	Dust-Trak
Light House	Light House	P-Trak	P-trak

Tabell 3. Mätinstrumentens placering vid Mörbyskolan.

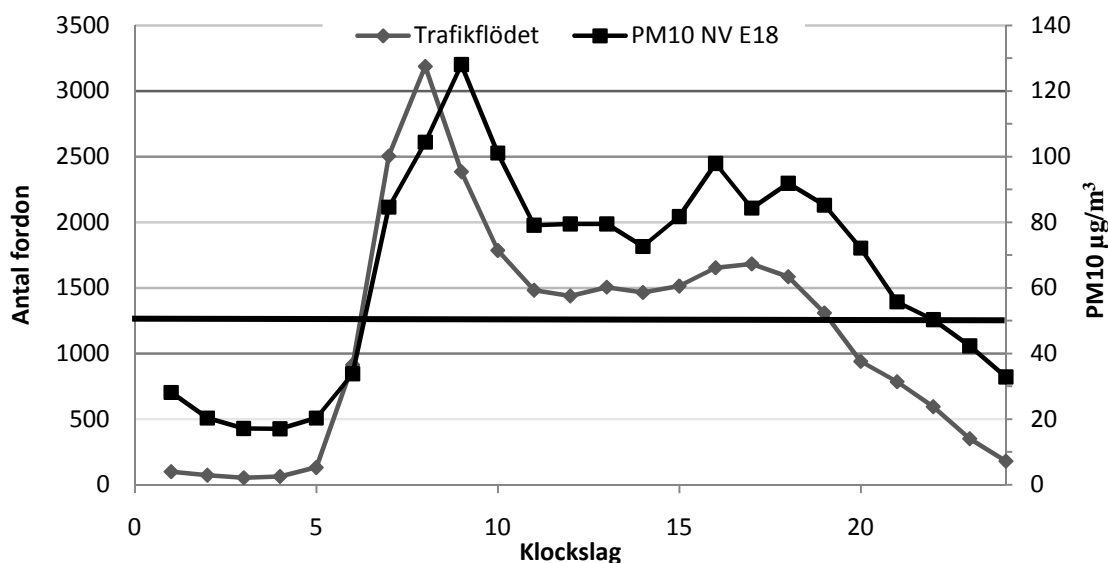
⁴ Deplacerade tilluftsdon- är don, som kan vara placerade fritt på golvet eller byggas in i väggar. Från dem strömmar luft, vilken oftast är svalare än rumtemperaturen med låg hastighet ut över golvet,.

RESULTAT

Det stora antalet fordon som trafikerar vägarna är den faktor som gör att partikelhalten ökar, vilket denna och tidigare studier har visat (Fischer 2000, Janssen 2001). Enligt studien från Nederländerna, gjorda på skolor var sambandet mellan mycket trafik och ökning av partikelhalten tydligt för $PM_{2,5}$ både utomhus och inomhus (Janssen 2001). Studien, som gjordes på flera bostäder i Amsterdam på PM_{10} och $PM_{2,5}$ visade att utomhusluften var 15-20% högre partikelkoncentration i hem nära trafikerade gator jämfört med hem nära lågtrafikerade gator (Fischer 2000). Både Kyrkskolan och Mörbyskolan ligger mycket nära E18, ca 50 m. Avståndet till vägen har stor betydelse för påverkan av partiklar, det visar studien från Nederländerna. Där hade de skolor som låg ca 50 m från vägen ungefär 20-50% högre koncentration partiklar än de på 400 meters avstånd (Janssen 2001).

Vid en jämförelse (se Figur 14) mellan trafikflödet i södergående riktning och halten PM_{10} vid E18 syns det att kurvorna följer varandra med en viss förskjutning. Vilken beror på hur vindriktningen har varit fördelad under timmarna samt att trafikflödet endast visar trafiken i södergående riktning. Mätdata är tagna från TEOM i den västra vagnen vid E18 under perioden 23 mars till och med 7 maj 2009, vilket motsvarar 7 veckor. Jämförelsen har bara med data från måndagar till torsdagar. Dessa dagar har samma trafikflödestoppar, medan fredagar har en mer utspridd rusningstrafik. Den första toppen visar morgonrusningen och den andra kvällsrusningen. Trafikflödet för kvällsrusningen följer inte riktigt kurvan för PM_{10} . Det beror på att trafikflödet bara är registrerat i södergående riktning det vill säga in mot Stockholm stad och under kvällen åker de flesta bilarna från innerstan i norrgående riktning.

Koncentrationen för PM_{10} är högst under året i perioden mars till och med april (SLB-analys 2007) och då finns det en risk att gränsvärdet för PM_{10} överskrids. Dygnsmedelvärdet för PM_{10} är inlagt som ett svart sträck i Figur 14, vilket visar att partikelkoncentrationen ligger över gränsvärdet dagtid under denna period. Det indikerar att det är en risk för att gränsvärdet för PM_{10} överskrids vid E18 i Danderyd. Då gränsvärdet får överskridas 35 gånger år behövs det att mätningar utförs under ett helt år.



Figur 14. Dygnsmedelvärde måndagar – torsdagar under perioden 23 mars - 7 maj för den nordvästra stationen på E18. Koncentrationen partiklar är från TEOM och trafikflödet all trafik i södergående riktning. Det svarta sträcket visar gränsvärdet för PM_{10} .

I denna undersökning gjordes mätningar under perioderna 25 mars till den 2 april (Kyrkskolan) och 21 - 24 april (Mörbyskolan). Mätvärdena mellan de olika perioderna kan inte jämföras eftersom att de meteorologiska förhållandena skilde sig väsentligt. Under mätperiod "Kyrkskolan" var det mestadels västliga vindar, men under fredagen den 27 mars var det östliga vindar. Den 25, 26 och 27 mars låg utetemperaturen under noll och det låg snö på marken. Vägbanan var relativt torr under dagarna. Den 27 mars kom det nederbörd i form av snö någon gång efter lunch. Den 30 mars - 2 april låg temperaturen över noll och ingen nederbörd dagtid har antecknats. Under mätperiod "Mörbyskolan" var det östliga respektive sydvästliga vindar, temperaturen var över 10 plusgrader på dagen. Det var ingen nederbörd under dagtid. En annan faktor som skiljer mellan de båda mätperioderna är att dubbdäcksandelen var 60 - 70 % för "Kyrkskolan" och 30 % för Mörbyskolan⁵. Slitage av dubbdäck ökar andelen stora partiklar, vilket medför att PM₁₀ halterna blir högre. Tabell 4 och 5 nedan visar 90-percentilen av 15 minuters medelvärden för varje dag klockan 7-19 för båda mätperioderna. Nittio-percentilen är det värdet som överskrids av endast 10 % av värdena. Vid en jämförelse mellan tabellerna går det att se att mätperioden "Kyrkskolan" har något högre värden än mätperiod "Mörbyskolan".

Mätperiod Kyrkskolan

Dag	TEOM PM ₁₀		Dust-Trak PM ₁₀
	NV	NO	NV
25 mars	270	322	79 [^]
26 mars	140	277	44
27 mars	312	36	97*
30 mars	40	165	29
31 mars	53	162	19
1 april	179	163	48
2 april	79	334	27

Tabell 4. 90-percentilen för halten partiklar (15 minuters medelvärden) varje dag för respektive instrument och station. [^] 20 st värden saknas. * Endast värden fram till och med klockan 10:15.

Mätperiod Mörbyskolan

Dag	LightHouse PM ₁₀		Dust-Trak PM ₁₀	
	SO	SV	SO	SV
21 april	211	187	26	24
22 april	119	187	23	31
23 april	185	115	40	25
24 april	152	81	28	17

Tabell 5. Visar 90-Percentilen för halten partiklar (15 minuters medelvärden) för de olika mätstationerna vid Mörbyskolan för varje dag mellan klockan 7:00 - 19:00.

VINDRIKTNINGENS PÅVERKAN PÅ PARTIKELKONCENTRATIONEN

Tidigare konstaterades att trafikflödet påverkar variationen av partikelkoncentrationen under ett dygn. Tabellerna ovan visar även hur partikelkoncentrationerna varierar mellan den östra och västra sidan om vägen beroende på vindriktningen. Vid en jämförelse med olika vindriktningar och halten partiklar på den sida som är närmast skolan har det visat sig att vindriktningen är en mycket viktig variabel för hur partiklar sprids från vägen. Detta har även påvisats av en finsk studie, som beskriver sambandet mellan inomhus- och utomhusluft (Hussein T 2004). Nedan beskrivs hur de olika skolorna påverkades vid olika vindriktningar.

⁵ Dubbdäcksandelen gäller Stockholm ytterstad och data är hämtade från databasen Airviro, SLB, Miljöförvaltningen.

KYRKSKOLAN

Kyrkskolan påverkades av trafikens emissioner när det var högre masskoncentrationen för PM₁₀ på den västra sidan jämfört med den östra sidan om vägen. Figur 15 det övre diagrammet visar skillnaden mellan den västra och östra sidan för PM₁₀ mätt med TEOM. De dagar då differensen visar positivt värde är de dagar då trafikens utsläpp ökar partikelkoncentrationen på den västra sidan om vägen. Detta är fallet för den 27 mars, med östliga vindar (ca 90 grader) samt den 25 mars och 1 april som båda har nordliga vindar. Se Figur 15 det undre diagrammet, som visar hur vindriktningen varierar mellan de olika dagarna.



Figur 15. Skillnaden mellan mätdata för TEOM på västra och östra sidan om vägen under mätperioden för Kyrkskolan.

Tabell 6 sammanfattar de olika vindriktningarna för varje dag under mätperiod Kyrkskolan 25 mars till den 2 april. Tabellen talar även om under vilka klockslag som mätdata registrerades för PM₁₀ (Dust-Trak) och antal partiklar (P-Trak) under denna period. TEOM, som finns på varsin sida om vägen registrerade mätdata kontinuerligt.

