

*Partikelbundna  
luftföroreningar  
i sydöstra Sverige*



STOCKHOLMSREGIONENS  
INVERKAN PÅ OMGIVNINGEN

**PARTIKELBUNDNA  
LUFTFÖRORENINGAR  
I SYDÖSTRA SVERIGE**

---

Stockholmsregionens inverkan  
på omgivningen

Rapporten är sammanställd av  
Christer Johansson  
Stockholms luft- och bulleranalys  
Miljöförvaltningen  
Box 38024  
100 64 Stockholm

Denna rapport baseras på en mer omfattande sammanställning, som utarbetats av  
Erik Swietlicki, Hans-Christen Hansson  
Avdelningen för Kärnfysik, Lunds Tekniska Högskola,  
Sölvegatan 14, 223 62 LUND

Stockholm Mars 1993  
Omslag: Ann-Christin Reybekiel

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

---

Sammanfattning .....	4
Inledning .....	4
Beskrivning av mätplatserna .....	5
Provtagningsstrategi .....	7
Aerosolprovtagaren .....	9
Analysmetoder .....	9
Utvärderingsmetoder .....	10
Resultat .....	10
Öst/västlig separation .....	10
Källområdessignaturer .....	13
Källtyper inom de olika källområdena .....	14
Stockholms inflytande .....	16
Högsta halterna i södra Sverige .....	16
Uppskattning av Stockholms källstyrka .....	16
Stockholms utsläpp syns endast i nordliga luftmassor .....	19
Jämförelse med mätningar utförda i Stockholms stad .....	21
Fortsatt verksamhet .....	22
Litteraturhänvisningar .....	23

## Sammanfattning

Den atmosfäriska aerosolen (svävande stoft) insamlades vid tre provtagningsstationer under perioden mars 1985 till december 1986. De tre stationerna var alla placerade på små öar längs Sveriges sydöstra kust; Svenska Högarna och Landsort utanför Stockholm och Utlängan i Blekinges östra skärgård. Aerosolproven analyserades med avseende på bland annat natrium, svavel, kalium, kalcium, titan, vanadin, mangan, järn, nickel, koppar, zink, arsenik, brom, selen, och bly. Dessutom bestämdes halterna av sot och den totala mängden partikulära luftföroreningar.

Med utnyttjande av 96-timmars bakåtrajektorier för de luftmassor i vilken provtagningen skedde klassificerades provtillfällena efter luftmassornas ursprung. På så sätt kunde sammansättningen av partiklarna (aerosolen) visas vara beroende av det europeiska källområde från vilket luftmassorna härstammar, även då partiklarna genomgått en långdistanstransport från källområde till recipient på mellan 100 och 2000 kilometer under mycket varierande meteorologiska förhållanden. Sålunda har t.ex. den östeuropeiska aerosolen en kemisk sammansättning som är klart skild från den västeuropeiska.

Halterna av de flesta ämnen är i medeltal mer än 20% högre vid Utlängan i sydöstra Sverige än vid Svenska Högarna och Landsort. Detta beror på inverkan från källor på kontinenten.

Stockholms inflytande på dess omgivning med avseende på de uppmätta ämnena kunde endast klart påvisas då Stockholms plym bidrog till att förorena rena nordliga luftmassor. Vid övriga vindar doldes Stockholms bidrag av de förhöjda bakgrundshalterna orsakade av emissionerna från källområden på kontinenten och i Storbritannien.

Av de uppmätta ämnena bidrar Stockholm framför allt till förhöjda halter av mangan, järn, nickel, koppar, zink, arsenik och bly. Dessa element härrör huvudsakligen från olje- och kolförbränning, bearbetning och tillverkning av stålprodukter och andra metaller samt förbränning av blyad bensin.

En tidigare analys av prover tagna i Stockholms stad i direkt anslutning till trafikerade gator tyder på att bidraget från jord resuspenderad av trafiken dominerar halterna av bl.a. järn. Andra källor för järn (bearbetning av stålprodukter, kolförbränning) torde dock vara av likvärdig eller större betydelse för att förklara de uppmätta halterna i Stockholms skärgård.

## Inledning

I juli 1984 påbörjades vid avdelningen för Kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola ett projekt finansierat av Naturvårdsverket; "Studier av långdistanstransporterade luftföroreningar från det östeuropeiska källområdet". Inom ramen för detta projekt placerades en automatisk aerosolprovtagare på ön Utlängan i Blekinges östra skärgård och mätningarna påbörjades i mars 1985. Efter kontakter med Stockholms Miljöförvaltning under 1985 beslutades att ytterligare två aerosolprovtagare skulle sättas upp, denna gången på den av Miljöförvaltningen drivna mätstationen på Svenska Högarna samt vid Landsort i Stockholms östra respektive södra skärgård. Provtagningen av den atmosfäriska aerosolen utgjorde ett komplement till de mätningar av bland annat gaser som påbörjades vid denna tid [1,2]. Projektet "Långdistanstransport av svävande stoft till och från Stockholmsregionen" bestod av en förberedande fas under perioden 1/9 1985 - 1/2 1986 samt en mät- och analysfas under tiden 1/2 1986 - 1/2 1987 [3]. Verksamheten finansierades av Stockholms Miljöförvaltning.

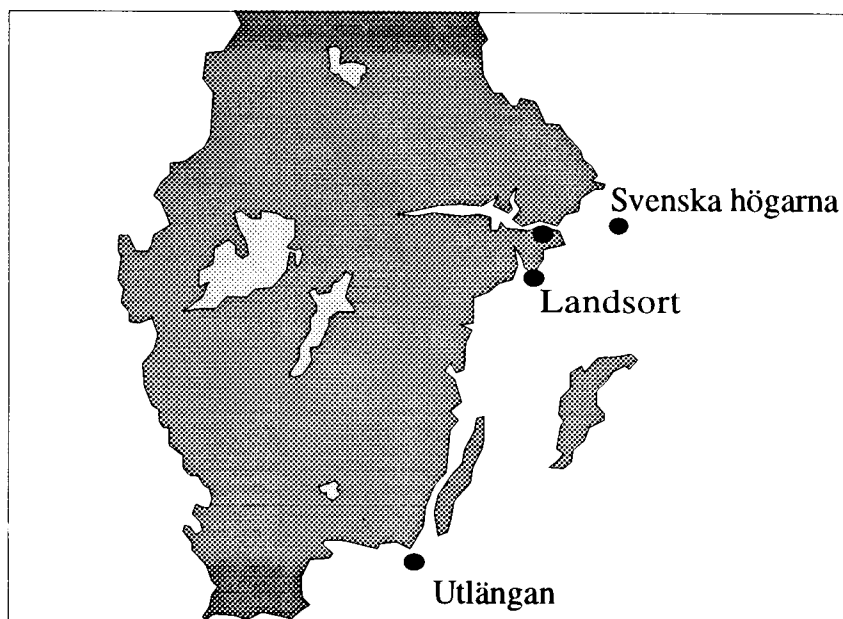
Projektets syfte var att bestämma inverkan från omgivande europeiska källområden på luftkoncentrationen av svävande stoft och dess komponenter i Stockholmsregionen samt kartlägga Stockholmsregionens emission av stoftburna ämnen.

För att kunna ställa den långdistanstransporterade aerosolens inverkan på Stockholmsregionen i relation till den lokalt producerade aerosolen, måste först den långdistanstransporterade aerosolen karakteriseras. De tre mätstationerna (Utlängan, Svenska Högarna och Landsort) opererade därför parallellt. Placeringen av två mätstationer söder respektive öster om Stockholm gjorde det dessutom möjligt att direkt studera skillnader i aerosolens sammansättning vid tillfällen då endast den ena stationen befann sig i plogen från Stockholmsregionen.

## Beskrivning av mätplatserna

Figur 1 visar var de tre provtagningsstationerna är belägna. Den nordligaste provtagningsstationen, Svenska Högarna, är en liten ö längst ut i östra delen av Stockholms skärgård. Ön mäter inte mer än en knapp kilometer i diameter, och är belägen 80 kilometer öster om Stockholm. Aerosolprovtagningsutrustningen placerades i ett litet rum på övervåningen till ett enskilt liggande hus. Partikelinsuget bestod av ett stålrör som gick cirka 7 meter vertikalt från provtagaren och upp genom taket. Själva insuget befann sig hela 3.2 meter ovanför taknocken, vilket var nödvändigt för att taket inte skulle få alltför stor inverkan på vindflödet kring insuget. Insugets höjd över den omgivande marken var cirka 10 meter och höjden över havet 20 meter.

Avståndet till havet är cirka 200 meter. Öns elförsörjning skedde med hjälp av ett diesellaggregat beläget 400 meter i NNO till NO i förhållande till provtagningsstationen.



**Figur 1.** De tre provtagningsplatserna Utlängan, Svenska Högarna och Landsort är alla belägna på små öar längs Sveriges sydöstra kust.

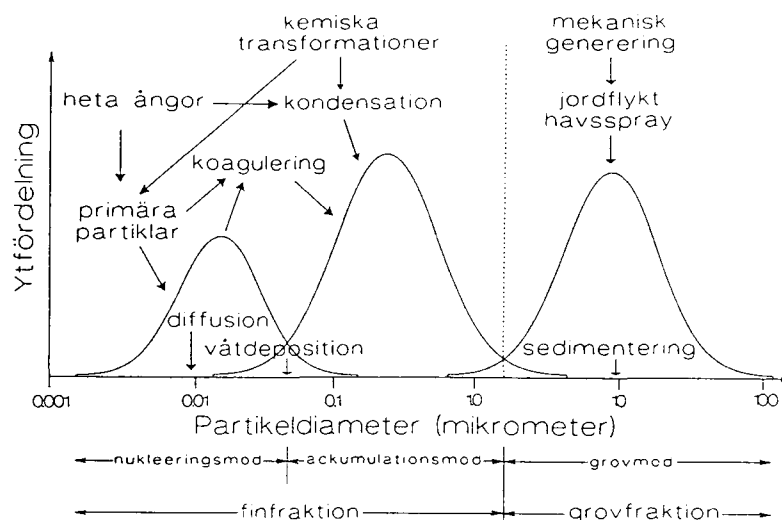
Mätstationen söder om Stockholm var belägen vid Landsorts fyr på Öja, en långsmal (4x0.5 km) ö som löper i nordsydlig riktning med cirka 40 permanenta bebyggare. De



allra flesta av dessa bor i samhället Landsort, som ligger strax norr om fyren. Ön ligger 65 kilometer söder om Stockholm. Provtagaren placerades på översta våningen i Landsorts fyr på öns södra udde. Insuget gick vertikalt genom övervåningens innertak till ett mindre utrymme ovanför. Insugets stålrör drogs därefter en kort horisontell sträcka genom rutan till ett litet fönster och vidare vertikalt upp, 40 cm utanför räcket till plattformen ovanför. Den cirkulära plattformen sträcker sig runt hela fyrens laternin. Partikelinsugets totala vertikala längd var cirka 8 meter. Insugets höjd över den omgivande marken var cirka 20 meter och höjden över havet 40 meter. Avståndet till havet är cirka 50 meter.

