

Deposition av svavel och kväve till marken i Stockholms län



Presentation av mätningar av våtdepositionen
och beräkningar av torrdepositionen

1988 -1994

Rapporten är sammanställd av Christer Johansson
Stockholms luft och bulleranalys, Miljöförvaltningen
Box 38 024, 100 64 Stockholm
Stockholm november 1995
ISBN 91-88018-26-1
ISSN 1400-0806

Omslag: Ann-Christin Reybekiel

Förord

Denna rapport är sammanställd på uppdrag av avdelningen för plan och trafik på Miljöförvaltningen i Stockholm. I rapporten redovisas depositionsmätningar och beräkningar baserat på luft- och nederbörds-kemiska analyser från ett antal mätstationer i Stockholms län. Till största delen har mätningarna finansierats av Stockholms Miljöförvaltning. Landstingets miljövårdsfond har bidragit med medel för driften och provtagningen på Svenska Högarna och Landsort.

Från och med juni 1994 bekostas mätningarna för insamling och analys av nederbörd av Luftvårdsförbundet i Stockholms län.

För driften och rapporteringen av samtliga mätstationer svarar Stockholms luft- och bulleranalys vid Stockholms Miljöförvaltning.

Stockholm i november 1995
Christer Johansson

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	1
INLEDNING	2
PROVTAGNING- OCH ANALYSMETODER	3
Mätstationer	3
Mätmetoder	4
Kemiska analyser	5
Beräkningar av våtdepositionen	5
Beräkningar av torrdepositionen	6
Luftföroreningsmätningar	7
VÅTDEPOSITIONEN	8
Nederbörds mängdens variation	8
Högsta halterna på senvintern/våren...	8
Ju mindre nederbörd desto högre halter..	9
Areell variation	10
Trender i halterna	11
Våtdepositionen av svavel och kväve	13
TORRDEPOSITIONEN	15
Luftföroreningshalter	15
Torrdepositionshastigheter	16
Torrdeposition av kvävedioxid	18
Torrdeposition av svaveldioxid	18
DEN TOTALA DEPOSITIONEN	20
Svavedepositionen	20
Kvävedepositionen	21
REFERENSER	23

SAMMANFATTNING

En utvärdering av luft- och nederbördsmätningar på fem platser i Stockholms län visar att nedfallet av svavel och kväve till marken har minskat under de senaste 7 åren (1988 till och med 1994). I innerstaden har den totala depositionen av svavel mer än halverats mellan 1988 och 1994 (från drygt 20 till knappt 10 kg per hektar och år). Även i ytterområden till Stockholm har svaveldepositionen minskat. För kväve är trenden inte lika tydlig; 1988 var den totala kvävedepositionen ca 20 kg/ha/år och 1994 ca 16 kg/ha/år. Minskningarna beror både på lägre luftföroreningshalter och lägre halter av sulfat och nitrat i nederbörden. Både sulfathalterna i nederbörden och svaveldioxidhalterna i luften var drygt 50% lägre 1994 jämfört med 1988. För nitrat- och kvävedioxidhalterna är motsvarande siffror 33% och 23%.

I jämförelse med mätningar i början av 1980-talet har svaveldepositionen i innerstaden minskat med nästan 90%. För kväve är minskningen drygt 50%. I båda fallen beror den minskade depositionen främst på att de lokala utsläppen av svaveldioxid och kväveoxider är lägre 1994 jämfört med i början av 80-talet.

Sett under en månad kan de lokala variationerna i våtdepositionen vara betydande. Variationerna beror både på skillnader i nederbördsmängder och skillnader i halterna av sulfat, nitrat och ammonium i nederbörden. Dessutom finns ett generellt samband mellan nederbördsmängd och halter i nederbörden. Högre nederbördsmängder tenderar att ge lägre halter i nederbörden. Trots stora skillnader i de lokala utsläppen av luftföroreningar mellan olika platser (innerstaden jämfört med t ex Svenska Högarna) syns ingen systematisk inverkan på månadsmedelvärdena i nederbördshalterna. Detta tyder på att de lokala utsläppen i Stockholms innerstad inte nämnvärt påverkar våtdepositionen av svavel och kväve i Stockholm (åtminstone om man betraktar månadsmedelvärden).

I länet varierar luftföroreningshalterna kraftigt mellan olika platser. Detta ger upphov till relativt stora variationer i torrdepositionen och därmed också totaldepositionen. Typiska värden på totaldepositionen av svavel i ”ytterområden” i Stockholm är knappt 60% av depositionen i innerstaden. Skillnaden har dock minskat sedan 1988 då depositionen i ytterområdena var ca 50% av depositionen i innerstaden. För kväve är depositionen i ytterområdena 60% till 70% av depositionen i innerstaden. Här har det inte skett någon påtaglig förändring mellan 1988 och 1994.

I jämförelse med typiska värden på landsbygden i Mellansverige är svaveldepositionen dubbelt så hög i Stockholms innerstad. Kvävedepositionen är drygt en faktor 3 högre i innerstaden. Skillnaderna beror huvudsakligen på högre halter av svaveldioxid och kvävedioxid, som i sin tur leder till högre torrdeposition i innerstaden.

Siffrorna på totaldepositionen kan jämföras med de kritiska belastningsgränserna. För svavel kan man jämföra med 2.5 till 8 kg per hektar och år och för kväve 4 till 15 kg per hektar och år. För båda ämnena gäller att den undre gränsen överskrids i hela länet medan den övre gränsen överskrids i innerstaden. Man bör dock notera att de lokala variationerna i såväl markkänslighet som totaldeposition av kväve och svavel är stora. Speciellt i anslutning till större utsläpp, t ex omkring större trafikleder (för kväve), kan den depositionen vara betydligt högre än vad som framgår av värdena i denna rapport.

INLEDNING

I syfte att övervaka nedfallet av luftföroreningar genomförs sedan 1988 regelbunden provtagning av nederbörd på fyra platser i länet - Torkel Knutssonsgatan (Stockholm), Kanaan (Stockholm), Svenska Högarna (Norrtälje) och Landsort (Nynäshamn). Stationerna har drivits av Miljöförvaltningen i Stockholm, delvis med medel från Landstingets Miljövårdsfond. I denna rapport sammanställs resultaten från mätningarna till och med 1994. Från och med juni 1994 ingår mätstationerna Landsort, Torkel Knutssonsgatan och Norra Malma (Norrtälje) i Stockholms läns luftvårdsförbunds miljöövervakningssystem.

Nedfallet av luftföroreningar till marken består dels av de ämnen som finns lösta i nederbörden, dels av en direkt avsättning av gasformiga och partikelbundna ämnen på marken/vegetationen. Nedfall via nederbörden benämns **våtdeposition** och direktupptag av gaser och partiklar benämns **torrdeposition**. Dessutom tillförs marken föroreningar via direkt avsättning av dimdroppar. Generellt för områden utanför tätorterna i Mellansverige gäller att nedfallet av svavel och kväve sker till ungefär lika stor del i form av torrdeposition och våtdeposition. I områden med stora föroreningskällor, exempelvis nära trafikerade gator och vägar, dominerar torrdepositionen.

Våtdepositionen av föroreningar bestäms av processer som reglerar upptaget av ämnena i moln- och regndropparna. Upptaget av gaser i molndroppar bestäms huvudsakligen av kemiska processer i dropparna. För små partiklar med en radie mellan 0.1 µm och 1 µm är urtvättningen med fallande regndroppar den mest betydelsefulla "reningsprocessen" för lufthavet. Det är därför väsentligt att känna till nederbördsmängdens fördelning över tiden och dess variationer från en plats till annan för att kunna uppskatta våtdepositionen.

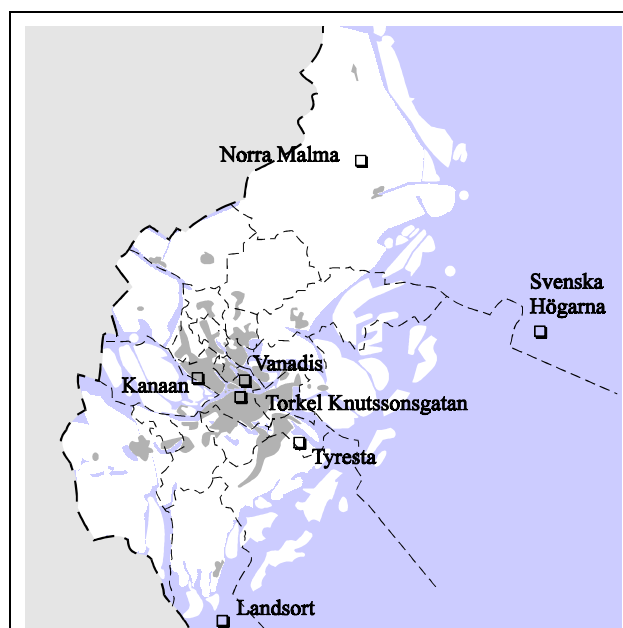
Torrdepositionen är mer komplicerad att beskriva och det saknas enkla mätmetoder för kvantifiering. Speciellt gäller detta för kvävedepositionen. Torrdepositionen beror på ämnets kemiska och fysikaliska egenskaper, markytans skrovlighet och beskaffenhet, typen av vegetation och vegetationens densitet samt även de meteorologiska förhållandena. Svaveldioxid och kvävedioxid, som är de dominerande svavel- och kväveföreningarna, kan tas upp via bladens eller barrens klyvöppningar. Upptaget beror på klyvöppningsgraden som i sin tur beror av markfuktigheten, solinstrålningen och temperaturen. Svaveldioxid och kväveoxider har både direkt och indirekt påverkan på levande organismer och material. Till de direkta effekterna räknas korrosion, växtskador och hälsoeffekter.

Nedfallet av svavel- och kväveföreningar leder även till försurning av mark och vatten som i sin tur kan leda till t ex frigörande av aluminium och utlakning av giftiga metaller i marken. Dessa processer påverkar i sin tur exempelvis kvaliteten på dricksvattnet och livsbetingelserna för växter och djur i sjöar och vattendrag. Marken i Stockholms stad är nästan 10 gånger surare än i opåverkade skogsområden. Kväveutsläppen bidrar till övergödning av mark och vatten vilket kan ha både gynnsam inverkan på skogstillväxten och leda till utslagning av vissa växtarter. Om kvävetillförseln blir större än vad växterna förmår ta upp kan det bli näringsobalans i marken och försurningsläget kan förvärras. På **de flesta platser i länet** överskreds gränserna för vad naturen långsiktigt tål (Länsstyrelsen, 1994).

När det gäller svavel är det förbränning av olja och kol som är de dominerande källorna. I Stockholm stod fjärrvärme och enskild uppvärmning för nästan 90% av de totala svaveldioxidutsläppen år 1992. Utsläppen via förbränning av fossila bränslen har reducerats

kraftigt under de senaste 10 åren. År 1980 uppgick utsläppen av svavel i länet till ca 17 000 ton/år. År 1993 var utsläppen drygt 2000 ton. I framtiden föreligger en risk för att utsläppen i länet återigen kan öka på grund av ökad kraftvärmeproduktion (STOSEB-92, 1993). Nedfallet av svavel i länet beror dock till stor del på utsläpp utanför länets gränser. Samordnade internationella insatser är därför en förutsättning för en minskning av svavelnedfallet i framtiden.

