

*Påverkan på
partikelhalter av
trädplantering
längs gator
i Stockholm*

Christer Johansson
SLB analys
Miljöförvaltningen,
Stockholm

April 2009

Förord

Denna rapport är framtagen på uppdrag av Trafikkontoret, Stockholms stad (Britt-Marie Salmén). Den utgör underlag för beslut om trädplantering på Hornsgatan. Rapporten presenterar kunskapsläget vad gäller effekterna av träd på luftföroreningshalterna. Den baseras främst på vetenskapliga publikationer.

Rapporten är sammanställd av Christer Johansson, SLB analys, Miljöförvaltningen, Stockholm. Amgnus Brydolf och Lars Burman har bidragit med beräkningar av PM10-halter och trafikflöden längs Hornsgatan. Rapporten har granskats av Britt-Marie Salmén (Trafikkontoret), Malin Ekman (SLB) och Michael Norman (SLB).

Stockholm april 2009,

Christer Johansson

Innehåll

1	Sammanfattning	1
1.1	Partiklarnas egenskaper viktiga för upptaget på träden	1
1.2	Trädartens egenskaper kan ha stor betydelse för partikelupptaget	1
1.3	Resultat från studier i städer	1
1.4	Påverkan på gasformiga luftföroreningar	2
1.5	Pollenalstring	3
1.6	Rekommendationer	3
2	Bakgrund	3
3	PM10 halter längs Hornsgatan – en lägesbeskrivning	3
4	Påverkan på partikelhalterna	6
5	Trädens påverkan på depositionen	6
5.1	Partiklarnas egenskaper	7
5.2	Trädplanterings egenskaper	8
5.3	Trädens påverkan på omblandningen	11
5.4	Uppskattning av depositionen i förhållande till emissionen av partiklar på Hornsgatan	12
6	Studier i stadsmiljö av partikelupptag	13
7	Andra effekter på luftkvalitet, klimat och hälsa	14
7.1	Påverkan på ozonhalterna och bildning av sekundära partiklar	14
7.2	Påverkan på kvävedioxidhalterna	14
7.3	Påverkan på pollenallergiker	14
7.4	Klimatpåverkan	14
8	Indirekta effekter på partikelhalterna i sammandrag	15
9	Referenser	16

1 Sammanfattning

Att luftföroreningar, både partiklar och gaser, fastnar på eller tas upp av träd och annan vegetation är välkänt sedan årtionden. Vetenskapliga studier där man använt teoretiska beräkningsmodeller visar också att omfattande trädplanteringar i städer kan reducera partikelhalterna. Däremot är det inte säkert att trädplanteringar längs gator som kantas av höga byggnader (s k slutna gaturum) minskar halterna. Visserligen kommer träden att till viss del fånga upp partiklar som släppts ut av trafiken, men det finns flera faktorer som också pekar mot att partikelhalterna kan öka. I denna rapport presenteras kunskapsläget om hur träd kan påverka partikelhalterna i städer. Mätningar längs Hornsgatan, före och efter trädplantering, kommer att kunna ge kompletterande kunskap.

1.1 Partiklarnas egenskaper viktiga för upptaget på träden

Upptaget av partiklar varierar beroende på partiklarnas egenskaper. Störst betydelse har partikelstorleken. De allra minsta (<0.1 mikrometer, μm) och de allra största partiklarna (1 – 10 μm), har högst chans att fastna (deponeras) på träden. Det är just dessa två partikelfraktioner som den lokala vägtrafiken släpper ut. Mellanfraktionen (0.1 till 1 μm), som främst kommer från källor som ligger utanför Stockholmsregionen, har lägst upptag. De största partiklarna, ger också största lokala bidraget till PM10 halterna, vilket skulle kunna tala för att trädplantering kan vara ett bra sätt att reducera halterna. De kommer främst från slitaget av vägbanorna på grund av användningen av dubbdäck.

1.2 Trädartens egenskaper kan ha stor betydelse för partikelupptaget

Viktiga faktorer som påverkar partikelupptaget är trädens blad/barr yta, kronutbredning och densitet. Partikeldepositionen över skogsområden är betydligt större än över gräsbevuxen mark. Bladens/barrens mikrostruktur kan också ha betydelse för partikeldepositionen – blad/barr med fina ”hår” eller små ”räfflor” kan vara effektivare att ta upp partiklar än sådana som är släta. Experimentella studier har visat på ganska stora skillnader i partikelupptag beroende på trädart. Trädplanterings utformning och omfattning påverkar givetvis också hur mycket partiklar som kommer att deponera. Depositionen är mycket större i skogskanter jämfört med i de inre delarna av skogen.

Förutom att påverka depositionen av partiklar kan trädplanteringen ha en rad andra effekter som i sin tur kan motverka minskningen av partikelhalterna. Träden bromsar vinden vilket minskar in- och uttransporten av föroreningar från gaturummet. Men träden skapar också ökad turbulent omblandning, vilket kan öka depositionen. Mer skugga minskar dock den turbulenta omblandningen på grund av termiska effekter (hög solinstrålning gör att vägbanan och husfasaderna värms upp, vilket leder till turbulent omblandning). Detta innebär också mindre utspädning, minskad deposition och därmed högre halter.

1.3 Resultat från studier i städer

Även om man kvalitativt kan beskriva hur partiklar deponeras på träd och därmed kan komma att påverka partikelhalterna, är en kvantitativ uppskattning av trädplanterings effekter på halterna förenad med mycket stora osäkerheter. En genomsökning av den vetenskapliga litteraturen visar att det endast i ett fåtal rapporter görs uppskattningar av vilken betydelse

trädplanteringar har för partikelhalterna i stadsmiljö. I England och USA har meteorologiska spridningsmodeller använts för att studera betydelsen av omfattande trädplanteringar i städer. I en amerikansk modell studeras även andra effekter av trädplanteringarna såsom klimatpåverkan genom effekterna på energianvändningen och koldioxidupptaget. Modellerna antyder att de generella partikelhalterna (i urban bakgrund) kan reduceras med några procent om omfattande trädplanteringar genomförs. Men i dessa studier har man inte studerat effekterna på föroreningshalterna längs gator kantade med träd.

I Holland finns studier av hur trädridåer längs motorvägar påverkar föroreningshalterna som uppkommer på grund av utsläppen från trafiken längs motorvägen. Studierna omfattar mätningar och beräkningar och visar att upptag på träden har helt försumbar inverkan på halterna. Däremot medför trädplanteringen att vindförhållandena påverkas, vilket gör att halterna ökar nära trädplanteringen, men minskar längre ifrån på grund av utspädning genom nersug av ren luft ovanifrån. En studie i en vindtunnel (laboratorium) visade att träd i gaturum (gator kantade med byggnader) kan väsentligt försämra omblandningen, vilket kan leda till högre halter om inte upptaget på träden är tillräckligt stort för att kompensera detta.

Förhållandena i Stockholm vad gäller partikelhalterna skiljer sig delvis från andra städer där dubbdäck inte används på så sätt att andelen grova partiklar (1 – 10 µm) av PM10 är förhållandevis hög. Detta gynnar möjligheterna att reducera halterna med trädplantering i Stockholm jämfört med städer där mellanstora och mindre partiklar ofta är mer betydelsefulla. En nyligen publicerad studie av depositionen av grova partiklar på (täta) häckar av hagtorn, järnek och idegran antyder att partikelhalterna är som mest några procent lägre bakom häckarna.

En viktig osäkerhet är hur stor andel av partiklarna som verkligen sitter kvar på blab/barrytan. Till skillnad från gaser, sker ingen absorption av partiklarna via t ex bladens/barrens klyvöppningar. Partiklarna adsorberas på ytan och kan efter ett tag lossna och åter bli luftburna, speciellt i samband med torra blåsiga väderförhållanden. Adsorption och desorption sker sannolikt kontinuerligt under de flesta väderförhållanden. Men under de perioder då träden är våta sker främst adsorption. Regn kan tvätta av partiklarna som då hamnar på vägbanan och eventuellt förs bort med dagvattnet, vilket betyder att en nettotransport av partiklar från luften till dagvattnet. En annan möjlighet är att de ligger kvar på marken och virvlar upp i luften då vägbanan torkar upp.