Dag	Tid	Vindriktning (grader)	Vindriktning (dominerande)
25 mars	07:15 – 8:15, 15:15 -24:00 Dust-Trak 07:00 -15:15 P-Trak	10 – 352	Nordlig och sydlig
26 mars	Hela dagen Dust-Trak 07:00 – 14:30 P-Trak	87- 328	Sydlig
27 mars	00:00 – 10:15 Dust-Trak 07:00 – 15:00 P-Trak	35 -130	Ostlig
30 mars	6:45 – 24:00 Dust-Trak 07:00 – 15:00 P-Trak	176- 253	Sydlig
31 mars	Hela dagen Dust-Trak 07:00 – 15:00 P-Trak	142 - 267	Sydvästlig
1 april	Hela dagen Dust-Trak 07:00 – 15:00 P-Trak	9 - 359	Nordlig
2 april	Hela dagen Dust-Trak 07:00 – 15:00 P-Trak	165-287	Sydvästlig

Tabell 6. Visar den faktiska tiden då de olika instrumenten registrerade mätdata under respektive dag. Vindriktningens spridning syns i kolumn tre och den dominerande vindriktningen i sista kolumnen

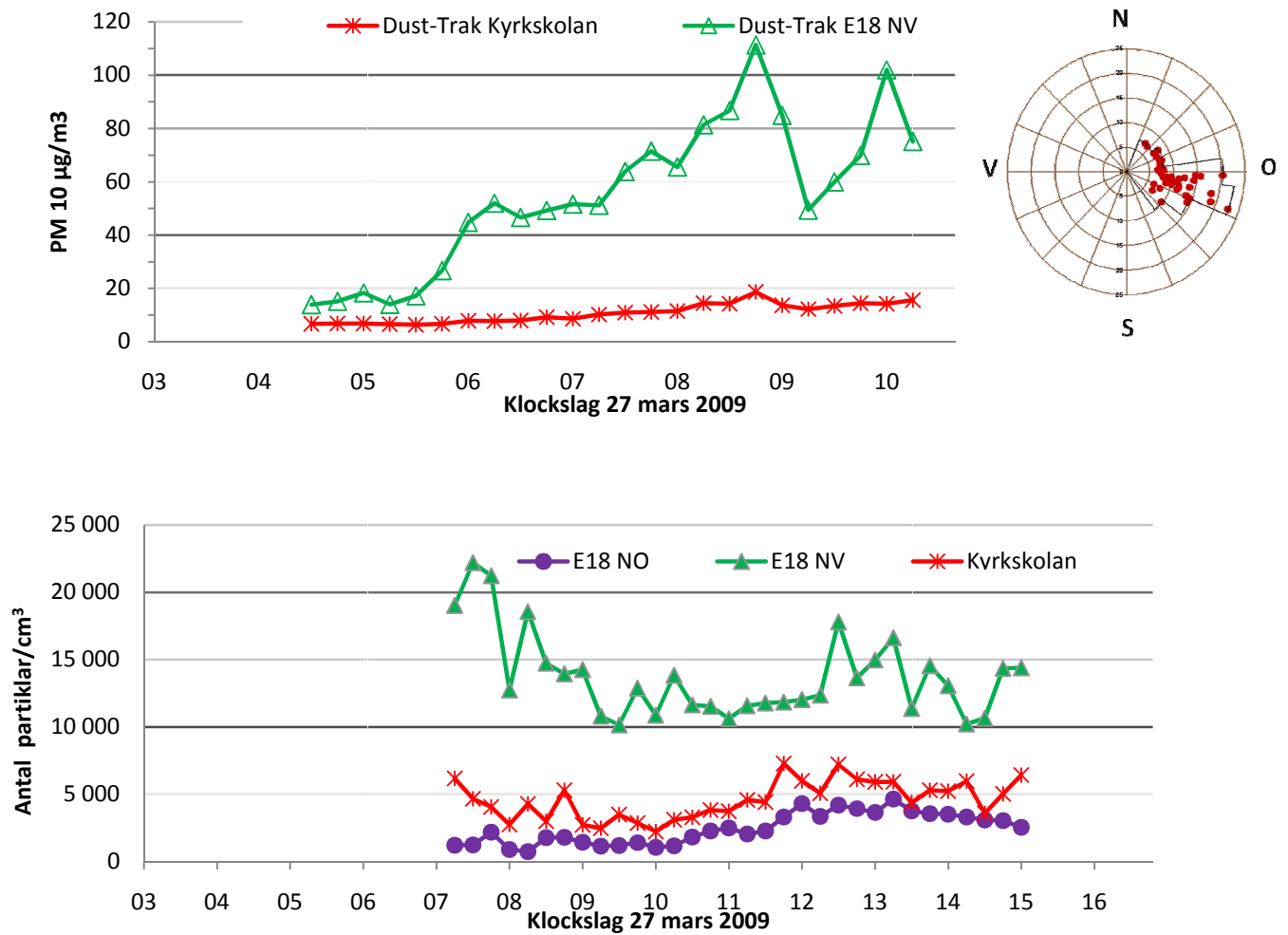
För att se hur Kyrkskolans PM₁₀-halt varierade mellan de olika vindriktningarna som dominerade under mätperioden, har jämförelser gjorts mellan mätstationen nära den västra sidan om E18 och skolan. Nedan beskrivs de olika jämförelserna för den 27 mars med ostlig vind, den 1 april med nordlig vind och 30-31 mars med sydvästliga vindar. En översikt över hela mätperioden finns i appendix D.

Den 27 mars blåste det östliga vindar och den västra sidan var tydlig påverkad av vägen. Figur 16 visar PM₁₀-halterna (Dust-Trak) i det övre diagrammet och koncentrationerna av antalet partiklar (P-Trak) i det undre diagrammet. Det runda diagrammet visar partikelkoncentrationen (prickarna) som funktion av vindriktningen för Kyrkskolan. Partikelkoncentrationen ligger mellan 0 till 25 µg/m³, de lägsta värdena ligger nära origo. De registrerade mätvärden för PM₁₀ kommer från öster. Halten partiklar skilde sig markant mellan den nordvästra vagnen och Kyrkskolan. Antalskoncentrationen, vilken mättes både på den västra och östra sidan om vägen samt Kyrkskolan. Den östra sidan visade bakgrundshalten och den västra sidan var påverkad av trafikens utsläpp. Kyrkskolans antalskoncentration visade på högre värden än den östra sidan om E18. Detta tyder på att Kyrkskolan var påverkad av vägen. Orsaken till att det var stora skillnader mellan vägen och skolan beror troligtvis på att skolan ligger på en höjd. Då vinden alltid tar den lättaste vägen är skolans läge en viktig faktor.

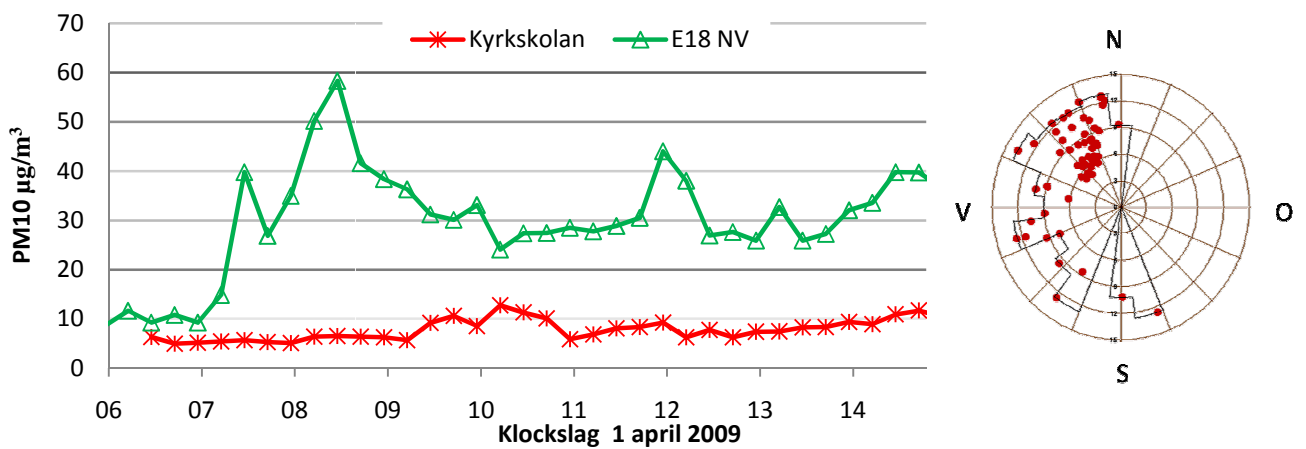
Under den 1 april kom de flesta mätpunkterna för PM₁₀ mätt med Dust-Trak på Kyrkskolan från nordväst enligt Breuer diagrammet i Figur 17. Den del av E18, som ligger nedanför Kyrkskolan har till största del en nord-sydlig sträckning, se Figur 12. Vid nordliga vindar påverkades mätstationerna av en större sträcka av vägen och därför var skillnaden i partikelkoncentrationen mellan västra och östra sidan av vägen mycket liten. I jämförelsen mellan vägen och Kyrkskolan skilde sig PM₁₀ med en faktor 3-8, se Figur 17.

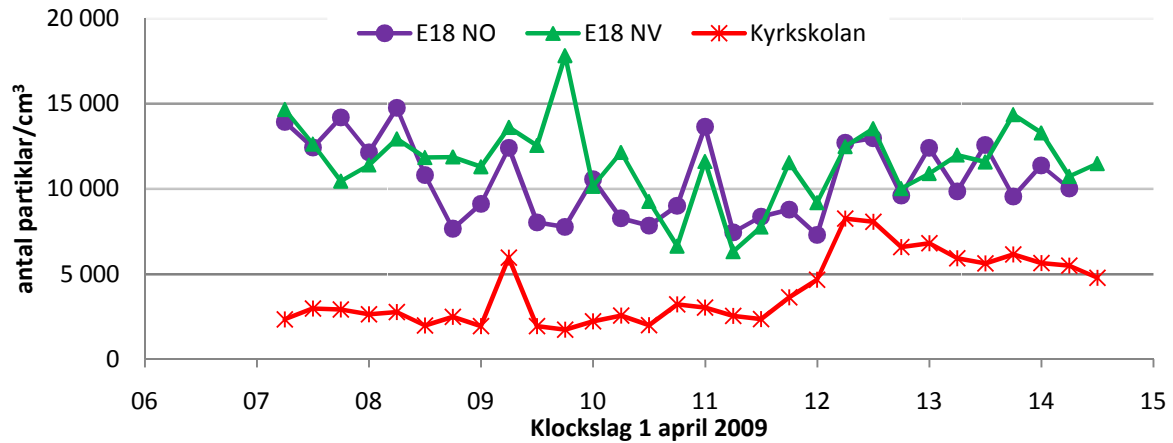
Den 30 och 31 mars var det sydvästliga vindar och då påverkades den östra sidan om E18 av trafikens utsläpp enligt Figur 15. Figur 18 visar att PM₁₀-halterna (Dust-Trak) vid vägen och Kyrkskolan följs åt. För antalet partiklar var halterna på den östra sidan (NO) mycket högre än den västra sidan (NV), vilket visade att den östra sidan av vägen påverkades av trafiken. Den västra sidan av vägen och Kyrkskolans partikelkoncentrationer hade ett mycket litet tillskott från trafikens emissioner.