Av kväveutsläppen står trafiken för det dominerande bidraget. Vägtrafiken i Stockholm svarade för 62% av kväveoxidutsläppen år 1992. Mellan 1980 och 1990 har länets samlade utsläpp av kväveoxider ökat med ca 10% och har därefter minskat. Även kvävenedfallet härrör till stor del från källor utanför länets gränser men det lokala tillskottet kan vara betydande på vissa platser. Detta gäller framförallt i områden med mycket trafik och i områden med omfattande jordbruk och djurhållning. Utsläppen förväntas minska i framtiden tack vare renare fordon.



Figur 1. Mätstationer för provtagning och kemisk analys av nederbörd.

PROVTAGNING- OCH ANALYSMETODER

Mätstationer

Miljöförvaltningen i Stockholm och Stockholms läns luftvårdsförbund driver totalt 5 provtagningsstationer för nederbörd i länet. Dessutom finns ett antal mätstationer i eller alldeles utanför länets gränser som drivs inom ramen för andra miljöövervakningsprogram och som ger kompletterande information.

Tabell 1. Mätstationer för insamling av nederbörd och analys av nederbördens kemiska sammansättning.

Plats	Utrustning	Driftstart	Ansvarig organisation
Stockholm Södermalm (Torkel Knutssonsgatan)	Locksamlare	1988	Slb-analys, MF ¹⁾ , SLF ²⁾
Stockholm, Kanaans friluftsbad	Locksamlare	1988	Slb-analys, MF ¹⁾
Norrtälje, Norra Malma	Locksamlare	1994	Slb-analys, SLF ²⁾
Nynäshamn, Landsort	Locksamlare	1988	Slb-analys, SLF ²⁾
Norrtälje, Svenska Högarna	Locksamlare	1988	Slb-analys, MF ¹⁾
Stockholm, Vanadis	Öppen insamlare	1981	Korrosionsinstitutet
Tyresö, Tyresta	Locksamlare		IVL ³⁾
Ryda Kungsgård (Uppland)	Locksamlare		IVL ³⁾

¹⁾ MF=Miljöförvaltningen i Stockholm

²⁾ SLF=Stockholms Läns Luftvårdsförbund

³⁾ IVL=Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Göteborg

I tabell 1 listas ett antal mätstationer som har genererat nederbördskemiska data under flera år. På samtliga dessa platser sker månadsvis insamling av nederbörden. Placeringen av

mätstationerna för provtagning och kemisk analys av nederbörd framgår av [figur 1](#). Mätstationerna i Tyresö och Ryda Kungsgård (i sydöstra Uppland) ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet som drivs av Naturvårdsverket.

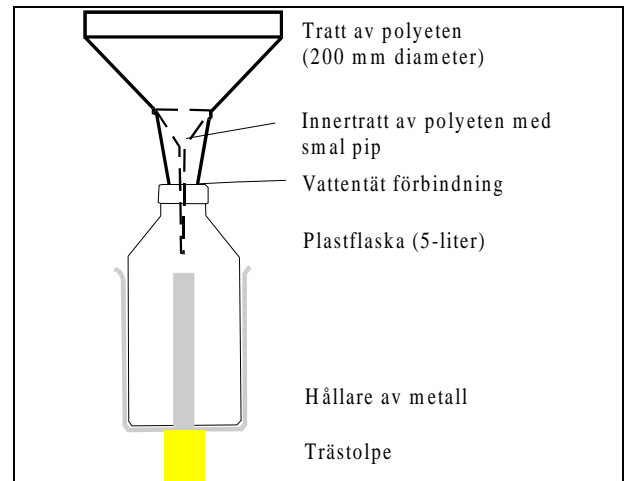
Den längsta tidsserien finns från mätningarna i Vanadislunden i Stockholm. Denna mätstation drivs idag av Korrosionsinstitutet och utgör ett värdefullt komplement till mätningarna på Södermalm (Torkel Knutssonsgatan).

Från och med juni 1994 drivs en mätstation vid Norra Malma i Norrtälje (se Luftvårdsförbundet i Stockholms län, 1995a).

Förutom dessa mätningar finns ytterligare 8 mätstationer som drivs inom ramen för Länsstyrelsens provytor (Krondroppsmätningar, se Länsstyrelsen, 1994). De togs i drift under 1993.

Mätmetoder

För insamlingen av nederbörden används några olika typer av utrustning. Under alla årstider utom vinterhalvåret används antingen en "trattflaska" (öppen insamlare, figur 2a), eller en insamlare med lock (figur 2b). Locket öppnas automatiskt vid nederbördsstillfällena och stängs under de torra perioderna. Trattflaskorna täcks med aluminiumfolie för att hålla provet mörkt och därmed förhindra alg tillväxt.

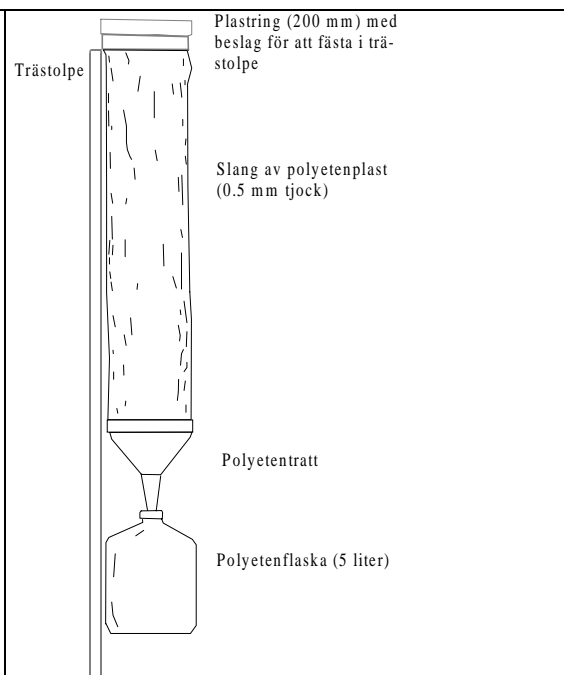


Figur 2a. Öppen nederbörds-insamlare. Används under alla årstider utom på vintern.

Under vinterhalvåret insamlas snö i en plastsäck av polyeten (figur 2c). Insamlarna är tillverkade av Meteorologiska institutionen vid Stockholms



Figur 2b. Nederbördsinsamlare försedd med lock. Locket lyfts automatiskt av vid nederbörd. Insamlaren är utvecklad och tillverkad vid Meteorologiska institutionen vid Stockholms universitet.



Figur 2c. Insamlare för vinterbruk.

universitet (nedan förkortat MISU).

Vissa mätstationer har periodvis varit utrustade med både locksamlare och en eller flera trattflaskor. Resultaten som redovisas avser endast locksamlare, utom för mätstationen vid Kanaan där 2 trattflaskor använts. Mätstationen vid Vanadis har en insamlare utan lock. Insamlaren är uppvärmd för att även klara provtagning av nederbörd i form av snö under vinterhalvåret. Insamlaren är konstruerad av MISU.

Kemiska analyser

Nederbördsprover insamlas månadsvis och proverna skickas för analys till Meteorologiska institutionen vid Stockholms universitet. Proverna analyseras m a p sulfat, nitrat, ammonium, klorid, natrium, kalcium, kalium, magnesium, alkalinitet, konduktivitet och pH. Analysmetoderna finns beskrivna i SNV (1990) .

Tabell 2. Metodik och precision på de kemiska analyserna av nederbörd.

Ämne, Kemisk beteckning	Metod	Precision
Sulfat, SO ₄ ²⁻	Jonkromatografi	0.9 µekv/l vid 70 µekv/l
Nitrat, NO ₃ ⁻	Jonkromatografi	0.5 µekv/l vid 50 µekv/l
Klorid, Cl ⁻	Jonkromatografi	0.9 µekv/l vid 30 µekv/l
pH	Elektrometrisk metod	0.04 pH-enheter vid pH 4.3
Ammonium, NH ₄ ⁺	Kolorimetrisk metod	0.7 µekv/l vid 29 µekv/l
Natrium, Na ⁺	Atomabsorption	0.6 µekv/l vid 20 µekv/l
Kalium, K ⁺	Atomabsorption	0.4 µekv/l vid 3 µekv/l
Magnesium, Mg ²⁺	Atomabsorption	0.2 µekv/l vid 7 µekv/l
Kalcium, Ca ²⁺	Atomabsorption	0.4 µekv/l vid 10 µekv/l
Specifik ledningsförmåga (konduktivitet)	Cell med elektroder	0.6 µS/cm vid 30 µS/cm

Beräkningar av våtdepositionen

För att kunna jämföra depositionsvärdena mellan olika mätstationer bör man beakta att nederbördsmängderna uppvisar en betydande variation från en plats till en annan. För månadsvärden kan denna variation vara större än variationerna i halten i nederbörden mellan olika platser. Därför är det viktigt att nederbördsmängderna är korrekta och jämförbara.

Omfattande studier har genomförts av bl a Meteorologiska institutionen vid Stockholms universitet för att belysa olika nederbördsinsamlares insamlingseffektivitet och provtagningsplatsernas representativitet (se t ex Granat, 1975; Granat et al., 1992). Olika nederbördsinsamlare kan ge betydande skillnader i nederbördsmängd trots att de står bara några meter ifrån varandra. Problemen är som störst under vinterhalvåret då nederbörden sker i form av snö och vid låg nederbördsintensitet.

Jämförelser mellan MISU's insamlare och SMHI's insamlare visar på systematiskt lägre insamlingseffektivitet med MISU's insamlare även om skillnaderna är relativt små - mindre

än variationen mellan stationerna och variationen från en plats till en annan. I genomsnitt över ett år är nederbördsmängderna på Torkel Knutssonsgatan (med MISU's locksamlare) inom $\pm 5\%$ av de som SMHI rapporterar för Bromma flygplats men upp till 14% lägre än SMHI's mätningar i Stockholm (Observatorielunden).

Nederbördsmätningarna på Vanadis (med en öppen insamlare) är upp till 15% lägre jämfört med de mängder som mäts upp på Torkel Knutssonsgatan (insamlare med lock). Jämfört med SMHI's data för Stockholm är värdena upp till 23% lägre på Vanadis. MISU's locksamlare på Svenska Högarna ger upp till 20% lägre nederbörd över ett år jämfört med SMHI's insamlare.

I denna rapport används därför SMHI's nederbördsmätningar för beräkning av våtdepositionen. Depositionsvärdena för Torkel Knutssonsgatan och Vanadis bygger båda på SMHI's nederbördsmätningar i Stockholm. För Kanaan används SMHI's nederbördsmätningar på Bromma flygplats. Under vintern kan SMHI's nederbördsinsamlare underskatta nederbördsmängden med 10% till 15% (Eriksson, 1983). Någon korrektion för detta har inte gjorts i denna rapport.