1.4 Påverkan på gasformiga luftföroreningar

Flera gaser fastnar mer eller mindre effektivt på trädens blad/barrytor. Ozon är reaktiv och fastnar effektivt, vilket kan bidra till lägre ozonhalter i städer. Detta kan också indirekt vara gynnsamt för att minska kvävedioxidhalterna eftersom kvävedioxiden bildas i närvaro av ozon. Men även här finns motverkande effekter av minskad omblandning i slutna gaturum som Hornsgatan. En del kvävedioxid släpps ut i fordonsavgaser och denna del kommer att bidra till ökade halter om omblandningen minskar. Upptaget av kvävedioxid på träden är litet.

Träden avger också kolväten av olika slag (terpener, isopren m fl.). I vissa städer, med hög solinstrålning och varmt klimat kan detta bidra till ökad bildning av ozon och andra oxidanter. Kolväteavgivningen kan också bidra till bildning av partiklar i luften. Men varken ozonbildning eller partikelbildning på grund av träd i städer har dock knappast någon betydelse i svenska städer med nuvarande klimat.

1.5 Pollenalstring

En helt annan aspekt, som kan vara av stor vikt, är att träden kan alstra pollen som i sin tur kan vara negativt ur för en ökande andel av befolkningen som lider av pollenallergi. Exponering för partiklar (eller gasformiga föroreningar) från vägtrafik i kombination med exponering för pollenallergen kan vara värre än exponering för enbart partiklar. Olika trädarter har olika betydelse för alstring av pollenallergen som kan påverka hälsotillståndet bland befolkningen.

1.6 Rekommendationer

Sammanfattningsvis konstateras att omfattande trädplantering i städer har visats reducera PM10 halterna med några procent, vilket är i samma storleksordning som t ex åstadkommit med trängselskatten i Stockholm. Men osäkerheterna i uppskattningarna är stora och en trädplantering i ett slutet gaturum, som t ex Hornsgatan, riskerar leda till försämrad luftomblandning som i sin tur kan leda till högre halter av partiklar längs gatan och helt motverka effekten av partikelupptaget på träden. I värsta fall kan halterna t om öka med trädplantering. Avsaknaden av mätningar i verklig trafikmiljö med respektive utan träd, gör kvantitativa uppskattningar mycket osäkra. Rekommendationen är att noga följa upp effekten på halterna med mätningar av både partikelhalterna och luftomblandningen före och efter trädplanteringen.

2 Bakgrund

Partikelhalterna längs flera gator i innerstaden överskrider miljö kvalitetsnormerna (LVF, 2003). Flera olika åtgärder har testats, genomförts och/eller diskuterats för att sänka halterna – dammbindning, hastighetsreglering, trängselskatter, förbud för genomfartstrafik och dubbdäcksförbud (http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage_10582.asp). En metod som ibland nämns som mer eller mindre effektiv är trädplantering. Träd kan potentiellt rena luften genom att de absorberar gaser och partiklar (Wesseling et al., 2008; De Maerschalk et al., 2009; Klok et al., 2009; Tiwary et al., 2006; Raupach et al., 2001). Tyvärr finns inga standardmodeller eller enkla kvantitativa samband som kan användas för att utvärdera vad trädplantering skulle innebära för partikelhalterna.

Trafikkontoret i Stockholms stad har gett SLB i uppdrag att belysa hur trädplantering längs Hornsgatan kan tänkas påverka partikelhalterna.

3 PM10 halter längs Hornsgatan – en lägesbeskrivning

PM10 halterna mäts sedan flera år vid Hornsgatan mellan Ansgariegatan och Ringvägen. På norra sidan av gatan registreras och lagras information om partikelhalterna (PM10) var 15:e minut. Samtidigt mäts halterna av PM2.5, ozon, NO, NO₂, CO, sot, antalet partiklar samt storleksfördelningen av antalet partiklar. Dessutom finns en automatisk trafikräknare.

På kartorna nedan redovisas trafikflöden (Figur 1) och partikelhalter, PM10 (Figur 2) för olika gatuavsnitt längs Hornsgatan. Längs de avsnitt där mätningar saknas har halterna beräknats med beräkningsmodellen SIMAIR (<http://www.luftkvalitet.se/>). Halterna redovisas för båda sidor av respektive gatuavsnitt och gäller 2 m från fasad, 2 m ovanför trottoar. Maximal dubbdäcksandel för personbilarna vintertid är 70 %. Beräkningsmodellen har kalibrerats mot mätpunkten väster om Ringvägen så att resultatet där stämmer med uppmätta halter av partiklar under år 2008.

Mellan Ansgariegatan och Ringvägen uppmättes trafikmängden år 2008 till 28 900 fordon som årsmedeldygn. Trafikmängden på övriga avsnitt av Hornsgatan baseras på mätningar av Trafikkontoret under år 2004. I beräkningarna har antagits att trafikförändringen mellan år 2004 och 2008 på dessa delar är lika stor som vid mätplatsen väster om Ringvägen.

Sammansättningen av fordonsparken har tagits fram utifrån trafikmätningar, fordonstatistik och portaldata:

Personbilar och lätta lastbilar bensin: 70 %

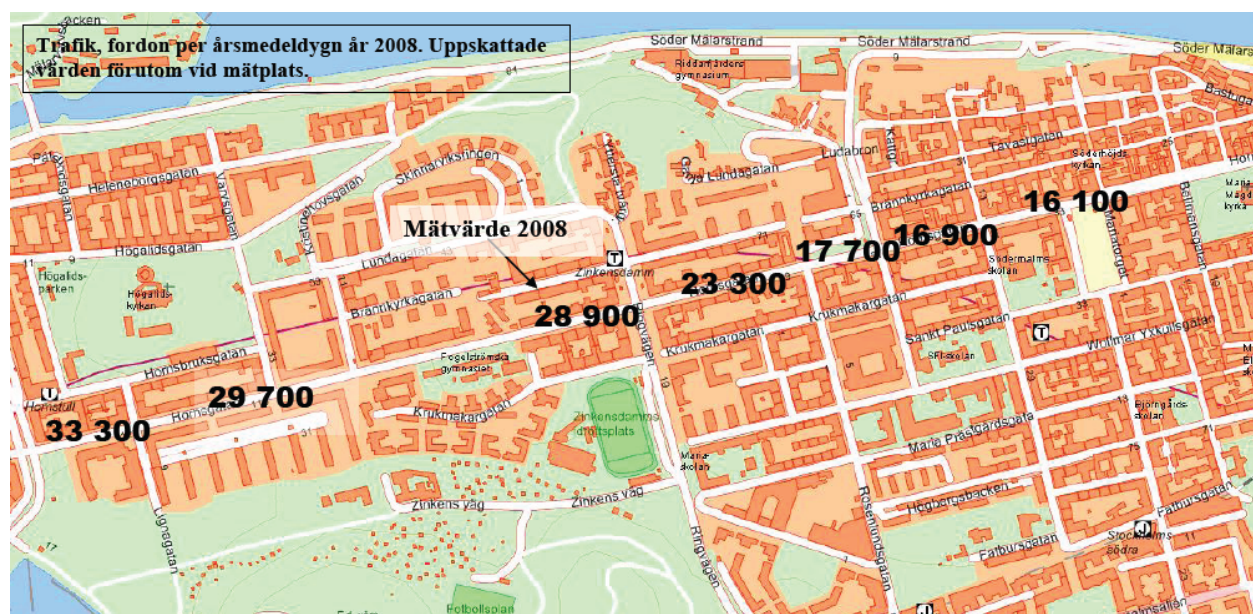
Personbilar och lätta lastbilar diesel: 19 %