Partikelkoncentrationen vid Kyrkskolan under olika vindriktningar

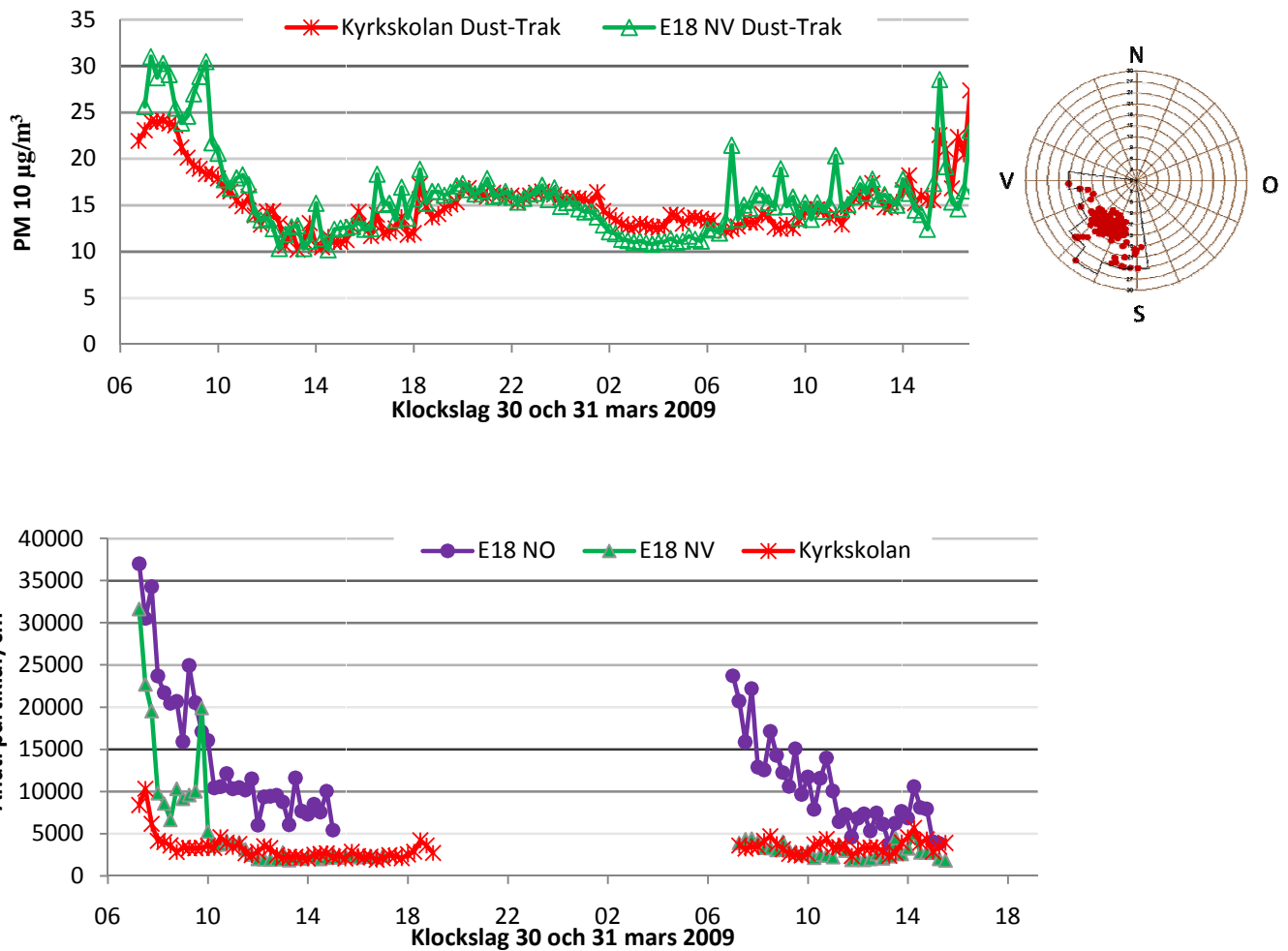


Figur 16. Det övre diagrammet visar PM₁₀-halterna (mätt med Dust-Trak) i den västra vagnen och i Kyrkskolan. Vid sidan om diagrammet visas koncentration (PM₁₀) som funktion av vindriktningen, Breuerdiagram. Det undre linjediagrammet visar antalskoncentrationerna på de olika stationerna under den 27 mars.





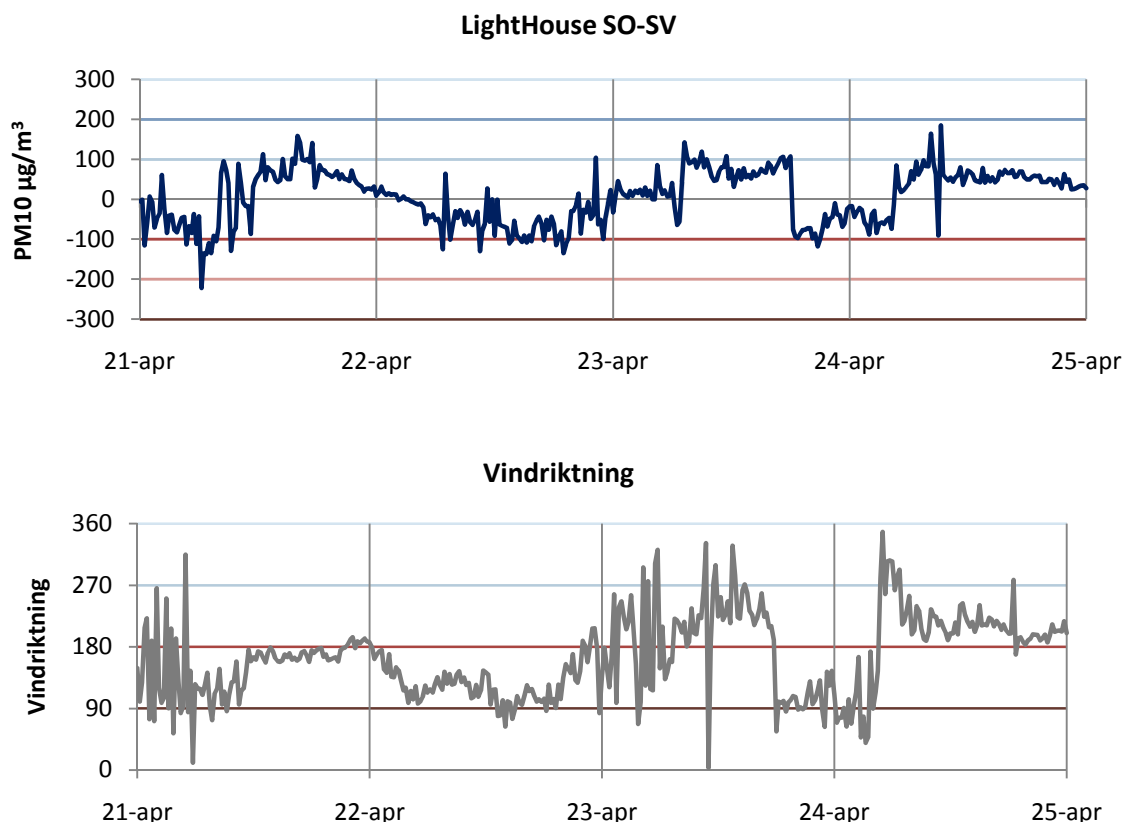
Figur 17. Det övre diagrammet visar Dust-Trak västra sidan om E18 och Kyrkskolan, vid sidan om diagrammet finns ett Breuer diagram, graderingen för partikelkoncentrationen är mellan 0-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det undre linjediagrammet visar P-Trak på de olika stationerna under den 1 april.



Figur 18. Visar 30 och 31 mars. Det övre diagrammet visar PM_{10} -halterna (mätt med Dust-Trak) i den västra vagnen och Kyrkskolan. Vid sidan om diagrammet ett Breuerdiagram, graderingen för partikelkoncentrationen är mellan 0-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det undre linjediagrammet visar antalskoncentrationerna mätt med P-Trak för de olika stationerna..

MÖRBYSKOLAN

Mörbyskolan, som ligger på den östra sidan om vägen, hade ett tillskott från trafikens emissioner under de förhållanden då masskoncentrationen för PM₁₀ var högre på den östra än den västra sidan om vägen. Figur 19 visar skillnaden mellan den östra och västra sidan av vägen för PM₁₀ mätt med LightHouse. De dagar då differensen har positiva värden var de dagar då trafiken hade störst påverkan på den östra sidan av vägen. De dagar då PM₁₀ hade högre halter på den östra sidan var den 21, 23 och 24 april då det rådde syd till sydvästliga vindar under delar av eller hela dagarna.



Figur 19. Skillnaden mellan mätdata från LightHouse i sydöstra skåpet och LightHouse i det sydvästra skåpet under mätperioden för Mörbyskolan.

Den dominerande vindriktningen för varje dag under mätperioden för Mörbyskolan 21 - 24 april sammanfattas i Tabell 7. Här visas också under vilka klockslag som mätdata registrerades på Mörbyskolan. Mätdata registrerades dagtid, vilket berodde på att uteluften togs genom ett fönster. Mätinstrumenten i mätskåpen på varsin sida om E18 registrerade mätdata kontinuerligt.