### FAKTARUTA

Luftföroreningar kan uppträda som gaser eller svävande partiklar. En samling fasta eller flytande partiklar, vilka är såpass små att de kan hålla sig svävande i luft kallas en aerosol. Den atmosfäriska aerosolen (svävande stoft) omfattar partikelstorlekar från ett fåtal nanometer (1 nm = en miljondels millimeter) till hundratals mikrometer (1  $\mu\text{m}$  = en tusendels millimeter). Den atmosfäriska aerosolen kan uppdelas efter storlek i en **finfraktion** för partiklar med en partikeldiameter mindre än 2  $\mu\text{m}$  och en **grovfraktion** för de större svävande partiklarna.



**Figur 2.** Den atmosfäriska aerosolens kan delas in i tre moder; nukleeringsmoden, ackumulationsmoden och grovmoden, vilka har olika källor och fysikaliska egenskaper.

Partiklarna kan ha effekter på människans hälsa. En stor andel av de fina partiklarna tränger ända ner till lungan och lungblåsorna, medan de grova partiklarna fastnar i näsa, svalg och bronker. Uppdelningen i fin- och grovfraktion motiveras också av att partiklarna i respektive mod härrör från olika källor, vilket ger dem skilda kemiska sammansättningar.

Partiklarna i grovfraktionen sedimenterar (faller till marken) med hastigheter i storleksordningen cm/s, vilket ger de en relativt kort livstid. Partiklarna i finfraktionen kan hålla sig svävande i flera dagar. **Långdistanstransport** av partikulära luftföroreningar sker således huvudsakligen i finfraktionen.

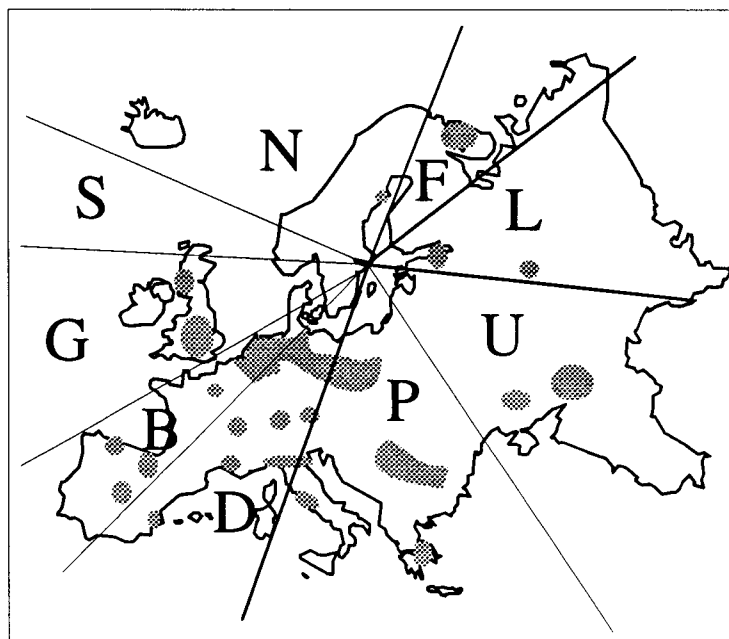
Partikelkoncentrationen varierar från ett fåtal partiklar/cm<sup>3</sup> i extremt rena luftmassor som återfinns i första hand kring polarområdena, till miljoner partiklar/cm<sup>3</sup> i kraftigt förorenade luftmassor nära utsläppen, t.ex. i en storstadsmiljö. Mer normala värden för en kontinental bakgrunds aerosol är partikelkoncentrationer runt några tusen partiklar/cm<sup>3</sup>, motsvarande en masskoncentration på ca 10  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ .

Den sydligaste mätstationen låg även den på en ö; Utlängan. Denna 1x2 km stora ö är den sydostligaste ön i Blekinges skärgård och ligger 5 km från fastlandet. Ön är bevuxen med blandskog (främst tall och björk) blandat med mindre ängsmarker och har inga högre höjder. Provtagaren placerades utomhus på plattformen runt laterninen till Utlängans fyr. Fyren är belägen i det sydöstra hörnet av ön, 30 meter från havet. Eftersom provtagaren var placerad utomhus, byggdes den in i ett litet skåp som skydd mot väder och vind. Från skåpet gick insugets stålrör vertikalt längs plattformens räck. Partikelinsuget befann sig ca 1.1 m över plattformens plan. Insugets höjd över havet var cirka 10 meter.

## Provtagningsstrategi

Aerosolprovtagarna arbetade kontinuerligt i den mån det var möjligt, och därför samlades en stor mängd prov in, totalt ca 2000 prov i varje fraktion. Provbyte skedde automatiskt var tolfte timme. Denna relativt korta provtid valdes för att de meteorologiska förhållandena skulle vara någorlunda konstanta under varje enskilt provtillfälle och därmed möjliggöra en entydig bestämning av luftmassans ursprung. En ännu kortare provtid hade resulterat i sämre detektionsgränser och gett en ohanterligt stor mängd prov att analysera.

Eftersom ett av huvudsyftena med projektet var att studera källors inverkan över avstånd på mer än ca 50 kilometer, koncentrerades analysen på finfraktionen. Av dessa valdes drygt en tredjedel ut för vidare analys. Urvalet baserade sig på vilken väg den provtagna luftmassan tagit innan den nådde fram till respektive station, så kallade bakåtrajektorier. Med hjälp av dessa kunde källområdet fastställas för varje provtillfälle. Vidare kunde tillfällena då endast en av mätstationerna påverkades av Stockholmsregionens plym identifieras. Bakåtrajektorier utgör en säkrare klassificering än de lokala vindarna eftersom dessa kan vara missvisande på grund av eventuell land- eller sjöbris.



**Figur 3.** Europakarta med den sektorsindelning enligt vilken de insamlade proven klassificerades med hjälp av luftmassornas trajektorier. Större europeiska källområden för i första hand tungmetaller är markerade [13, 14, 15].



De trajektorier som användes för klassificeringen beräknades av Norsk Meteorologisk Institutt i Oslo, Norge som en del av EMEP-programmet för mätning av hur luftföroreningar, främst försurande substanser, sprids inom Europa (EMEP: ECE Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). Trajektorierna är beräknade för 1000 mbar och sträcker sig maximalt 96 timmar bakåt i tiden.

Klassificering av provtagningstillfällena efter källområde baserade sig på en uppdelning av Europa i sektorer (figur 4). Varje sektor innehåller ett eller flera större källområden, eller verkar som en buffert mellan två angränsande sektorer. Sektorerna L, U och P täcker Östeuropa, medan Västeuropa till övervägande del täcks av sektorerna B och G. Mellan dem ligger en buffertsektor D.

En relativt ren sektor benämnd N täcker större delen av Sverige och Norge samt Norska Havet. Mellan sektor N och de väst- respektive östeuropeiska sektorerna ligger buffertsektorerna S (Skottland) och F (Finland). Totalt analyserades 711 prov (tabell 1). Antalet prov insamlade på Utlängan, Svenska Högarna och Landsort som sedan analyserades är 262, 254 respektive 195 stycken.

**Tabell 1.** Antalet prov utvalda för analys och klassificerade till respektive sektor. Totala antalet utvalda prov är 711. \* betecknar prov som inte kunde klassificeras till en specifik sektor men som ändå analyserades.

Sektor	F	L	U	P	D	B	G	S	N	*
<b>Antal</b>	26	17	88	62	9	60	133	40	163	113

I första hand valdes de provtillfällena ut under vilka luftmassans ursprung var densamma för hela 12-timmarsperioden (stabila vädertyper) samt att luftmassans väg höll sig inom en av de definierade sektorerna. Att sektor D t.ex. endast omfattar 9 provtillfällena skall sålunda inte uppfattas så att de lokala vindarna från denna riktning (SSV) är underrepresenterade jämfört med övriga vindriktningar, utan snarare att luftmassor som under en 12-timmarsperiod håller sig inom den för D definierade sektorsgränsen är sällsynta. Förutom de sektorsspecifika provtillfällena analyserades ytterligare 113 prov, av vilka en övervägande del var i direkt anknytning till utvalda provtagningsperioder med stabila väderleksförhållanden.

För att utröna hur stabil den atmosfäriska aerosolen är inom recipientregionen efter det att aerosolen genomgått en långdistanstransport på 1000 kilometer eller mer från ett europeiskt källområde till Sverige jämförs resultaten från den sydliga stationen (Utlängan) med de två övriga (Svenska Högarna och Landsort), vilka ligger ungefär 400 kilometer norr om Utlängan. Landsort och Svenska Högarna ligger cirka 120 kilometer ifrån varandra, vilket kan utnyttjas för att studera huruvida andra faktorer ger upphov till skillnader i koncentrationsbestämningarna, eftersom dessa mätstationer kan antas provta ur i stort sett samma luftmassa då transporten sker söder- eller österifrån.