För att beräkna deponerade mängder under året beräknas först en nederbördsviktad medelkoncentration enligt:

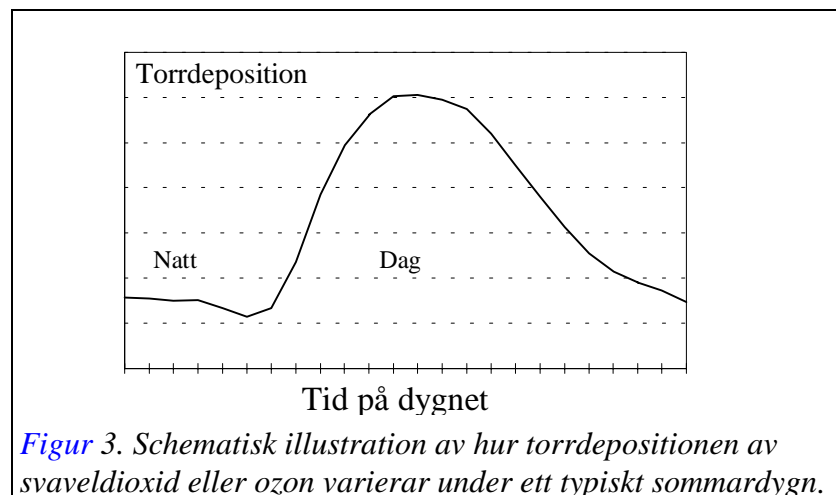
$$C_{Medel} = \frac{\sum_{i=1}^{12} C_i P_i}{\sum_{i=1}^{12} P_i}$$

där P_i är nederbördsmängd och C_i koncentrationen i nederbörden. Årsdepositionen erhålls sedan genom att multiplicera med den korrekta nederbördsmängden.

Bidraget från havssalt till halterna av sulfat i nederbörden har räknats bort med hjälp av uppmätta natriumhalter. Svaveldepositionen avser således endast den del som härrör från antropogena källor.

Beräkningar av torrdepositionen

Torrdepositionen erhålls genom att multiplicera uppmätt koncentration av ämnet i luften med torrdepositionshastigheten för ämnet. Torrdepositionshastigheten bestäms av ämnets kemiska



och fysikaliska egenskaper, markytans skrovlighet och beskaffenhet, typen av vegetation och vegetationens densitet. Även de meteorologiska förhållandena spelar stor roll för upptaget av gaser och partiklar på marken.

Under sommar, vår och höst varierar torrdepositionshastigheten

kraftigt under dygnet, framförallt beroende på växternas upptag av ämnena. [Figur 3](#) illustrerar hur torrdepositionen till en markyta med vegetation kan variera under ett typiskt somrardygn. För de flesta ämnen sammanfaller torrdepositions hastighetens variation med variationen i halter av ämnen. De högsta halterna och högsta depositions hastigheterna noteras under dagtid. Detta medför att variationen i upptaget förstärks.

Över ytor som inte består av vegetation (snö, asfalterade ytor, sjöar etc.) är dygnsvariationen i depositions hastighet betydligt mindre utpräglad. I dessa fall är vindhastigheten och stabilitetens variation mera betydelsefull.

Halten av ämnet i luften beror även den av meteorologiska förhållanden. Både det storskaliga vädret som bestämmer luftmassans ursprung och transportväg och mer lokala förhållanden påverkar luftföroreningshalterna. Kvävedioxidhalterna påverkas dessutom av förutsättningarna för fotokemisk bildning och destruktion av kvävedioxid. I storstäder i Sverige noteras ofta höga halter i samband med "ozonepisoder".

Sett över ett år är depositions hastigheten generellt högre under sommarhalvåret. Halterna av svaveldioxid och kväveoxider är som högst under vinterhalvåret. Detta gör att säsongsvariationen i torrdepositionen tenderar att jämnas ut under året. Trots relativt låga halter av t ex svaveldioxid under sommarmånaderna kan torrdepositionen vara relativt betydelsefull p g a en högre depositions hastighet jämfört med vinterhalvåret.

Luftföroreningsmätningar

Halterna av kvävedioxid och svaveldioxid vid ett antal mätstationer i Stockholms län ligger till grund för beräkningarna av torrdeposition. Mätstationernas placering framgår av [figur 1](#). Mätningarna representerar dels tätortsområden (Stockholms innerstad), dels ytterområden (Kanaans friluftsbad) och landsbygd (Landsort, Svenska Högarna och Norra Malma). Kvävedioxid och svaveldioxid mäts kontinuerligt timme för timme under hela året.

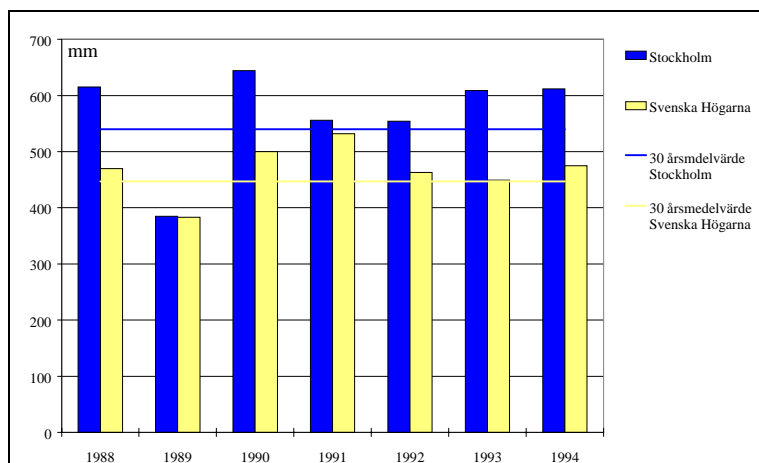
Sedan juli 1994 finns dessutom månadsmedelvärden av HNO_3 och NH_3 samt partikelbundet sulfat, nitrat och ammonium, dels i Stockholms innerstad, dels vid Norra Malma i Norrtälje. Mätningarna görs med filter och sk denudrar (glasrör vars insida belagts med sur eller basisk förening som absorberar ammoniak respektive salpetersyra och svaveldioxid).

Relationerna i halt mellan sulfat och svaveldioxid respektive salpetersyra/nitrat och kvävedioxid utnyttjas för att uppskatta bidraget från dessa ämnen till torrdepositionen. Hänsyn tas till respektive komponents torrdepositions hastighet. De partikelbundna komponenterna (sulfat, nitrat och ammonium) har väsentligt lägre depositions hastigheter jämfört med motsvarande ämnen i gasfas (svaveldioxid, salpetersyra och ammoniak).

VÅTDEPOSITIONEN

Nederbördsmängdens variation

Såsom påpekats tidigare uppvisar nederbördsmängden relativt stor variation från en plats till en annan i jämförelse med variationen i nederbördshalten. Generellt sett noteras de minsta nederbördsmängderna på ute i skärgården (Svenska Högarna och Öja). I centrala Stockholm uppmätts upp till 30% högre genomsnittliga nederbördsmängder under ett år jämfört med



Figur 4. Årsnederbördsmängder i Stockholm och på Svenska högarna under perioden 1988 - 1994 (SMHI, Norrköping).

Svenska Högarna och Öja (se figur 4). Även mellan mätstationer i de inre delarna av länet kan skillnaderna vara betydande.

Dock är variationen i nederbördsmängd mellan olika år är större än variationen mellan olika platser i länet. För Torkel Knutssonsgatan noterades exempelvis ca 350 mm år 1989 medan ca 600 mm noterades år 1990, som var det mest nederbördsrika året

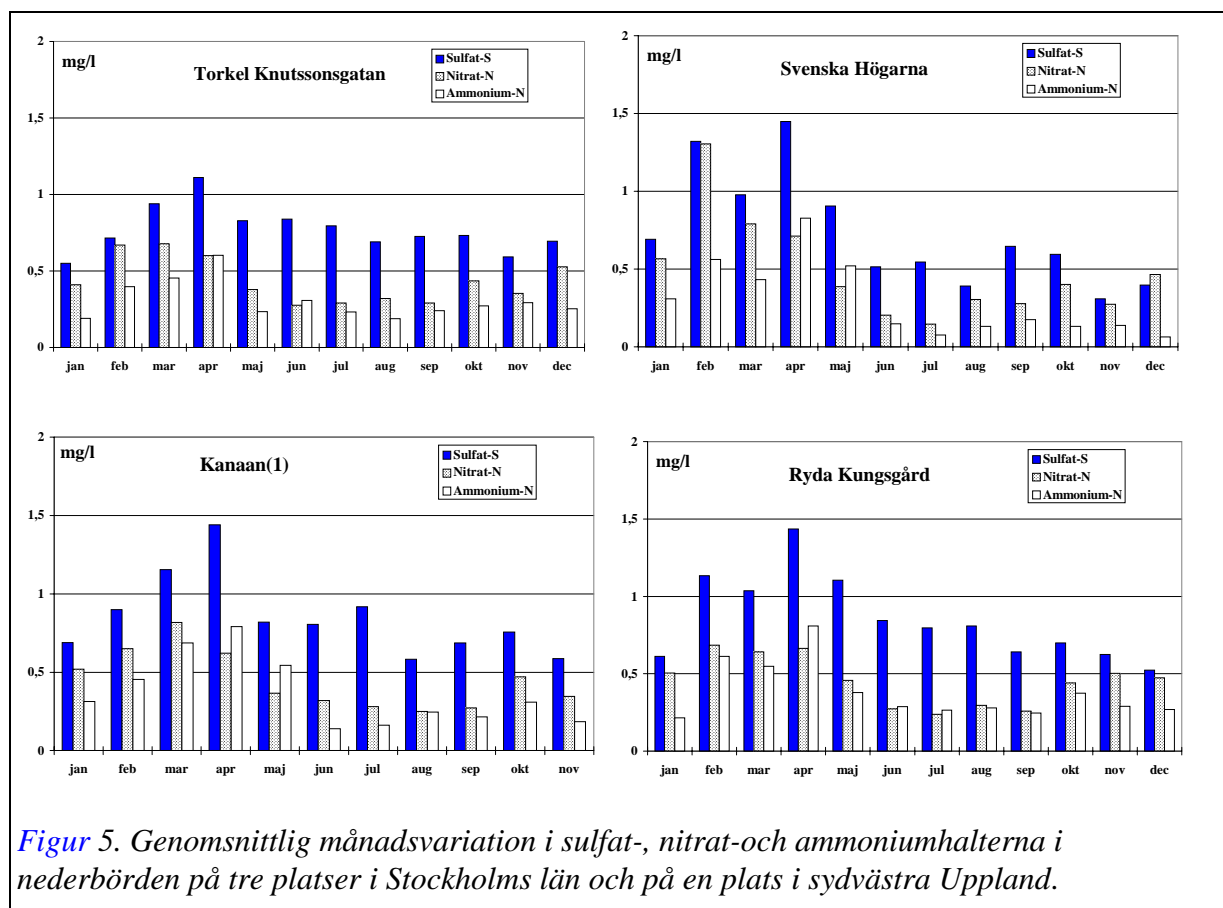
under perioden 1988 - 1994. Långtidsmedelvärdet (1931-1960) för Stockholm ligger på 539 mm. Denna variation i nederbördsmängd är speciellt viktig att komma ihåg när man diskuterar orsaken till skillnaderna i deposition mellan olika år och mellan olika platser samt eventuella långsiktiga trender i våtdepositionen av olika ämnen.