Dag	Tid - Mörbyskolan	Vindriktning (grader)	Vindriktning
21 april	08:00-15:00 Dust-Trak 08:00-15:00 P-Trak	86-179	sydostlig
22 april	07:45-15:15 Dust-Trak 07:45-15:15 P-Trak	64-146	ostlig
23 april	07:30-15:00 Dust-Trak 07:30-11:00 P-Trak	180-3	sydvästlig
24 april	07:45-15:00 Dust-Trak 07:30-11:15 P-Trak	189-244	sydvästlig

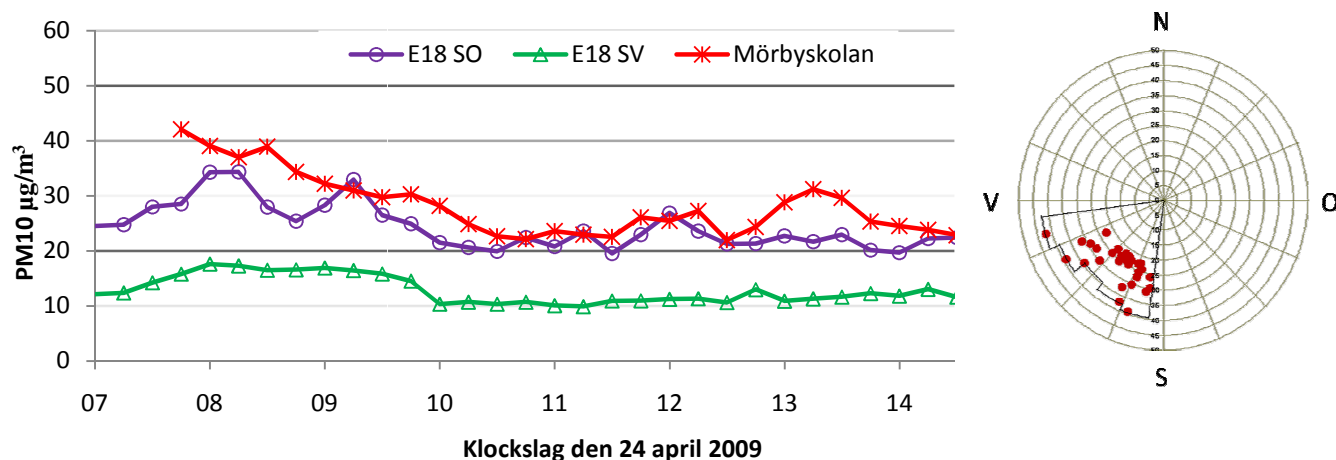
Tabell 7 visar den faktiska tiden då de olika instrumenten registrerade data under respektive dag. Vindriktningens spridning syns i kolumn tre och den dominerande vindriktningen i sista kolumnen.

För att se hur Mörbyskolans PM₁₀-halt påverkades vid de olika vindriktningarna som dominerade under mätperioden, har jämförelser gjorts mellan mätskåpet på den östra sidan om E18 och skolan. Nedan beskrivs de olika jämförelserna för den 24 april med sydvästlig vind och den 22 april med östlig vind. En översikt över hela mätperioden finns i Appendix D.

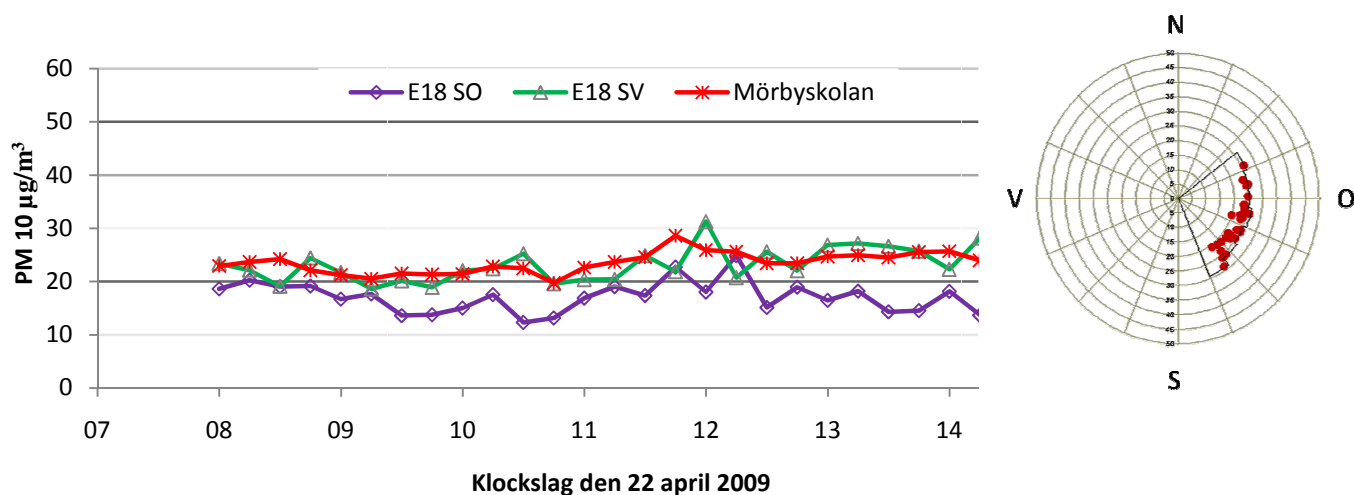
Den 24 april dominerades av sydvästliga vindar och den 22 april av östliga vindar. Trafikens utsläpp påverkade den östra respektive västra sidan av vägen. Jämförelserna mellan båda sidorna om vägen och skolan visas i Figur 20 och 21 nedan. Breuer diagrammen till höger om jämförelsedialogrammen visar på vindriktningen som funktion av PM₁₀ mätt med Dust-Trak. Skalan för PM₁₀ är 0-50 µg/m³.

Den 24 april (Figur 20) hade partikelkoncentrationen på den östra sidan av vägen ett tillskott från trafiken på grund av sydvästliga vindar. Under dessa förhållanden visade Mörbyskolans PM₁₀-halter högre värden än det östra mätskåpet. Då Mörbyskolan även visade sig ha högre partikelkoncentration än den östra sidan om vägen under östliga vindar se Figur 21 är det en stark antydning till att skolan är påverkad av lokala källor. Det skulle kunna vara till exempel suspenderade partiklar på grund av bilar eller mopeder på den oasfalterade personalparkeringen strax söder om skolan. Det är väl känt att PM₁₀ emissioner från grusvägar är många gånger högre än PM₁₀ emissioner från asfalterade vägar (Claiborn 1995).

Vindriktning, påverkan på Mörbyskolan



Figur 20. Diagrammet den 24 april visar på hur de olika stationerna påverkades när vinden blåste sydväst. Breuer diagrammet vid sidan om diagrammet visar hur det blåser. Tiden för vindriktning och PM₁₀-halten är klockan 7-16. Skalan för partikelkoncentrationen är 0-50 µg/m³.



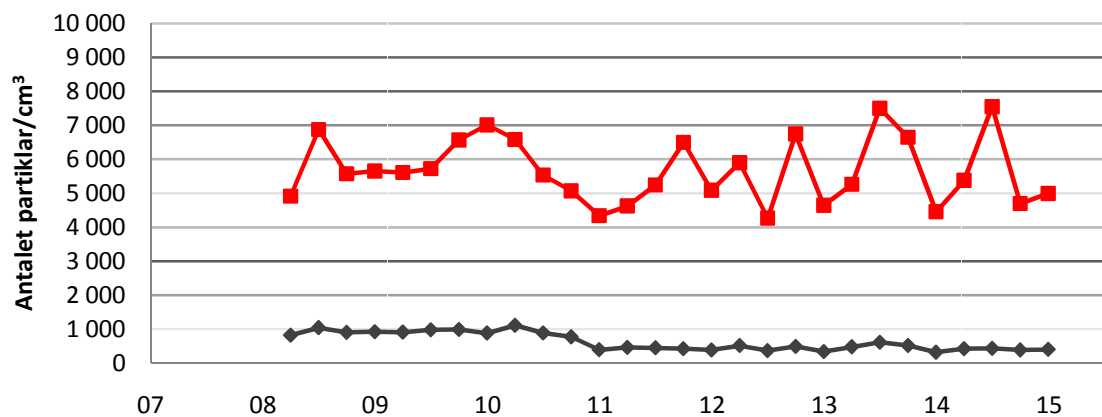
Figur 21. Diagrammet för den 22 april visar på hur de olika stationerna påverkades när vinden blåste från ost. Tiden för vindriktning och PM₁₀ är klockan 7-16. Det högra diagrammet (Breuer) har skalan 0-50 µg/m³ för partikelkoncentrationen.

PÅVERKAN PÅ VENTILATIONSSYSTEMET

Under de förhållanden då trafikens utsläpp ger betydande tillskott av partiklar bör ventilationssystemet avskilja en stor andel så att inte inomhusmiljön påverkas i någon nämnvärd grad. För att ta reda på om det var så har jämförelser gjorts mellan uteluften och tilluften under de olika mätperioderna för skolorna. På Kyrkskolan och Mörbyskolan jämfördes koncentrationen av antalet partiklar i uteluften och tilluften, samt PM₁₀ mätt med Dust-Trak på Mörbyskolan. På Kyrkskolan utfördes mätningarna i fläktrummet, vilket innebär att uteluften togs direkt från insuget och tilluften mättes direkt efter luftvärmare och ventilationsfilter. Mätningar på Mörbyskolan utfördes i aulan där uteluften togs från ett fönster och tilluften från ett tilluftsdon, där behandlad uteluft går ut lokalen. Tilluften på Mörbyskolan har till skillnad från Kyrkskolan passerat hela ventilationssystemet med alla dess kanaler.

Skillnaden i antalspartikelkoncentrationen mellan uteluft och tilluft syns nedan för Mörbyskolan den 22 april. Figur 22 visar att tilluften har betydligt lägre halter partiklar än uteluften.

Skillnaden mellan uteluft och tilluft



Figur 22. Skillnaden mellan tilluft och uteluft för Mörbyskolan den 22 april 2009.