Vid nordliga vindar ligger Landsort i plogen från Stockholmsregionen, medan stationen på Svenska Högarna förblir opåverkad av denna och därför provtar ur en relativt ren nordlig luftmassa. På så sätt kan Stockholmsregionens inverkan på dess omedelbara omgivning uppskattas. Samma sak gäller vid västliga vindar, då förhållandet mellan stationerna är det omvända. De västliga vindarna är i regel mer förorenade än de nordliga, varför Stockholms inverkan inte kan förväntas vara lika tydlig, vilket också visade sig vara fallet.

Samtliga tre mätstationer är belägna längs Sveriges sydöstra kust, vid platser som ger stora fria vindsektorer österut och söderut, opåverkade av källor på det svenska fastlandet. Alla tre mätstationerna är placerade på små öar befolkade endast med ett fåtal invånare, vilket minimerar inflytandet från lokala källor.

## Aerosolprovtagaren

Den aerosolprovtagare som användes utvecklades vid avdelningen för Kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola med finansiellt stöd från Naturvårdsverket. Provtagaren benämnes SAM (Stationary Aerosol Monitor) och samlar aerosolen i två storleksfraktioner; en finfraktion med en aerodynamisk diameter  $d_{ae} < 2 \text{ mm}$ , och en grovfraktion med  $2 \text{ mm} < d_{ae} < 6 \text{ mm}$  [4]. Aerosolen samlas i båda fraktionerna in på polykarbonatmembran. Dessa membran är ca 10 mm tjocka ( $1 \text{ mg/cm}^2$ ) och är perforerade med porer med en diameter på 0.4 mm och kan därför även användas som filter.

Den insamlade luften passerar först genom ett munstycke med åtta hål in i själva provtagaren (figur 3). Omedelbart framför munstycket ligger impaktionssteget täckt med ett Nucleopore-membran. Impaktionssteget samlar in partiklar i grovfraktionen, här  $2 \text{ mm} < d_{ae} < 6 \text{ mm}$ . De fina partiklarna passerar tack vare sin ringa tröghet förbi impaktionsytan och fastnar i det efterföljande filtersteget, som även det består av ett Nucleopore-membran. Efter det att partiklarna skiljts av i impaktions- och filterstegen passerar luften en strypning över vilken tryckfallet registreras. På så sätt kan volymflödet genom provtagaren mätas med en noggrannhet och precision på 5%.

## Analysmetoder

Partikelinducerad röntgenemissionsanalys (PIXE) bygger på det faktum att röntgenkvanta som är karakteristiska för varje grundämne sänds ut från provets atomer då detta bestrålas med högenergetiska joner [5]. PIXE är en multielementanalysmetod, vilket betyder att flera element kan bestämmas samtidigt i varje prov. Minsta detekterbara koncentration i en atmosfärisk bakgrunds aerosol ligger för vissa element i storleksordningen tiotals pikogram ( $10^{-12}$  gram; pg) per kubikmeter insamlad luft (för Ni, Cu, Zn, As och Se;  $50\text{-}60 \text{ pg/m}^3$ ). En sådan känslighet är nödvändig för att möjliggöra kvantifiering även i de relativt rena luftmassor som periodvis återfinns vid svenska bakgrundsstationer.

Normalt kan halterna av grundämnena S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br och Pb i finfraktionen kvantifieras för alla luftmassor. För grundämnen som är lättare än Al användes en kompletterande. För grundämnet Na utvecklades en kompletterande analysmetod för detta projekt. Den baseras på jonstråleanalys teknik; PIGE (partikelinducerad gammaemissionsanalys) [6]. Natrium kan användas för att karakterisera havets bidrag till aerosolbelastningen. Analyserna utfördes vid Avdelningen för Kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola. Noggrannheten och precisionen för elementbestämningarna är ca 7%.

Halterna av sot mättes med en ljusattenueringsmetod [7]. Dessa mätningar utfördes vid Meteorologiska Institutionen vid Stockholms Universitet och bygger på antagandet att sot står för all absorption av vitt ljus i den insamlade aerosolen. Med denna definition består det vi här menar med sot till stor del av elementärt kol, men även andra lågmolekylära kolföreningar kan bidra till ljusabsorptionen. Noggrannheten och precisionen för sotbestämningen är ca 5%.

Den totala aerosolmassan för varje enskilt prov uppmättes med en beta-attenueringsteknik [8] vid Avdelningen för Kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola. Principen för mätningen bygger på att spridningen av lågenergetiska  $\beta^-$ -partiklar (elektroner emitterade vid ett kärnsönderfall) kan relateras till aerosolens massa. Med denna metod är det möjligt att mäta masskoncentrationer i finfraktionen ned till  $0.5 \text{ mg/m}^3$ . Noggrannheten och precisionen för massbestämningen är ca 10% för en typisk masskoncentration på  $10 \text{ mg/m}^3$ .

## Utvärderingsmetoder

Resultaten från mätningarna har utvärderats med avancerade statistiska metoder och så kallade käll/receptormodeller. Med receptor (även benämnd recipient) menas här den plats (eller befolkningsgrupp) för vilken inverkan från kringliggande luftföroreningskällor skall bestämmas. Käll/receptormodeller är benämningen på en grupp matematiska/statistiska metoder vilka strävar efter att relatera de kemiska och fysikaliska egenskaper hos de luftföroreningskomponenter som observerats vid receptorn till de relevanta källornas egenskaper [9,10,11].

Avsikten med modellerna är att uppnå en bättre förståelse för vilka källor som påverkar receptorn. Käll/receptormodeller resulterar ofta i en källtilldelning (engelska: source apportionment), vilket innebär att bidraget från varje identifierad källa till föroreningshalterna vid receptorn beräknas. En sådan källtilldelning kan i sin tur underlätta beslut som rör begränsningar av emissionerna från bestämda källor.

## Resultat

### Öst/västlig separation

En klassificering av proven gjordes med avseende på luftmassans ursprung enligt bakåtrajektorierna såsom beskrivits ovan. Europa delades in i flera sektorer vilka var för sig innehöll källor av olika typ och styrka. En sådan indelning av proven efter källområde visade klart att den långdistanstransporterade atmosfäriska aerosolen härrörande från väst- respektive Östeuropa har olika sammansättningar. Tabell 2 visar typiska halter i bakgrunds-aerosolen då luftmassan härrör från olika europeiska källområden. Halterna är som regel låga och räknas i miljarddels gram per kubikmeter insamlad luft ( $\text{ng/m}^3$ ). Partikulärt svavel förekommer i form av sulfater, framför allt som ammoniumsulfat och uppvisar halter i storleksordningen några mikrogram per kubikmeter (räknat som svavel). Även sot förekommer normalt i dessa halter i bakgrunds-aerosolen. Svavel och sot utgör tillsammans en stor del av den totala aerosolen och härrör till övervägande del från antropogena (av människan skapade) källor.

De i tabell 2 sektorsvis angivna genomsnittshalterna av de uppmätta aerosolkomponenterna kan användas som källområdessignaturer för respektive sektor (källområde). Skillnaderna i sammansättning för den öst- respektive västeuropeiska aerosolen kan visas avsevärt tydligare med hjälp av multivariata statistiska metoder. Som exempel används här de prov som härrör från Ukraina och Vitryssland (betecknade med U) samt de prov som härrör från Storbritannien (betecknade med G). Det mest betydande källområdet i sektor U är industriområdet i Donetsk i Ukraina norr om Svarta Havet, medan utsläppskällor i mellersta England dominerar sektor G. Figur 4a illustrerar skillnaderna i sammansättning (16 komponenter) för de prov som tillhör sektorerna U och G. I diagrammet som baseras på en sk principalkomponentanalys, hamnar proven härrörande från sektor U respektive sektor G i två klart åtskilda

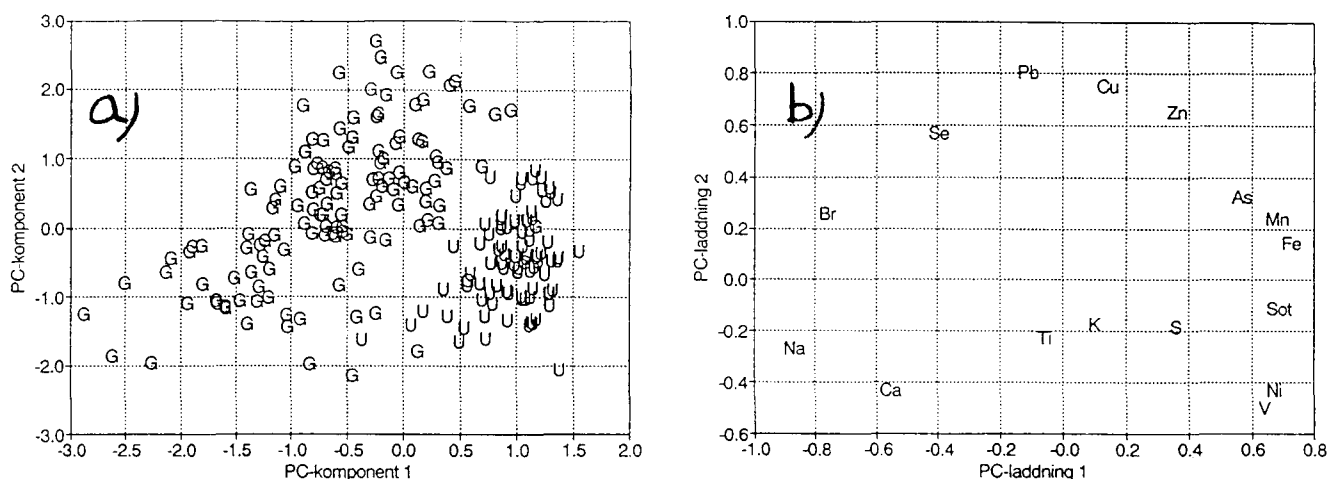
grupperingar (se referens 11 för närmare beskrivning av principkomponentanalysen). Detta visar på ett lättåskådligt sätt att sammansättningen hos den långdistans-transporterade aerosolen är olika då luftmassan härrör från det östeuropeiska respektive det västeuropeiska källområdet.