Högsta halterna på senvintern/våren...

Som framgår av figur 5 uppvisar halterna av sulfat i nederbörden en utpräglad säsongsvariation. På samtliga platser noteras de högsta halterna under vinterhalvåret med ett maximum under april. Denna variation överensstämmer med observationer på andra platser i Sverige.

Den exakta orsaken till att sulfathalterna når sitt maximum under senvintern/våren och inte tidigare under vintern då svavelutsläppen är som störst, är inte helt klarlagd. Halterna av sulfat i nederbörden beror inte bara av svavelutsläppen utan även av kemiska processer i molndropparna, som i sin tur styrs av molndropparnas surhetsgrad och förekomsten av oxidanter i luften (se t ex Leck och Rodhe, 1989). Det är framförallt väteperoxid och ozon som i molndropparna oxiderar svaveldioxid till sulfat. Ozon och väteperoxidhalterna beror i sin tur bl a på utsläppen av kväveoxider och kolväten.

Under vintehalvåret kan förekomsten av oxidanter vara begränsande. Ozonhalterna är som lägst under vinterhalvåret och når sitt maximum under våren/försommaren. Förklaringen till att sulfathalterna är som högst under april månad skulle därför kunna vara en samverkan mellan relativt höga oxidanthalter och höga svavelutsläpp. Under november till februari är förekomsten av oxidanter begränsande för sulfathalterna i nederbörden. Under



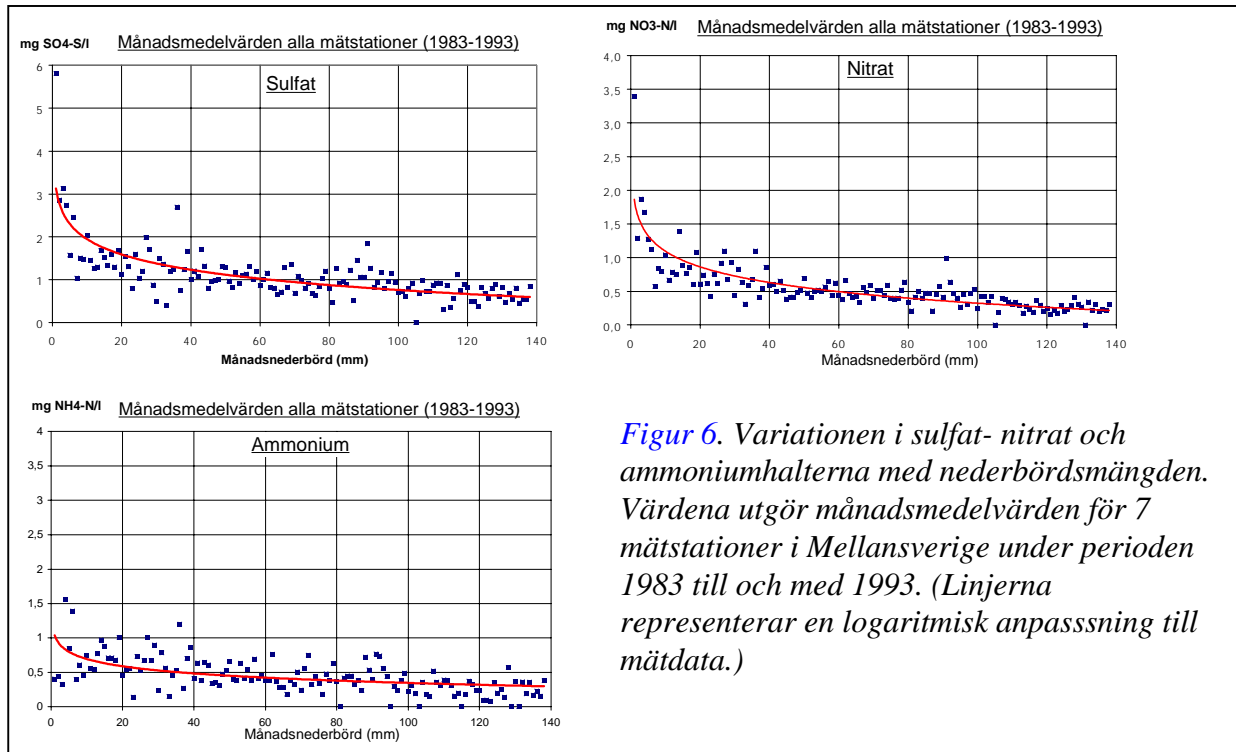
Figur 5. Genomsnittlig månadsvariation i sulfat-, nitrat- och ammoniumhalterna i nederbörden på tre platser i Stockholms län och på en plats i sydvästra Uppland.

sommarhalvåret är utsläppen låga vilket ger låga halter i nederbörden; trots att oxidanthalterna då är relativt höga.

Nitrat och ammoniumhalterna uppvisar en liknande säsongsvariation som sulfathalterna. Normalt noteras de maximala nitrathalterna någon månad tidigare än de högsta sulfathalterna. Även nitrathalterna är beroende av oxidantproduktionen. Gasformig salpetersyra, som är den viktigaste källan för nitrat i nederbörden, bildas vid oxidation av NO_2 . Oxidationen ombesörjs av OH-radikaler, som når högst halter under sommarhalvåret. Ammonium kommer till största delen från jordbruksområden. Gasformig ammoniak avgår från marken framförallt i samband med spridning av ammoniumhaltiga gödselmedel. För ammoniumhalterna i nederbörden har spelat kemiska processer i atmosfären ingen betydelse.

Ju mindre nederbörd desto högre halter..

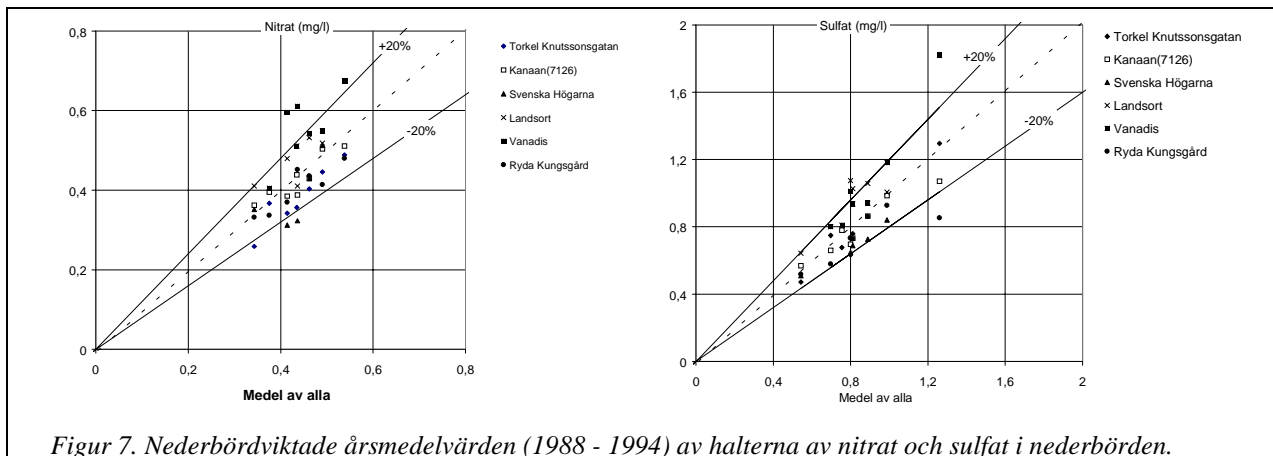
En annan bidragande orsak till säsongsvariationerna av sulfat-, nitrat- och ammoniumhalterna skulle kunna vara att halterna i nederbörden är beroende av nederbördsmängden. Generellt sett sjunker halterna med ökande nederbördsmängd. Detta illustreras tydligt i figur 6. Under de mest nederbördsrika månaderna under sommarhalvåret är halterna som lägsta. Den lägsta nederbördsmängden noteras dock under vinterhalvåret, betydligt tidigare än tiden för maximala halter.



Figur 6. Variationen i sulfat- nitrat och ammoniumhalterna med nederbördsmängden. Värdena utgör månadsmedelvärden för 7 mätstationer i Mellansverige under perioden 1983 till och med 1993. (Linjerna representerar en logaritmisk anpassning till mätdata.)

Areell variation

Variationerna i årsmedelhalterna av nitrat och sulfat i nederbörden mellan olika nederbördsstationer är mindre än ±20%. Detta illustreras i figur 7 nedan, som visar nederbördsviktade årsmedelvärden på 5 olika platser i länet samt på Ryda Kungsgård i sydvästra Uppland.



Figur 7. Nederbördsviktade årsmedelvärden (1988 - 1994) av halterna av nitrat och sulfat i nederbörden.

På Vanadis noteras generellt sett något högre halter jämfört med Torkel Knutssongatan. Detta kan bero på avdunstningsförluster av insamlad nederbörd. En annan bidragande orsak kan vara att en del av de partikulära och gasformiga ämnen som finns i luften adsorberas på tratten till nederbördsinsamlaren under torra perioder (insamlaren saknar automatiskt tillslutande lock under torrperioder). Dessa ämnen sköljs sedan ner med regnvattnet under perioder med nederbörd. Detta gör att våtdepositionen tenderar att överskattas. Överskattningen torde vara större ju längre tillbaka i tiden man går eftersom halterna av

luftburna föroreningar (speciellt svavelföreningar) var högre i början på åttiotalet jämfört med idag.

Om man jämför halterna i nederbörden i Stockholms innerstad med halterna vid Ryda Kungsgård i Uppland, som bör vara relativt opåverkad av lokala föroreningskällor, visar det sig att skillnaderna är mycket små. I genomsnitt för alla månader under hela perioden är skillnaderna i nitrat och sulfathalter mindre än 5%. Enskilda månader kan dock skillnaderna vara 30%. Ammoniumhalterna är omkring 15% lägre i innerstaden jämfört med Ryda Kungsgård, vilket delvis kan bero på en lokal påverkan från jordbruksområdena vid Ryda Kungsgård.

Variationen i halt mellan olika platser är i övrigt liten vilket tyder på en genomsnittligt liten lokal påverkan på halten av sulfat och nitrat, sett över en månad. Skillnaderna i nitrat-, sulfat- och ammoniumhalter mellan innerstaden och friluftsområdet Kanaan var exempelvis mindre än 10%. Under de senaste två åren (1992 och 1993) var halterna av svavel och nitrat i nederbörden lika stor i Stockholms innerstad som ute på Svenska Högarna i skärgården. Detta innebär att de lokala utsläppen i Stockholm bidrag till sulfat- och nitralthalterna i nederbörden är mycket litet sett över en längre period. Våtdepositionen av svavel och kväve bestäms i huvudsak av utsläpp utanför länets gränser.

