

Partiklar från bränder

Förstudie

Tommy Hertzberg

Sveriges Provnings och Forskningsinstitut



Förord

Ordet 'aerosol' skapades för snart 100 år sedan för att definiera små partiklar i en gas. Ordet skapades i analogi med ordet 'hydrosol' vilket betecknar en suspension av fasta partiklar i en vätska. En aerosol utgörs istället av en blandning mellan en gas och fasta- och/eller vätskeformiga partiklar. Aerosolen består definitionsmässigt av flerfasset systemet gas+partiklar men har ofta kommit att förknippas med enbart partikelfasen.

Gasfasen för många av de aerosoler som studeras brukar vara luft. Själva partiklarna kan dock variera både vad gäller storlek, från nanometer (10^{-9} m) till millimeter (10^{-3} m), som sammansättning och aggregations-tillstånd (fast/flytande).

Sedan relativt lång tid har man varit intresserad av små luftburna partiklars inverkan på miljön, främst då de partiklar som orsakas av mänsklig verksamhet (antropogena partiklar). Under 1990-talet gjordes ett antal uppmärksammade undersökningar främst i USA, där man visade på ett statistiskt samband mellan fluktuationerna i luftens partikelhalt och samtida variationer i en befolknings sjukdoms och dödstal. Detta medförde en intensiv forskning för att försöka förstå vad som orsakar detta samband.

Forskningen har bl.a. lett till att man nu mera tror sig veta att det främst är de mindre partiklarna som påverkar hälsan. Dessa partiklar bildas i stora mängder vid förbränningsförlopp, dels genom förångnings-/kondensations processer och dels genom sotbildning. Det sistnämnda är särskilt markant då förbränningen är styrd av tillgången till syre (underventilerad brand), exempelvis vid en lägenhetsbrand.

Genom sitt arbete löper brandpersonal en större risk än andra att bli utsatta för höga halter partiklar och det är viktigt att försöka förstå vari riskerna består och hur olika brandförhållanden påverkar situationen för att i möjligaste mån kunna ge rekommendationer om lämpligt skydd. Det är också viktigt att veta hur de partiklar som genereras sprids kring en brand för att kunna uppskatta eventuellt förhöjda risker för området kring branden.

I denna rapport ges en litteratursammanställning över partikelhalter uppmätta vid olika typer av bränder tillsammans med partikelspridningsmodeller och rapporterade hälsoeffekter.

Innehållsförteckning

1. Bakgrund/Inledning.....	11
2. Aerosol	16
3. Partikelbildning vid bränder	23
4. Spridning	27
5. Spridningsmodeller.....	29
6. Hälsorisker.....	32
7. Konklusion.....	35
8. Referenser	36

Fire generated particulate materials

Abstract

The word 'aerosol' was created almost 100 years ago to define small particles suspended in a gas. The word was an analog to the word 'hydrosol' which defines a suspension of solid particles in a liquid. An aerosol constitutes instead a mixture of gas and particulate material where the particles can be in a liquid and/or solid form. The aerosol is by definition this mixture of phases but has often been connected to the particulate phase only.

Frequently when speaking of aerosols, the gas phase is air. The particles though, comes in various sizes from nano-meter, (10^{-9} m) to millimeter (10^{-3} m), and are made of different chemical material depending on how it was generated.

Due to the environmental impact of small particles, there has for several decades been an interest in aerosols and in particular the antropogenic part of the particulate material in air. In the last decade there has been some alarming investigations mainly in the USA, showing a statistical correlation between the variations of particulate materials in air and health statues as well as mortality within the population. This has led to an increases research activity in order to understand the relationship.

The intensified research has shown that the health effect is mainly due to the smaller fraction of the particles. These small particles are generated in huge amount as a result of combustion from evaporation/condensation processes and soot generation. Soot production is particularly pronounced when the combustion is controlled by the amount of oxygen present (underventilated fire) which is a easily the case for a compartment fire.

Through their work, fireman are exposed to a higher risk of meeting increased levels of particulate material. It is important to understand these risks and to understand how different fire scenarios will behave to be able to give recommendations for protection. It is equally important to understand how the particles will disperse from a fire to be able to estimate the increased risk levels for negative health impacts in the vicinity of a fire.

In this report is given information and data from the literature on particulate material levels obtained from different types of fire. References to various dispersion models are given and also some reported health effects of particulate material.

Sammanfattning

Alarmerande rapporter från 90-talet påvisade statistiskt att en populations hälsotillstånd samvarierade med luftens variationer i partikelhalt. Speciellt fann man att de mindre partiklarna påverkade hälsotillståndet vilket hänger samman med att dessa är inandningsbara. Partiklar med en diameter understigande ca 10 mikrometer (μm) kan transporteras med andningsluften; de större filtreras bort i transportvägarna men partiklar mindre än ca 2.5 μm kan transporteras även till de djupare regionerna av lungan.

En del senare rapporter har påvisat att mycket små partiklar (ultrafina) med en diameter på endast några tiotal nanometer kan vara särskilt farliga och snabbt påverkar hälsotillstånd hos försöksdjur. Man har även visat att påverkan både av de ultrafina partiklarna och av de lite större partiklarna beror av vilka ämnen som ingår. Partiklar i luft med stort inslag av brandgenererad aerosol har en mer negativ inverkan på hälsan än 'generella' luftburna partiklar.

Partiklar kan ge upphov till sjukdomar relaterande till luftvägarna (astma, bronkit) men kan även leda till stress symptom och hjärt-/kärlsjukdomar. Man tror även att immunförsvaret kan påverkas.

De minsta partiklarna bildas främst i samband med förbrännings processer och därför är brandpersonal särskilt utsatta för risker. Olika typer av bränder ger upphov till variationer såväl av partikeltyp som av mängden partiklar. En viktig faktor är bränslet men även syretillgång och förbrännings-temperatur är viktiga faktorer.

En del arbete finns gjort för att kunna simulera spridning av olika utsläpp. De flesta av modellerna är avsedda för spridning över större avstånd. För att kunna simulera mer detaljerat spridning till omgivningen närmast en brand behöver nya modeller utvecklas.

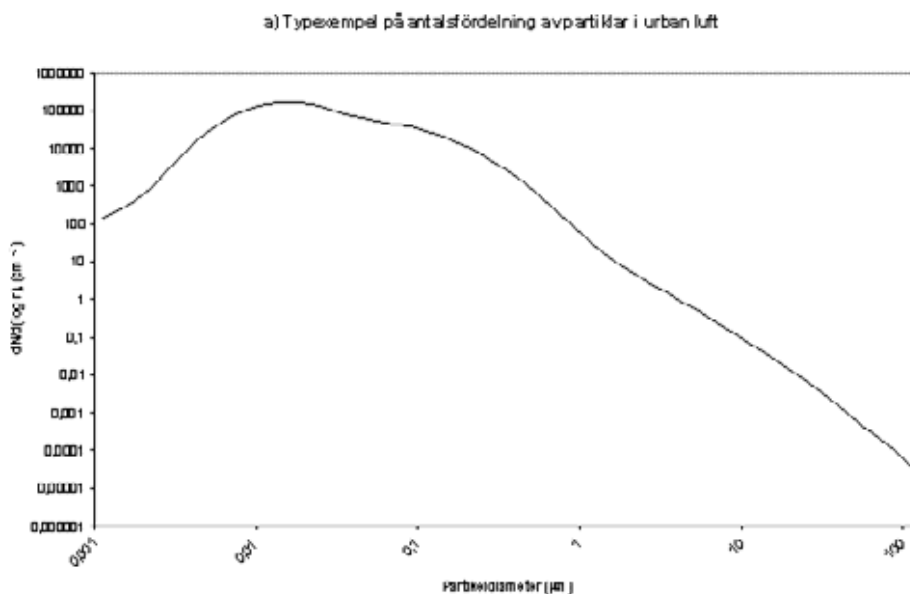
Nyckelord: Brand, aerosol, partiklar, spridning

1. Bakgrund/Inledning

Generellt kan sägas att all luft i atmosfären innehåller små partiklar. Lägsta halterna finns i marina miljöer där typiska värden på 100-400 partiklar/cm³ kan påträffas. I storstäder kan man finna partikelkoncentrationer på 10⁶/cm³ och i rökgaserna som lämnar en fastbränslebedd, exempelvis i ett koleldat kraftverk, uppmäts i storleksordningen 10¹⁰ partiklar/cm³ [Jokiniemi et al. 1994].

Den totala massan av partiklar i aerosolen är som regel mycket liten även om antalet partiklar är stort, vilket beror på att de flesta partiklar är mycket små. Mätningar i Erfurt, Tyskland, under en 3-års period (1995-1998) visade på ett medelvärde av 18 000 partiklar per cm³. Av dessa hade 88 % en diameter som var mindre än 100 nanometer (nano=10⁻⁹) och 58 % var mindre än 30 nanometer [Wichman et al. 2000]. Medelvärdet för massan av partiklar med en diameter mindre än 10 µm (PM₁₀; PM från engelskans 'Particulate Matter') var 38 µg/m³.

I Sverige har man uppmätt halter i Stockholm, Göteborg och Malmö på mellan 10-15 µg/m³ (µ=10⁻⁶), räknat som medelvärden över vinterhalvåret för PM₁₀ partiklar [Vägverket 1999]. Av EU rekommenderat gränsvärde för PM₁₀ är 50 µg/m³ (volymen standardiserat till 1 atmosfär och 20 °C) räknat som dygnsmedelvärde [Vägverket 1999].