*Tabell 2. Aritmetiska medelvärden uttryckta i ng/m<sup>3</sup> för de analyserade provtillfällena klassificerade till sektorerna U, P, B och G. Dessa värden kan användas som källområdessignaturer.*

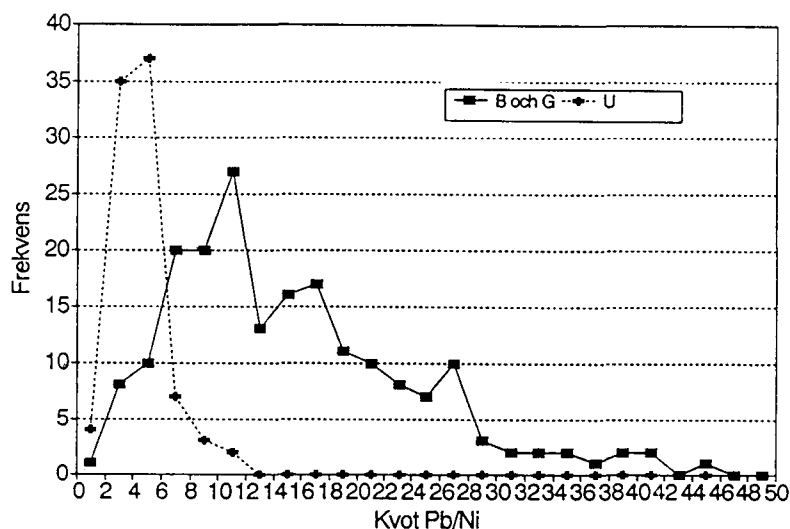
Sektor Element	U	P	B	G
Massa	18900.	19200.	12700.	7740.
Sot	1760.	2160.	1520.	772.
Na	162.	253.	488.	459.
S	3200.	3600.	2080.	1500.
K	158.	192.	164.	89.7
Ca	58.7	68.5	76.0	38.2
Ti	6.10	9.30	7.37	3.36
V	10.9	7.48	4.54	3.47
Mn	7.57	8.26	6.57	2.93
Fe	106.	119.	87.1	38.7
Ni	4.35	3.06	1.86	1.39
Cu	1.86	2.32	2.90	1.45
Zn	30.6	42.1	48.5	20.5
As	3.08	4.04	3.19	1.32
Se	0.430	0.778	0.922	0.500
Br	2.29	4.31	5.08	3.54
Pb	18.7	28.4	38.2	19.5

Figur 4b visar det så kallade laddningsdiagram som tillhör projektionsdiagrammet i figur 4a. Laddningsdiagrammet visar hur mycket av de olika uppmätta föroreningskomponenterna som använts för att beskriva provens läge i motsvarande projektionsdiagram. Figur 4b visar t.ex. att proven tillhörande sektor G innehåller mer av elementen Na, Ca, Br, Se, Pb och Cu än proven tillhörande sektor U, eftersom dessa element, liksom sektor G-proven i figur 4a, återfinns till vänster i figur 4b. Å andra sidan visar figur 4b att proven tillhörande sektor U innehåller mer av elementen V, Ni, sot, Mn och Fe än proven tillhörande sektor G, eftersom dessa element, liksom sektor U-proven i figur 4a, återfinns till höger i figur 4b. Med andra ord visar diagram 4a och 4b tillsammans att det finns kvoter mellan vissa element som kan användas för att bestämma om ett visst prov är mest influerat av väst- eller östeuropeiska luftföroreningskällor. Enligt resonemanget ovan är t.ex. kvoterna Pb/V, Pb/Ni, Se/Fe, Se/Mn, Se/sot och Cu/V högre för sektor G än för sektor U. Sådana kvoter kan således användas för att bestämma ursprunget för en förorenad luftmassa.

Figur 5 visar hur kvoten Pb/Ni varierar inom det västeuropeiska (här representerat av sektorerna B och G) respektive det östeuropeiska källområdet (här sektor U). Kvoten Pb/Ni är klart högre för det västeuropeiska än för det östeuropeiska källområdet. Liknande histogram för de övriga karakteristiska kvoterna nämnda ovan visar även de mer eller mindre klara skillnader mellan öst och väst.



**Figur 4.** Principalkomponentanalys för provtillfällena klassificerade till sektorerna U respektive G. **4a)** Projektionsdiagram baserat på en principalkomponentanalys. Figuren visar tydligt att den långdistanstransporterade aerosolen härrörande från sektor U respektive G har olika sammansättning med avseende på de 16 uppmätta komponenterna. **4b)** Tillhörande laddningsdiagram visar bl.a. att det finns elementkvoter (t.ex. Pb/V, Pb/Ni, Se/Fe, Se/Mn, Se/Sot, Cu/V) förhöjda i sektor G som kan användas för att särskilja en bakgrunds aerosol härrörande från det öst- respektive västeuropeiska källområdet.



**Figur 5.** Elementkvoten Pb/Ni är förhöjd för sektor G (här även sektor B) relativt sektor U såsom antydde i figur 4.

Olja utvinns och förbränns i stora mängder i Donetsk, vilket visar sig i förhöjda halter av metallerna V och Ni som huvudsakligen härrör från förbränning av just olja. Källområdet i Ukraina förbränner således relativt sett mer olja jämfört med Storbritannien. I Storbritannien förbränns däremot större mängder kol, vilket bland annat antyds av den högre relativa förekomsten av elementen Pb och Se. Inom sektor G ser man dessutom att havsspray ger ett kraftigt bidrag (från Nordsjön och Atlanten), eftersom halterna av Na och Br är höga i en del av dessa prov.

## Källområdessignaturer

Den för varje sektor (källområdes) karakteristiska elementsammansättningen benämns källområdessignatur. Källområdessignaturen beskriver således förhållandet mellan de olika uppmätta aerosolkomponenterna då luftmassan härrör från ett givet europeiskt källområde. Med hjälp av statistiska metoder kan ett mått på separationen mellan källområdessignaturerna för respektive sektor (källområde) beräknas [12]. Separationen beskrivs i tabell 3 såsom varande dålig (-), måttlig (+), god (++) och utmärkt (+++). Tabellen anger även ett mått på "avståndet" mellan källområdesprofilerna. Ett "avstånd" runt 1 tyder på kraftigt överlappande modeller, medan ett "avstånd" på 3-4 eller mer anger en god separation, dvs sammansättningen för de två jämförda källprofilerna skiljer sig tydligt åt.

*Tabell 3. Separationen mellan källområdessignaturerna beskrivs såsom varande dålig (-), måttlig (+), god (++) och utmärkt (+++). Tabellen anger även "avståndet" mellan källområdesprofilernas principalkomponentmodeller beräknat enligt SIMCA-metoden. Ett "avstånd" runt 1 tyder på kraftigt överlappande modeller, medan ett "avstånd" på 3-4 eller mer anger en god separation, dvs sammansättningen för de två jämförda källprofilerna skiljer sig tydligt åt.*

Sektor	F	L	U	P	B	G	N
F			4.1				
L			3.8				
U	++	++		3.5	7.3	5.3	3.9
P			++		2.6	2.9	2.9
B			+++	+			2.2
G			+++	+	-		1.5
N			++	+	+	-	

Av tabellen framgår att separationen mellan källområdesprofilerna för sektor G (Storbritannien) och B (Benelux, Frankrike) är liten. Separationen kan ökas om provtillfällena för sektor G delas upp ytterligare i provtillfällen vars trajektorier passerat mellersta eller norra England samt provtillfällen med trajektorier som passerat södra England. De senare är huvudsakligen ansvariga för överlappningen av källområdesprofilerna mellan sektorerna G och B.

En liknande finare indelning kan göras av de provtillfällen som klassificerats till sektor P (Polen). Härvid utkristalliserar sig tydligare bidraget från det kraftigt industrialiserade området runt Katowice och Krakow i södra Polen. Detta områdes källområdessignatur är väl separerat från både de västliga och de övriga östliga signaturerna.

De europeiska källområdessignaturerna är beräknade på data från alla tre mätstationerna; Utlängan, Svenska Högarna och Landsort. Då motsvarande signaturer beräknas för varje enskild station, visar det sig att signaturernas sammansättning inte skiljer nämnvärt från en station till en annan. Skillnaden är störst mellan den sydliga stationen (Utlängan) och de två belägna i Stockholms skärgård. Likväl är skillnaden mellan den sydliga och de två övriga stationerna mindre än den observerade variationen inom respektive källområdessignatur. Slutsatsen är att de här presenterade källområdessignaturerna är tillräckligt stabila under regional transport för att vara representativa för en större receptorregion definierad som sydöstra Sverige. Man kan också säga att utsläppen lokaliserade mellan Utlängan och Svenska högarna och Landsort (exempelvis



Stockholmsregionen) ger inget ytterligare signifikant bidrag för att förändra aerosolens sammansättning.