Personbilar och lätta lastbilar etanol: 5 %

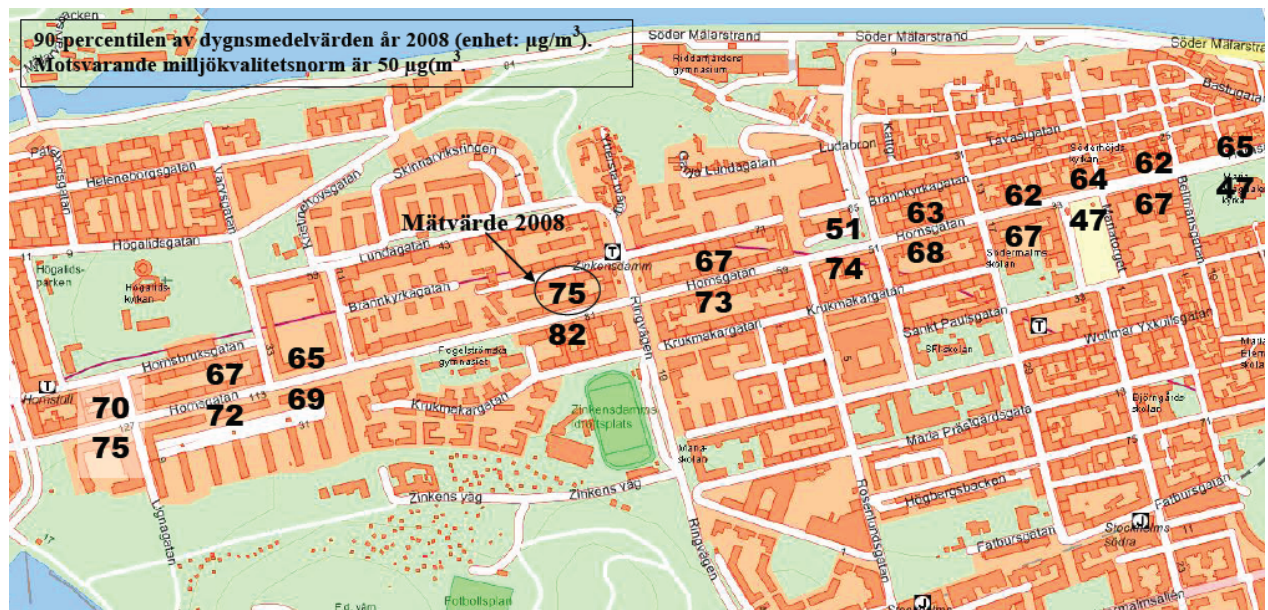
Personbilar och lätta lastbilar biogas: 1 %

Etanobussar: 1 %

Tunga Lastbilar utan släp: 4 %



Figur 1. Trafikmängder (fordon per årsmedeldygn) längs olika delar av Hornsgatan 2008. Mellan Ansgariegatan och Ringvägen uppmättes 28900 fo/dygn år 2008. Övriga värden är skattade baserat tidigare mätningar.

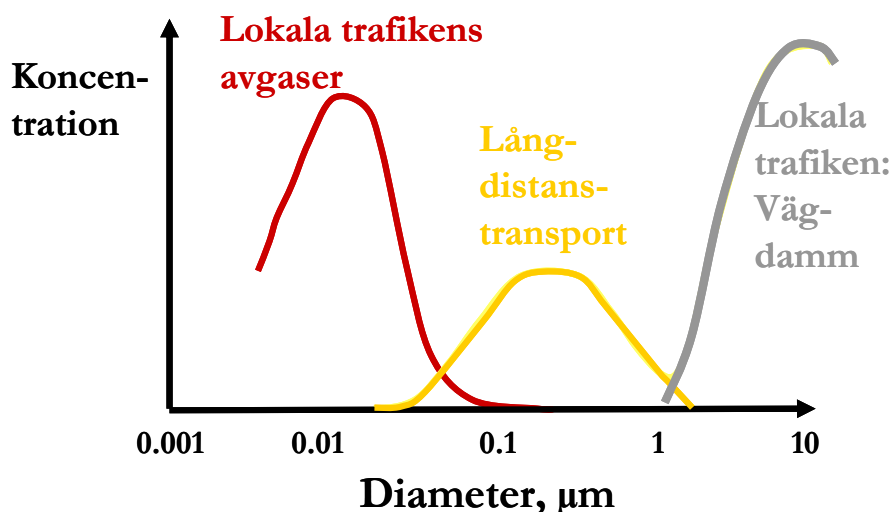


Figur 2. PM10 halter längs Hornsgatan 2008 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Värdena är 90-percentilerna av dygnmedelvärdena under hela året. Miljö kvalitetsnormen som inte får överskridas är $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Årsmedelvärdet av PM10-halten vid mätstationen mellan Ringvägen och Ansgariegatan uppmättes år 2008 till $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och dygnmedelvärdet (90-percentilen) till $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Enligt miljö kvalitetsnormen får årsmedelvärdet inte överskrida $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och dygnmedelvärdet får inte överskrida $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Båda normerna måste klaras. Längs hela Hornsgatan, utom längs södra delen mot Mariatorget överskrids miljö kvalitetsnormen. Av figurerna framgår att variationen i trafikmängderna är stor mellan olika delar av Hornsgatan, men att gaturummets utformning har större betydelse för PM10- halterna och om normen överskrids eller inte.

Figur 3 visar schematiskt hur partikelstorleksfördelningen för PM10 ser ut. Den lokala trafiken genererar avgaspartiklar, som är så små att de inte har så stor påverkan på PM10 halterna, men däremot helt dominerar det totala antalet partiklar per volymsenhet. Slitaget av vägbanan på grund av främst dubbdäcken ger upphov till förhållandevis stora partiklar (mellan ca 1 och $10 \mu\text{m}$, grå kurvan), som är få men i hög grad påverkar PM10-halterna. PM10-halterna påverkas också av mängden partiklar som kommer in över regionen främst från utsläpp i andra länder (gula kurvan).

Denna storleksfördelning är av mycket stor betydelse för bedömningen av vilken effekt trädplantering kan ha för PM10 halterna. I Stockholm är halterna av grova partiklar (1 – $10 \mu\text{m}$) höga i förhållande till många andra städer på grund användningen av dubbdäck.



Figur 3. Schematisk beskrivning av storleksfördelningen på de luftburna partiklarna längs Hornsgatan. Den röda kurvan anger hur antalet partiklar beror av partikelstorleken. Antalet partiklar styrs av avgasemissionerna och i genomsnitt finns ca 40 000 partiklar per ml luft (SLB, 2008), varav mer än 90 % kommer från avgaserna. Den gula kurvan anger storleksfördelningen för masskoncentrationen av de partiklar som främst härrör från andra länder. Den gråa kurvan visar storleksfördelningen för masskoncentrationen av de partiklar som främst härrör från slitage av vägbanor (på grund av dubbdäcken). Ca 75 % av PM10-halten beror på de grova partiklarna från trafiken på gatan.

4 Påverkan på partikelhalterna

PM10-halterna längs Hornsgatan påverkas av

1. Trafikens (på Hornsgatan) utsläpp via vägslitaget på grund av dubbdäck, slitage av bromsbelägg, slitage av däck samt utsläppen från avgaserna.
2. Utspädningen av de lokala emissionerna på grund av luftomblandningen.
3. Intransporten till Hornsgatan, dvs. bidraget till halterna från andra utsläpp i regionen och via luften från andra områden utanför Stockholm.
4. Depositionen av partiklar på gatan, husfasaderna och eventuella träd.

Träd kan påverka partikelhalterna på flera olika sätt:

1. Bidra till att öka depositionen av partiklar.
2. På olika sätt påverka hur mycket partiklar som virvlar upp från vägbanan.
3. Påverka luftomblandningen och därmed utspädningen och depositionen.

Alla dessa faktorer och ytterligare aspekter som rör trädplanterings möjliga påverkan på luftkvaliteten diskuteras nedan.