Figur 1 Exempel på partikelfördelning i stadsmiljö [Jaenicke 1993]

Det kan vara svårt att föreställa sig det storleksområde som upptas av de mindre partiklarna (~ nm-µm) men som jämförelse kan nämnas att bakterier är i storleksordningen ~0.1-10 µm, det synliga ljuset har våglängder kring 0.4-0.7 µm och ett virus kan vara 0.01-0.12 µm i diameter.

Aerosolpartiklarna är fördelade på allt ifrån några få mikrogram (µg) per normal kubikmeter gas i den marina miljön till flera gram/m³ i den koleldade pannan. Eftersom massan är proportionell mot volymen och därmed mot kuben av partikeldiametern, är det givet att de större partiklarna utgör den dominerande delen av partiklarnas massa.

Emellertid domineras, som figur 1 exemplifierar, mängden partiklar till antalet av de mindre, submikrona partiklarna (dvs. partikeldiametern $d_p < 1 \mu\text{m}$). Det är också de submikrona partiklarna som utgör den främsta hälsoriskerna eftersom partiklar med denna storlek lätt transporteras djupt ner i lungorna vid inandning.

Det har uppskattats [Siegman et al. 1996] att nästan en halv miljon människor på Jorden årligen avlider till följd av partikelutsläpp orsakade av enbart bilmotorer. För att få lite proportion på detta kan man jämföra med cigarettrökning som beräknas leda till 3 miljoner dödsfall per år.

Det finns olika sätt att klassificera partiklar i luft men man brukar skilja mellan de submikrona och de supermikrona ($d_p > 1 \mu\text{m}$) partiklarna. Ibland anges även en intermediär storleksklass ('accumulation mode') med partiklar som har en diameter i intervallet $0.5\text{-}3 \mu\text{m}$.

De större partiklarna utgörs bl.a. av oorganiska salter, damm, pollen och ämnen som eroderas från jordytan eller genom annat mekaniskt slitage (trafik, däckslitage [Vägverket 1999]). De submikrona partiklarna däremot består till stor del av kondenserade ämnen bl.a. material som bildas vid förångnings-kondensations förlopp och sotbildning, exempelvis genom vid olika slags förbränning. Den intermediära gruppen består främst av konglomerat, alltså av sammanslagningar av mindre partiklar.

Förbränningsgaser kan förutom den primära aerosolen som bildas direkt vid brandkällan även ge upphov till sekundära aerosoler, exempelvis genom de oxider av kväve (NO_x) och svavel (SO_x) som genereras och vilka sedan i atmosfären oxideras till nitrater och sulfater vilka i sin tur utgör beståndsdelar i och är grogrund för nya partiklar.

Luftburna partiklar har på senare år blivit föremål för ett allt större intresse beroende på deras betydelse för klimatet och för jordens energibalans. Partiklarna i atmosfären kan påverka vår planets in och utflöde av energi på flera sätt; dels kan solstrålningen direkt reflekteras ut i rymden av partiklar i de övre luftlagren, dels påverkar partiklarna molnbildningen genom att fungera som s.k. nukleations-centra för bildning av vattendroppar vilket underlättar molnbildningen¹ och medför ett minskat nettoinflöde av energi till jordytan.

Båda dessa mekanismer leder alltså till en minskning av energiinflödet till Jorden. Det finns forskare som uppskattat ett minskat energiinflöde² som följd av partiklar i atmosfären³ till $0.7\text{-}2.7 \text{ W/m}^2$, vilket ungefär motsvarar den energiökning som orsakats av växthuseffekten (nettoökning fram till 1994, 2.4 W/m^2). Detta skulle innebära att den verkliga globala uppvärmningen skulle varit betydligt större än vad som uppmätts under 1900-talet, eftersom antalet luftburna partiklar också ökat under denna period.

Det pågår ett omfattande forskningsarbete för att undersöka hur halter och sammansättning av partiklar varierar vid olika tider och platser. Bl.a. finns globala forskningsprojekt med ett antal mätstationer utplacerade runt klotet där man dagligen kontrollerar atmosfäriska förhållanden och även då uppmäter halten partiklar i luft; se t.ex. <http://www.srv.cmdl.noaa.gov/aero/> eller projektet beskrivet under <http://aeronet.gsfc.nasa.gov:8080/>, i vilket även SMHI deltar.

Ett annat skäl förutom miljöaspekter till varför aerosoler kommit att uppmärksammas på senare tid, är oron för negativa hälsoeffekter, främst orsakade av partiklar som med inandningsluften förs ner i lungorna. Statistiska undersökningar [Pope et al. 1992, Wichmann et al. 2000] har kunnat påvisa en direkt korrelation mellan höga partikelhalter i luft och en ökad dödlighet bland befolkningen, främst då den äldre.

Det faller sig naturligt att tänka att inandningsbara partiklar kan ge upphov till luftvägsproblem av typ astma och bronkit men man har även kunnat påvisa samband mellan hjärt/kärl-sjukdomar och höga partikelhalter i luft [Pope et al. 1999, Stone et al. 1999].

¹ Det finns dock även forskare som pekat på att vissa partiklar, främst kolbaserade, har förmågan att absorbera värme och därmed höja temperaturen i atmosfären, vilket skulle leda till en minskning av molnbildningen [Ackerman et al. 2000].

² Instrålad effekt från Solen till Jordens yttre atmosfärslager brukar anges till ca 1350 W/m^2 ('solarkonstanten')

³ Effekt av direkt reflektion skattas till $0.3\text{-}1.1 \text{ W/m}^2$. Indirekt effekt uppskattas till $0.4\text{-}1.6 \text{ W/m}^2$

De negativa hälsoeffekterna av höga partikelhalter har bl.a. lett till att man i USA och Europa har infört restriktioner och rekommendationer avseende hur mycket partiklar mindre än en viss storlek som får lov att finnas i luften, exempelvis definierade genom PM_{10} , som en viss massa med en diameter mindre än $10\ \mu\text{m}$ som tillåts i luften. Mera nyligen (juli 1997, USA) har en ny standard, $PM_{2,5}$ införts, för att särskilt betona betydelsen av de mindre partiklarna.

Ett alldeles särskilt hälsoproblem kan uppstå i sådana arbetsmiljöer där halten partiklar i luften är hög. Ett exempel på detta är vid bränder där brandsläckningspersonal kan komma att utsättas för mycket höga partikelkoncentrationer. Ofta kan dessa partiklar också innehålla giftigt material och man vet att underventilerade bränder i synnerhet [Rau 1989], exempelvis lägenhetsbränder, producerar höga halter polyaromatiska kolväten (PAH), vilka är carcinogena (cancerframkallande).

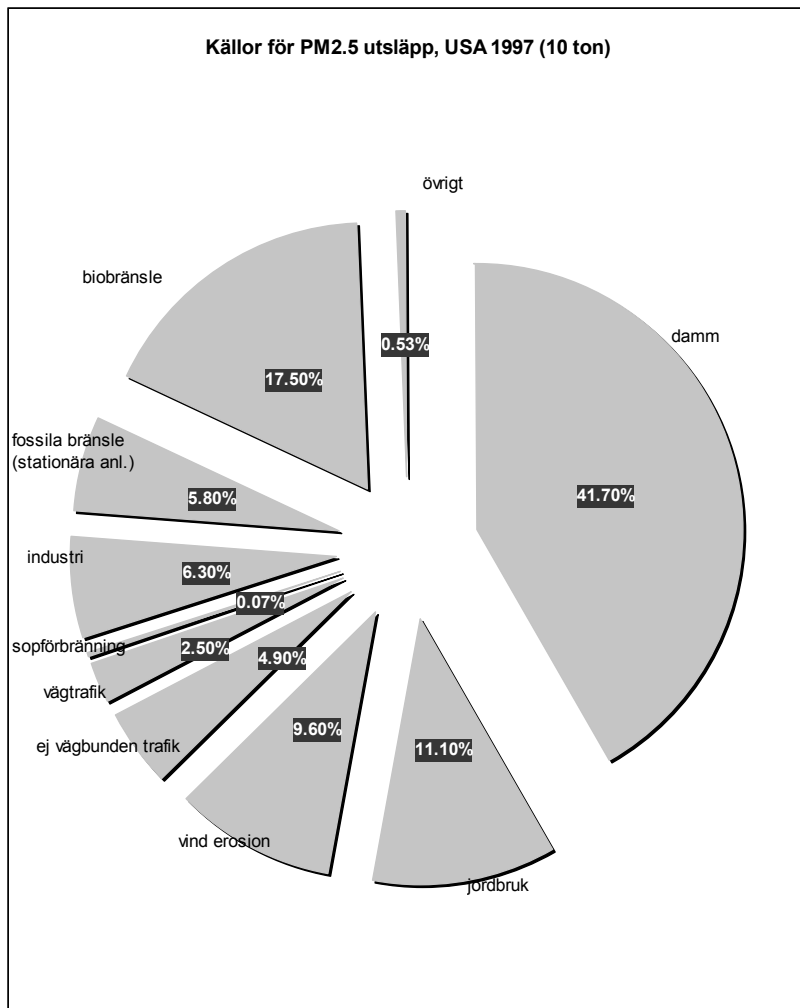
Då de mindre partiklarna har relativt sett stor yta kan ämnen vid kondensation anrikas på dessa, exempelvis kan det gälla tungmetaller [Kauppinen et al. 1990]. Till stor del finns även bildad PAH samlad i och på de mindre partiklarna.