### Källtyper inom de olika källområdena

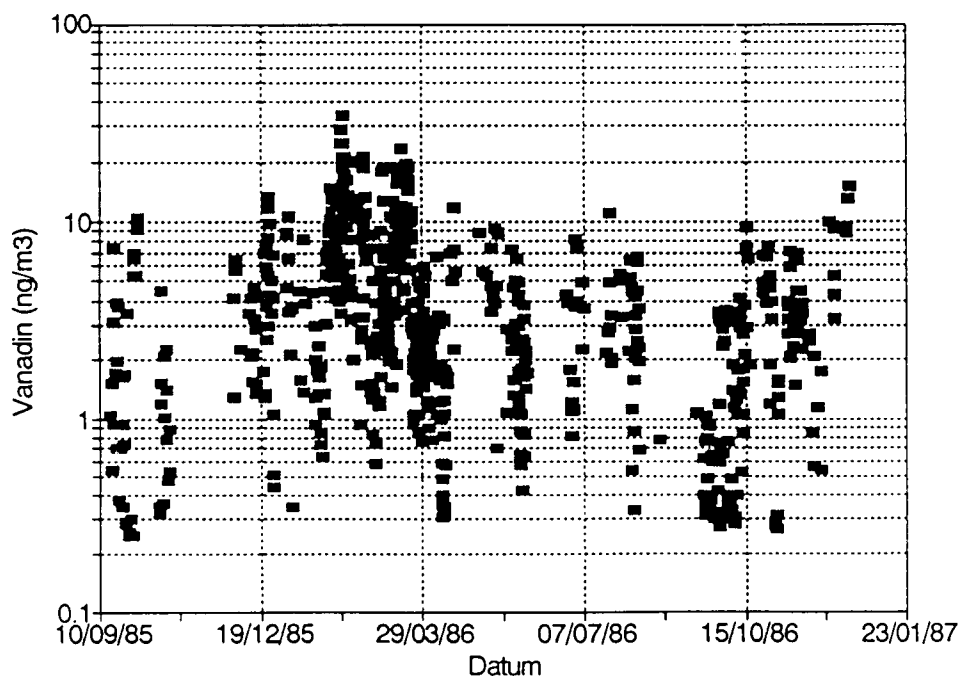
Faktoranalys kan användas för att noggrannare undersöka de olika typer av källor som är mest dominerande inom varje sektor. Resultatet av en sådan faktoranalys, omfattande endast de prov som härrör från sektor G, visas i tabell 5. Fyra olika källtyper, en naturlig och tre antropogena, används av modellen för att förklara de uppmätta halterna. Dessa källtyper kan identifieras som havsspray, kolförbränning, oljeförbränning samt produktion av olika metaller (både stål och övriga legeringar). Denna faktoranalys ger sålunda en likartad bild av källtyperna jämfört med figur 4b, men betydligt detaljrikare och dessutom uttryckt i absoluta tal (här i nanogram/milligram).

*Tabell 5. Absolutfaktoranalys för de prov som härrör från sektor G. Fyra källtyper kan identifieras med hjälp av de element som enligt modellen är mest karakteristiska för varje källa (markerade med fet stil). Av dessa är tre antropogena källor: oljeförbränning (sot, S, V, Ni), kolförbränning (sot, S, Ca, Ti, Mn, Fe, Cu, Zn, Se och Pb) samt smältverk för stål (Mn, Fe) och andra basmetaller (Cu, Zn, As, Pb). Havsspray (Na, Ca, Br) är en naturlig källa. Värdena i tabellen anger koncentrationerna i  $\mu\text{g/g}$  (eller  $\text{ppm}_m$ ).*

Källa	olja	kol	smältverk	havsspray
Element				
Sot	<b>120000</b>	<b>160000</b>	<b>66000</b>	-
Na	-	20000	-	<b>400000</b>
S	<b>180000</b>	<b>162000</b>	<b>140000</b>	-
K	13000	26000	4900	15000
Ca	4300	<b>18000</b>	1400	<b>23000</b>
Ti	320	<b>720</b>	180	-
V	<b>680</b>	320	100	-
Mn	560	<b>1200</b>	<b>430</b>	-
Fe	7300	13000	<b>3700</b>	-
Ni	<b>260</b>	130	40	-
Cu	280	<b>440</b>	<b>130</b>	140
Zn	3500	<b>7700</b>	<b>2100</b>	3100
As	160	280	<b>210</b>	-
Se	100	<b>150</b>	37	76
Br	500	640	140	<b>1100</b>
Pb	3900	<b>5600</b>	<b>1400</b>	-

Enligt faktormodellen är oljeförbränning den huvudsakliga källan till V och Ni. Att dessa element verkligen har en gemensam källa är uppenbart med hänsyn till den höga grad av samvariation (positiv korrelation) som finns mellan elementen, vilket också utnyttjas av faktormodellen vid beräkningen. Elementkvoten V/Ni ligger mellan 2-3 för alla sektorer och överensstämmer med den kvot som observerats vid förbränning av olja. Figur 6 visar hur V varierar under mätkampanjen i de prov som valdes ut och analyserades. Ett säsongmönster framträder med de högsta halterna i februari och de lägsta på sensommaren. Detta är naturligt eftersom stora mängder olja förbränns för uppvärmning under den kalla tiden på året. Halterna av V skiljer sig

ungefär en faktor 3 mellan senvinter och sensommar. Det bör noteras att båda vintrarna 1985/86 och 1986/87 var betydligt kyligare än de fyra påföljande vintrarna.



**Figur 6.** Halterna av vanadin (V) varierar i en årlig cykel med ett maximum i februari och ett minimum under sensommaren, vilket återspeglar oljeförbränningens betydelse för uppvärmning under vinterhalvåret. Skillnaden i uppmätta V-halter mellan senvinter och sensommar är ungefär en faktor 3, vilket är betydligt mindre än den variation som uppkommer på grund av meteorologiska faktorer och skillnader i luftmassornas ursprung.

Faktormodellen visar också att svavel (S) till stor del härrör från oljeförbränning. Det analyserade svavlet förekommer huvudsakligen som sulfater, t.ex. i form av ammoniumsulfat  $(\text{NH}_3)_2\text{SO}_4$ , ammoniumbisulfat  $\text{NH}_3\text{HSO}_4$ , eller eventuellt som svavelsyra  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Svavel emitteras som gasen svaveldioxid  $\text{SO}_2$  vid oljeförbränning och omvandlas (oxideras) långsamt (%/h) till partikulära svavelföreningar. De sulfater som observeras vid receptorn utgör sålunda en sekundär aerosol, eftersom partiklarna inte emitterades direkt ur källan. Att S kan knytas till oljeförbränning visar att en stor andel svaveldioxid har hunnit omvandlas till partikulärt svavel och att därför den förorenade luftmassan hunnit transporterats minst ett par timmar innan den provtogs vid en av mätstationerna.

Elementen Fe och Mn kan härröra från smältverk som producerar eller processar stål. Liksom för V och Ni kan man tydligt se att Fe och Mn i huvudsak har en gemensam källa, eftersom dessa element uppvisar en kraftig samvariation.

Kolförbränning ger upphov till relativt höga halter av en rad element såsom sot, S, Ca, Ti, Mn, Fe, Cu, Zn, Se och Pb. Av de uppmätta elementen är framför allt Se utmärkande för kolförbränning.

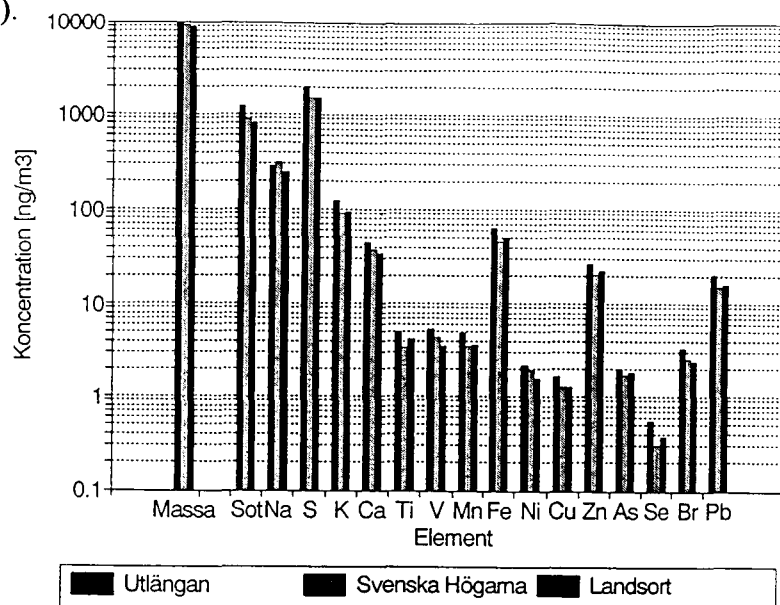
Den dominerande naturliga källan är havsspray, vilken efter indunstning producerar salthaltiga partiklar. Havsfaktorn har höga faktorladdningar på Na, Ca och Br och den absoluta faktoranalysen ger i stort sett samma förhållanden mellan dessa element som observerats i havsvatten.

I stort sett samma faktorer återkommer för alla sektorer, vilket visar att liknande källtyper finns inom de olika källområdena, men med olika emissionsstyrkor.

## Stockholms inflytande

### Högsta halterna i södra Sverige

Halterna av de uppmätta aerosolkomponenterna är högre vid Utlängan än vid Svenska Högarna och Landsort. Endast för natrium finner vi högre halter på Svenska Högarna än på Utlängan (se figur 7), vilket är naturligt eftersom Svenska Högarna ligger längre från fastlandet än Utlängan och Landsort och därför får ett starkare bidrag från havsspray. Denna ger vid indunstning upphov till en mängd partiklar innehållande koksalt (NaCl).

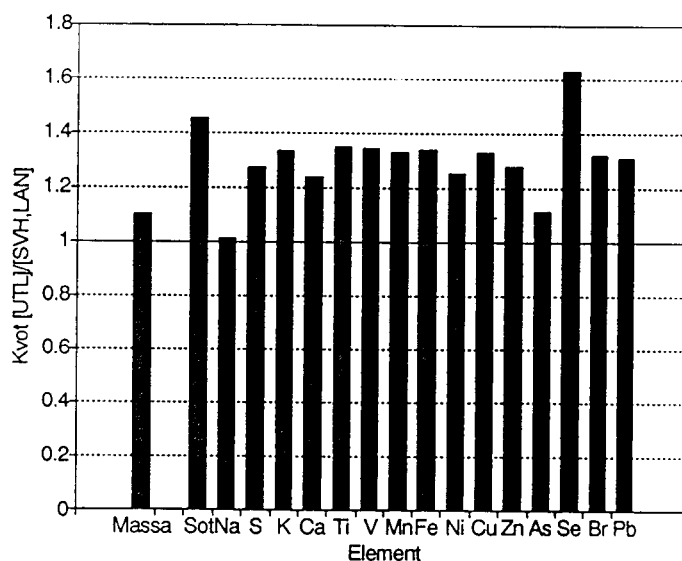


**Figur 7.** Aritmetiska medelvärden för Utlängan, Svenska Högarna respektive Landsort i  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Halterna på Utlängan är genomgående högre för alla element härrörande från antropogena källor.