5 Trädens påverkan på depositionen

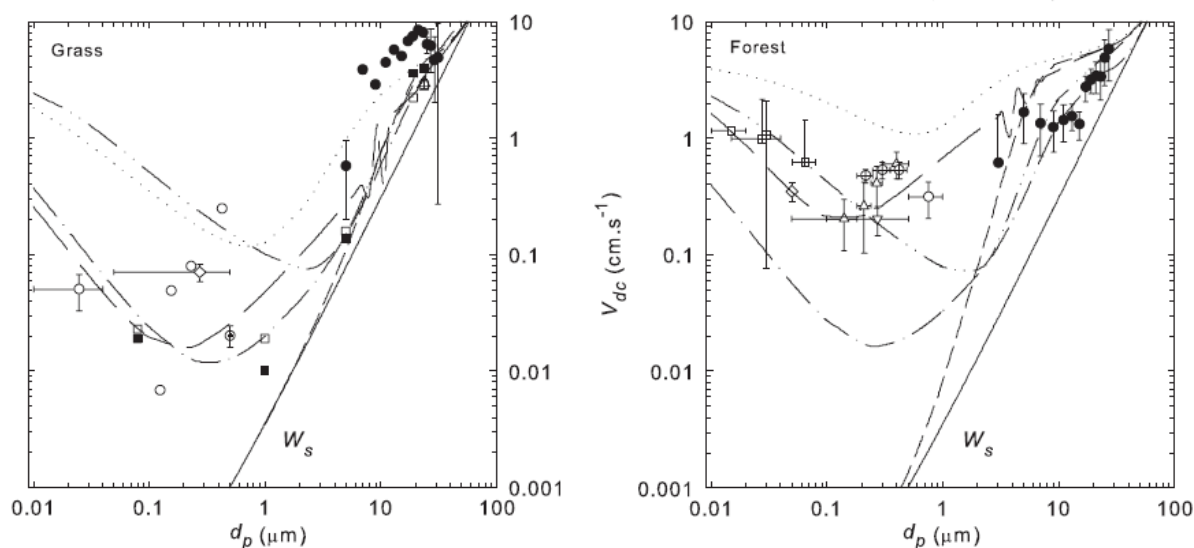
Flera faktorer påverkar partikeldepositionen (upptaget av partiklarna) på träden:

- Partiklarnas egenskaper (storleken, geometrin och kemiska sammansättningen)
- Trädens egenskaper (trädartens blad- eller barryta och kronutbredning), antalet träd och deras placering
- Luftomblandningen, luftfuktigheten, nederbörden och solinstrålningen

5.1 Partiklarnas egenskaper

Flera vetenskapliga studier har visat att depositionen av partiklar på vegetation beror på partikelstorleken (se t ex Slinn, 1982; Raupach et al., 2001; Freer-Smith et al., 2005). Figur 4 visar hur depositions hastigheten¹ över gräs och skog varierar med partikelstorleken. De minsta (<0.1 μm) och de största (mellan 1 och 10 μm) partiklarna har högst depositions hastighet, dvs. deponeras effektivast. Partiklar med en diameter mellan 1 och 0.1 μm har lägsta depositions hastigheten. Figuren visar att beroendet av partikelstorlek är kraftigare för gräsytor jämfört med skogsytor. För de allra minsta partiklarna påverkas upptagshastigheten av brownsk diffusion (molekyl-partikel interaktioner). För de största är det interceptions², impaktions³ och sedimentationsprocesser som ger upphov till effektiv deposition. Partiklarnas geometri påverkar hur effektivt de deponeras via interception. Partikelstorleken och partiklarnas densitet påverkar betydelsen av impaktions- och sedimentationsprocesserna.

För enstaka träd längs en gata kan man förvänta sig motsvarande principiella samband som för skogsytor. Enligt Figur 3 ovan beror PM10 halterna längs Hornsgatan till stor del på mängden grova partiklar, dvs de som är större än 1 μm i diameter och som kommer från vägbanorna på grund av slitaget som dubbdäcken ger upphov till. Dessa partiklar har alltså hög depositions hastighet jämfört med de mindre partiklarna. Senare studier av depositionen på barr och lövträd i stadsmiljö (Brighton, England) antyder dock att depositions hastigheten av ultrafina partiklar (<0.1 μm) är betydligt högre än för de grova partiklarna (Freer-Smith et al., 2005). Ytterligare mätningar i stadsmiljö behövs för att klargöra upptagseffektiviteten på enstaka träd (Bruse, 2007).



Figur 4. Variationen i depositions hastigheten på gräsytor (vänster) och skogsytor (höger) beroende på partikelstorleken. Linjerna anger teoretiska samband och punkterna anger uppmätta värden.

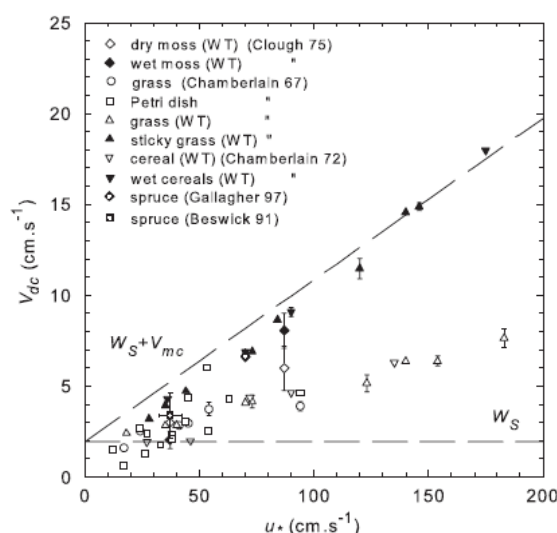
¹ Depositionshastigheten är ett mått på upptaget av partiklar oavsett partikelkoncentrationen. Den definieras som partikelupptaget (mikrogram per kvadratmeter per sekund) dividerad med partikelkoncentrationen (mikrogram per kubikmeter) och mäts ofta i cm per sekund (det är dock inte en hastighet även om enheten är densamma).

² Med interception menas att partiklarna fastnar på en yta på grund av att de inte är perfekta klot, dvs pga sin geometri.

³ Med impaktion menas att partiklarnas bana inte följer luftens pga av deras tröghet, när luftströmmen viker av runt ett barr kommer tröga partiklar att fortsätta mot barret och fastna där.

Den kemiska sammansättningen har betydelse för depositionen då denna påverkar partiklarnas storlek och densitet. Partiklar som består av salter och andra ämnen som är vattenlösliga är effektivare på att absorbera vatten jämfört med partiklar som främst innehåller vattenavvisande ämnen, såsom kolväten. Om partiklarna tar upp vatten så växer de i storlek, vilket påverkar depositionshastigheten. Vägslitaget ger upphov till partiklar som till stor del består av stenmaterial med relativt hög densitet. Stenmineralpartiklar tar normalt inte upp så mycket vatten. De kan däremot också vara mer eller mindre täckta av vägsalt vilket leder till att vatten kan tas upp på partiklarna.

Figur 5 visar att depositionshastigheten av de grova partiklarna påverkas av friktionshastigheten som är ett mått på den mekaniska turbulensen, dvs den turbulenta omblandning som uppkommer på grund av att olika föremål påverkar luftströmmarna. Friktionshastigheten ökar då vindhastigheten ökar. Trädens kronor bromsar luftgenomströmningen, men skapar samtidigt viss mekanisk turbulens. Troligen ger dock fordonen upphov till större turbulens i gaturummet på grund av sin hastighet och bulkighet.



Figur 5. Variation av depositionshastigheten med friktionshastigheten, u^* , för olika underlag (mossa, gräs, platt yta i form av en petriskål, sädeslag och granskog). Friktionshastigheten är ett mått på omblandningen (mekaniskt genererad turbulens); kraftigare omblandning leder till högre friktionshastighet.