Trender i halterna

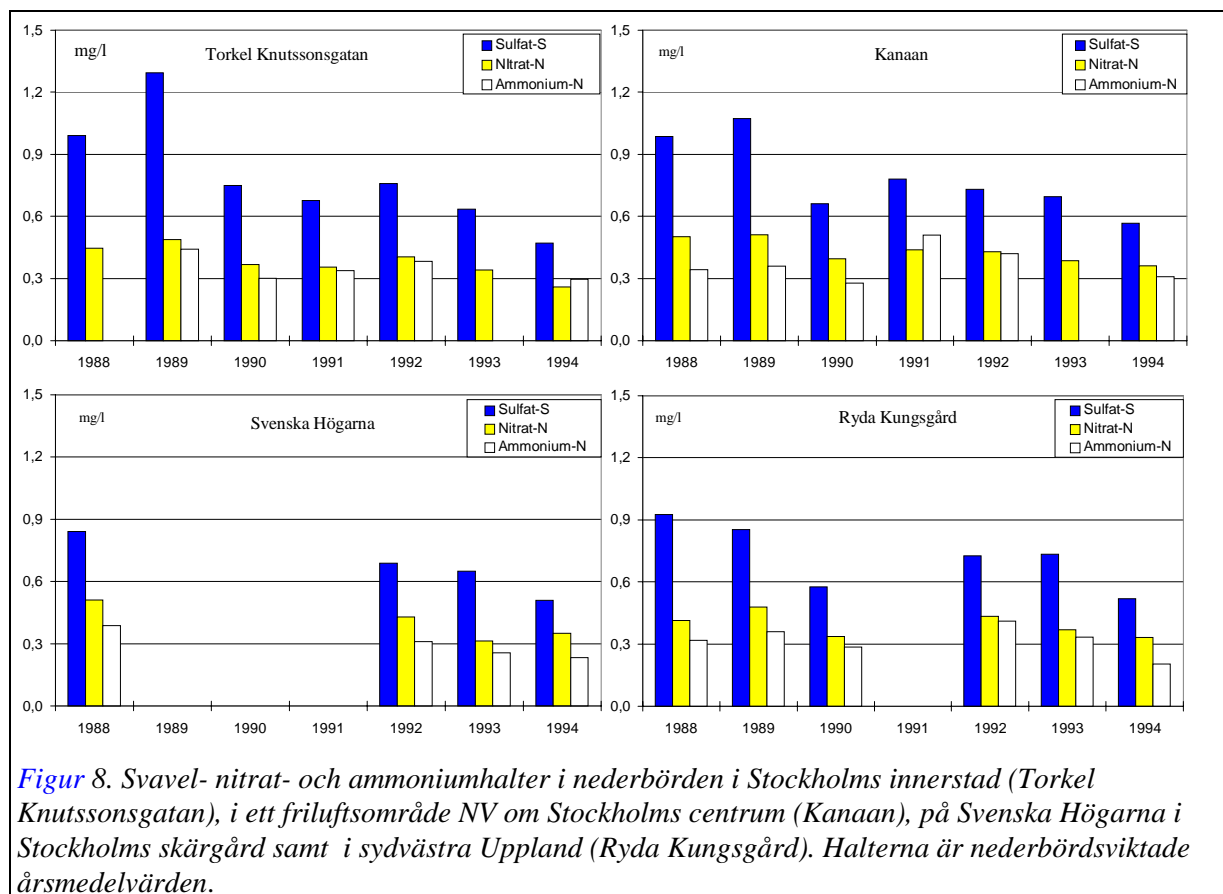
Av figur 8 framgår hur halter av sulfat, nitrat och ammonium varierar mellan olika platser och mellan olika år. Av figuren framgår att variationen mellan olika år är större än variationen mellan de olika platserna. Det är värt att notera att halterna vid mätstationen i Stockholms innerstad, som är placerad i den mest föroreningsbelastade miljön, inte är systematiskt högre än halterna på de andra platserna. Detta indikerar att de lokala utsläppen i Stockholmsområdet inte nämnvärt påverkar våtdepositionen av svavel och kväve.

Med undantag för Ryda Kungsgård noteras de högsta halterna av sulfat och nitrat under 1989, vilket också var ett ovanligt torrt år. I en stor del av länet noteras ca 30% lägre nederbörd jämfört med normalåret. Januari, februari och mars 1989 dominerades av mycket mildt väder och året blev varmare än normalt i hela landet. Relativt låga halterna noteras under 1990, som var ett ovanligt nederbördsrikt år. I nästan hela länet föll 20% till 30% mer nederbörd än normalt. Under september föll 150 mm i Stockholm vilket är det högsta värde som noterats sedan 1857. Året blev även varmare än normalt. Medeltemperaturen i Stockholm under januari-juni var +7.6 grader, vilket är nytt rekord.

För sulfathalterna uppvisar mätstationerna i Stockholm (Torkel Knutssonsgatan, Vanadis och Kanaan) i stort sett samma relativa variationer med relativt höga halter 1988 och 1989 och låga halter 1990 till och med 1994. Sulfathalterna på mätstationen Vanadis (redovisas ej i figuren) är i genomsnitt ca 25% högre än halterna på Torkel Knutssonsgatan. Som påpekats tidigare kan detta delvis tillskrivas "torrdeposition" av svaveldioxid och partikulärt svavel på nederbördsinsamlaren på Vanadis.

Tendensen med de högsta halterna under 1988 och 1989 och lägsta 1990 t o m 1994 gäller även för nitralterna. Skillnaden mellan värdena under perioden 1990-1994 och tidigare år är dock inte lika stora för nitrat som för sulfat. Man kan också notera att nitralterna är i stort sett lika höga i innerstaden som i ytterområdena och på landsbygden i Mellansverige (Ryda Kungsgård). Nitralterna på Vanadis är ca 30% högre jämfört med halterna på Torkel Knutssonsgatan.

Inte heller för ammoniumhalterna i nederbörden syns någon påtaglig skillnad mellan mätstationerna i Stockholms innerstad respektive utanför staden. De lägsta halterna i innerstaden noteras under 1990 och 1994. I jämförelse med Torkel Knutssonsgatan tycks även halterna av ammonium på mätstationen vid Vanadis vara något förhöjda.



Tabell 3. Genomsnittlig våtdeposition av svavel (kg SO_4^{2-} -S per ha och år). Siffrorna inom parentes är ett index (%) med år 1988 som bas. Årsmedelvärdena innehåller minst 9 månader med analysdata.

År	Stockholms innerstad ¹⁾	Friluftsområde ²⁾	Skärgården ³⁾	Mellan-sverige ⁴⁾	Medel (alla)
1983				4,4	
1984				4,7	
1985				5,6	
1986				3,6	
1987		4,3	3,6	4,8	
1988	6,1 (100)	5,4 (100)	4,0 (100)	3,7 (100)	4,8 (100)
1989	5,0 (82)	4,2 (76)		5,7 (156)	5,0 (103)
1990	4,8 (79)	4,6 (84)			4,7 (98)
1991	3,8 (62)	4,1 (76)			3,9 (82)
1992	4,2 (69)	4,0 (73)	3,1 (106)	3,4 (93)	3,7 (77)
1993	3,9 (63)	4,1 (75)	2,9 (84)	3,7 (102)	3,6 (76)
1994	2,9 (47)	3,1 (57)	2,4 (61)	2,7 (73)	2,8 (58)
MEDEL	4,4	4,2	3,1	3,9	4,1

¹⁾ Torkel Knutssonsgatan (Södermalm)

³⁾ Svenska Högarna

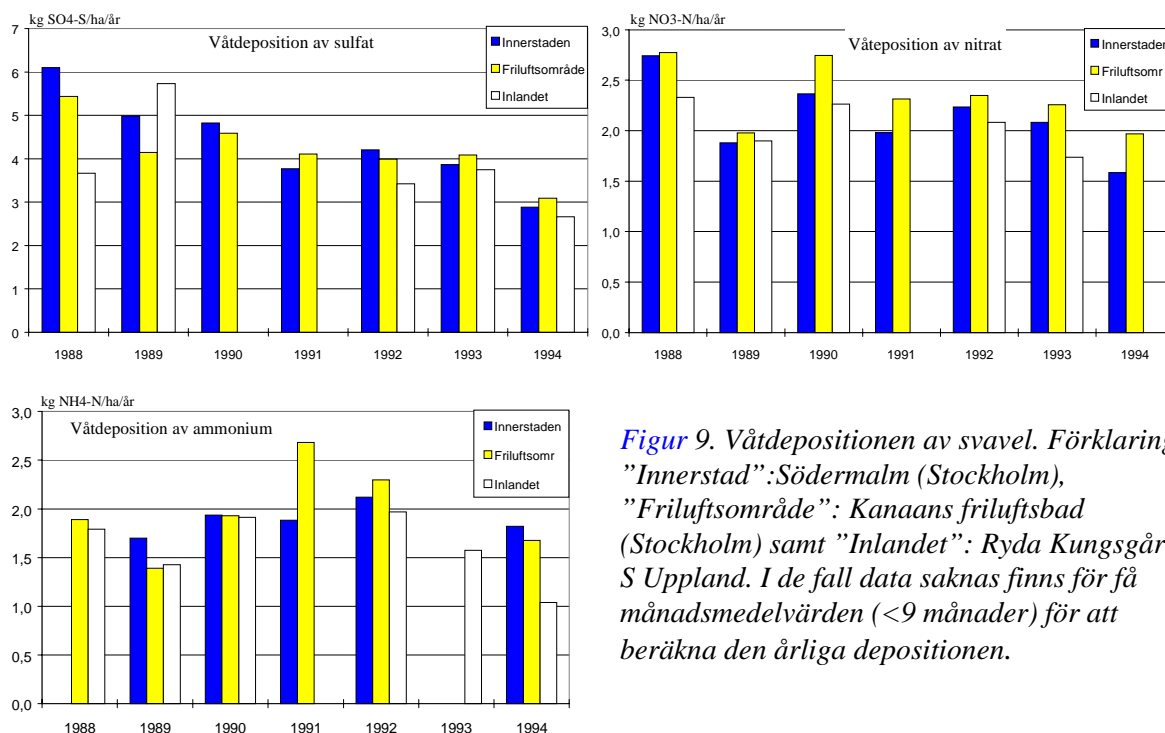
²⁾ Kanaans friluftsbad (öppen insamlare)

⁴⁾ Ryda Kungsgård (S. Uppland)

Våtdepositionen av svavel och kväve

Våtdepositionen av svavel och kväve har beräknats utifrån nederbördsviktade halter i nederbörden och SMHI's nederbördsmätningar. Värdena för några olika platser i länet samt som jämförelse även för Ryda Kungsgård i Uppland, framgår av tab. 3, 4 och 5 samt fig. 9.

Mätperioden är kanske lite för kort för att klart säkerställa trender i våtdepositionen av svavel



Figur 9. Våtdepositionen av svavel. Förklaring: "Innerstad": Södermalm (Stockholm), "Friluftsområde": Kanaans friluftsbad (Stockholm) samt "Inlandet": Ryda Kungsgård i S Uppland. I de fall data saknas finns för få månadsmedelvärden (<9 månader) för att beräkna den årliga depositionen.