För elementen S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br och Pb är halterna mellan 20 och 40% högre på Utlängan jämfört med medelvärdet för Svenska Högarna och Landsort. För sot och Se är halterna mer än 40% högre vid Utlängan (figur 8). Skillnaden i halter mellan södra och mellersta Sverige förklaras av att källor på kontinenten och Storbritannien ger avsevärda bidrag till luftföroreningshalterna i Sverige. Förluster via våt- och torrdeposition under luftmassornas transport från södra Sverige till Stockholmsregionen uppväger eventuella tillskott från sydsvenska källor.

### Uppskattning av Stockholms källstyrka

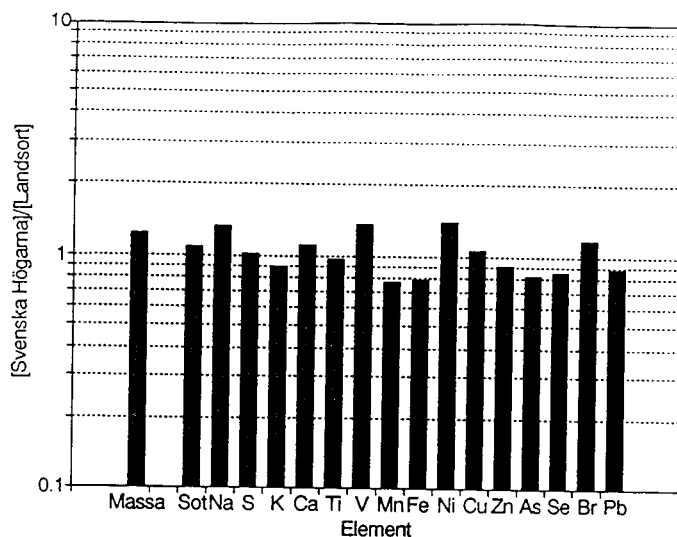
För att uppskatta Stockholms inverkan på dess omgivning räcker det således inte att endast studera medelvärdena för de tre provtagningsstationerna. Istället valdes de tillfällen ut då den ena av de två stationerna i Stockholms skärgård låg i plymen från Stockholmsregionen medan den andra stationen var opåverkad av Stockholmsregionen. Vid nordliga vindar ligger sålunda Landsort i plymen medan Svenska Högarna provtar ur en relativt ren nordlig luftmassa. Vid västliga vindar är förhållandet det omvända; Svenska Högarna ligger då i plymen medan Landsort, liksom för övrigt även Svenska Högarna, är påverkad av mellansvenska källor och eventuellt även Storbritannien. Urvalet av samhörande nordliga och västliga transporttillfällen baserades på trajektorie



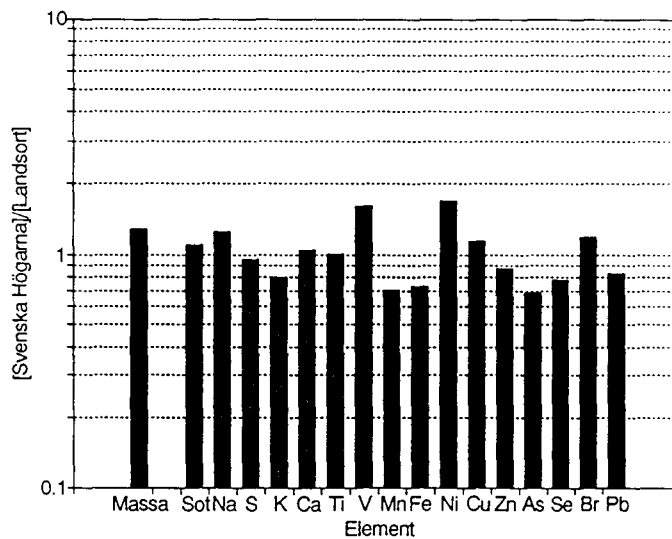
**Figur 8.** Relativa förhållandet mellan de uppmätta halterna vid Utlängan jämfört med halterna uppmätta på Svenska Högarna och Landsort. Skillnaden beror på inflytandet från källor på kontinenten.

analysen och inte på de lokala vindförhållandena vid respektive station. På så sätt kunde 18 tillfällena med nordliga vindar och 33 tillfällena med västliga vindar väljas ut. Att inte fler tillfällena kunde studeras beror på att endast tillfällena med klar nordlig respektive västlig transport under hela de aktuella provtagningarnas längd (12 timmar) valdes ut.

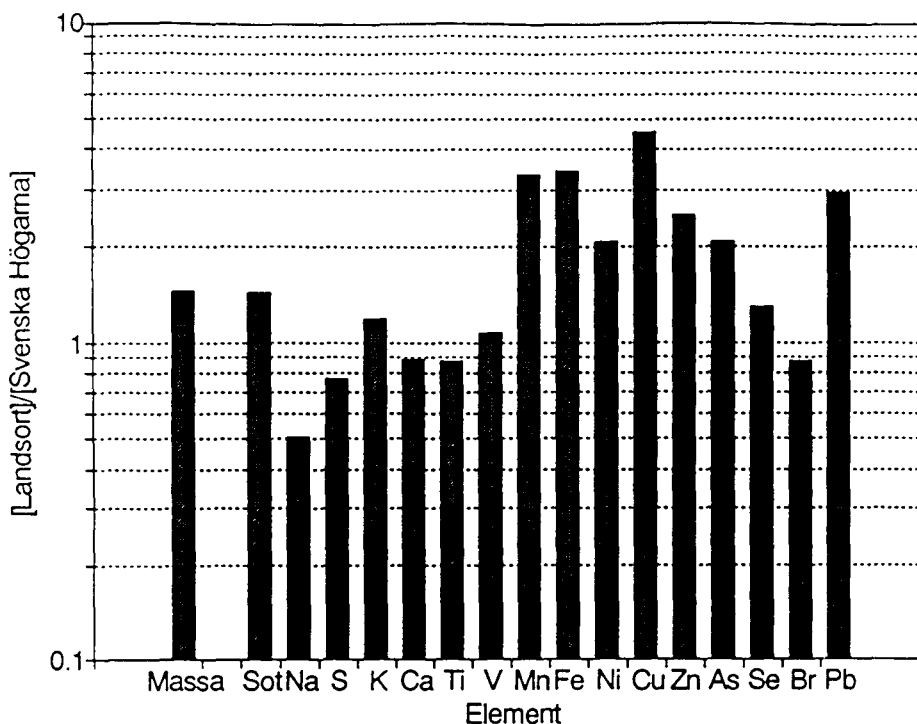
Figurerna 9-11 visar förhållandena mellan stationen i Stockholms plym respektive stationen utanför plymen. Kvoterna är beräknade som geometriska medelvärden för respektive element. Spridningen i elementkvoter mellan de enskilda mättillfällena är stor (geometrisk standardavvikelse ca 2). För de västliga transporttillfällena (figur 18) är därför inga elementkvoter signifikant skilda från 1 (ingen skillnad).



**Figur 9.** Stockholms inverkan kan ej påvisas vid västliga vindar. Antalet samhörande provtillfällena är 33.



**Figur 10.** Stockholms inverkan blir något tydligare då endast tillfällena med västliga vindar härrörande från de relativt rena sektorerna N och S tas med (se figur 3). Förhöjda halter av V och Ni härrörande från oljeförbränning kan skönjas i Stockholms plym. Antalet samhörande provtillfällen är 18.



**Figur 11.** Stockholms stad ger vid nordliga vindar med ursprungligen väldigt rena luftmassor ett signifikanta bidrag för elementen Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As och Pb. Antalet samhörande provtillfällen är 18.

En antydning till förhöjda elementkvoter för V och Ni kan tolkas som ett bidrag från oljeförbränning inom Stockholmsregionen. Förhöjda svavelhalter på grund av olje- och kolförbränning förväntas däremot inte i aerosolmätningarna eftersom omvandlingen från den emitterade gasen svaveldioxid till partikulärt sulfat är för långsam (några %/h) för att ge några nämnvärda förhöjningar under transporten från

Stockholm till provtagningsstationen i plymen. Ett liknande mönster uppträder då endast de 18 transporttillfällen valdes ut där luftmassan härrörde från Norska Havet (figur 10). På så sätt stördes inte analysen av en förhöjd bakgrund på grund av källor i Storbritannien. Stockholms tillskott av V och Ni blir här tydligare.

### Stockholms utsläpp syns endast i nordliga luftmassor

För de nordliga transporttillfällena provtagna ur en renare luftmassa kan Stockholms bidrag tydligare påvisas. Halterna för respektive element är nämligen mellan 2 till 10 gånger högre vid de västliga transporttillfällena jämfört med de nordliga. Även om endast de västliga tillfällen väljs ut som inte passerat Storbritannien är halterna 1.3 till 5 gånger högre än för de nordliga tillfällena. Skillnaderna är störst för S, Pb och Se medan de minsta skillnaderna observeras för Ti och Ni.

För de nordliga transporttillfällena (figur 11) finner vi att elementkvoterna för Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As och Pb är signifikant större än 1. Stockholmsregionen bidrar sålunda till en förhöjning av halterna för dessa element under de 18 samhörande transporttillfällen som studerades. Dessa tillfällen inträffade i april, maj, september och oktober 1986.