Mätningar av depositionshastigheter uppvisar ofta relativt stora avvikelser från de teoretiskt beräknade värdena (se Tabell 1 och text Garland, 2001; Petroff et al., 2008a). Detta kan ses som en avspeglning av hur komplexa sambanden är och att alla processer som påverkar kanske inte kan kvantifieras på ett korrekt sätt. Exempel på processer som kan ha betydelse för depositionen, men som inte inkluderas i teoretiska modeller, är påverkan av elektrostatiska krafter och termofores (Garland, 2001). Nya modellansatser är under utveckling (Petroff et al., 2008b).

5.2 Trädplanterings egenskaper

En egenskap som påverkar depositionseffektiviteten är trädarten, men tyvärr finns väldigt lite kvantitativa data i litteraturen. Nyligen publicerades en studie med både mätningar och teoretiska beräkningar på depositionseffektiviteten på häckar för olika partikelstorlekar (Tiway et al., 2006). Tabell 1 visar hur depositionen varierar med partikelstorleken för häckar av hagtorn, järnek och idegran. För hagtorn, som är den vanligast förekommande

häcken i England, baseras depositionseffektiviteten på både mätningar och teoretiska beräkningar. Det är endast värdena för partiklar med en diameter mindre än 10 µm som är relevanta på Hornsgatan. Av tabellen framgår att de största partiklarna har det högsta procentuella upptaget. Som mest noteras ca 13 % (uppmätt värde) lägre halt då luften passerat genom häcken för partiklar med en diameter på knappt 9 µm för hagtornshäcken. Längs Hornsgatan är den massmässigt dominerande partikelstorleken mellan 3 och 7 µm. För dessa partiklar är effektiviteten upp till ca 6 % för hagtorn, men betydligt lägre för järnek och idegran; 1.7 % respektive 0.5 %.

Andra studier som uppmätt högre effektivitet avser betydligt större partiklar. Raupach et al. (2001) uppmätte betydligt kraftigare upptagseffektiviteter av barr och tropisk ek, upp emot 80% – 90%. Men detta avsåg oljedroppar på flera tiotals µm i diameter och kan inte appliceras på PM10 fraktionen. Freer-Smith et al. (2005) rapporterar större partikelupptag på barrträd (*P. nigra* & *Cyprino cyparis leyandii*) jämfört med lövträd (t ex. *S. aria*).

Det skall också poängteras att värdena i Tabell 1 avser häckar ("hedges") som kan antas vara betydligt tätare än de enstaka träd som avses planteras längs Hornsgatan. Raupach et al. (2001) påpekar att häcken inte får vara för tät, eftersom en betydande del av den partikelhaltiga luften måste passera genomhäcken så att partiklarna kan deponeras. Blir häcken för tät kommer en större del av partiklarna följa luftströmmen runt/över häcken, utan att passera igenom, vilket avsevärt kan reducera partikeldepositionen.

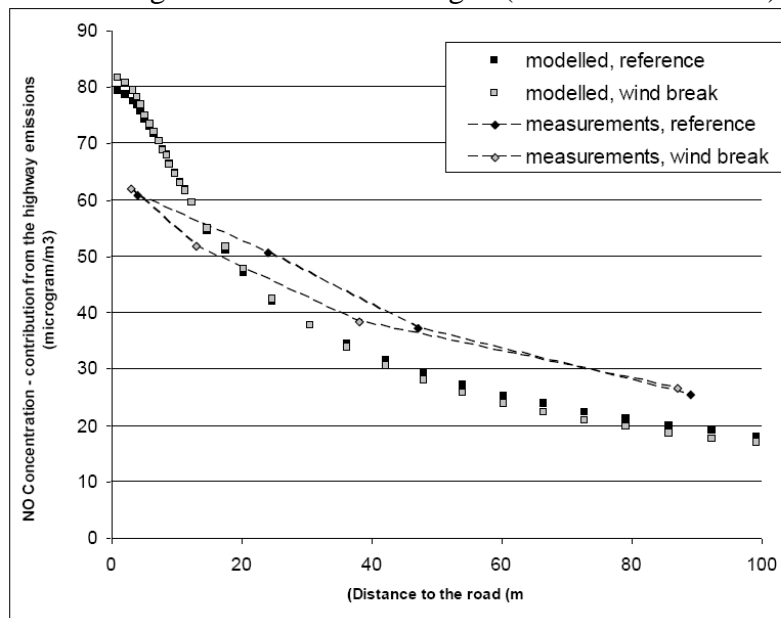
Tabell 1. Effektiviteten i partikeldepositionen som funktion av partikelstorleken för 3 olika häckar. Värdena är procentuella upptaget. "CE" är beräknade värden och "CE_{exp}" är uppmätta värden. "Hawthorn" = Hagtorn; "Holly" = Järnek; "Yew" = Idegran.

Particle diameter (µm)	Hawthorn		Holly	Yew
	CE (%)	CE _{exp} (%)	CE (%)	CE (%)
0.875	1.8	1.2	1.3	0.8
1.5	1.1	0.8	1.1	0.7
2.75	0.9	0.75	0.6	0.5
4.25	2.6	3.5	0.5	0.4
6.25	7.0	5.8	1.7	0.5
8.75	15.0	12.7	4.6	0.8
12.5	19.8	17.6	11.7	1.9
15	29.4	27.3	17.7	3.0

Klok et al. (2009) och Kraai et al. (2009) konstaterade att vindskydd i form av täta häckar längs motorvägar, har mycket liten potential att vara effektiva för att rena luften från föroreningar kring motorvägarna. Visserligen kan halterna sjunka bakom trädplanteringarna men det beror inte på att föroreningarna deponeras på träden utan på att luftblandningen förändras så att utspädningen ökar. Men som framgår av Figur 6 är skillnaderna med respektive utan häck mycket små. Ytterligare teoretiska studier med strömningsmodeller visade att det krävs orälistiskt effektivt upptag på träden för att halterna ska reduceras (Klok, personlig kommentar). Motorvägen som studerades löpte över en öppen, platt landsbygd, utan bebyggelse, och kan därför inte jämföras med trädplantering på Hornsgatan.

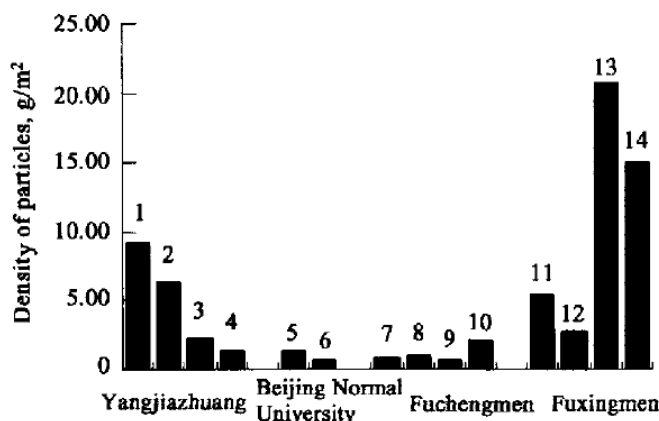
Studierna av Klok et al. (2009) och Kraai et al. (2009) bekräftar tidigare studier av andra (t ex. Browker et al., 2007) att bullerskydd, häckar eller byggnader längs vägar ökar omblandningen

och därmed utspädningen av föroreningar intill motorvägar. Browker et al. (2007) fann att föroreningshalterna var lägre då bullerskydd användes tack vare påverkan på luftomblandningen, men att halterna avtar snabbare från vägen utan bullerskydd. Bullerskyddet tvingar upp luften över barriären, men direkt bakom bildas en lävirvel som för med sig renare luft från högre luftlager, vilket medför en utspädning av avgaserna från fordonen på motorvägen. Men effekterna på halterna är små och knappt mätbara, och beror på stabiliteten och vindriktningen i förhållande till vägen (Browker et al. 2007).



Figur 6. Uppmätt och beräknad koncentration av NO på 1.5 meters höjd över marken på olika avstånd från ett vindskydd bestående av en trädplantering (häck) längs en motorväg i Holland (Klok et al., 2009).