Den andel av partiklarna som fastnar på vägen är ett mått på ventilationens avskiljningsförmåga. För att räkna ut avskiljningsförmågan, som anges i % användes formeln:

$$\left(1 - \frac{\text{tilluft (antal partiklar)}}{\text{uteluft (antal partiklar)}}\right) * 100$$

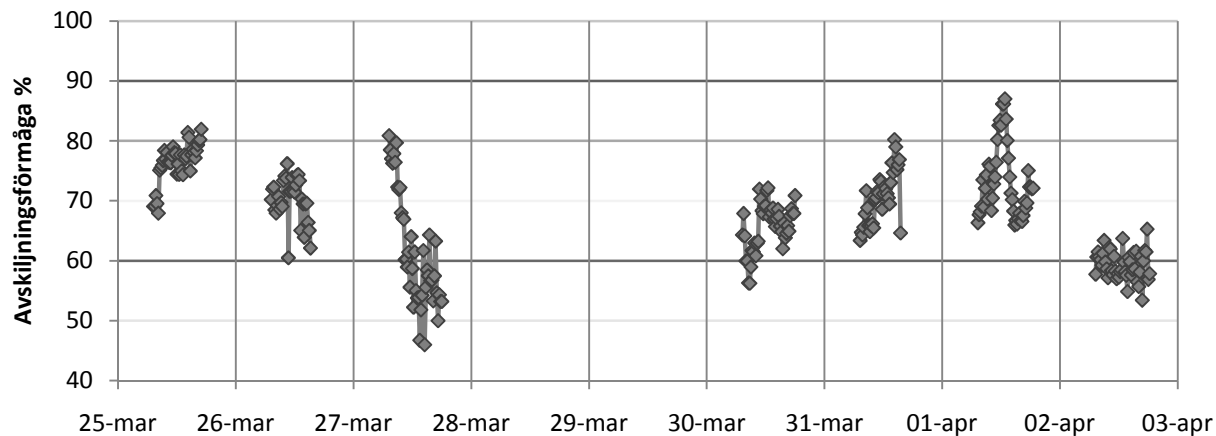
I diagrammen nedan syns avskiljningsförmågan i procent, där 100 % är då inga partiklar finns i tilluften. För avskiljningsförmågan per antalskoncentration mätt med P-Trak för båda skolorna var det märkbart att varierade mellan de olika dagarna. Det berodde framförallt på de olika vindriktningarna som förekom. Den 2 och 22 april för Kyrkskolan respektive Mörbyskolan hade lägre avskiljningsförmåga än övriga dagar. Under dessa dagar var skolorna mest påverkade av bakgrundsluft. För bakgrundspartiklar gäller en storleksfördelning där de flesta partiklar återfinns i mellanstorleken (0,2 - 1µm). Ventilationssystemen på Kyrkskolan respektive Mörbyskolan har filter som motsvarar finfilter, vilket har lägst avskiljningsförmåga för mellanstorleken.

För de dagar som har hög avskiljningsförmåga till exempel den 1 april (Kyrkskolan) och den 24 april (Mörbyskolan) är skolorna påverkade av emissioner från vägen. Emissionerna är avgaspartiklar, som är ultrafina och slitage partiklar, som tillhör den grova fraktionen. Anledningen att ventilationssystemet kan avskilja dessa partiklar är att filter har en god avskiljningsförmåga för dessa fraktioner.

På Mörbyskolan mättes även avskiljningsförmågan för PM₁₀ mätt med Dust-Trak och det var små skillnader mellan de olika dagarna. Märkbart var även att avskiljningsgraden för PM₁₀ och antalet partiklar skiljde sig åt. Skillnaden varierade mellan dagarna i mätperioden, vilket berodde på att partikelkoncentrationen hade olika storleksfördelningar. Exempelvis kan den stora skillnaden i avskiljningsgrad på måndagen den 21 april bero på att det var hög masskoncentration stora partiklar (<10 µm) i luften och väldigt få antal små partiklar (< 1 µm). Vinden var sydostlig och trafikens utsläpp samt grusparkeringen söder om skolan påverkade skolan .

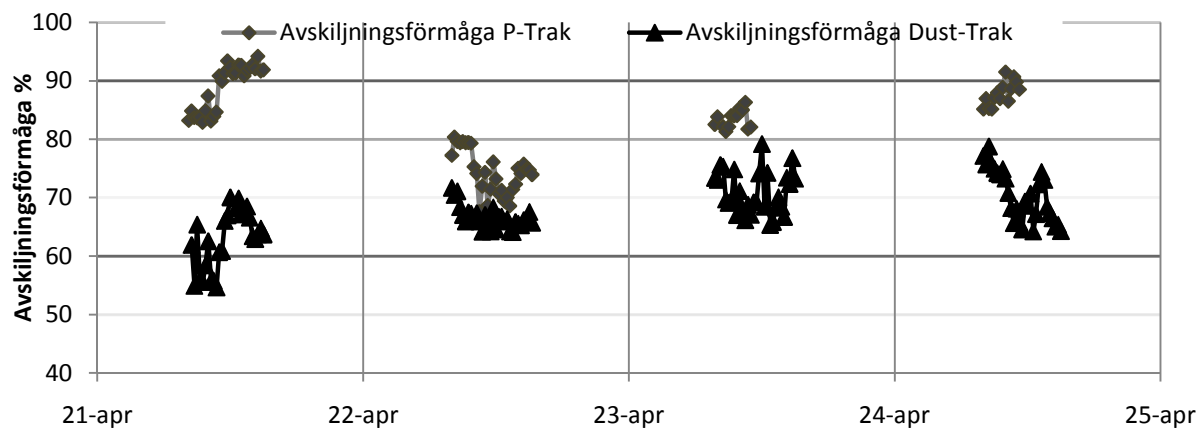
Då bakgrundspartiklarna är de partiklar som ackumuleras i luften och har minst benägenhet att deponeras i kroppen (Kreyley WG 1992). Därför kan det vara möjligt att de är mindre farliga för oss människor än de färskas (ultrafina) partiklar, som emitteras av den lokala trafiken. Bakgrunden för Kyrkskolan är västliga vindar och för Mörbyskolan är det östliga vindar. Under andra vindförhållande är de mer eller mindre påverkade av vägen. För att avskiljningsförmågan ska bli så hög som möjlig är val av filter mycket viktigt, men också att de byts ut ofta. Speciellt om det är ett elektrostatisktfilter som lätt sätter igen och då förlorar sin effektivitet.

Avskiljningsförmågan för ventilationssystemet på Kyrkskolan



Figur 23. En beräknad avskiljningsförmåga för ventilationssystemet för varje dag med avseende på antalskoncentrationen (P-Trak).

Avskiljningsförmågan för ventilationssystemet på Mörbyskolan



Figur 24. Ventilationens avskiljningsförmåga för systemet. De olika mätinstrumenten Dust-Trak (brun trekant) respektive P-Trak (svart fyrkant) får lite olika resultat.

AVSLUTANDE DISKUSSION

I jämförelsen mellan Dust-Trak och de andra två instrumenten som mäter PM_{10} konstaterades att Dust-Trak inte registrerade den grova fraktionen. Detta beror troligtvis på att kalibreringen av Dust-Trak är baserat på Arizona test dust, som har en viss storleksfördelning och består av partiklar med en viss kemisk sammansättning. Troligtvis ser storleksfördelningen för partiklar i vägdammet (vid E18) annorlunda ut än Arizona test dust. Källorna till de grova partiklarna vid E18 kommer till största del från däck- och vägslitage.

I undersökningen av Kyrkskolan har jag funnit att vid östliga vindar påverkade den västra sidan om vägen av trafikens utsläpp. Höjdskillnaden mellan Kyrkskolan och E18 gör att PM_{10} mätt med Dust-Trak har en faktor 4-7 högre vid E18 än vid skolan. Vid jämförelsen för antalskoncentrationen mätt med P-Trak visade att Kyrkskolans värden låg högre än den östra sidan av vägen som hade bakgrundshalt. Nordliga vindarna för med sig alla partiklar från en längre vägsträcka. Under detta förhållande var skillnaden en faktor 3-8 mellan den västra sidan om E18 och Kyrkskolan. Skillnaden mellan antalskoncentrationerna för partiklar på den västra respektive den östra sidan om E18 var mycket liten. Partikelkoncentrationen vid Kyrkskolan under östliga respektive nordliga vindar låg på samma nivå. Slutsatsen är att partikelkoncentrationen vid Kyrkskolan påverkades av trafikens emissioner vid östliga och nordliga vindar, men att bakgrundshalten utgör en stor andel.

Den östra sidan av E18 vid Mörbyskolan påverkades av vägens trafik när vinden kommer från sydväst. Det var ingen större skillnaden för PM_{10} (Dust-Trak) mellan den östra sidan om E18 och Mörbyskolan under dessa förhållanden. Vid östliga vindar upptäcktes det att Mörbyskolan hade högre halter PM_{10} än den östra sidan om vägen. Detta berodde troligtvis på att Mörbyskolan även hade ett tillskott från andra källor än vägen. En annan faktor skolans läge då den ligger lägre ned än vägen. Det är därför mycket svårt att avgöra vad som är bakgrundshalten vid skolan och vad som är trafikens bidrag. Slutsatsen är att Mörbyskolan påverkas av vägen, men att lokala källor har en betydande andel.

Viktigt att ha i åtanke är att mätperioden på respektive skola var mycket kort och under ett års perspektiv är inte vindriktningen helt representativ. Av en årsrapport från 2006 (SLB-analys 2007) framgår att vindriktningen till största del under ett år är sydvästlig. Spridningsberäkningarna som gjordes 2006 är baserade på ett helt år och de visar att gränsvärdet överskrids endast i de områden som inte har några byggnader (Eneroth 2006). De halter som är beräknade brukar ha en avvikelse på mindre än 30 % för PM_{10} .

Under mätperioden för respektive skola mättes uteluften och tilluften. Resultatet visade att avskiljningsförmågan för antalet partiklar var mellan 50-90% (Kyrkskolan och Mörbyskolan) och för massan partiklar är den 55-80% (Mörbyskolan). Tydligt var även att avskiljningsförmågan skiljde sig mellan de olika dagarna som har olika vindriktningar vilka för med sig aerosoler, som har skillnader i storleksfördelningen.

Med hänsyn till att Dust-Trak inte registrerar de grova partiklarna har PM_{10} halterna vid skolorna underskattats. Men samtidigt bedöms avskiljningsgraden av ventilationssystemen för PM_{10} vara något högre än de faktiskt uppmätta med Dust-Trak, eftersom att filtret generellt sett är effektivare att avskilja de större partiklarna som instrumentet borde ha registrerat. Trots att värdena för PM_{10} underskattade med Dust-Trak och att mätperioderna har olika förutsättningar finns det starka indikationer på att Mörbyskolan påverkas mer av trafikens utsläpp från E18 än vad Kyrkskolan gör. För att säkerställa om miljö kvalitetsnormerna överskrids vid skolorna längs E18 i Danderyd behövs det ytterligare mätningar över ett helt år, där valet av instrument är viktigt.