Stockholmsregionens källstyrka för de sju element som uppvisade förhöjda elementkvoter vid nordliga transporttillfällen kan beräknas med en enkel boxmodell som beskriver luftföroreningarnas spridning:

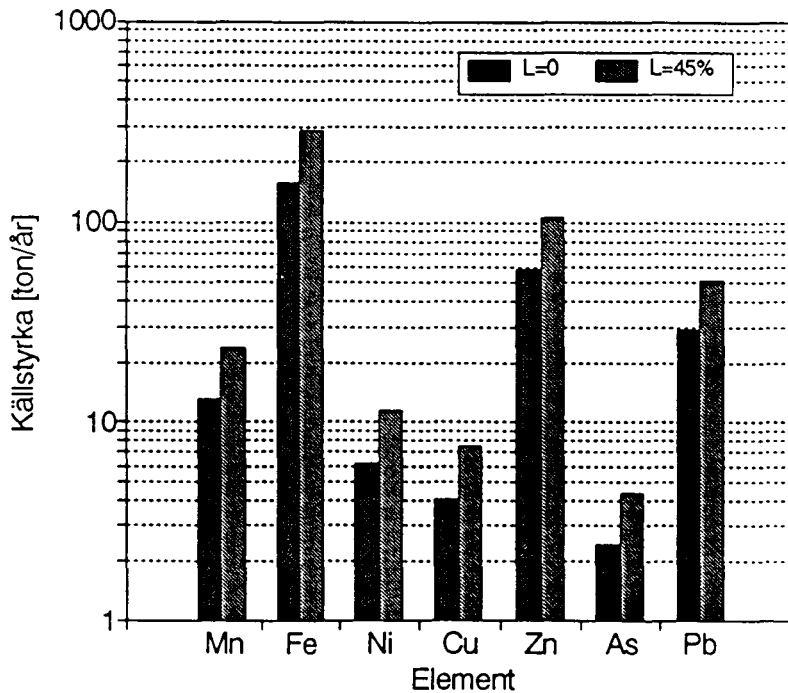
$$C_i = \frac{Q_i(1-L)}{uH(\theta r + y)}$$

Här är  $C_i$  differensen för det  $i$ :te elementet mellan halten i plymen uppmätt på Landsort och den som samtidigt uppmättes utanför plymen på Svenska Högarna ( $i$  ng/m<sup>3</sup>),  $Q_i$  källstyrkan för det  $i$ :te elementet ( $i$  ng/s),  $u$  medelvindhastigheten för provtillfället ifråga ( $i$  m/s),  $H$  blandningshöjden (1000 m),  $\theta$  plymens spridningsvinkel (0.5 radianer),  $r$  avståndet mellan Stockholm och Landsort (65 km),  $y$  tätorten Stockholms diameter (30 km) och slutligen  $L$  som beskriver förluster under transport från Stockholm till provtagningsstationen. Källstyrkorna beräknade enligt denna modell visas i figur 12 för  $L=0$ , dvs inga förluster under transport, och för  $L=45\%$ . Det bör noteras att de uppgivna källstyrkorna strängt taget endast gäller under tiden för de 18 utvalda transporttillfällena, och att även då osäkerheten i uppskattningarna är stora på grund av de gjorda antagandena om framför allt blandningshöjd och förluster. Trots detta har vi valt att ange källstyrkorna i enheten ton/år för att underlätta eventuella jämförelser med andra data.

Enligt en uppskattning gjord av SCB innehöll den bensin som såldes i Stockholms tätort under 1986 totalt 70 ton bly [16]. Allt detta bly emitterades inte till omgivningen utan ackumulerades delvis i bilarnas avgassystem och motorer. Mätningar visar att ca 50% av blyet i bensinen emitteras vid normal stadskörning [17], medan 70-80% emitteras vid blandad körning [18,19]. Om vi antar att 75% av det Pb som fanns i den bensin som förbrukades inom Stockholms tätort 1986 verkligen emitterades till omgivningen betyder det att källstyrkan torde ligga närmare 52.5 ton Pb/år. Detta kan jämföras med boxmodellens uppskattning av källstyrkan på 29 ton Pb/år. För att uppnå en källstyrka på 52.5 ton Pb/år med boxmodellen måste förlusterna vid emission och under transport ansättas till  $L=0.45$ , d.v.s. 45 % av det bly som ursprungligen fanns i bensinen nådde ej fram till Landsort. Det är troligt att depositionen av partikulära luftföroreningar i en källas omedelbara närhet är större för en källa som är belägen i marknivån än för en källa vars emission sker via en skorsten. Det kan därmed förväntas



att förlusterna (parameter L i boxmodellen) är större för bly än för de övriga elementen för vilka en större andel troligtvis emitteras ovanför marknivån.



**Figur 12.** Stockholmsregionens källstyrka för Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As och Pb beräknade enligt en enkel boxmodell baserad på de 18 samhörande provtillfällena med nordliga vindar (se figur 20). Källstyrkan är beräknad för två antaganden om förlusterna under transport från emissionskällorna till Landsort. Dessa förluster är  $L=0$ , d.v.s. inga förluster samt  $L=45\%$ . Även om felen i uppskattningarna är stora bör beräkningen ge en uppfattning om storleksordningen på källstyrkorna för respektive element.

Huvuddelen av det Pb som emitteras i Stockholms tätort härrör sannolikt från förbränning av blyad bensin. Detta bidrag torde ha minskat efter 1986 i takt med införandet av oblyad bensin. Att bilavgaser kan medverka till att förorena plynen från Stockholm verifieras av den provtagning av gaserna  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  och ozon som alltsedan 1986 fortlöpande bedrivs i Miljöförvaltningens regi, såväl ute på Svenska Högarna och Landsort som inne i Stockholm [1]. Speciellt för  $\text{NO}_x$  är Stockholms inverkan på omgivningarna tydligt och följer ett veckomönster med förhöjda halter under vardagarna. Den klart dominerande  $\text{NO}_x$ -källan är biltrafiken.

Den beräknade kvoten mellan källstyrkorna för Fe och Mn (drygt 10) överensstämmer väl med det Fe/Mn-förhållande som observerades i bakgrunds aerosolen vid samtliga tre provtagningsstationer. De största antropogena källorna för Fe och Mn är normalt industrier som smälter eller processar stål och andra järnlegeringar. Andra betydelsefulla källor för Fe och Mn och även för Cu, Zn och As är kol- och sopförbränning. Även resuspenderad jord bidrar till halterna av Fe och Mn. Ur dessa data går det inte att entydigt avgöra vilken av dessa källor som dominerar Stockholms bidrag av Fe och Mn.

Oljeförbränning är troligtvis den största källan till både Ni och V. Ytterligare andra möjliga källor till Cu, Zn, As och Pb är industrier som bearbetar icke-järnhaltiga metaller.

Avslutningsvis kan sägas att bidraget från Stockholms tätort till de uppmätta partikulära luftföroreningskomponenterna på ett avstånd av 65-80 km från Stockholms centrum endast är klart urskiljbart då detta överlagras en ren luftmassa. Sådana luftmassor observeras normalt endast vid nordliga vindar. Vid västliga vindar är Stockholms bidrag svårt att särskilja från bakgrunden även i luftmassor som härrör från Norska Havet. Dessa luftmassor är ursprungligen väldigt rena men förorenas under transport över Norge och mellersta Sverige. Av de uppmätta komponenterna bidrar Stockholm framför allt till förhöjda halter av Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As och Pb. Dessa element härrör huvudsakligen från oljeförbränning (Ni), kolförbränning (Mn, Fe, Cu, Zn, As och Pb), bearbetning/tillverkning av stålprodukter (Mn, Fe, Ni) och andra metaller (Cu, Zn, As och Pb) samt förbränning av blyad bensin (Pb).

### **Jämförelse med mätningar utförda i Stockholms stad**

Vid den studie som gjordes av aerosolprov tagna på ett flertal platser såväl i centrala Stockholm som i dess ytterområden under perioden mars 1983 till december 1987 kunde de dominerande källtyperna identifieras med hjälp av faktoranalys [20]. Dessa källtyper var bilavgaser, olje- och kolförbränning samt material från jordskorpan. Dessa källor kunde identifieras i både fin- och grovfraktion för de flesta provtagningsplatserna. I grovfraktionen kunde dessutom ett havsbidrag urskönjas.

Identifieringen av finfraktionens källtyper försvårades i denna studie av att endast 7 element (S, K, Ca, Fe, Ni, Br och Pb) användes i faktoranalysen. Fyra faktorer var i stort sett desamma för alla fem provtagningsplatserna och kan tolkas som härrörande från källtyperna bilavgaser (Br, Pb), oljeförbränning (Ni), kolförbränning (S, K) samt material från jordskorpan (Ca, Fe).

Vid faktoranalysen för grovfraktionen utnyttjades de tolv elementen S, Cl, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br och Pb. Även i denna fraktion återfanns källtyper med snarlika sammansättningar vid de fem olika provtagningsstationerna. Dessa källor kan tolkas som jord (Ca, Ti, Mn, Fe), hav (Cl), kol- och oljeförbränning (S) samt trafik (Br, Pb). Endast vid en station (Kastellholmen) uppträdde ett något avvikande mönster med en separat oljefaktor (S, Ni).

Vid faktoranalysen från Svenska Högarna och Landsort förknippades elementet Fe inte med jordflykt utan i första hand med kolförbränning och industriverksamhet som producerar eller processar stål. Detta motsäger inte att Fe i Stockholms innerstad kan härröra från resuspenderad jord, eftersom resuspensionen i staden till största delen antas bero på den kraftiga trafiken, och därmed kan utgöra en stark källa i stadskärnan. Studien i Stockholms innerstad [20] bygger t.o.m. en resuspensionsmodell för att förutsäga halterna av Fe som funktion av flera meteorologiska parametrar. Denna modell förutsätter att resuspenderad jord är den dominerande källan till halterna av Fe i innerstaden.

Den uppskattning av Stockholms källstyrka som gjordes ovan tyder på att Stockholm ger ett nettobidrag för Fe runt 150-300 ton/år beroende på vilka förluster under transport som ansätts. Trots resultaten från undersökningen i Stockholm stad finner vi det inte troligt att hela detta bidrag kan härledas till jord som resuspenderats av biltrafiken eller som beror på fordonens slitage på vägbanan. Anledningen till detta är att de partiklar som genereras på dessa sätt i första hand får storlek större än en mikrometer, d.v.s. de uppträder främst i grovfraktionen. Sådana partiklar har en hög sedimentationshastighet (för en 10 mikrometerspartikel ca 0.3 cm/s) jämfört med partiklarna i finfraktionen och belastar därför i första hand sin närmaste omgivning. Dessutom är det observerade förhållandet mellan Fe och Mn drygt 10 både då det

uppmättes i skärgården (tabell 2) och vid beräkningen för Stockholms källstyrka (figur 12), vilket inte överensstämmer med förhållandet i material från jord som i allmänhet är högre (ca 30-500). Mätningarna i Stockholms stad visar en Fe/Mn-kvot runt 20-30, vilket bättre överensstämmer med förhållandet i jord.