Wang et al. (2006) mätte mängden partiklar som fastnat på olika typer av träd (11 olika trädarter) på olika platser i Peking (Figur 7). På träd intill hårt trafikerade gator fann man betydligt större mängd partiklar jämfört med träd på gator med mindre trafik. Likaså var det betydligt större mängd partiklar på de sidor av träden som vätte mot trafiken. Mikrostrukturen på bladen/barren hade stor betydelse för mängden partiklar som fastnade; mer utpräglad struktur gav större mängd partiklar jämfört med slätare blad/barr. Vidare fann man att större partiklar (diameter mellan 2.5 och 10 µm) deponerades betydligt mera effektivt jämfört med mindre partiklar (<2.5 µm).



Figur 7. Mängd partiklar som fastnat på 11 olika typer av träd i Peking (från Wang et al., 2006). 1, 2: Kinesisk ask; 3: Syren; 4, 6, 7: Poppel; 5: Valnöt; 8, 9: Pil; 10: Persika; 11: Pagodträdet; 12: Gudaträd; 13: Japansk benved; 14: Vildvin.

För att maximera upptagseffektiviteten bör träd som behåller löven/barren hela året och som inte är känsliga för deposition av luftföroreningar på bladen/barren. Som påpekats ovan kan arter med håriga blad eller som har mikrostrukturer som gör att partiklar fastnar effektivt vara att föredra jämfört med de som har blanka/slåta blad (även Beckett et al., 2000). Vissa arter har klibbiga blad/barr vilka kan binda partiklarna effektivt.

5.3 Trädens påverkan på omblandningen

Träden har också inverkan på vindförhållandena och omblandningen av luften. Studier både i vindtunnlar och fält visar att vindhastigheten sjunker kraftigt i lä av täta häckar (Dierickx, 2003; Cleugh, 2001; Raupach et al., 2001) och om träd planteras i gaturum (Gromke & Ruck, 2007; 2009). Ofta är just syftet med en plantering i stadsmiljö att öka vindkomforten (t ex Johansson & Sandberg, 2006; Kjellström, 2008). Detta betyder att luftutbytet mellan gaturummet och omgivningen minskar, vilket kan få till följd att halterna ökar. Oftast har man studerat mycket täta häckar eller liknande och helt andra trädarter än de som är aktuella för Hornsgatan. Dierickx, (2003) mätte vindhastigheten på olika höjder över marken i lä av häckar av barr och al och fann tiotals procent lägre vindhastigheter bakom häckarna, beroende på vindriktning mm. Enligt Johansson & Sandberg (2006) har en lövträdsridå samma läverkan som en skärm med 70 % hållighet. Vid enradiga planteringar som är glesa nedtill kan vindhastigheten förstärkas under träden.

Gromke & Ruck (2007; 2009) genomförde studier av effekten av träd i gaturum genom att använda en fysisk modell i en vindtunnel (Figur 8) samt en avancerad strömningsmodell. De använde en inert gas (svavelhexafluorid, SF₆) som spårämne för kvantifiering av påverkan på omblandningen med träd av olika storlek och täthet. SF₆ släpptes ut i kanaler längs ”gatan” för att simulera avgasutsläpp. Studien visade att luftomblandningen minskar markant med träden närvarande jämfört med utan träd. Detta leder till högre halter. Halterna påverkades av avståndet mellan träden och kronstorleken. Även krontätheten (porositeten) påverkade på omblandningen och därmed SF₆ halterna. Speciellt på läsidan av gatan noterade Gromke & Ruck (2009) högre halter (10 % - 80 %) på grund av lägre omblandning. Kvalitativt sett stämmer resultaten väl med andra studier (se Kjellström, 2008). Inverkan av upptag på träden studerades inte – svavelhexafluorid tas inte upp på träden. Försöken ger endast kvalitativ information om relativa betydelsen av olika processer och svåra att omsätta till verklig trafikmiljö där också fordonen har stor betydelse för omblandningen.



Figur 8. Försöksuppställning med träd längs en ”gata” i vindtunnelstudien av Gromke & Ruck (2007).

Förändrade vindförhållanden kan också påverka uppvirvlingen av partiklar från vägbanorna och trottoarerna. Detta fenomen är analogt med att människor sedan lång tid tillbaka har använt vindskydd av olika slag för att minska jorderosion. Minskad vindhastighet bidrar till att minska uppvirvlingen och därmed sänka partikelhalterna. Samtidiga mätningar av NO_x (som mått på utspädningen) och grova partiklar (PM₁₀-PM_{2.5}) på Hornsgatan tyder dock på att uppvirvlingen främst beror på fordonens turbulens (Johansson et al., 2005). Först vid mycket höga vindhastigheter (> 6 m/s) kan viss förhöjd halt av grova partiklar registreras. Så troligen kommer trädplanteringen längs Hornsgatan inte påverka uppvirvlingen nämnvärt.

Träden skuggar vägbanan och eventuellt till viss del husfasaderna. Mer skugga på vägbanan kan vara positivt, eftersom den håller fukten och därmed minskar uppvirvlingen. Men mer skugga leder eventuellt till minskad turbulent omblandning på grund av minskad uppvärmning av vägarna och husfasaderna. Effekten på omblandningen av skugga har inte studerats i litteraturen men kan ha stor betydelse. I så fall bidrar detta till ökade halter.

5.4 Uppskattning av depositionen i förhållande till emissionen av partiklar på Hornsgatan

I enlighet med Litschke & Kuttler (2008) kan man göra en grov skattning av storleksordningen av upptaget på träden i förhållande till emissionen från trafiken. Hornsgatan trafikeras av ca 30 000 fordon per dygn (Figur 1) och den genomsnittliga emissionsfaktorn för PM₁₀ är 240 mg/fordonskilometer (Johansson et al., 2004). Detta betyder att emissionen är ca 8 mg/s för en 100 meter lång sträcka.

Upptaget (U) kan skattas som

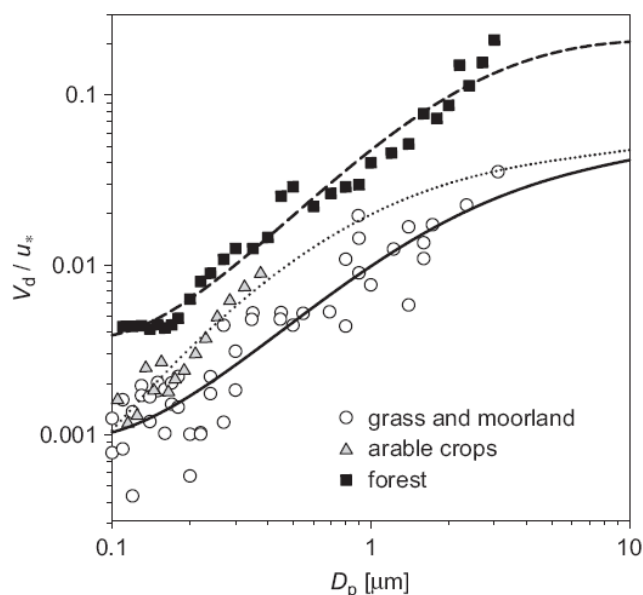
$$U = v_d * C * A$$

där v_d är depositionshastigheten, C är partikelkoncentrationen och A är tillgänglig blad/barryta. Som framgått ovan varierar depositionshastigheten kraftigt med partikeldiametern i intervallet 0.1 – 10 cm/s. Blad/barrytan brukar anges som LAI (Leaf area index) och beror på trädarten, men är typiskt 2 – 5 m² per m² markyta. I planen för Hornsgatan tänker man sig ca 20 träd per 100 meter gata. Låt oss anta att varje träd har ett LAI på 5 och täcker en markyta med 5 meters diameter. För en årsmedelkoncentration av PM₁₀ på 40 µg/m³ och en depositionshastighet på 1 cm/s blir upptaget ca 0.8 mg/s för ett 100 meter långt gatuavsnitt.