SLUTSATSER

- Valet av instrument vid mätning av PM₁₀ är viktigt och i denna undersökning upptäcktes att Dust-Trak inte registrerade den grova fraktionen under dessa förhållanden.
- Partikelkoncentrationerna vid Kyrkskolan påverkades av trafikens utsläpp vid östliga och nordliga vindar, men bakgrundshalten utgjorde en stor andel.
- Partikelkoncentrationerna vid Mörbyskolan påverkades av vägen, men lokala källor hade en betydande andel.
- Ventilationssystemet avskiljer mellan 50-90% av antalet partiklar från uteluften. Avskiljningsgraden varierade från dag till dag och berodde på aerosolens storleksfördelning. Emissionerna från trafiken har en storleksfördelning som ger högre avskiljning än bakgrunden.

TACK TILL!

Idén till det här examensarbetet kom från Christer Johansson, som har varit min handledare under denna tid. En rad andra personer har hjälpt mig att genomföra det och dem vill jag tacka.

Christer för att du kom med den här idén och för all kunskap om partiklar och deras spridning, som du har förmedlat. Din entusiasm har smittat av sig och jag har alltid känt mig inspirerad efter våra samtal.

Anders för att du har handlett mig och delat med dig av din kunskap om inomhusluft samt ventilationssystem.

Billy för att du alltid har ställt upp och hjälpt mig med att sätta upp och transportera mätinstrumenten. Idén att jämföra Dust-Trak och TEOM var fenomenal.

Vaktmästarna på Kyrkskolan och Mörbyskolan, tack för att ni har ställt upp med nycklar och svarat på alla frågor.

Hasse för att du hjälpte mig sätta ihop en manifold och gav mig råd för hur en jämförelse mellan mätinstrument ska gå till.

Lars O för att du har gett mig bra vägledning om var jag skulle söka information när det gällde ventilationsfilter.

Lars T för att du delade med dig av dina bra bilder på E18.

Julia och Moa för att ni finns, tar er tid att lyssna och er hjälp med engelskan.

Alla på ITM som brukar fika på morgonen och ha med sig lunchlåda, tack för att ni har funnits och förgyllt min dag, samt kommit med uppmuntrande ord.

Till min man Anders, tack för att du har trott på mig och uppmuntrat hela tiden mig. Ditt stora tålamod med min uppsats och att du korrektur läst så mycket du har kunnat har betytt mycket

APPENDIX

A - MILJÖKVALITETSNORMER FÖR LUFTKVALITET

I Sveriges lagstiftning finns miljö kvalitetsnormer, MKN, i miljöbalkens 5:e kapitel och de bygger på EU-direktiv. Viktigt med MKN är att de är juridiskt bindande och att de speglar de lägsta godtagbara värdena för miljön. MKN består oftast av ett värde, men kan också beskrivas i ord. Sedan 2004 finns det två olika typer av normer, de som måste uppfyllas inom en viss tid och de som eftersträvas. Den nu gällande förordning för utomhusluft kom 2001 innehåller normer för kväveoxid, partiklar (PM₁₀), svaveldioxid, bly, kolmonoxid och ozon. Normen för PM₁₀ kom i samband med första dotterdirektivet 2001 och den skulle uppfyllas senast den 31 december 2004. Om MKN inte uppnås måste ett åtgärdsprogram upprättas, för att snabbt och effektivt ge effekt på de platser där normerna överskrids eller riskerar att överskridas. På dessa platser utförs regelbundna luftkvalitetsmätningar och det är Naturvårdsverket och kommunerna som ansvarar för att dessa ska ske. De åtgärdsprogrammen som finns idag är till största del inriktade på vägtrafiken (Naturvårdsverket, Rapport 5915 2008).

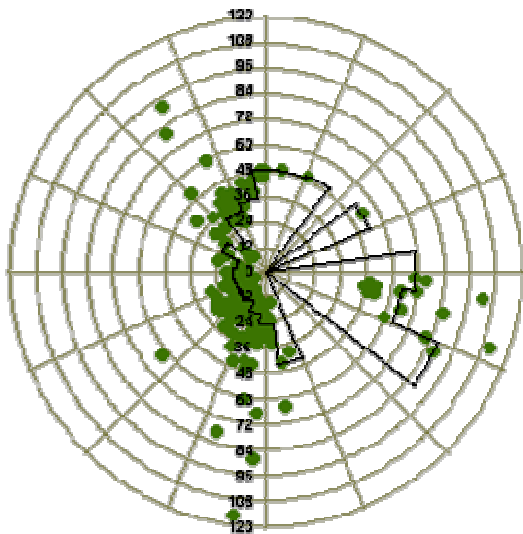
I samband med MKN finns det förordningar, som uppdateras hela tiden. Detta görs av Naturvårdsverket på uppdrag av regeringen. De beskriver mer ingående hur normerna ska hanteras. Den nuvarande förordningen (2001:527) om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, beskriver till exempel att ordet "utomhusluft" i MKN är utomhusluft med undantag av arbetsplatser samt väg- och tunnelbanetunnlar. Den beskriver även tröskelvärde för larm, samt tröskelvärde för information. Detta innebär att om något av de ämnen som finns med i MKN har så hög koncentration i utomhusluften att en kortvarig exponering innebär risk för hälsa, eller om det finns hälsorisk hos känsliga grupper i befolkningen, måste man ge ut information om detta. Det är kommunerna som är skyldiga att kontrollera att miljö kvalitetsnormerna för luft följs och att informera befolkningen på olika sätt enligt § 17 Förordning (2001:527). Naturvårdsverket har kommit med ett nytt förslag till en reviderad förordning (Naturvårdsverket 2008), vilken bygger på det nya EU-direktivet (2008/50/EG). I vilket det finns normer för PM_{2,5}, medan normen för PM₁₀ är oförändrad.

PM ₁₀	Målvärde	Gränsvärde	När det ska ha uppnåtts
Dygnmedelvärde Får inte överskridas mer än 35 ggr/år		50 µg/m ³	Senast 31 december 2004
Årsmedelvärde Får inte överskridas		40 µg/m ³	Senast 31 december 2004
PM _{2,5}			
Årsmedelvärde	25 µg/m ³		Senast 31 december 2009 ska detta mål eftersträvas
Årsmedelvärde Får inte överskridas		25 µg/m ³	Senast 31 december 2014 ska detta mål ha uppnåtts.

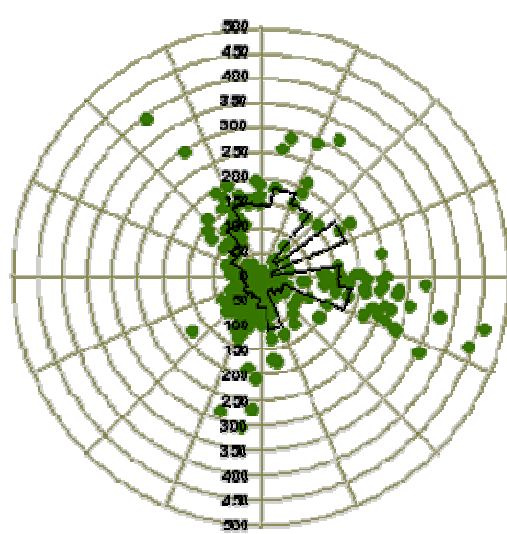
Tabell 8. Nuvarande och kommande miljö kvalitetsnormer för partiklar (Naturvårdsverket, Rapport 5915 2008)

I det nya EU-direktivet går det att ansöka om att få en ytterligare tidsfrist för PM₁₀. Denna tidsfrist inträder 11 juni 2011 och sträcker sig tre år framåt. Stockholms län uppfyller inte kraven för att få en ytterligare tidsfrist. När det gäller PM_{2,5} finns det även ett exponeringsminskningsmål av gränsvärdet till 20 µg/m³, som inte får överskridas efter 1 januari 2015 (Naturvårdsverket 2008).

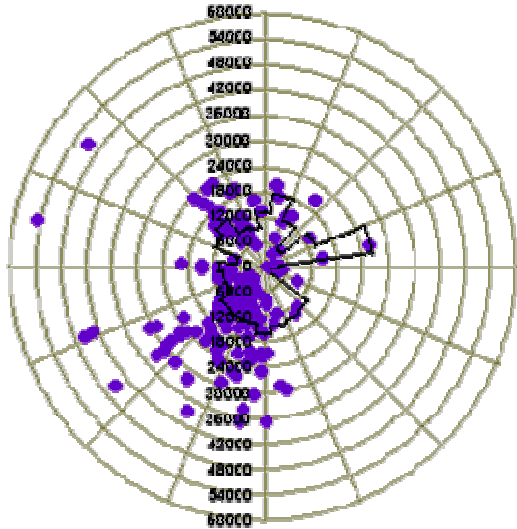
B – VINDRIKTNING KYRKSKOLAN



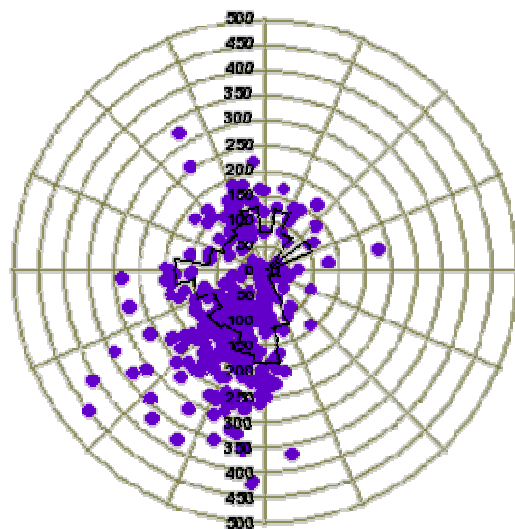
Figur 25. Dust-Trak NV 25 mars - 3 april (7-19)