Tabell 4. Genomsnittlig våtdeposition av nitratkväve (kg NO_3^- -N per ha år). Siffrorna inom parentes är ett index (%) med år 1988 som bas. Årsmedelvärdena innehåller minst 9 månader med analysdata.

År	Stockholms innerstad ¹⁾	Friluftsområde ²⁾	Skärgården ³⁾	Mellan-sverige ⁴⁾	Medel (alla)
1983				2,6	
1984				2,1	
1985				2,3	
1986				1,9	
1987		1,9	1,6	1,9	
1988	2,7 (100)	2,8 (100)	2,4 (100)	2,3 (100)	2,6 (100)
1989	1,9 (69)	2,0 (71)		1,9 (79)	1,9 (75)
1990	2,4 (86)	2,7 (99)		2,3 (97)	2,5 (96)
1991	2,0 (72)	2,3 (83)			2,1 (84)
1992	2,2 (82)	2,3 (85)	2,0 (82)	2,1 (89)	2,2 (84)
1993	2,1 (76)	2,3 (81)	1,4 (58)	1,7 (75)	1,9 (73)
1994	1,6 (58)	2,0 (71)	1,7 (69)		1,7 (68)
MEDEL	2,1	2,3	1,8	2,1	2,1

¹⁾ Torkel Knutssonsgatan (Södermalm)

³⁾ Svenska Högarna

²⁾ Kanaans friluftsbad (öppen insamlare)

⁴⁾ Ryda Kungsgård (S. Uppland)

och kväve. Som påpekats tidigare beror våtdepositionen i hög grad på nederbördsmängden. Eftersom speciellt svavelnedfallet till största delen härrör från källor utanför länets gränser, påverkas nedfallet även av luftmassornas ursprung. Detta gör att variationerna mellan olika år kan vara betydande. Trots detta tycks ändå våtdepositionen av svavel ha reducerats under mätperioden; på samtliga mätstationer var nedfallet betydligt lägre 1994 jämfört med 1988. I genomsnitt för alla mätplatser var depositionen drygt 40% lägre 1994. År 1994 och 1988 var nederbördsmängderna ungefär lika stora medan depositionen av svavel i innerstaden var drygt 50% lägre 1994.

Tendensen med minskande våtdeposition av svavel är dock inte lika tydlig på alla mätstationer. Vissa år noteras stora skillnader mellan olika mätplatser, t ex 1988 då endast 3,7 kg per ha deponerades vid Ryda Kungsgård medan 6,1 kg per ha mättes upp i Stockholms innerstad. Sett över hela perioden tycks utsläppen av svavel i Stockholms innerstad inte ha någon stor betydelse för svavelnedfallet med nederbörden. För hela perioden är den genomsnittliga årsdepositionen i innerstaden ca 5% högre än depositionen i ytterstaden.

Våtdepositionen av kväve sker dels i form av nitrat, dels som ammonium. I tabell 4 och 5 presenteras siffrorna för depositionen av nitrat- och ammoniumkväve. Nitrat bidrar något mera till kvävenedfallet. Den totala våtdepositionen av kväve under de senaste åren ligger på omkring 4 kg N per ha och år.

Även om nitratdepositionen var som störst 1988 kan man inte se någon kontinuerligt minskande trend under perioden. I innerstaden och friluftsområdet uppmättes de lägsta värdena år 1989 och 1994.

Nedfallet av nitrat är inte systematiskt högre vid mätstationen i innerstaden jämfört med friluftsområdet och inlandet. Detta tyder på att kväveutsläppen i Stockholm (till största delen trafiken) bidrar mycket litet till kvävenedfallet med nederbörden i staden.

För ammonium saknas tillförlitliga värden vissa månader. Detta är orsaken till att årsdepositionen inte har beräknats (kriteriet har varit att minst 9 månaders data måste finnas för att uppskatta det totala nedfallet under året). Det årliga nedfallet av ammonium med nederbörden varierar mellan 1.5 och 2 kg kväve per hektar och år. Inga systematiska skillnader mellan de olika mätplatserna kan konstateras.

Tabell 5. Genomsnittlig våtdeposition av ammoniumkväve (kg NH_4^+ -N per ha år). Siffrorna inom parentes är ett index (%) med år 1988 som bas (utom för Stockholms innerstad där år 1989 utgör basår pga att endast 6 mån data finns). Årsmedelvärdena innehåller minst 9 månader med analysdata.

År	Stockholms innerstad ¹⁾	Frilufts-område ²⁾	Skärgården ³⁾	Mellan-sverige ⁴⁾	Medel (alla)
1983				2,6	
1984				1,7	
1985				2,5	
1986				1,9	
1987		1,6	1,0	1,1	1,2
1988		1,9 (100)	1,8 (100)	1,8 (100)	1,8 (100)
1989	1,7 (100)	1,4 (74)		1,4 (80)	1,5 (82)
1990	1,9 (114)	1,9 (102)		1,9 (107)	1,9 (105)
1991	1,9 (111)	2,7 (142)			2,3 (124)
1992	2,1 (125)	2,3 (122)	1,4 (79)	2,0 (110)	2,0 (107)
1993			1,2 (63)	1,6 (88)	1,4 (74)
1994	1,8 (107)	1,7 (89)	1,1 (61)	1,0 (58)	1,4 (77)
MEDEL	1,9	1,9	1,3	1,8	1,8

¹⁾ Torkel Knutssonsgatan (Södermalm)

²⁾ Kanaans friluftsbad (öppen insamlare)

³⁾ Svenska Högarna

⁴⁾ Ryda Kungsgård (S. Uppland)

TORRDEPOSITIONEN

Luftföroreningshalter

Den direkta avsättningen av gasformiga och partikelbundna svavel- och kväveföreningar på marken har beräknats utifrån uppmätta eller för vissa ämnen uppskattade luftföroreningshalter. Torrdepositionen av svavel utgörs främst av svaveldioxid och partikulärt sulfat. För svaveldioxid finns relativt långa mätserier på flera platser i länet. För partikulärt sulfat måste uppskattningar göras. Uppskattningarna baseras på sporadiska mätningar i länet eller på data från andra mätstationer utanför länets gränser.

De gasformiga kväveföreningar som förekommer i högst halt i luften i länet utgörs av kvävedioxid, kvävemonoxid, salpetersyra, salpetersyrilighet och peroxiacetylnitrat. Dessutom finns oorganiskt nitrat bundet på partiklar av olika storlek. Av dessa ämnen finns regelbundna mätningar av kvävemonoxid och kvävedioxid. För övriga ämnen görs uppskattningar baserat på sporadiska mätningar i länet och/eller mätningar på andra platser utanför länets gränser.

Genomsnittliga halvårsmedelvärden av NO_2 - och SO_2 -halterna från 1988 t o m 1994 framgår av tabell 6 nedan. Värdena avser olika typområden. Typområdesindelningen är gjord med

utgångspunkt från hur föroreningshalterna varierar i området - högsta värdena i innerstaden och lägre ju längre ut från tätortsområdena man kommer.

Med "Mellansverige" avses mätningar i Stockholms skärgård (Svenska Högarna, Landsort) samt vid Aspveten (N Nyköping) och Velen (Tiveden). De två senare platserna ingår i EMEP¹-programmet. Med "Ytterområde" avses mätningar vid Kanaan, NV Stockholms centrum. Med "Innerstaden" avses Torkel Knutssonsgatan (Södermalm, Stockholm)

Torrdepositions hastigheter

För beräkning av torrdepositionen används en genomsnittlig torrdepositions hastighet. Som påpekats ovan är torrdepositions hastigheten bl a beroende av markytans egenskaper. Variationerna inom de olika områdena är därför betydande. Högsta värdena erhålls som regel för skogsområden med stor barr/blad-yta exponerad för upptag av luftföroreningar. Lägsta depositions hastigheten fås oftast för plana markytor och sjöytor.

Det kan även finnas stora lokala skillnader inom ett område med samma markanvändning. I skogskanter uppmäts ofta en förhöjd deposition av kväve och svavel jämfört med längre in i ett skogsbestånd. Detta beror bland annat på mikrometeorologiska faktorer (ökad lokal luftblandning).

För svaveldioxid och kvävedioxid kan skillnaderna i torrdepositions hastighet mellan en sjöyta och en skogsbeklädd yta vara en faktor 5 till 10, beroende på stabilitet, temperatur, markfuktighet etc.. Variationerna under ett dygn och under årets månader är också betydelsefulla för den totala depositionen till området. För medelvärden under ett halvår jämnas variationerna ut något.

Mot denna bakgrund bör torrdepositions värdena ses som approximativa. Depositions hastigheterna som använts kan anses representativa för parkområden, skogsområden och "bebyggelse". Deposition av dimdroppar har ej tagits med i beräkningarna.

Variationen årsmedelvärdet av torrdepositions hastigheten i innerstaden är troligen åtminstone en faktor 2. För en noggrannare geografisk och tidsmässig fördelning krävs en depositionsmodell som kan ta hänsyn till samverkan mellan en rad faktorer - utsläppens variation, luftkemiska transformationer, meteorologins inverkan på spridning och utbyteshastigheter samt markanvändningens variation.

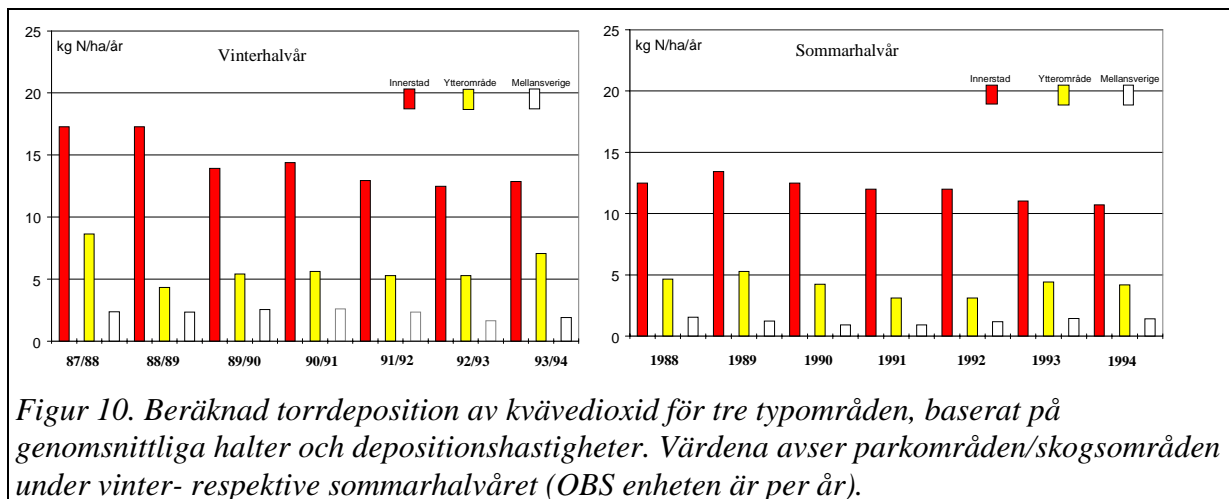
¹ EMEP står för European Monitoring and Evaluation Programme, och är ett internationellt program för miljöövervakning och utvärdering som administreras inom ramen för FN's ekonomiska kommission för Europa i samarbete med UNEP (UN Environmental Programme) och WMO (World Meteorological Organization).