Detta betyder att emission av PM₁₀ (ca 8 mg/s), är 10 gånger högre jämfört med partikelupptaget. Detta betyder att nettoemissionen av PM₁₀ minskar med ca 10 % tack vare upptaget på träden. Av totala PM₁₀-halten på 40 µg/m³ är ca 75 % bidrag från lokala trafiken, vilket betyder att halten minskar med 7.5 %. Uppskattningen är givetvis mycket grov och osäker beroende på antagandet om depositionshastigheten. Men om detta skulle vara rätt, betyder upptaget av partiklar väldigt lite för PM₁₀ halterna, som kanske snarast kommer att öka på grund av den minskade omblandningen. Enligt vindtunnelstudien av Gromke & Ruck (2007) skulle halterna kunna öka med tiotals procent på läsidan på grund av försämrade utspädning.

6 Studier i stadsmiljö av partikelupptag

Bealey et al. (2007) har utvecklat ett beräkningssystem för stadsplanering där man kan ta hänsyn till trädplanterings effekter på luftföroreningshalterna. Med hjälp av detta system uppskattade MacDonald et al. (2007) effekten av träd för partikelhalterna i två storstadsområden i Storbritannien; West Midlands med Birmingham och Coventry samt Glasgow. De använde en teoretisk modell där upptagshastigheten (depositionshastigheten) beror på partikelstorleken och markanvändningen. Depositionen ökar med partikeldiametern i intervallet 1 till 10 mikrometer och är betydligt högre över skog jämfört med gräs. Beräkningarna visade att om alla träd i West Midlands skulle tas bort skulle den genomsnittliga totala PM10 halten öka med ca 0.5%. Om man istället skulle öka trädplanteringen maximalt skulle PM10 halten kunna minska med ca 7%. I det mest realistiska trädplanteringsscenariot minskar PM10 halterna med ca 3%. För Glasgow gav det maximala trädplanteringsscenariot en minskning av PM10 halterna med drygt 1%. I centrala Glasgow, där de högsta PM10 halterna förekommer, var trädplantering inte var en effektiv metod att reducera partikelhalterna på grund av begränsade möjligheter för plantering.



Figur 9. Depositionshastigheten som funktion av partikelstorleken i beräkningsmodellen som McDonald et al. (2007) använder.

I USA har forskare på Forest service under Department of Agriculture (motsvarande Skogsstyrelsen i Sverige) utvecklat en modell för beräkning av effekterna av trädplanteringar i städer (Nowak & Crane, 2000). Modellen heter UFORE som står för Urban Forest Effects och består av fyra olika moduler; 1) modul för kvantifiering av anatomin av träden i staden, 2) modul för kvantifiering av utsläppen av kolväten från träden för att kunna beräkna eventuell påverkan på ozonhalterna, 3) modul för skattning av kolupptaget (för att skatta inverkan på nettoutsläppen av koldioxid från staden), 4) modul för beräkning av upptaget av luftföroreningar. Luftföroreningsupptaget beräknas för ozon, svaveldioxid, kvävedioxid, kolmonoxid och PM10. För partiklar antas att hälften av de partiklar som fastnar på träden, lossnar igen innan de tvättas av med nederbörden. Modellen har använts i en rad städer i USA (t ex. New York, Atlanta, Calgary & Baltimore) samt städer i Canada, Kina, Chile och Spanien (Nowak et al., 2003). I städer med "100 % tree cover", kan ozonhalten reduceras med 15 %, kvävedioxidhalten med 8 % och PM10-halten med 13 % (Nowak & Crane, 2000).

7 Andra effekter på luftkvalitet, klimat och hälsa

Träd har en rad andra effekter som indirekt kan påverka luftkvaliteten och även hälsopåverkan.

7.1 Påverkan på ozonhalterna och bildning av sekundära partiklar

Träden avger kolväten som i sin tur kan bida till ökad mängd partiklar och/eller leda till ökad halt av kolmonoxid och ozon i luften (Jacob and Wofsy, 1988). När kolvätena oxideras kan det bildas nya partiklar (sekundära partiklar). Mängden ozon och sekundära partiklar som bildas beror bl. a. av trädarten, temperaturen, solljusintensiteten och kväveoxidhalterna (Cardelino & Chameides, 1990). Sannolikheten att det skulle ske någon betydande ozon- och partikelbildning på grund av kolväteutsläpp från träd i svenska städer är dock mycket liten. Däremot kan trädplanteringar minska ozonhalterna tack vare att ozonet deponeras på träden (Rondon et al., 1992). Ozon är en reaktiv gas som kan fastna på bladens/barrens yta eller passera in i bladens/barrens klyvöppningar.

7.2 Påverkan på kvävedioxidhalterna

Kvävedioxidhalterna i gatumiljön beror till stor del på hur mycket ozon som finns för oxidation av kväveoxid till kvävedioxid. Om träden tar upp ozon så minskar ozonhalterna, vilket betyder att kvävedioxidhalterna också kan minska. Någon studie av hur stor effekten kan vara i gatumiljö finns inte. Även kvävedioxiden i sig kan fastna på träden, men upptagseffektiviteten är oftast låg, speciellt till barrträd (Johansson, 1987).

7.3 Påverkan på pollenallergiker

Antalet människor som lider av astma, allergi och överkänslighet av olika slag ökar i Sverige och andra länder i västvärlden, och pollen hör till de mest besvärande allergenerna. Vissa trädarter ger ifrån sig pollen som har negativa effekter på hälsan. Svartengren et al. (2000) visade att luftrören hos pollenastmatiker blev extra känsliga efter exponering för luftföroreningar. De hade mer uttalade tidiga allergireaktioner, liksom ökade astmasymtom och mera lungfunktionspåverkan efter några timmar, jämfört med en kontrollgrupp som inte exponerats för luftföroreningar. Resultaten tyder på samverkande effekter av pollenexponering och luftföroreningsexponering, vilket gör det extra viktigt att välja rätt trädart vid plantering.

7.4 Klimatpåverkan

Trädplanteringar bedöms som positivt ur klimatsynpunkt eftersom de kan minska energiförbrukningen i klimatanläggningar genom att de minskar ljusinstrålningen, kyler luften via transpirationen (vattenavdunstning via klyvöppningarna) och håller sommartemperaturerna i städer på lägre och mer jämn nivå (Nowak et al., 2003). Samtidigt minskar de vindhastigheterna vilket i vissa lägen kan motverka den avkylande effekten av instrålningen/transpirationen. Trädens skuggande effekt beror på en rad faktorer såsom kronutbredning, krontäthet och trädens placering i förhållande till byggnader etc. Tack vare den minskade energiförbrukningen leder trädplanteringar till minskade utsläpp av koldioxid om energin kommer från fossila bränslen. Träden tar givetvis också upp koldioxid. Skötsel mm av träden kan å andra sidan bidra något till koldioxidutsläpp beroende på vilka fordon/maskiner som används, samt om det åtgått energi vid framställning av gödsel eller andra ämnen som behövs för att upprätthålla trädens tillväxt.

8 Indirekta effekter på partikelhalterna i sammandrag

I Tabell 2 sammanfattas de olika indirekta faktorer som kan motverka eller medverka till att förbättra luftföroreningsklimatet i städer. Som framgått av presentationen ovan blir den samlade bedömningen av trädplanterings effekter inte enkel eftersom det finns många faktorer att beakta. En del är av liten eller rent av forsumbar betydelse, medan andra kan vara avgörande och väga upp effekten av att träden tar upp föroreningar.

Tabell 2. Tabell som sammanfattar olika faktorerers inverkan på föroreningshalterna.