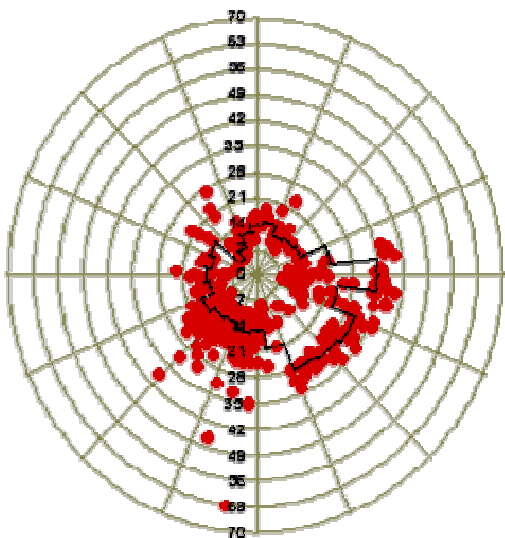
Figur 26. TEOM NV 25 mars - 3 april (7-19)



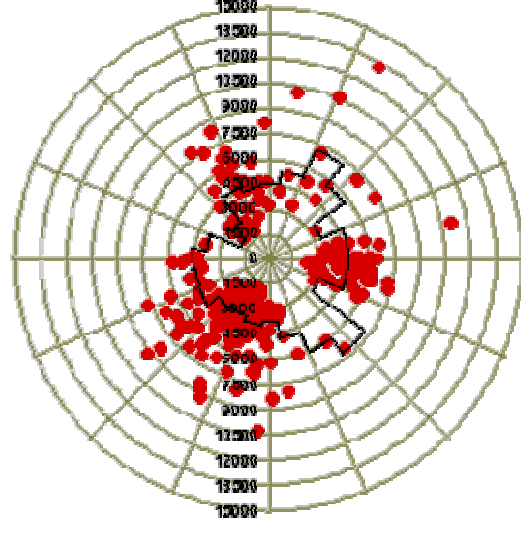
Figur 27. P-Trak NO 25 mars - 3 april (kl 7-19)



Figur 28. TEOM NO 25 mars - 3 april (kl 7-19)

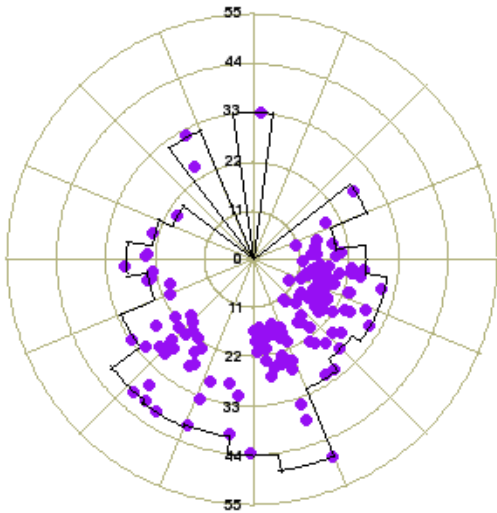


Figur 29. Dust-Trak Kyrkskolan 25 mars - 3 april

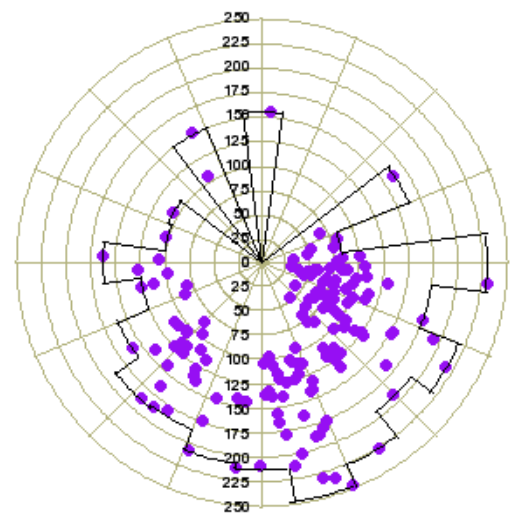


Figur 30. P-Trak Kyrkskolan 25 mars - 3 april (kl 7-19)

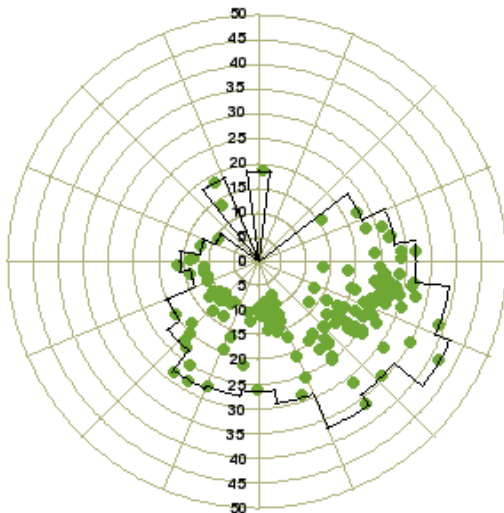
C - VINDRIKTNING MÖRBYSKOLAN



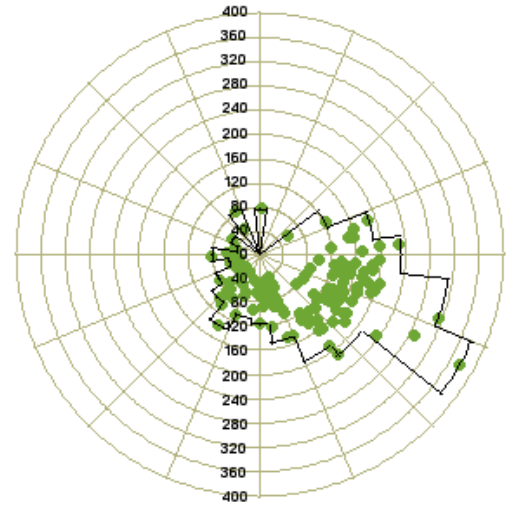
Figur 31. Dust-Trak SO 21- 24 april (kl 7-15)



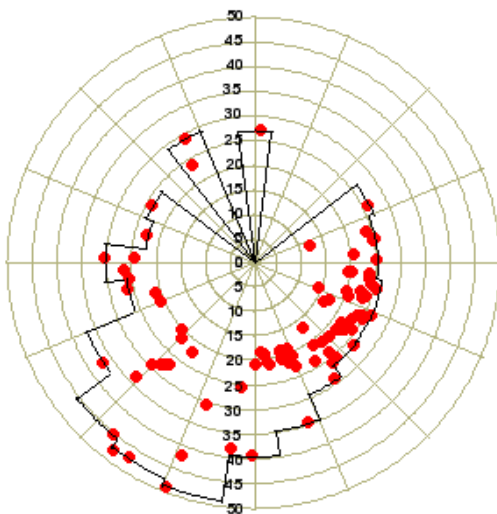
Figur 32. LightHouse SO 21-24 april (kl 7-15)



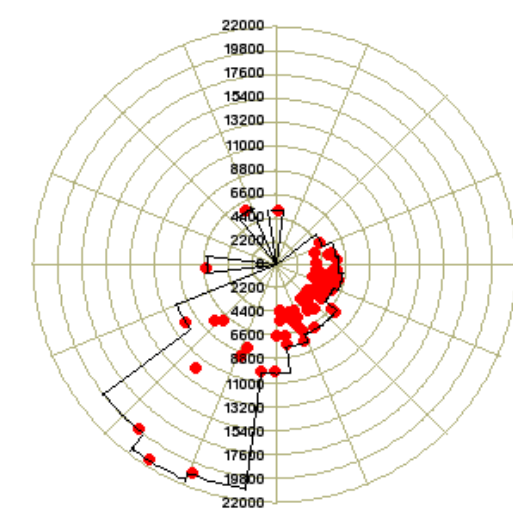
Figur 33. Dust-Trak Sv 21-24 april (kl 7-15)



Figur 34. LightHouse SV 21 - 24 april (kl 7-15)



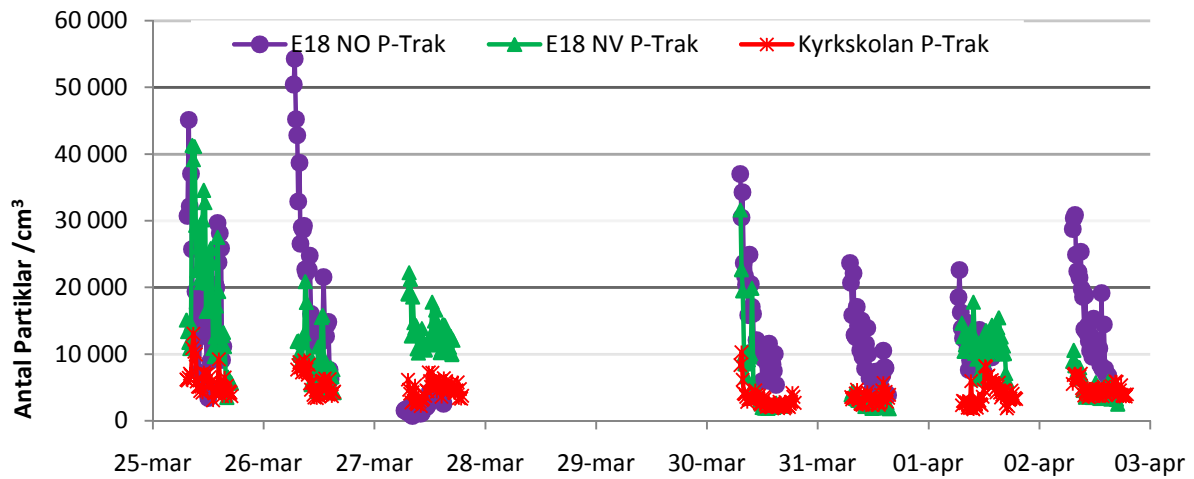
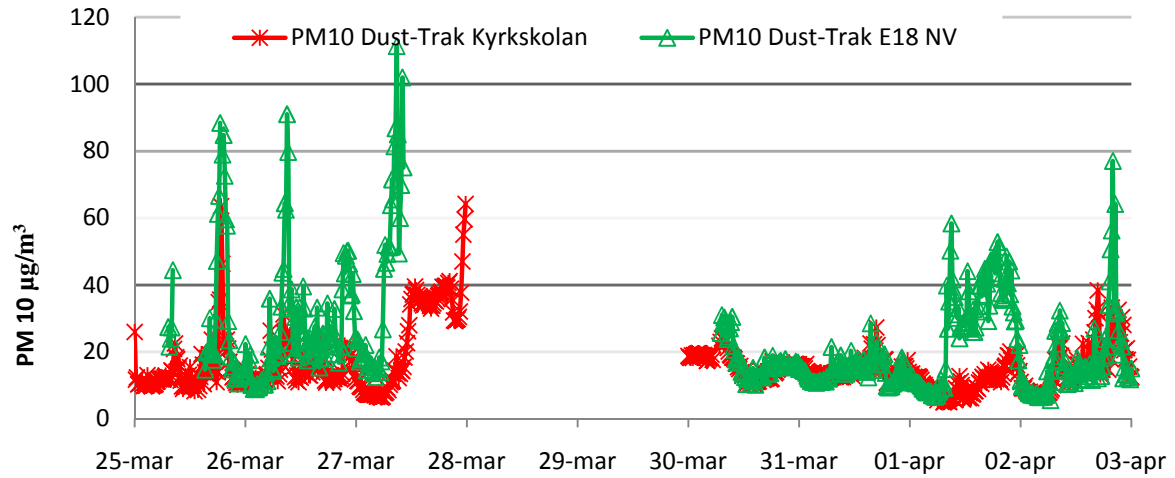
Figur 35. Dust-Trak Mörbyskolan 21-24 april (kl 7-15)