En betydande andel av Stockholms bidrag till de i Stockholms skärgård uppmätta halterna av Fe torde därför kunna härledas till källor som även ger ett betydande bidrag till partikelbelastningen i finfraktionen. Sådana tänkbara Fe-källor är som nämnts ovan kolförbränning samt smältning och bearbetning av stålprodukter.

## Fortsatt verksamhet

Såsom beskrivits i denna rapport kan studier av den atmosfäriska bakgrunds aerosolen i Stockholms skärgård ge information om både näraliggande och mer avlägsna föroreningskällor. Ytterligare kunskap om Stockholms partikulbundna luftföroeningar kan fås om analysen sker på prov tagna i själva staden. Sådan provtagning har, som redan nämnts, bedrivits under ett flertal år i Miljöförvaltningens regi [20]. Syftet med dessa mätningar har varit att bestämma trender för partikulära luftföroreningshalter (bl.a. för den totala aerosolmassan och mängden sot samt att identifiera de dominerande källtyperna med hjälp av PIXE-analys.

Förutom halterna av flera metaller och grundämnen, vilka kan analyseras med PIXE-metoden, är även ett flertal andra luftföroreningskomponenter relevanta vid en undersökning av Stockholms luftföroreningssituation [1,2,22,23].

Halterna av elementärt kol (sot) mättes i denna undersökning med en ljusattenueringsmetod. Däremot uppmättes inte de organiska komponenter som utgör en stor del (ca en fjärdedel) av den finpartikulära atmosfäriska aerosolen. Dessa komponenter antas också till stor del vara ansvariga för den atmosfäriska aerosolens mutagena egenskaper. Organiska komponenter måste användas för att på ett tillfredsställande sätt kunna karakterisera vissa betydande föroreningskällor som inte ger upphov till utsläpp av nämnvärda mängder av oorganiska föreningar och metaller. Det gäller t.ex. förbränning av oblyad bensin och diesel, petrokemisk industri och hantering av lösningsmedel i exempelvis tryckerier och vid lackering. Analysen av den organiska fraktionen utföres lämpligast med en kombinerad gaskromatograf och mass-spektrometer (GC-MS) eftersom detta instrument kan uppnå de detektionsgränser som krävs för analys av en mängd organiska komponenter.

Mutageniciteten hos aerosolen kan mätas med olika typer av standardiserade tester, t.ex. Ame's test. En käll/receptormodell kan därefter avgöra hur de olika källtyperna bidrar till den observerade mutageniciteten.

Tungmetallerna Hg och Cd kan normalt inte detekteras med PIXE-metoden i de halter som återfinns i Stockholms stad. Andra analysmetoder, såsom atomabsorptionsanalys (GF-AAS), neutronaktiveringsanalys (INAA), laserinducerad atomfluorescens (LIF-ETA) eller plasmaanalysmetoder (ICP-AES, ICP-MS), måste då tillgripas [21].

För PIXE-analysen kan väldigt enkla filterhållare användas om manuellt filterbyte kan ske dagligen. Lämpliga sådana filterhållare är de så kallade "Stacked Filter Units" (SFU) från Nucleopore. De laddas med två polykarbonatfilter med olika porstorlek (8 respektive 0.4 µm) som var för sig provtar en grov- respektive en finfraktion. Till dessa filter behövs endast en mindre pump som suger några liter/minut genom filtret. Givetvis kan även den två-stegs virtuella impaktor från Sierra Instruments som användes vid de tidigare aerosolprovtagningarna i Stockholm utnyttjas. Insamlingen sker då på cellulosacetatfilter från Millipore. För analys av or-

ganiskt material behövs i regel större mängder aerosol och därför även en provtagare (HiVol samplers) som klarar ett högre flöde ( $m^3/minut$ ). Den organiska gasfasen kan provtas med kolrör.

Tolkningen och identifieringen av Stockholms källor underlättas betydligt av att samtidig provtagning sker på mer än en plats. De lokala väderförhållandena vid varje station måste registreras, speciellt då vindriktning och styrka. En trajektorieanalys påvisar luftmassans ursprung vilket är nödvändigt för att kunna jämföra med bakgrundshalterna.

## Litteraturhänvisningar

- [1] C. Johansson, Luftföroreningshalterna på Svenska Högarna och Landsort - Stockholms inverkan på dess omgivning, Rapport från Stockholms Miljöförvaltning, Tekniska avdelningen, 1992.
- [2] A. Richter, Ozonsituationen i Stockholm - En redovisning av ozonundersökningar i Stockholmsregionen, 1982-1988, Rapport från Stockholms Miljöförvaltning, Tekniska avdelningen, 1989.
- [3] E. Swietlicki, European source region identification of long range transported ambient aerosol based on PIXE analysis and related techniques, Avhandling för teknisk doktorsexamen, Lunds Universitet, 1989, LUTFD2/(TFKF-1015)/1-139/(1989).
- [4] H.-C. Hansson and S. Nyman, Microcomputer-controlled two size fractionating aerosol sampler for outdoor environments, Environmental Science and Technology, vol. 19, 1985, pp. 1110-1115.
- [5] S.A.E. Johansson and J.L. Campbell, PIXE: A novel technique for elemental analysis, Wiley, Chichester, UK, 1988.
- [6] L. Asking, E. Swietlicki and M.L. Garg, PIGE analysis of sodium in thin aerosol samples. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, vol. B22, 1987, pp. 368-371.
- [7] J. Heintzenberg, A processor-controlled multisample soot photometer, Aerosol Science and Technology, vol. 8, no. 3, 1988, pp. 227-233.
- [8] E. Swietlicki, B. Svantesson and H.-C. Hansson, The design and calibration of a fine fraction aerosol mass monitor based on beta attenuation. Intern rapport, Lunds Universitet, 1989, LUTFD2/(TFKF-3057)/1-21/(1989).
- [9] R.C. Henry, C.W. Lewis, P.K. Hopke and H.J. Williamson, Review of receptor model fundamentals, Atmospheric Environment, vol. 18, no. 8, 1984, pp. 1507-1515.
- [10] Käll/receptormodellering för luftföroreningar, SNV Faktablad 9396, Naturvårdsverket, 1992.
- [11] Matematiska modeller i miljövårdsarbetet, SNV Faktablad 9397, Naturvårdsverket, 1992.
- [12] B.G. Martinsson, H.-C. Hansson and H.O. Lannefors, Southern Scandinavian aerosol composition and elemental size distribution characteristics dependence on air-mass history, Atmospheric Environment, vol. 18, no. 10, 1984, pp. 2167-2182.
- [13] J.M. Pacyna, Trace element emission from anthropogenic sources in Europe, Norsk Institutt for Luftforskning, teknisk rapport nr. 10/82, 1983, Referens: 24781, NILU, Lilleström, Norge.
- [14] J.M. Pacyna and J. Munch, Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, mercury and zinc in Europe in 1982, Norsk Institutt for Luftforskning, teknisk rapport NILU OR: 17/88, 1988, Referens: O-8663, NILU, Lilleström, Norge.

- [15] J.M. Pacyna, Atmospheric lead emissions in Europe in 1985, Norsk Institutt for Luftforskning, teknisk rapport NILU OR: 18/88, 1988, Referens: O-8663, NILU, Lilleström, Norge.
- [16] SCB, Naturmiljön i siffror, Miljöstatistisk årsbok, 1990, tabell 2.98, sid. 81.
- [17] Luftföroreningar genom bilavgaser, Slutbetänkande av Kommunikationsdepartementets ledningsgrupp rörande arbete på bilavgasområdet, Stencil K 1971:1.
- [18] Om metaller - en litteratursammanställning, A. Laveskog, A. Lindskog och U. Stenberg inom ad hoc gruppen för metallfrågor, Statens Naturvårdsverk, Stockholm, 1976.
- [19] Blyförorening, Rapport udarbejdet af en arbejdsgruppe under Statens Levnedsmiddelinstitut og Miljøstyrelsen, Miljöministeriet, København, Danmark.
- [20] Vidareutveckling av stoftmodell med partikeldata i Stockholm, Rapport till Statens Naturvårdsverk, Bringfelt och Kindell, SMHI, Norrköping, 1991.
- [21] W. Maenhaut, Recent advances in nuclear and atomic spectrometric techniques for trace element analysis. A new look at the position of PIXE, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, vol. B49, 1990, pp. 518-532.
- [22] Luftföroreningar i några svenska tätorter. Sammanställning av mätningar 1984-1992. Rapport från Miljöförvaltningen, Stockholm, 1993.
- [23] Luftföroreningsmätningar vid de fasta stationerna i Stockholm under 1991 och under vinterhalvåret 1991/92. Rapport från Miljöförvaltningen, Stockholm, 1992.



# Slb·analys

## Stockholms Luft- och Bulleranalys

är en resultatenhet inom miljöförvaltningen i Stockholm.

Slb-analys:

- utreder
- mäter
- beräknar
- informerar

avseende ljudmiljö och luftkvalitet både utomhus och inomhus. Slb-analys genomför uppdrag inom dessa områden såväl lokalt (i tätorter) som regionalt (i länet).

I SERIEN HAR FÖLJANDE  
RAPPORTER PUBLICERATS:

*Luftföroreningar på Svenska  
Högarna och Landsort. Stock-  
holmsregionens inverkan på  
omgivningen. Nr 1:93*

*Partikelbundna luftföroreningar  
i sydöstra Sverige. Stockholmsregio-  
nens inverkan på omgivningen.  
Nr 2:93*

Miljöförvaltningen i Stockholm  
Rosenlundsgatan 60. Box 38024, 100 64 Stockholm  
Tel 08 - 616 96 00, direkt Slb-analys 08 - 616 96 97