Faktor	Process	Påverkan på partikelhalterna
Minskade vindhastigheter	Sämre utspädning	Ökade föroreningshalter jämfört med utan träd
	Minskat upptag av föroreningar på olika ytor	Ökade föroreningshalter jämfört med utan träd
	Minskad uppvirvling av partiklar från gatorna	Minskade partikelhalter
Minskad instrålning och lägre temperaturer	Långsammare upptorkning av vägbanorna	Minskade partikelhalter
	Sämre omblandning/mindre turbulens	Ökad föroreningshalter
Smutsigare vägbanor på grund av mer löv/barr och jord?	Mer material på vägbanorna?	Ökade partikelhalter (har ej studerats)?
	Mer bakterier?	Ökad toxicitet hos partiklarna (har ej studerats)
Ökade utsläpp av kolväten	Ökade halter av ozon och kolväten	Ökad partikelhalt, men troligen marginell effekt i Sverige
Mer deposition av ozon	Minskade ozonhalter	Minskade partikelhalter (marginell effekt) och kvävedioxidhalter
Pollenutsläpp	Ökad mängd pollenallergen	Påverkar ej partikelhalterna (men kan öka påverkan på allergiker/astmatiker beroende på trädart)

9 Referenser

- Bealey, W.J., McDonald, A.G., Nemitz, E., Donovan, R., Dragosits, U., Duffy, T.R., Fowler, D., 2007. Estimating the reduction of urban PM10 concentrations by trees within an environmental information system for planners. *Journal of Environmental Management*, 85, 44-58.
- Beckett, K. P., P. H. Freer-Smith, G. Taylor, 2000: Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species and windspeed. – *Global Change Biology* 6, 995 – 1103.
- Browker, G.E., Baldauf, R., Isakov, V., Khlystov, A. & Petersen, W., 2007. The effects of roadside structures on the transport and dispersion of ultrafine particles from highways. *Atmospheric Environment*, 41, 8128-8139.
- Bruse, M., 2007: Particle filtering capacity of urban vegetation: A microscale numerical approach: Berliner. *Geographische Arbeiten*, 109, p. 61-70.
- Cardelino, C.A. and Chameides, W.L. 1990. Natural hydrocarbons, urbanization, and urban ozone. *J. Geophys. Res.* 95(D9):13,971-13,979.
- Chamberlain, A.C., 1975. The movement of particles in plant communities. In: Monteith, J.L. (Ed.), *Vegetation and the Atmosphere*, Vol. 1. Academic Press, London, UK, pp. 57–109.
- Cleugh, H.A., 2001. Field measurements of windbreak effects on airflow, turbulent exchanges and microclimates. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 42, 665 – 677.
- De Maerschalk, B., S. Janssen, J. Vankerkom, C. Mensink, 2009. CFD Simulations Of The Impact Of A Vegetation Barrier Along A Motor Way On Local Air Quality. Presenterat vid 7th International Conference on Air Quality – Science and Application, Istanbul, Tuket, Mars 2009.
- Freer-Smith, P.H. K. P. Beckett, 1 and Gail Taylor. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* ‘Beaupré’, *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment . *Environmental Pollution*, 133, 2005, 157-167.
- Garland, J.A., 2001. On the size dependence of particle deposition. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1: 323–332.
- Gromke, C., & Ruck, B., 2007. Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon- : Experimental investigation of the flow and concentration field. *Atmospheric Environment*, 41, 3287-3302.
- Gromke, C., & Ruck, B., 2009. On the Impact of Trees on Dispersion Processes of Traffic Emissions in Street Canyons. *Boundary-Layer Meteorol.* 131:19–34.
- J. Wesseling, R. Beijl, N. van Kuijeren, 2008. Effecten van groen op de luchtkwaliteit., Rapport 680705012/2008, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven.
- Jacob, D.J. and Wofsy, S.C. 1988. Photochemistry of biogenic emissions over the Amazon forest. *J. Geophys. Res.* 93(D2): 1477-1486.
- Johansson, Å., Sandberg, J., 2006. Vind i bebyggd miljö. Malmö högskola, Institutionen för Teknik och Samhälle, Byggdesign, Examensarbete.
<http://hdl.handle.net/2043/2532>.

- Johansson, C., 1987. Pine forest: A negligible sink for atmospheric NO_x in Sweden. *Tellus*, 39B, 426-438.
- Johansson, C., Norman, M., Omstedt, G., Swietlicki, E., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM₁₀. SLB analys rapport nr. 4:2004. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 10064 Stockholm.
http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_4_2004_050117.pdf.
- Kjellström, L., 2008. Stadsklimat/gatuklimat. Examensarbete, Institutionen för Stad och Land, Ultuna, SLU, Avdelningen för landskapsarkitektur, Uppsala. (http://epsilon.slu.se/archive/00002252/01/Stadsklimat_Gatuklimat.pdf).
- Klok, E.J., Meijer, E.W., Duyzer, J.H., Jonkers, S., Simulating the effect of a wind break on the air quality with CFD. Presenterat vid internationell konferens om luftkvalitet i Istanbul, Turkiet, Mars 2009 (7:e konferensen om Air Quality – Science and Application).
- Kraai, A., Vermwulen, A.T., Duyzer, J., Pronk, A., 2009. Measuring the air quality effects of a vegetative wind break along a highway. Presenterat vid internationell konferens om luftkvalitet i Istanbul, Turkiet, Mars 2009 (7:e konferensen om Air Quality – Science and Application).
- Litschke, T. & Kuttler, W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation – a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17, 229-240.
- LVF, 2003. Kartläggning av partikelhalter (PM₁₀) i Stockholms och Uppsala län. Luftvårdsförbundet i Stockholms & Uppsala län.
http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/lvf2003_001.pdf.
- MacDonald, A.G., W.J. Bealey, D. Fowler, U. Dragosits, U. Skiba, R.I. Smith, R.G. Donovan, H.E. Brett, C.N. Hewitt, E. Nemitz. 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment* 41, 8455–8467.
- Nowak, D.J., and D.E. Crane. 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen, M. and T. Burk (Eds.) *Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*. Proc. Of the IUFRO Conference. USDA Forest Service General Technical Report NC-212. North Central Research Station, St. Paul, MN. pp. 714-720.
- Nowak, David J.; Crane, Daniel E.; Walton, Jeffrey T.; Twardus, Daniel B.; Dwyer, John F. 2003. Understanding and quantifying urban forest structure, functions and value. In: Kenney, W.A.; McKay, J.; van Wassenae, P., eds. *Urban forest planning: sustainable forests for healthy communities: Proceedings of the 5th Canadian urban forest conference; 2002 October 7-9; Markham, Ontario*. Ottawa, Ontario: Tree Canada Foundation.
- Raupach, M.R., Woods, N., Dorr, G., Leys, J.F., Cleugh, H.A., 2001. The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment*, 35, 3373–3383.
- Petroff, A., Mailliat, A., Amiehl, M., Anselmet, F., 2008a. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, 42, 3625-3653.
- Petroff, A., Mailliat, A., Amiehl, M., Anselmet, F., 2008b. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part II: A new modeling approach and applications. *Atmospheric Environment*, 42, 3654-3683.

- Rondon, A., Johansson, C. and Granat, L. 1992. Dry deposition of nitrogen dioxide and ozone to coniferous forests. *J. Geophys. Res.*, 98, 5159 - 5172.
- SLB, 1:2009. Luften i Stockholm. Årsrapport 2008. SLB analys, Miljöförvaltningen, Stockholm. (http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/slb2009_001.pdf).
- Slinn, S. A. and Slinn, W. G. N., 1980, Predictions for particle deposition on natural waters, *Atmos. Environ.* 14, 1013–1016.
- Slinn, W. G. N., 1982, Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmos. Environ.* 16, 1785–1794.
- Svartengren M, Strand V, Bylin G, Jarup L, Pershagen G. Short-term exposure to air pollution in a road tunnel enhances the asthmatic response to allergen. *Eur Respir J.* 2000 Apr;15(4):716–24.
- Tiwary, A., Reff A., Colls, J.J., 2006. Collection of ambient particulate matter by porous vegetation barriers: Sampling and characterization methods. *Aerosol Science* 39, 40-47.
- Wang, Lei, Liu, L.-Y., Gao, S.-Y., Has, E. and Wang, Z., 2006. Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surfaces of urban plants in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*, 18, 921-926



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
Rosenlundsgatan 60. Box 380 24, 100 64 Stockholm
Tel 08-508 28 800, dir. SLB-analys 08-508 28 880
URL: <http://www.slb.nu>