Det är också känt att dioxiner bildas vid bränder [Rosell et al. 2000] vilka kan koncentreras till en partikelfas och särskilt är risken stor för detta vid dåligt ventilerade brandförlopp.

Det finns oroväckande undersökningar [D'Alessio et al. 1999] som visar att ultrafina partiklar ($0.001\text{-}0.1\ \mu\text{m}$) även vid låga halter snabbt kan ge upphov till lungskador. Så små partiklar kan bildas genom sotbildning eller genom nukleation och påföljande kondensation från en övermättad gas, exempelvis då rökgasen från en brand svalnar.

Små partiklarna tenderar att via diffusion och kollisioner, agglomerera till större aggregat men särskilt i närheten av kondensationsområdet kan det fortfarande finnas höga halter av ultrafina partiklar. En del ultrafina partiklar som bildas vid bränder kan också ha låg vidhäftningsförmåga till andra ytor [D'Alessio et al. 1999] vilket skulle medföra att partiklarna fick en längre livslängd och därmed vore ett större problem. Mättekniskt är det dock svårt att verifiera halter av dessa små partiklar på en verklig brandplats.

Gasmask används som regel av brandpersonal nära elden för att skydda mot giftiga gaser och partiklar men det kan finnas risk för förhöjda halter partiklar även där inte en synbar rök signalerar om detta. Även i sotavlagringar kring en brandplats kan det finnas höga halter giftigt material [Ruokojärvi et al. 2000].



Figur 2 resultat från en amerikansk undersökning avseende ursprunget till uppmätt partikulärt material ($PM_{2.5}$) i luften på olika mätplatser i USA [Binkowski 1999]. Som framgår kommer mer än 30% från verksamheter som direkt relaterar till förbränning.

Det kan vara av intresse att försöka uppskatta typ och halt av partiklar inom ett större område kring en brand för att få en uppfattning om ökade hälsorisker för närboende. För att kunna göra det krävs tillgång till mätdata från olika brandtyper samt metoder att uppskatta hur spridningen sker. I denna förstudie redovisas därför allmän litteratordata för brandgenererad aerosol samt lite kring olika tillgängliga spridningsmodeller.

2. Aerosol

Aerosoler utgör pga. sitt partikelinnehåll och dess speciella storleksomfång ett besvärligt system att mäta på och att karakterisera. För tillräckligt små partiklar kan dessa antas röra sig som gasmolekyler medan större partiklar även påverkas i betydande omfattning av tröghet och gravitation.

Den särskilda fysiken har lett fram till en specifik terminologi för att definiera en aerosol och en kort genomgång av vissa centrala begrepp kan vara bra för den fortsatta diskussionen. – Ekvationerna behöver dock inte 'förstås' för att kunna läsa den vidare texten.

Såsom nämnts tidigare så kan antalet partiklar i en aerosol ofta vara mycket högt. Alla dessa partiklar är förstås inte antropogena (se figur 2) även om många av dem som utgör de främsta hälsoriskerna har skapats genom olika slags mänsklig verksamhet, allt ifrån kontrollerade och okontrollerade bränder till förbränningsmotorer och olika slags industriell aktivitet.

För att karakterisera partiklarna i en aerosol används olika definitioner, exempelvis antal eller massa partiklar per volymenhet. Ett annat sätt är att ange hur mycket massa partiklar med en diameter mindre än ett givet värde som finns i luften, vilket exempelvis används för reglering av acceptabla halter partiklar i luft genom PM_{10} och $PM_{2.5}$.

Ytterligare ett sätt och en metod att ge en mera precis beskrivning är att definiera partikelhalter och partikelstorlekar i en aerosol genom att använda en fördelningsfunktion f som beskriver hur antalet partiklar varierar som funktion av partikelstorlek d_i .

En vanlig fördelningsfunktion i statistiska sammanhang är den Gaussiska normalfördelning ('Gaussklocka'):

$$f(d_i) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-(d_i - \bar{d}_p)/2\sigma^2} \quad (1)$$

där fördelningsfunktionen är normerad genom

$$f(d_i) = \frac{dn_i}{dd_i} / N$$

där n_i betecknar antalet partiklar med diametern och N är totala antalet partiklar. Parametrarna $\{d_i, \bar{d}_p, \sigma\}$ uttrycker partikeldiameter, aritmetisk medeldiameter, uttryck genom

$$\bar{d}_p = \frac{\sum_i n_i d_i}{N}$$

samt standardavvikelse kring detta medelvärde

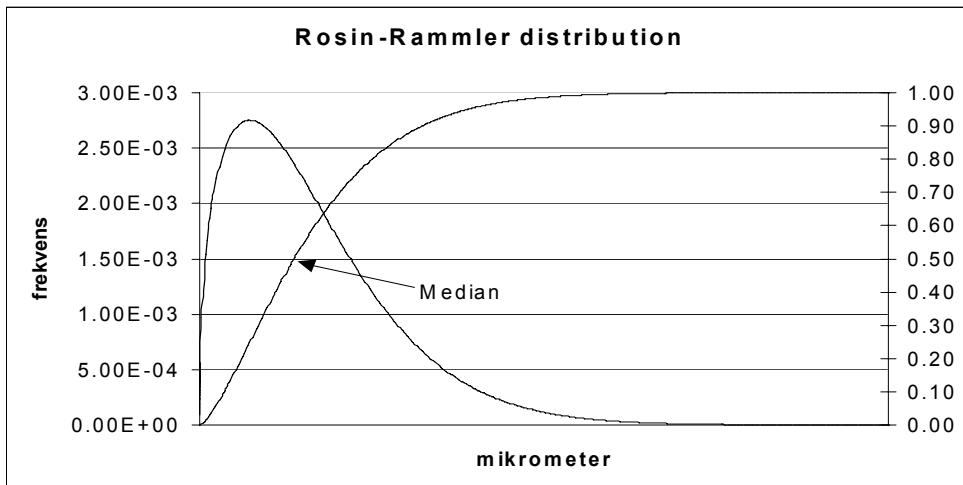
$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_i (d_i - \bar{d}_p)^2}{N - 1}}$$

Emellertid är det mera sällan som normalfördelningen är användbar inom aerosolområdet eftersom distributionen av partiklar oftast uppvisar en skevhet av den typ som ges av grafen i figur 3. I detta fall är partiklarna bättre beskrivna av en funktion som kallas en Rosin-Rammler distribution, vilken ges av

$$f(d_i) = \alpha \beta d_i^{(\alpha-1)} e^{-\beta d_i^\alpha} \quad (2)$$

baserat på partikel diameter d_i och de distributionspecifika parametrarna $\{\alpha, \beta\}$. Den högra y-axeln visar den ackumulerade distributionen vilken ges av integralen till ekvation (2) som

$$F(d_i) = 1 - e^{-\beta d_i^\alpha} \quad (3)$$



Figur 3 Fördelningsfunktion samt ackumulerad funktion för att karakterisera partiklar

Ett annat vanligt sätt att beskriva partikeldistributionen i figur 3 och som ofta används för att beskriva just aerosoler, är att använda sig av en lognormal-fördelning vilken ges av

$$f(d_i) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} d_i \ln(\sigma_g)} e^{\{-\ln(d_i) - \ln(d_g)\}^2 / 2 \ln^2(\sigma_g)} \quad (4)$$

Indexeringen 'g' har betydelsen att det är det geometriska medelvärdet

$$\ln(d_g) = \frac{\sum_i n_i \ln(d_i)}{N}$$

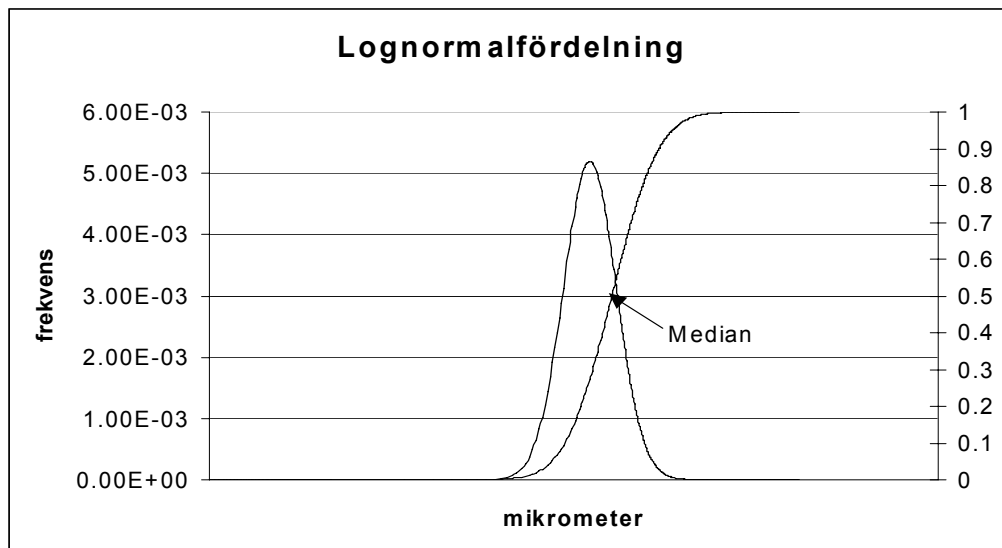
och den geometriska standardavvikelsen

$$\ln(\sigma_g) = \sqrt{\frac{\sum_i (\ln(d_i) - \ln(d_g))^2}{N - 1}}$$

som avses.