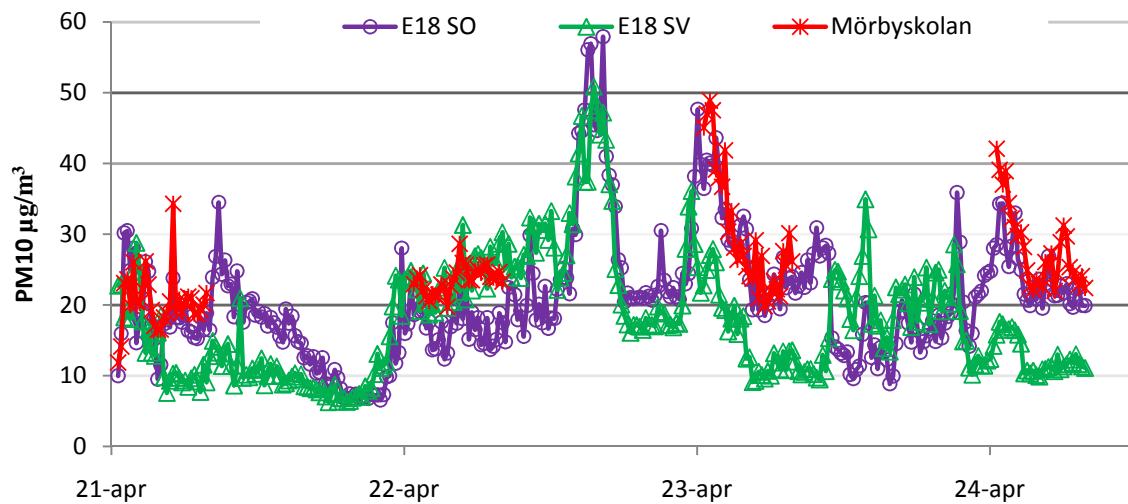
Figur 36. P-Trak Mörbyskolan 21-24 april (kl 7-15)

D- ÖVERBLICK ÖVER MÄTPERIODERNA

Mätperiod Kyrkskolan 25 mars – 2 april 2009



Mätperiod Mörbyskolan 21-24 april 2009



Referenser

- Antonsson, A-B., Christensson, B., IVL Svenska. *Arbetsplatsens ventilation*. Stockholm: Prevent, 2005.
- Arbetsmiljöverket. *Tema: ventilation, skola/kontor:Arbetsmiljöverket*. 2009.
http://www.av.se/teman/ventilation/skolor_kontor/koldioxid/ (använd den 22 april 2009).
- Areskoug, H., Johansson, C., Alesand, T., Hedberg, E., Ekenberg, T., Vesely, V., Wideqvist, U., Hansson, H.-C. *Concentrations and sources of PM10 and PM2,5 in Sweden*. Stockholm: ITM-report no 110, 2004.
- Camfil. "Filterteknik." Camfil AB svensk ed, Trosa Tryck AB, maj 1997.
- Chan, C.Y., Xu, X.D., Lia, Y.S., Wonga, K.H., Dingb G.A. "Characteristics of vertical profiles and sources of PM2.5, PM10 and carbonaceous species in Beijing." *Atmospheric Environment* 39, 2005: 5113-5124.
- Chung, A., Chang D.P.Y., Kleeman m.j., Perry K.D., Cahill T.A., Dutcher D., McDougall E.M., Stroud K. "Comparison of real-time instruments used to monitor airborne particle matter." *Journal of the Air & Waste Management Association* 51, 2001: 109-120.
- Claiborn, C., Mitra, A., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, G., Kantamaneni, R., Lamb, B., Westberg, H. "Evaluation of PM10 Emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques." *Atmospheric Environment* 29, no 10, 1995: 1075-1089.
- "Kroppen och sjukdomar, Andningsorganen." i *Stora Familjeläkarboken*, av David Eberhard, 476-479. Stockholm: Bokförlaget Forum, 2004.
- Eneroth, K. *Kyrkskolan, Fribergaskolan, Mörbyskolan och Stocksundsskolan. Spridningsberäkningar av halter av inandningsbara partiklar (PM10 och PM2,5) år 2006*. SLB-analys, Stockholm: Stockholms och Uppsalaläns luftvårdsförbund, 2006.
- Fischer, P.H., Hoek, G., van Reeuwijk, H., Briggs, D.J., Lebret E. "Traffic related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam." *Atmospheric Environment* 34, 2000: 3713-3722.
- Gauderman, W.J., Avol, E., Gilliland, F., Vora, H., Thomas, D., Berhane, K., McConnell, R., Kuenzli, N., Lurmann, F., Rappaport, E., Margolis, H., Bates, D., Peters, J. "The Effect of Air Pollution on Lung Development from 10 to 18 Years of Age." *The New England Journal of Medicine*, den 9 september 2004: 1057-1067.
- Godish, T. *Indoor Environmental Quality*. United states of America: CRC Press LLC, 2001.
- Hinds, W. C. *Aerosol Technology, Properties, Behavior and measurement of airborne particles*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1999.
- Hussein T, Hämeri K, Aalto P, Asmi A, Kakko L, Kulmala M. "Particle size characterization and the indoor-to-outdoor relationship of atmospheric aerosols in Helsinki." *Scand J Work Environ Health* 30, 2004: suppl 2:54-62.
- IVL. *Tillbakablick över luftkvalitetsmätningar i svenska tätorter*. Stockholm: IVL svenska miljöinstitut AB, 2004.
- Janssen, N.A.H, van Vilet, P.H.N., Aarts, F.,. "Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways." *Atmospheric Environment* 35, 2001: 3875-3884.
- Johansson, C. *Hälsoeffekter av partiklar, Tilläggsprogram 2006*. Stockholm: Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2007.
- Kingham, S., Durand, M., Aberkane, T., Harrison, J., Wilson, J.G., Epton, M. "Winter comparison of TEOM, Minivol and Dust Trak PM10 monitors in a woodsmoke environment." *Atmospheric Environment* 40, 2006: 338-347.

Kreyley WG, Beister W, Berg I, Gercken G, Miaskowski U, Nuener M, Schulte T, Heilmann P. "Particle clearance function of alveolar macrophages of different species: intracellular particle dissolution and phagolysosomal pH." *Eur Respir J* 4, 1992: 70.

Kristensson, Adam. *Aerosol Particle Sources Affecting the Swedish Air Quality at Urban and Rural level*. Lund: Lunds Institute of technology, Lunds Universitet, 2005.

LightHouse Worldwide Solutions. "Lighthouse Worldwide Solutions HANDHELD 3016 IAQ Particle Counter, operation manual." Medford, OR 97501, 2007.

LVF, SLB-analys. *Exponering för partikelhalter (PM10) i Stockholms län*. Stockholm: SLB-analys, 2007.

Länstyrelsen i Stockholms län. *Mängden skadliga partiklar i luften måste minska*. Stockholm: Länstyrelsen i Stockholms län, 2003.

Lövenheim B., Johansson C. *Beräkning av PM10-Halten längs E18 i Danderyd - inverkan av hastighetsbegränsning*. SLB-analys, Miljöförvaltningen, STOCKHOLM: Stockholm och Uppsala läns Luftvårdsförbund, 2008.

Naturvårdsverket. *Förslag till ny förordning om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft - Genomförande av dir 2008/50/EG*. Stockholm: Naturvårdsverket, 2008.

Naturvårdsverket, Rapport 5915. *Har miljö kvalitetsnormer förbättrat utomhusluften?* Stockholm: Naturvårdsverket, 2008.

Rapport ITM 175. Johansson, C. Andersson, C., Bergström, R., Krec, P.l. *Exposure to particles due to local and non-local sources in Stockholm - Estimates based on modelling and measurements 1997-2006*. Stockholm: ITM, 2008.

Rodhe, H. *Luftföroreningars spridning*. Stockholm: Meteorologiska institutionen Stockholms Universitet, 1997.

Seinfeld, J.H, Pandis, S.N. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. Wiley-Interscience, 2006.

SLB-analys. *Hälsoeffekter: Lokalt årsbidrag PM10 skola och förskola*. <http://slb.nu/lvf/> (använd den 30 maj 2009).

SLB-analys. *Luften i Stockholm årsrapport 2006*. Stockholm: Miljöförvaltningen i Stockholm, 2007.

SLB-analys. *TEOM - IVL's filtermetod*. Stockholm: Miljöförvaltning i Stockholm, 2003.

Socialstyrelsen b). *Förslag till ett uppföljningssystem för inomhusmiljön*. Stockholm: Socialstyrelsen, 2006.

Socialstyrelsen. *Miljö hälsorapport 2005*. Stockholm: Edita Nordstedts tryckeri, 2005.

Socialstyrelsen. *Partiklar i inomhusmiljön - en litteraturgenomgång*. Uppsala: Socialstyrelsen Akademiska sjukhuset i Uppsala län, 2006.

TSI. www.tsi.com. 2006.

TSI, Incorporated. "www.tsi.com." *PDF - P-trak Spec*. den 9 mars 2009. http://www.tsi.com/en-1033/products/2136/p-trak_ultrafine_particle_counter.aspx (använd 2007).

Voutilainen A, Kaipio JP, Pekkanen J, Timonen KL, Ruuskanen J. "Theoretical analysis of the influence of aerosol size distribution and physical activity on particle deposition patterns in lungs." *Scand J Work Environ Health*, 30, 2004: suppl 2:73-79.