Tabell 6. Genomsnittliga halter och depositions-hastigheter för beräkning av torrdepositionen 1988 till och med 1994.

Ämne	Område	Genomsnittshalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Depositions- hastighet (mm/s)		Torrdeposition (kg [N/S]/ha)		
		Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Helår
1988								
Svaveldioxid	Innerstaden	18,3	7,6	8	8	23	10	16
	Ytterområde	6,6	3,5	8	8	8	4	6
	Mellansverige	4,5	1,8	8	8	6	2	4
Kvävedioxid	Innerstaden	36,0	26,0	5	5	17	12	15
	Ytterområde	18,0	9,7	5	5	9	5	7
	Mellansverige	4,9	3,2	5	5	2	2	2
1989								
Svaveldioxid	Innerstaden	12,0	6,9	8	8	15	9	12
	Ytterområde	4,0	2,5	8	8	5	3	4
	Mellansverige	3,7	2,6	8	8	5	3	4
Kvävedioxid	Innerstaden	36,0	28,0	5	5	17	13	15
	Ytterområde	9,0	11,0	5	5	4	5	5
	Mellansverige	4,9	2,5	5	5	2	1	2
1990								
Svaveldioxid	Innerstaden	8,7	4,3	8	8	11	5	8
	Ytterområde	4,1	2,8	8	8	5	4	4
	Mellansverige	3,0	2,2	8	8	4	3	3
Kvävedioxid	Innerstaden	29,0	26,0	5	5	14	12	13
	Ytterområde	11,3	8,8	5	5	5	4	5
	Mellansverige	5,3	1,9	5	5	3	1	2
1991								
Svaveldioxid	Innerstaden	7,8	4,0	8	8	10	5	7
	Ytterområde	3,7	1,9	8	8	5	2	4
	Mellansverige	3,1	2,0	8	8	4	3	3
Kvävedioxid	Innerstaden	30,0	25,0	5	5	14	12	13
	Ytterområde	11,7	6,5	5	5	6	3	4
	Mellansverige	5,4	1,9	5	5	3	1	2
1992								
Svaveldioxid	Innerstaden	7,2	3,3	8	8	9	4	7
	Ytterområde	3,5	2,4	8	8	4	3	4
	Mellansverige	3,1	2,0	8	8	4	3	3
Kvävedioxid	Innerstaden	27,0	25,0	5	5	13	12	12
	Ytterområde	11,0	6,5	5	5	5	3	4
	Mellansverige	4,9	2,5	5	5	2	1	2
1993								
Svaveldioxid	Innerstaden	7,5	4,3	8	8	9	5	7
	Ytterområde	4,7	1,7	8	8	6	2	4
	Mellansverige	3,0	0,9	8	8	4	1	2
Kvävedioxid	Innerstaden	26,0	23,0	5	5	12	11	12
	Ytterområde	11,0	9,2	5	5	5	4	5
	Mellansverige	4,7	3,0	5	5	2	1	2
1994								
Svaveldioxid	Innerstaden	7,4	2,6	8	8	9	3	6
	Ytterområde	3,7	1,1	8	8	5	1	3
	Mellansverige	2,6	0,9	8	8	3	1	2
Kvävedioxid	Innerstaden	26,8	22,3	5	5	13	11	12
	Ytterområde	14,7	8,7	5	5	7	4	6
	Mellansverige	3,9	3,0	5	5	2	1	2

Torrdeposition av kvävedioxid

Av figur 10 framgår den genomsnittliga torrdepositionen av kvävedioxid under de 6 senaste vinterhalvåren respektive sommarhalvåren. Kvävedioxid uppskattas utgöra 80% till 85% av den totala torrdepositionen; högsta andelen påträffas i innerstaden nära källorna till kväveoxider (trafiken). Observera att beräkningarna enbart tar hänsyn till variationer i uppmätta halter mellan olika år. D v s meteorologins inflytande på spridningen och depositionen finns inte med i de beräknade värdena.



Figur 10. Beräknad torrdeposition av kvävedioxid för tre typområden, baserat på genomsnittliga halter och depositions hastigheter. Värdena avser parkområden/skogsområden under vinter- respektive sommarhalvåret (OBS enheten är per år).

Beräkningarna visar att torrdepositionen av kvävedioxid i innerstaden har sjunkit under perioden. Värdena för vinterhalvåret 93/94 är ca 30% lägre jämfört med 87/88. För sommarhalvåret är skillnaderna betydligt mindre men även här noteras periodens lägsta torrdeposition under det senaste sommarhalvåret. För ytterområdena och på landsbygden syns inga tydliga trender.

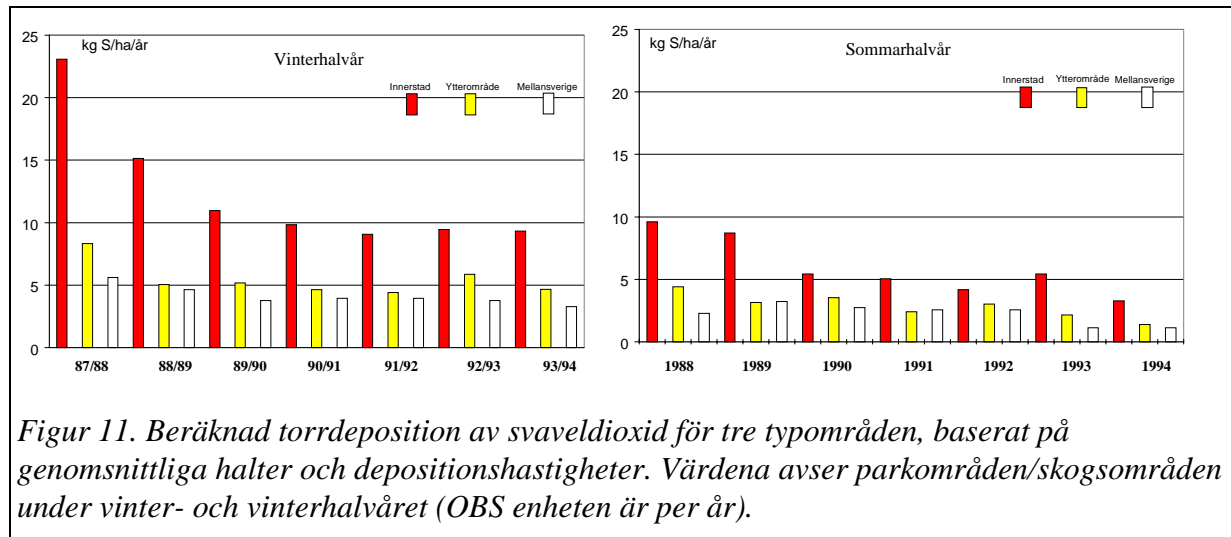
Minskningen av torrdepositionen av kvävedioxid i innerstaden hänger främst samman med minskade lokala utsläpp av kväveoxider (se diskussion under totaldeposition nedan).

Räknat över hela året är torrdepositionen av totalkväve i ytterområdena knappt 40% lägre jämfört med innerstaden. På den mellansvenska landsbygden (skogsområden) är torrdepositionen av totalkväve knappt 7 gånger lägre jämfört med Stockholms innerstad.

För sommarhalvåret noteras ungefär lika stora skillnader i torrdeposition mellan innerstaden och ytterområdena som under vinterhalvåret. Däremot är skillnaderna i torrdeposition mellan Stockholms innerstad och den mellansvenska landsbygden jämförelsevis större under sommarhalvåret jämfört med under vinterhalvåret.

Torrdeposition av svaveldioxid

Figur 11 visar torrdepositionen av svaveldioxid för de 7 senaste vinter- respektive sommarhalvåren. Svaveldioxid uppskattas utgöra 90% till 95% av den totala torrdepositionen av svavel. Resterande del utgörs av partikelbundet sulfat, som har väsentligt lägre torrdepositions hastighet. Speciellt för vinterhalvåret noteras en markant reduktion av torrdepositionen i Stockholms innerstad. Under vinterhalvåret 1988/89 var torrdepositionen



23 kg SO₂-S per ha och år. Motsvarande värde för 1993/94 var knappt 10 kg S per ha och år, en minskning med ca 60%.

Även för sommarhalvåret har depositionen minskat med drygt 60% (från 10 till 3 kg S/ha/år). Minskningen i innerstaden beror framförallt på minskade lokala utsläpp. Minskningen i deposition i innerstaden beror främst på minskade lokala utsläpp. Utsläppen av svavel från fjärrvärmens i Stockholm har minskat under perioden. År 1988 var utsläppen ca 1720 ton och 1992 ca 540 ton, en reduktion med nästan 70% (Stockholm Energi). Detta förklarar i alla fall delvis varför svaveldioxidhalterna sjunkit i Stockholms innerstad. Andra lokala källor som bidrar till svaveldioxidhalterna är den enskilda uppvärmningen och trafiken (dieseldrivna fordon).

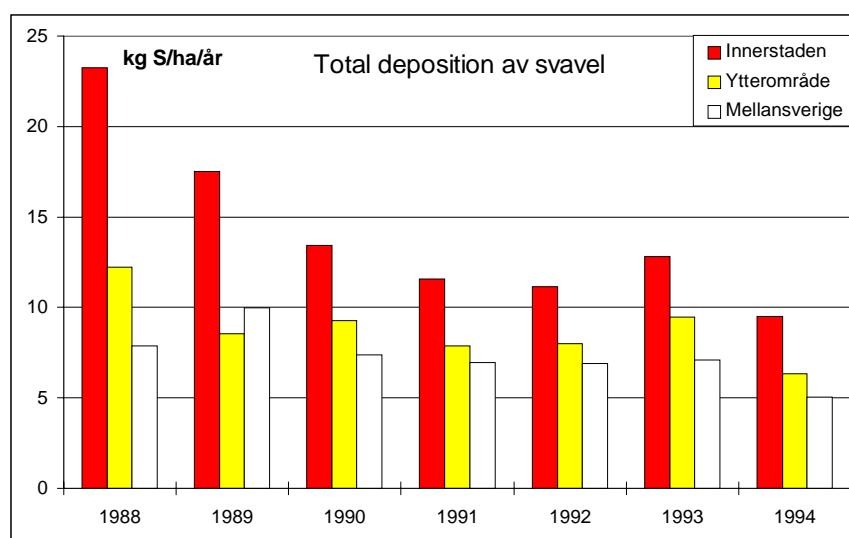
Även i ytterområdena och på den mellansvenska landsbygden har torrdepositionen reducerats något. Under de senaste åren är dock halterna av svaveldioxid ofta nära analysmetodernas detekteringsnivå, speciellt under sommarhalvåret. Detta gör att trenderna blir mera osäkra.