Många företeelser i naturen är lognormalfördelade vilket hänger samman med att en sådan fördelning uppstår genom multiplikativa men slumpmässiga händelser. Exempelvis kan tillväxt av partiklar ske genom slumpmässiga kollisioner mellan partiklar.

Samma data som definierade grafen i figur 3 ger överfört till en lognormalfördelning det resultat som visas i figur 4.



Figur 4 Data från figur 3 överfört till en lognormalfördelning

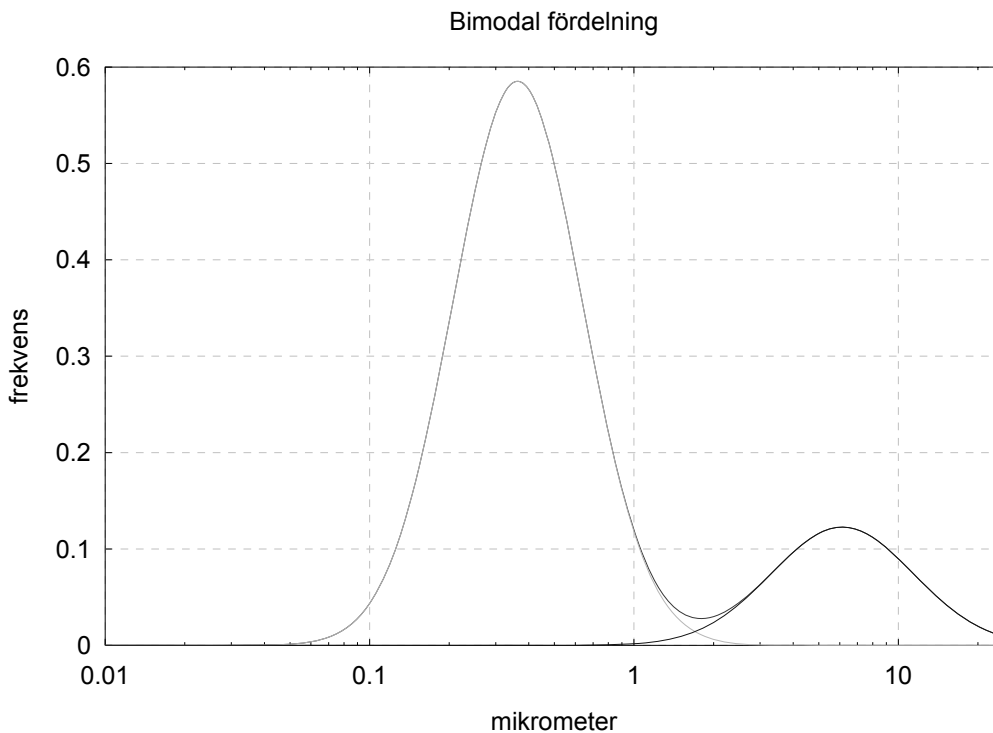
Atmosfäriska aerosoler såväl som förbränningsaerosoler uppvisar ofta fördelnings-funktioner av multimodal natur [Hinds 1999] dvs. de har mer än ett frekvensmaximum och kan snarast uttryckas som en summa av flera fördelningsfunktioner.

Det ena maximumet finns i det submikrona området ($d_p < 1 \mu\text{m}$) och det andra i det supermikrona ($d_p > 1 \mu\text{m}$) vilket speglar det faktum att partiklar i de olika storleksområdena som regel har olika ursprung.

De större partiklarna i en aerosol som bildas vid förbränning härrör från mineraler och icke brännbart material i bränslet medan de mindre partiklarna bildas genom att ämnen i bränslet förångas i branden och sedan kondenserar när rökgasen kyls.

Vid en homogenfas-kondensation, alltså när ånga kondenserar direkt i gasfasen och inte absorberas på någon större partikel (heterogenfas-kondensation) bildas nanometer stora partiklar vilka sedan genom diffusion och kollisioner bildar större aggregat; dock som regel inte tillräckligt stora för att falla inom det supermikrona området [Lighty et al. 2000].

Exempel på en bimodal fördelning visas i figur 5. Ofta uppvisar atmosfärisk aerosol ett minimum som i figuren, mellan 1 och 3 μm .



Figur 5 'Typisk' atmosfärisk aerosol

Det tilltalande med fördelningsfunktionerna ovan är den enkelhet med vilken den stora mängden partiklar kan avbildas på matematisk eller grafisk form. Det enda som krävs är några få parametrar.

För lognormalfördelningen är funktionen bestämd genom de 2 parametrar, geometriskt medelvärde (d_g) och standardavvikelse (σ_g), vilka ingår i ekvation (4), samt ett mått på den totala partikelkoncentrationen N . 'Typiska' värden på geometrisk standardavvikelse för en aerosol i stadsmiljö ligger kring eller strax under 2 [Hinds 1999]. Partikelkoncentrationen kan som tidigare nämnts variera flera tiopotenser men för en stadsmiljö kan man förvänta sig 10^4 - 10^6 partiklar per cm^3 .

Just lognormalfördelningen har ett flertal användbara egenskaper som kan utnyttjas i form av matematiska relationer för att ta fram olika karakteristiska värden för partiklarna. Alla fördelningsfunktioner kan dock användas för att ge olika integrala mått, s.k. moment, av olika ordning M_k :

$$M_0 = \int_0^{\infty} f(d) dd, \quad M_1 = \int_0^{\infty} d \cdot f(d) dd, \quad M_2 = \int_0^{\infty} d^2 \cdot f(d) dd, \dots$$

Där M_0 är normerad mängd partiklar, M_1 är ett uttryck för medeldiameter, M_2 är proportionell (med proportionalitetskonstanten $\pi/4$) mot medelytan för partiklarna, vilket bl.a. kan användas för att beräkna strålningsförluster orsakade av reflektion [Hinds, 1999], M_3 är proportionell mot medelvolym av partiklarna, osv.

För lognormalfördelningen gäller att integralerna är analytiskt lösbara vilket möjliggör att uttrycka momenten som [Binkowski 1999]

$$M_k = d_g^k \exp\left(\frac{k^2}{2} \ln^2(\sigma_g)\right)$$

Den geometriska standardavvikelsen och medelvärdet kan på omvänt sätt användas för att uttrycka parametrarna i lognormalfördelningen:

$$\ln^2(\sigma_g) = \frac{1}{3}(2 \ln(M_3) - 3 \ln(M_0)) - \ln(M_2)$$

$$d_g^3 = \frac{M_3}{\exp\left(\frac{9}{2} \ln^2(\sigma_g)\right)}$$

Andra användbara uttryck finns redovisade i [Hinds 1999].

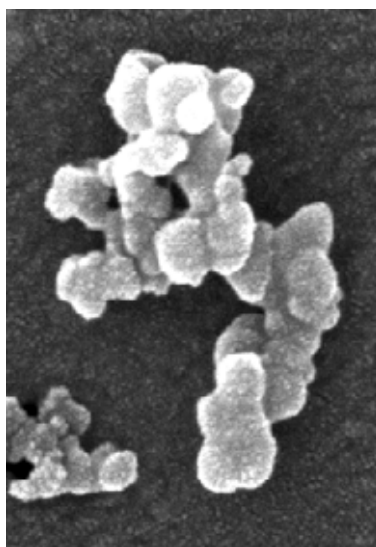
Sättet att definiera radie eller partikeldiameter är betydelsefull men långt ifrån självklar. Att tala om en partikel är inte heller helt uppenbart när man studerar nanometerstora sammanslagningar av ett fåtal molekyler [Preining, 1998]. Man har kunnat observera sotpartiklar med en diameter kring endast 1.5 nm innehållande ~160 kolatomer [Lighty et al., 2000].

Som regel är det också endast de allra minsta partiklarna som har en sfärisk form där användandet av en traditionell diameter för att definiera storlek fortfarande är meningsfull (se figur 6).

De mindre partiklarna sammanfogas till större oregelbundna aggregat med varierande täthet och form [Neimark, et al., 1996, Vemury et al., 1995] där geometrin bäst definieras med fraktala dimensioner [Skillas et al. 1998, Snegirev et al. 2001] och där massan M_p för en partikel eller ett aggregat kan skrivas

$$M_p \propto d_m^{D_f}$$

d_m är ett karakteristiskt längdmått för partikeln och D_f är den fraktala dimensionen för partikeln. För en sfärisk droppe är d_m =diameter och D_f =3.



Figur 6 'TEM image of a soot particle (agglomerate of almost spherical primary particles) collected from an oil flame' (www.lmt.ethz.ch/combustion/soot/soot.html)'

Storleken av oregelbundna partiklar definieras ofta genom s.k. *aerodynamisk diameter*, d_a , vilken definieras av den diameter en sfärisk partikel med densiteten 1000 kg/m^3 har, som även har samma fallhastighet som den partikel man studerar.

Ett annat vanligt mått är *Stokes diameter*, d_s , vilket är den diameter en sfär har med samma densitet och fallhastighet som partikeln. Bägge måtten baseras alltså snarast på partikelns fysiska uppträdande än på dess verkliga geometri. Mest använda mått är kanske aerodynamisk diameter.

Den kraft F som orsakas av omgivande mediums viskositet och som verkar på en partikel med hastigheten U och diametern d_s , kan för låga Reynolds tal, Re , (mått på relationen $\{\text{tröghets krafter}\}/\{\text{viskösa krafter}\} = \text{hastighet} \cdot \text{diameter} / \text{dynamisk viskositet}$) beräknas utifrån Stokes lag, vilken skrivs:

$$F = 3\pi\eta U d_s$$

(η =kinematisk viskositet).

Fallhastigheten (U_t) erhålls då genom att F vid stationära betingelser motsvaras av den gravitationskraft $F_g = mg$, som verkar på partikeln, vilket leder till

$$U_t = \frac{\rho_p d_s^2 g}{18\eta} \quad (4)$$

där ρ_p avser partikeldensitet.

Uttrycket (4) gäller för $Re < 1$ och $d_s > 1 \mu\text{m}$ [Hinds, 1999]. Mindre partiklar har en högre fallhastighet än vad Stokes lag leder till⁴.

För mindre partiklar erhålls ett minskat luftmotstånd (om luft är det omgivande mediet) och det tillkommer en term kallad Cunninghams korrektionsfaktor, $C_c > 1$, vilken appliceras på Stokes lag enligt

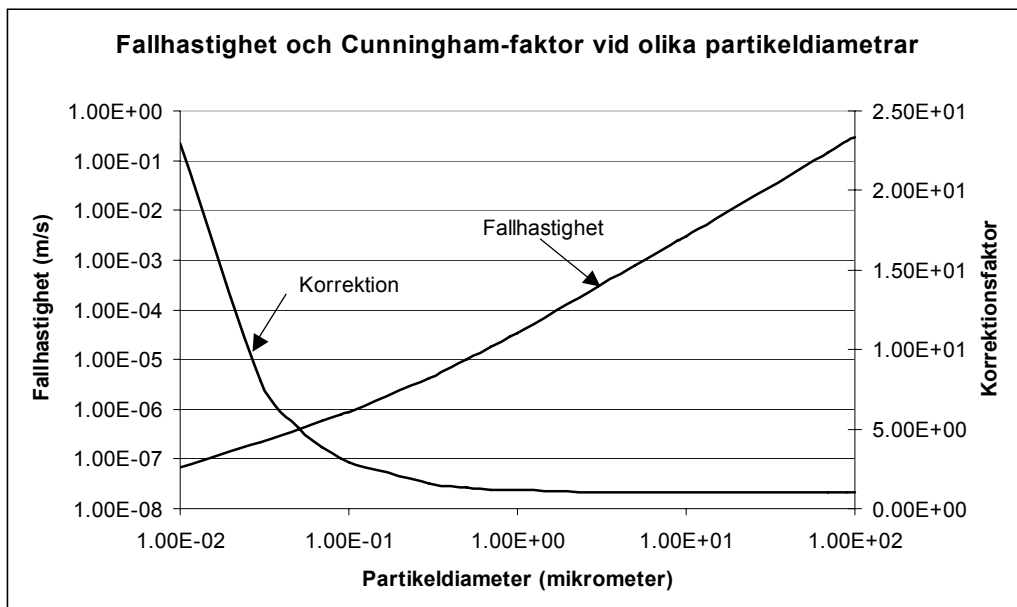
$$F = \frac{3\pi\eta U d_s}{C_c}$$

Fallhastigheten U_t erhålls då (för $Re < 1$) som

$$U_t = \frac{\rho_p d_s^2 g C_c}{18\eta}$$

I figur 7 visas fallhastighet för partiklar med $Re < 1$ och sammanhängande värden på C_c . Viskositetsdata för luft vid $25 \text{ }^\circ\text{C}$ och partikeldensitet motsvarande vatten (1 g/cm^3) har använts för diagrammet.

⁴ beroende på att ett antagande för denna lag inte längre är giltigt, vilket säger att gasens hastighet närmast partikelytan är 0.



Figur 7 Fallhastighet för partiklar med varierande diameter

Det är naturligt att föreställa sig, och det framgår av diagram 7, att fallhastigheten blir mycket låg för de mindre partiklarna. Små partiklar som genereras vid bränder kan därför också transporteras långa sträckor beroende på vindförhållanden, men även större (~10-100 μm) partiklar kan spridas från några meter till flera kilometer från en brandplats [Hall et al. 1998].

Mindre partiklar kan transporteras tusentals kilometer innan de når marken [Sheridan et al., 1992, Lighty et al., 2000]. Större partiklar tillbringar maximalt några timmar i luften medan små kan hålla sig uppe flera veckor innan de sedimenterar eller lakas ur luften med nederbörden. I ett verkligt fall är det dock inte så troligt att sedimentationshastigheten följer det förlopp som visas i figur 7, särskilt inte för de mindre partiklarna, vilka påverkas mer av väder och vind [Snegirev et al. 2001, Nicholson 1988].

Diffusionen får ett större inflytande då partiklarna minskar i storlek, såväl relativt som absolut. Enligt Stokes-Einsteins ekvation [Hinds 1999] ges diffusionskoefficienten för en partikel av

$$D = \frac{kTC_c}{3\pi\eta d}$$

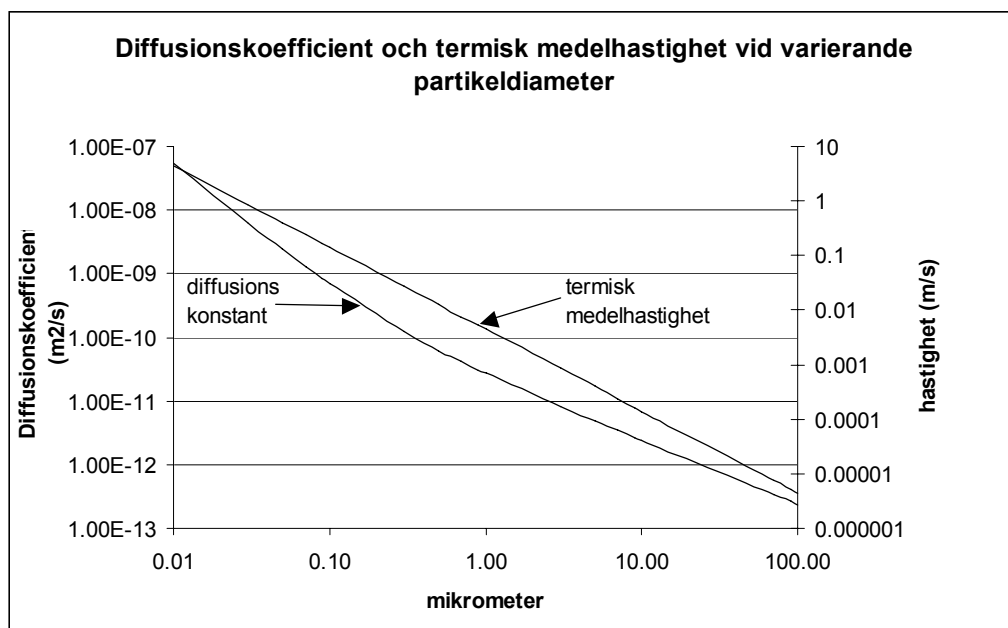
där k är Boltzmanns konstant och T är temperaturen i K.

Detta innebär att diffusionskoefficienten D , är omvänt proportionell mot partikeldiametern. Detsamma gäller dock Cunninghams korrektionsfaktor C_c , (se ovan) varför istället relationen $D \propto d^{-2}$ gäller för små d .

Eftersom partiklar utbyter energi med omgivande gas och står i termisk jämvikt med denna, kan man uppskatta medelhastigheten som följd av molekyl-krokar ur kinetisk gasteori, vilket för en partikel med massan $m = \text{densitet} \cdot \text{volym} = \rho_p \pi d^3 / 6$ ger [Hinds 1999]

$$\bar{c} = \sqrt{\frac{8kT}{\pi m}} = \sqrt{\frac{48kT}{\pi^2 \rho_p d^3}}$$

I figur 8 visas difusionskonstantens värde samt medelhastighet för sfäriska partiklar i luft vid 20°C som funktion av partikeldiameter. För beräkningen av medelhastighet har en densitet för partiklarna på 1000 kg/m³ antagits.



Figur 8 Diffusion och termisk medelhastighet för sfäriska partiklar i luft vid 293 K.

3. Partikelbildning vid bränder

Olika typer av bränder ger upphov till högst varierande partikelhalter och olika mer eller mindre giftiga ämnen beroende på vad det är som brinner och hur det brinner. Avsnittet ger en sammanställning av olika litteraturdata för aerosolbildning vid varierande brandtyper. Först följer en kort genomgång av de mekanismer som orsakar partikelbildningen och därefter litteraturdata på partiklar från bränder.