I innerstaden är torrdepositionen drygt 2 respektive 3 gånger högre än i ytterområde respektive på landsbygden i Mellansverige. Generellt sett är skillnaderna större under vinterhalvåret. Detta beror dels på ökade lokala utsläpp av svaveldioxid, som ger större lokalt bidrag till svaveldioxidhalterna under vinterhalvåret, dels på meteorologiska faktorer som påverkar utspädningen. Svaveldioxidhalterna är i hög grad beroende av luftmassornas transportvägar, d v s påverkan från utsläppen i Central- och Östeuropa. En rad episoder noteras regelmässigt under vinterhalvåret (se exempelvis Slb-rapport nr 1-93). Trots att dessa episoder varar under relativt kort tidsperiod ger de ett betydelsefullt bidrag till den totala belastningen.

DEN TOTALA DEPOSITIONEN

Svavedepositionen

Figur 12 visar den totala depositionen av svavel till innerstaden, ytterområdet och Mellansverige. Mätningarna visar på en kraftig minskning av depositionen i Stockholms innerstad. Som framgår av diskussionen ovan beror minskningen både på att halterna av svavedioxid i luften och att halterna av sulfat i nederbörden sjunkit under perioden. I Stockholms innerstad har SO₂-halterna och sulfathalterna minskat med ungefär lika mycket. Även i ytterområdet och i Mellansverige verkar svaveldepositionen minska, även om tendensen inte är lika tydlig.



Figur 12. Total deposition av svavel i tre typområden i Stockholms län.

Den andel som är torrdeposition är störst i innerstaden där de lokala utsläppsbidragen är störst. I genomsnitt för alla 7 åren är andelen torrdeponerat 68%, 53% och 49% för innerstaden, ytterområdet respektive Mellansverige. I innerstaden har torrdepositionen minskat under perioden p g a minskade lokala utsläpp; 1988 var andelen torrdeponerat 75% och för 1994 var den 66%. Som påpekats tidigare varierar torrdepositionen under året och den kan även variera mellan olika år inte minst beroende på olika meteorologiska förhållanden.

År 1980/81 var våtdepositionen i innerstaden drygt 20 kg svavel per hektar och år (Stockholms Miljöförvaltning, 1991). Svavedioxidhalten var ca 45 µg/m³ (ungefärligt årsmedelvärde) vilket ger en uppskattad totaldeposition på knappt 80 kg svavel per hektar för 1980/81. Sedan i början av 80-talet har alltså depositionen i innerstaden minskat med nästan 90%, främst beropende på minskade lokala utsläpp.

När det gäller svavel är det förbränning av olja och kol som är de dominerande källorna. I Stockholm står fjärrvärme och enskild uppvärmning för nästan 90% av de totala svavedioxidutsläppen. Utsläppen via förbränning av fossila bränslen har reducerats med ca 90% under de senaste 10 åren. År 1980 uppgick utsläppen av svavel i länet till ca 17 000 ton/år. År 1993 var utsläppen drygt 2000 ton (Luftvårdsförbundet i Stockholms län, 1995b).

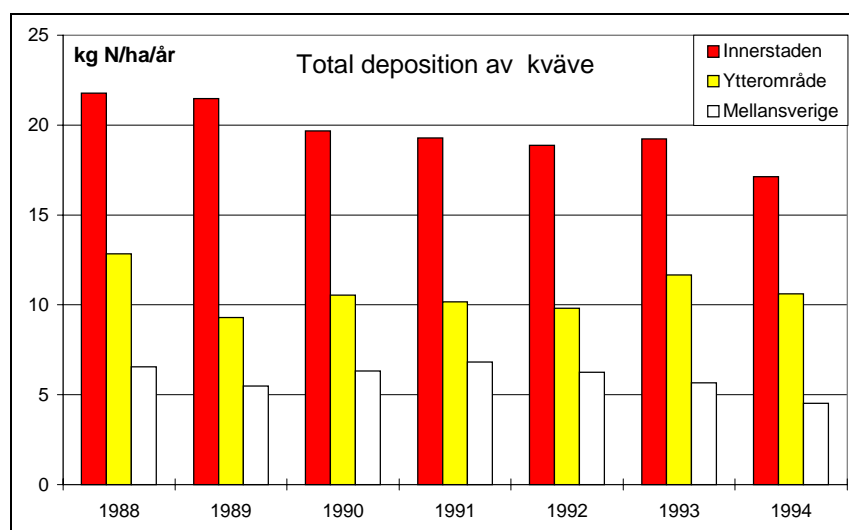
Totaldepositionen av svavel kan jämföras med de kritiska belastningsgränserna som för svavel ligger mellan 2,5 och 8 kg/ha/år. Den undre gränsen överskrids i hela länet under hela perioden. Den övre gränsen överskrids i Stockholms innerstad. De lokala variationerna i såväl markkänslighet som totaldeposition av kväve och svavel är dock mycket stora. De kritiska belastningsgränserna beror av markvittringen som i sin tur är beroende av jordens fysikaliska egenskaper och dess kemiska sammansättning.

Kvävedepositionen

Typiska värden på totaldepositionen för 1994 av kväve i innerstaden, ytterområdet och Mellansverige var 17, 11 respektive 5 kg per hektar och år. Intervallet för kritisk belastning när det gäller kväve anges till 4 till 15 kg per hektar och år. Detta innebär att för stora delar av innerstaden överskrids även den övre gränsen för kritisk belastning. I ytterområdena till Stockholm överskrids den nedre kritiska belastningsgränsen. Lokalt längs hårt trafikerade vägar i hela länet överskrids sannolikt även den övre gränsen för kvävednedfall.

I genomsnitt för de 7 åren var andelen av totaldepositionen som är torrdeponerat 81%, 59% och 37% för innerstaden, ytterområdet och Mellansverige. I innerstaden var andelen torrdeponerat något mindre under 1994 jämfört med 1988; framförallt beroende på lägre kvävedioxidhalter.

Liksom för svavel tycks den totala depositionen av kväve i innerstaden minska. Detta beror främst på minskande halter av kvävedioxid i luften och nitrat i nederbörden. År 1994 var halterna av NO₂ i innerstaden ca 23% lägre än 1988. Nitrathalterna var 33% lägre. I ytterområdet är minskningen i kvävednedfallet inte lika markant och för mätstationen i Mellansverige syns ingen förändring.



Figur 13. Total deposition av kväve i tre typområden i Stockholms län.

Vid mätningar av kvävedepositionen 1983/84 var våtdepositionen i innerstaden omkring 10 kg kväve per hektar och år (Stockholms Miljöförvaltning, 1991). Kvävedioxidhalten i

innerstaden var omkring $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (årsmedelvärde) vilket ger en total deposition av kväve på ungefär 25 kg per hektar och år. Detta är ca 50% högre jämfört med 1994 års värden.

I innerstaden har kvävedioxidhalterna minskat främst tack vare minskade utsläpp av kväveoxider från trafiken. Minskningen i kvävedioxidhalt i innerstaden är något mindre än vad man skulle förvänta sig utifrån trenden i utsläppen av kväveoxider. Vägtrafikens utsläpp av kväveoxider i Stockholms stad var knappt 9.000 ton 1980 och ökade till mellan 10.000 och 10.500 ton 1988 för att sedan minska till knappt 6.000 ton 1993 (Luftvårdsförbundet i Stockholms län, 1995b). Mellan 1988 och 1994 har utsläppen alltså minskat med ca 40%. Kväveoxidutsläppen från fjärrvärmerna var ca 40% lägre 1994 jämfört med 1988. Att halterna av kvävedioxid inte tycks minska lika snabbt som utsläppen reduceras kan bero på intransport från källor utanför staden och på att kvävedioxidhalterna inte är linjärt relaterade till utsläppen av kväveoxider.

REFERENSER

- Eriksson, B. 1983. Data concerning the precipitation climate in Sweden. Mean values for the period 1951 - 1980. SMHI, Norrköping, Rapport 1983:28.
- Granat, L., 1975. Principles in network design for precipitation chemistry measurements. In *Proc. First Specialty Symposium on Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Water*. Internat. Assoc. Great Lakes Res. Sept. 28 to Oct. 1, 1975.
- Granat, L. Areskoug, H., et al., 1992. Intercomparison of precipitation collectors for chemical analysis. HELCOM intercalibration - second stage, Aspvreten, Sweden, 1987 - 1988. HELCOM, 1992 Intercalibrations and Intercomparisons of Measurement Methods for Airborne Pollutants, Balt. Sea Environ. Proc. No. 41.
- Leck, C. och Rodhe, H., 1989. On the relation between antropogenic SO₂ emissions and concentrations of sulfate in air and precipitation. Atmos. Environ., 23, 959-966.
- Luftvårdsförbundet i Stockholms län, 1995a. *Luftföroreningar i Stockholms län. 1993 - 1994*. Rapport nr 1-95, Stockholms läns luftvårdsförbund, Göta Ark 190, 118 72 Stockholm.
- Luftvårdsförbundet i Stockholms län, 1995b. *Emissionsdatabas 93 - en dokumentation*. Rapport nr 2-95, Stockholms läns luftvårdsförbund, Göta Ark 190, 118 72 Stockholm.
- Länsstyrelsen, 1994. Luftföroreningssituationen i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län, Miljövårdsenheten, Rapport nr 1994:3.
- Länsstyrelsen, 1994. Nedfall av luftföroreningar i Stockholms län. Årsrapport juli 1992 till juni 1993. Länsstyrelsen i Stockholms län, Miljövårdsenheten.
- Stockholms Miljöförvaltning, 1991. Depositionen av luftföroreningar till marken i Stockholm. *Information Luft*, Stockholms Miljöförvaltning, 1991.
- SNV, 1990. Luft- och nederbörds-kemiska stationsnätet inom PMK. Rapport från verksamheten 1990. Statens Naturvårdsverk, Solna. Rapport nr 3942.
- STOSEB-92, 1993. Energiframtider för Stockholms län. Del 2 (av 3). Fakta och analyser. Stor-Stockholms Energi AB, Stockholm.
- Slb-rapport nr. 1-93. Luftföroreningar på Svenska Högarna och Landsort. Stockholms luft- och buller analys, Miljöförvaltningen, Stockholm, Box 38 024, 100 64 Stockholm.

Slb•analys

Stockholms luft- och bulleranalys

är en resultatenhet inom miljöförvaltningen i Stockholm.

SLB-analys:

- Utreder
- Mäter
- Beräknar
- Informerar

när det gäller ljudmiljö och luftkvalitet både utomhus och inomhus. SLB-analys genomför uppdrag inom dessa områden såväl lokalt (i tätorter) som regionalt (i länet).

ISSN 1400-0806

ISBN 91-88018-26-1

Miljöförvaltningen i Stockholm

Rosenlundsgatan 60. Box 38024, 100 64 Stockholm

Tel 08-616 96 00, direkt SLB-analys 08-616 96 97

<http://www.slb.mf.stockholm.se/miljo/>