Mekanismer

Nästan all litteratur inom området 'partiklar som genereras vid bränder' är baserat på energiproduktion och därmed på kontrollerade luft/bränsleförhållanden [Jokiniemi et al. 1994, Skillas et al. 1998, Lighty et al. 2000, Tullin et al. 2000] vilket som regel innebär ett luftöverskott. Dock finns en del publicerat som rör mera okontrollerade förhållanden och underventilerade bränder [Sheridan et al. 1992, Kashparov et al. 2000, Parungo et al. 1992, Shemwell et al. 2000].

Partiklar bildas vid bränder genom att

1. icke förångat material i bränslet (aska) förs med rökgaserna
2. förångat material kondenserar ut i samband med att rökgasen svalnar
3. kemiska reaktioner producerar fast eller kondenserbart material (i huvudsak sot).

Av dessa är det främst genom punkt 2 och 3 som de mindre partiklarna bildas.

Beroende på kokpunkt och termodynamik/kinetik bildas partiklarna vid olika temperaturer. Icke-organiska material som olika alkalialter (Na, K salter) kan kondensera vid temperaturer kring 700 K [Tullin et al. 2000] medan sot bildas vid högre temperaturer, 1000-2000 K [Balthasar 2000]. Vid temperaturer under 500 K kan t.ex. svavelsyra bildas och kondensera ur luftens svaveldioxid och vatten .

Kondensation kan ske heterogent genom att ånga kondenserar på en existerande partikel eller homogent i gasfasen. I det senare fallet bildas nanometerstora grupperingar av molekyler med tillräcklig sammanhållande kraft för att motverka den termiska rörelsen.

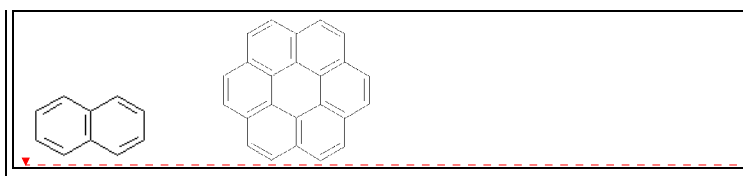
För större partiklar är denna kraft starkare eftersom varje molekyl då uppfattar partikeln som en plan yta. En nanometerstor partikels krökningsradie är av samma storleksordning som molekylerna som ingår i den vilket påverkar (minskar) de sammanlänkande krafterna i partikeln.

Fenomenet kallas *Kelvin effekt* och leder till att det behövs ett större ångtryck P^* , ett övertryck, för att homogenfas kondensationen skall starta än det tryck som motsvarar ämnets normala jämviktstryck P° .

För exempelvis vattenånga gäller att det vid 293 K krävs en kvot $P^*/P^\circ \approx 3.5$ för att kondensationen skall starta [Hinds 1999]. Kondensation följer dock ett exponentiellt förlopp baserat på P^*/P° så att, när väl tröskelvärdet för kondensation överskridits, leder en liten höjning av övertrycket till en kraftig ökning av antalet bildade partiklar. I princip erhålls ett förlopp där antingen ingen kondensation sker eller också mycket stora mängder nanometerstora partiklar genereras.

Den största källan (vanligtvis) till partikelbildning vid bränder är sotbildning. Sot bildas som en följd av ofullständig oxidation av bränslet och är därför särskilt uttalad vid underventilerad (understökiometrisk) förbränning. Mekanismerna för sotbildning är trots en omfattande forskning på området fortfarande oklara men man är klar över principerna för partikelbildningen [Balthasar 2000].

Den viktigaste beståndsdelarna i sot är olika polyaromatiska kolväten, ofta betecknade som PAH.

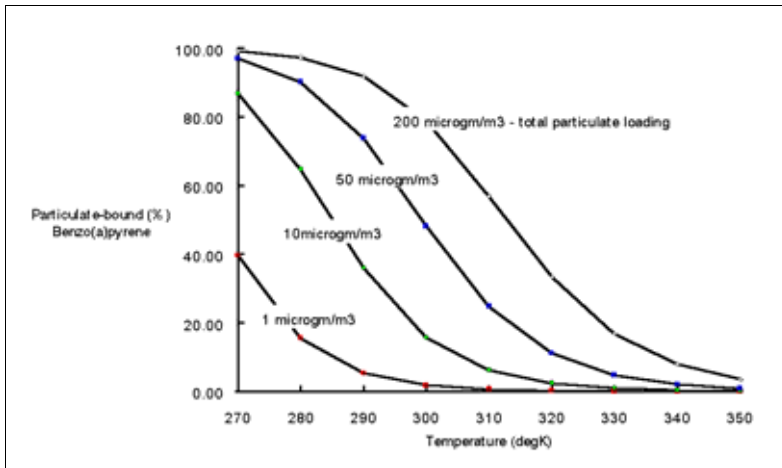


Borttaget:

Figur 9 PAH-ämnena naftalen (t.v.) respektive coronen [Rosell et al. 2000].

PAH har ofta uppmärksamats för sina cancerogena egenskaper. En särskilt omnämnd molekyl är benso(a)pyren som även används som indikatorämne för övriga PAH. I figur 8 visas hur halten benso(a)pyren fördelas mellan gasfas och partikelfas som funktion av mängden partiklar och temperatur i gasfasen⁵ [Baek et al. 1991].

⁵ Mera relevant än att relatera halten benso(a)pyren i gasfas till partikelmassan vore kanske att relatera till tillgänglig partikelarea.



Figur 10 Fördelning mellan gasfas och partikelfas av benzo(a)pyren vid varierande temperaturer och partikelmängder

Vid förbränning bildas bensen under reducerande förhållanden, vilket alltid går att finna i en flamma. Molekylen reagerar sedan vidare till olika benserivat vilka sammanfogas till PAH. Sot bildas därefter genom att olika kolvätekedjor eller jonföreningar, sammanfogar ett 'skelett' av PAH. Partiklarna växer sedan till genom kollisioner med andra partiklar, kondensation och kemiska reaktioner med ämnen i gasfasen [Balthasar 2000].

Sot kan utgöra en betydande del (tiotals procent) av partikelhalten i luften, särskilt i urbana miljöer [Kuhlbusch et al. 1998]. Olika aerosoler uppvisar också olika grad av giftighet. I en äldre artikel (1982) görs en jämförelse mellan typiska partiklar från en stadsmiljö och partiklar som genererats vid skogsbränder, med avseende på mutagena (genotoxiska) effekter, där man visar att brandröken gav upphov till fler genförändringar än den urbana aerosolen vilket förklarades med dels högre halter partiklar från bränderna men också på den större halten kolföreningar i brandaerosolen [Viau et al. 1982].

Utmärkande för bränder i byggnader och inomhusmiljöer är att de ofta blir ventilationsstyrda, dvs. förbränningshastigheten bestäms av tillgången till syre. Detta leder till att stora mängder sot bildas. Dessutom finns ofta även olika material på en brandplats vilka ger upphov till variationer i PAH och partikelbildning.

Olika polymerer ger t.ex. upphov till olika mängder partiklar och är olika känsliga för tillgången på syre vad gäller hur mycket partiklar de producerar [Shemwell et al. 2000].

Avgörande för hur mycket partiklar som genereras är dels vilket bränsle som oxiderar, men framför allt vid vilken temperatur förbränningen sker (här spelar förstås graden av fukt i, exempelvis ett fast bränsle samt lufttillgång m.m.).

Brandaerosol

Halten partiklar som genereras vid en brand och hur dessa fördelar sig storleksmässigt har som tidigare nämnts, främst rapporterats för förbränning i samband med energiproduktion. En orsak till detta är de senare årens hårdnande utsläppskrav vilket lett till ett industriellt och ekonomiskt incitament för efterforskningar. Den grundläggande drivkraften är dock fortfarande miljö och hälsoaspekter. Genom att undersöka de litteraturvärden som finns rapporterade bör man kunna få en uppfattning om vilka partikelhalter som är möjliga att erhålla vid olika brandscenarier.

En mycket stor källa till kolbaserade partiklar i atmosfären är de gräs och skogsbränder som varje år utbryter runt Jorden [Márcia et al. 2000]. Majoriteten av dessa är medvetet anlagda bränder med avsikt att öka eller förbättra spannmålsproduktion i framför allt Sydamerika och Afrika.

Mätdata visar att genererade partiklar är utpräglat sura samt att en typisk vegetationsbrand genererar 5-10 g små ($<2 \mu\text{m}$, aerodynamisk diameter) per kg bränsle [Márcia et al. 2000]. Mera intensiva bränder med högre temperatur och gott om syre ger naturligt nog mindre mängder PAH än långsamma förlopp av typ 'glödbränder' [Lighty et al. 2000].

I en artikel från 1989 [Rau et al. 1989] har jämförelse gjorts mellan högeffektiv vedeldning i en (köks-) spis med god tillgång till syre ($\sim 900 \text{ K}$ vid ingången till rökgaskanalen), vedeldning vid luftunderskott (fördraget spjäll, $\sim 550 \text{ K}$) samt eldning i en öppen spis med kraftigt luftöverskott. Märkligt nog var mätdata från det senare fallet mera snarlikt vedeldning med luftunderskott än den effektiva förbränningen. Det vore annars naturligt att tänka att god syretillgång skulle effektivisera brandförloppet och därmed även oxidera sotpartiklarna.

Skillnaden förklarades med att flammorna kylades snabbt vid det kraftiga luftöverskottet, och det visar också lite på komplexiteten i skeendet. För samtliga fall erhöles att aerodynamisk diameter, d_a , för mer än 90 % av partiklarna var mindre än $2.5 \mu\text{m}$ och mer än 50 % av kolföreningarna hittades i partiklar $< 0.3 \mu\text{m}$ medan endast en mindre andel kol fanns i partiklar $> 2.5 \mu\text{m}$.

Den effektiva förbränningen gav betydligt mindre kolföreningar än de andra och partiklarna uppvisade en monomodala (ett maximum) fördelningsfunktion med de flesta partiklar inom ett diameter-spann på mellan 0.3 och $0.6 \mu\text{m}$.

De andra experimenten (syreunderskott samt öppen brasa) gav bimodala fördelningsfunktioner (två maxima) med en topp vid $\sim 0.19 \mu\text{m}$ och en topp vid $\sim 0.9 \mu\text{m}$, samt majoriteten av partiklar samlade mellan 0.6 och $1.2 \mu\text{m}$. Totala halten partiklar nämns inte i artikeln men finns för träbränsle angiven i [Lighty et al. 2000] till $6-16 \text{ g/kg}$ beroende på virkestyp (med referenser till flera olika författare), vilket ju stämmer bra med siffran för vegetationsbranden ovan.

Vid oljebränder produceras betydligt högre halter partiklar, främst i form av sot. Mängden partiklar som bildas/kg förbränt material beror av brandens omfattning (ökar med stigande brand-area) och det finns rapporterade värden för polbränder med diametrar på upp till 17.2 meter, där mellan 50 och 150 gram partiklar producerats per kg olja, [Lighty et al. 2000, Notarianni et al. 1993] dvs. från 5 till 15% av oljan avgår i form av partiklar.

För ett av de större fallen (i 'mesoskala') uppmättes att 50% av partiklarna var mindre än $0.7 \mu\text{m}$ och att 90% var mindre än $20 \mu\text{m}$ [Lighty et al. 2000]. Detta betyder att partiklarna som bildades var större än vad som är normalt för sotbildning vid bränder [Rau et al. 1989], vilket förklaras med den mycket höga koncentrationen partiklar i luften vid en oljebrand, vilket ger goda möjligheter till kollisioner och agglomeration av partiklar.

Även om en brand i exempelvis en byggnad kan uppvisa likheter med kontrollerade bränder vad gäller sot och partikelhalter, så innebär förstås en sådan brand att även andra material kommer att reagera kemiskt. Det kan därför vara av intresse att även jämföra med undersökningar gjorda för sopförbränning som ju innehåller en hel del blandat material.

Vid sopförbränning riskerar man att producera höga halter dioxin och även olika tungmetaller till gasfasen varför kraven på rening av rökgaserna från sopförbränning är stränga.

Dioxin, som är ett samlingsnamn på en hel grupp av aromatiska kolväten med bensen och klor som ett par viktiga gemensamma nämnare, bildas vid all slags förbränning [Rosell et al. 2000] men kräver tillgång på klor, vilket kan finnas i (lokalt) höga koncentrationer i sopor. Vid bränder på exempelvis soptippar riskeras därför stora mängder dioxin genereras [Rosell et al. 2000].

Man finner samma typ av bimodal partikelstorleksfördelning från sopor som man gör från kolförbränning [Lighty et al. 2000, Kauppinen et al. 1990]. Närvaron av klorider i bränslet möjliggör förutom dioxidbildning även generering av metallklorider i gasfas. Det är som regel inga större halter metaller som återfinns i gasfasen men eftersom det finns många submikrona partiklar med relativt sett stor yta, tenderar metallerna att

kondensera ut på de mindre partiklarna och anrikas där, exempel på detta har uppmätts för kadmium [Kauppinen et al. 1990].

I ett arbete från 1999 [Ruokojärvi et al. 1999] redovisas mätdata från bränder med 'typiskt' material för husbränder (soffa, stol, bord) samt en del PVC. Huvudsakligen var mätningarna inriktade mot polyaromater (PAH) och klorerade kolväten av typ Dioxiner. Halter på 1-7.2 nanogram/m³ (I-TEQ⁶) av ämnen tillhörande gruppen 'poly-klorinerade dioxiner och furaner' uppmättes i rökgasen. Dessa värden motsvarar halter på 1-2 tiopotenser över tillåtna I-TEQ värden för sopförbränning (0.1 ng/m³).

I sotlager på brandplatsen uppmättes efter branden upp mot 200 ng/m² av dessa föreningar, motsvarande I-TEQ värden på 1-20 ng/m². De uppmätta halterna kan även jämföras med WHO's rekommendation för maximalt dagligt intag av I-TEQ vilket ligger vid 1-4 pikogram/kg kroppsvikt.

Halten polyaromatiska kolväten uppmättes i brandröken till 6-470 mg/m³. Det är rimligt att tro att en stor del av detta var i form av submikrona partiklar⁷. Värdet kan jämföras med tillåten totalhalt fast material ut från en koleldat kraft/värmeverk vilket ligger kring 50 mg/Nm³ (normal kubikmeter; 1 atm. 0°C). PAH är carcinogent och kan leda till genetiska förändringar även vid mycket låga (ng/m³) halter [Lewtas et al. 1997].

En slutsats från artikelförfattarna [Ruokojärvi et al. 1999] är att resultaten visar på nödvändigheten av relevanta skydd såväl under brandbekämpningen som vid saneringen efter branden.

I en annan artikel beskrivs mätningar i rökplymen från simulerade helikopter-krasher i samband med utbildning av brandpersonal i Kanada [Leahey et al. 1993]. Inga dioxiner verkar ha analyserats men såväl klor (samt brom och fluor) som metaller, PAH och VOC har hittats, så det är rimligt att även dioxiner hittats i röken om man letat efter detta. Olika släcksystem användes (vatten, skum, CO₂, halon-baserade samt 'dry materials'). Intressant i sammanhanget är att högsta halterna PAH i rökgasen (~350 mg/Nm³) uppmättes då vatten användes som släckmedel. Man kan anta att nedkylningen av branden först leder till en ofullständig förbränning vilket gynnar PAH-generering innan släckning har skett.

4. Spridning

I avsnittet beskrivs de grundläggande orsakerna till spridning av partiklar.

Spridningen av partiklar vid en brand styrs av vindar och naturlig konvektion orsakad av stora temperaturskillnader i brandområde och rökplym. Rökplymen innehåller huvuddelen av partiklarna och den blir förstås olika stor beroende på brandens omfattning. Sker branden inomhus styrs dess omfattning ofta av ventilationen (öppna fönster och dörrar) åtminstone så länge själva byggnadsstrukturen är intakt.

Spridningen av partiklar från en inomhusbrand till ett närområde, beror bl.a. av hur högt över markplanet branden sker, hur omgivande byggnation ligger, hur röken distribueras från branden (ventiler, fönster, tak som kollapsat, etc.) och vad det är som brinner [BRE 1995]. Den vidare spridningen och även spridningen från en utomhusbrand, beror förutom nämnda parametrar på väderförhållanden och det omgivande landskaps topografi (berg, skog, slätt, hav) [Vägverket 1999, FOA 1995, BRE 1995]. Halten partiklar i luften beror också av mätpunktens altitud i förhållande till brandplatsen [McGrattan 1997].

Beräkningar och mätningar baserade på större oljebränder (95-160 m³/h) rapporteras i en serie artiklar ha gett PM₁₀ partikelhalter i vindens riktning från branden understigande 150 µg/m³ på ett avstånd av 5 km eller mer från brandplatsen [McGrattan et al. 1995, McGrattan 1997]. Då skall man också ha i åtanke att stora oljebränder genererar mycket partiklar (se avsnittet *Brandaerosol* ovan). Värdet kan också jämföras med rekommenderad halter partiklar i luft, t.ex. det av EU rekommenderat gränsvärdet för PM₁₀ som är 50 µg/m³ räknat

⁶ I-TEQ betyder 'International Toxicity Equivalence' vilket är en viktad enhet, baserad på den giftigaste dioxinen, 2,3,7,8-tetraklorodibezo-p-dioxin med vikten '1'

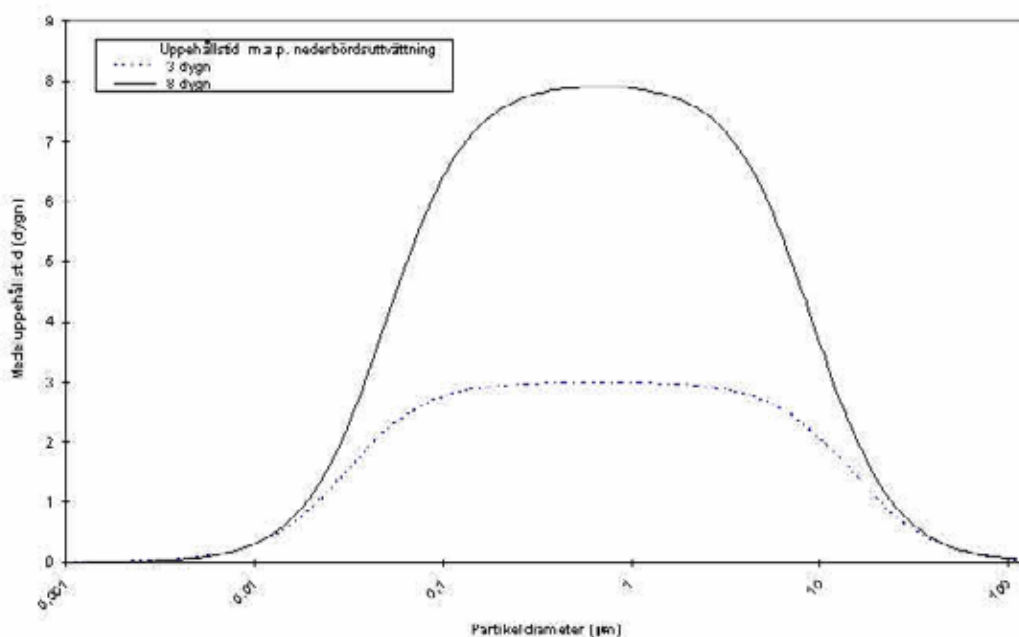
⁷ PAH förekommer inte i gasfas vid normala temperaturer

som dygnsmedelvärde [Vägverket 1999], ett gränsvärde som säkert skulle varit betydligt lägre om det varit avsett för oljerök.

Små partiklar sedimenterar mycket långsamt och mätningar har också visat att partiklar kan transporteras mycket långa sträckor från själva brandplatsen [Sheridan et al. 1992]. Spridningen beror främst på tiden som partiklarna kan hålla sig svävande och därmed på vindförhållande (hastighet, grad av turbulens) men även av fukthalt och nederbörd som kan 'tvätta' atmosfären från partiklar.

Ett exempel på skattad livslängd för partiklar i atmosfären visas i figur 11 [Jaenicke 1993]. Som bilden visar så försvinner de minsta och de största partiklarna relativt snabbt; de mindre p.g.a. den höga diffusionshastigheten (se figur 8) vilket leder till kollisioner och agglomerering medan de större försvinner genom gravitation (se figur 7).

Ett annat sätt för partiklar att spridas är genom *resuspension*, dvs. partiklar som en gång har deponerat på marken rörs upp av yttre påverkan av typ väder och vind men även andra störningar som förbipasserande trafik eller genom bränder. Sådana problem blir särskilt aktuella då giftigt eller radioaktivt material spridits ut över en större yta, som exempelvis efter Chernobyl olyckan [Kashparov et al. 2000] eller där mark kontaminerats genom kärnvapenprovning eller som följd av olika kemiska utsläpp [Nicholson 1988].



Figur 11 Skattad medeluppehållstid i atmosfären för partiklar som funktion av diameter, med två olika antaganden om nederbörd

Sannolikt är den hälsorisk som resuspensionen utgör störst strax efter ett utsläpp då partiklarna med tiden lär migrera eller sköljas med vatten ner i djupare marklager. Emellertid kan i händelse av exempelvis en skogsbrand, radioaktiva ämnen som deponerat komma att spridas även lång tid efter själva deponeringstillfället [Kashparov et al. 2000]. Högsta koncentrationerna av detta uppvirvlade material möter förstås den eventuella brandbekämpningspersonalen.

5. Spridningsmodeller

En mängd olika spridningsmodeller finns tillgängliga på kommersiell basis eller som 'share-ware'. I avsnittet redogörs för en del av dessa.

De lagar i fysiken som styr hur fluider (gas, vätska) uppför sig modelleras generellt genom att ställa upp balanser över något lämpligt beräkningsområde på fluidens massa (kontinuitetsekvation), energi och rörelsemängd (Navier-Stokes ekvation). Ekvationerna baseras på grundläggande fysikaliska lagar som Newtons lagar och termodynamik och kan sägas ge en vetenskapligt korrekt, (eller till och med vetenskapligt sann) beskrivning av fluiden.

Emellertid är ekvationerna svårlösta och ställer stora krav på beräkningskapacitet och datorkraft. Det finns kommersiella program som används som generella lösare för simulering av fluider, s.k. CFD-program (CFD=Computational Fluid Dynamics). Kraven på datorkraft blir dock orimliga om det område man önskar simulera blir för stort.

Särskilt blir beräkningsbehovet stort om fluiden uppvisar stora koncentrations- och temperaturvariationer samt vid hög grad av turbulens. Närvaro av partiklar där åtminstone de större inte uppför sig som fluiden i övrigt, ökar förstås komplikationerna ytterligare. Av detta skäl används istället ofta förenklade samband och statistiska metoder.

Många av de spridningsmodeller som finns rapporterade i litteraturen baseras på förenklade modeller av atmosfärens rörelser och på statistiska modeller och är kanske främst avsedda för simulering av hur utsläpp sprids över större områden [Vägverket 1999, FOA 1995].

Valet av modell är förstås avhängigt av kravet på upplösning eftersom detta styr hur mycket beräkningskraft som behöver användas. Vill man veta om partiklar genererade i Stockholm kan deponera i Kiruna är det kanske inte nödvändigt att beräkna partikelkoncentrationen för var tionde meter mellan platserna. Skalan avgör också vilken tidsaspekt som är önskvärd för modellen eftersom partiklarnas transporttid och därmed nödvändig simulerad tid, beror av avståndet.

I tabell 1 finns angivet exempel på olika skalor tillsammans med förslag på lämplig tidsskala [Rodhe 1993].

	Horisontell skala	Vertikal skala	Tidsskala
Lokal skala Ex. bilavgaser i stad, skorstensplymer	Upp till något tiotal km	Upp till några hundra meter	Mindre än en timme
Mesoskala Ex. stadsplym	Tiotal till hundratals km	Upp till ca 1 km	Upp till ca 10 timmar
Regional skala Ex. surt regn	Hundratals till tusentals km	Upp till ett par km	Ca ett till fem dygn
Global skala Ex. nedbrytning av stratosfäriskt ozon, växthusgaser	Större än några tusen km	Hela atmosfären	Mer än ett år

Tabell 1. Definition av olika skalor för luftföroreningsproblem

Eftersom utsläpp i atmosfären sedan länge varit intressant för atmosfärs/miljöforskning och pga. behovet av att kunna göra riskanalys vid exempelvis transport av giftiga ämnen [FOA 1995], finns mycket modellarbete som relaterar till spridning.

I en rapport från vägverket [Vägverket 1999] finns detaljerad information om olika modeller för olika skalor. Rapporten finns även tillgänglig via Internet under adressen 'http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/ber/index.htm'

Från brandforskningshåll har det gjorts en del för att utveckla modeller kring rökplyms-utveckling och en del har gjorts med inriktning mot att ta fram modeller för rökutveckling i byggnader [Newman 1990]. Inte fullt lika mycket finns publicerat som direkt rör rök/partikeltransport över större områden utomhus. I de fall publikationer finns [Miles et al. 1994] behandlas röken mest som ett enfassystem, dvs. inga särskilda hänsyn tas till partiklarnas speciella fysik, som exempelvis partikelutväxt, och deponering.

Ett intressant bidrag finns där man simulerat oljebränder med hänsyn tagen till partikelstorlek i röken och där man även jämfört modellens resultat mot verkliga bränder i Alaska, med som det verkar, goda resultat [McGrattan et al. 1995, McGrattan 1997]. Modellen sägs vara särskilt anpassad för oljebränder men skall även kunna användas för andra bränslen. Simuleringsprogrammet är utvecklat av NIST (National Institute of Standards and Technology) och finns tillgängligt gratis via '<http://fire.nist.gov/aloft/>'. Programmet är Windowsbaserat.

I tabell 2 nedan anges exempel på fler modeller för lokal/regional spridnings simulering. Samtliga modeller är utvecklade i Norden. Landstillhörighet är angiven inom parentes i den vänstra kolumnen. Tabellen är hämtad från Vägverkets rapport [Vägverket 1999] där man huvudsakligen intresserat sig för modeller för spridning av bilavgaser men där en del modeller även medger att andra typer av utsläpp simuleras

Emellertid ingår inte heller här specifika aerosolmodeller där man tar hänsyn till partiklarnas fysik. För att exempelvis simulera hur deponering av större partiklar sker i närområdet till en brand behöver därför modellerna kompletteras.

För att göra en detaljerad simulering av ett närområdet till en brand verkar det dock inte finnas några generella modeller tillgängliga. En sådan skulle lämpligtvis kunna utvecklas med någon lämplig CFD kod (FLUENT, CFX, SOFIE) som bas. Resultatet skulle sedan kunna användas som indata till andra modeller för den vidare spridningssimuleringen.

Modell	Kännetecken/ Indata	Utdata	Tillämpnings Område	Beräknings plattform	Utvecklad av
EPISODE (NO)	Mesoskalig, 3- dim Eulersk modell Vindmodell Atmosfärskemi	Timvisa halter Modifikation på sub-grid nivå av lokalskaliga punkt- och linjekällmodeller	Komplexa meteorologiska situationer Beskrivning av haltvariationer timme för timme	Arbetsstation	Norwegian Institute for Air Research
ALARM (S)	Spridningsmodell som tar hänsyn till terrängen	Timvisa halter, percentiler och medelhalter	Spridning vid olyckor, luftföroreningar lokalt/regionalt	PC, uppkoppling till centraldator via Internet	Enger KM -konsult AB
Airviro/Grid (S)	Meso-skala, 3D Eulersk modell Tidserie- och klimatologisk modell. Vindmodell Emissionsdata från EDB(Emissions Data Bas)	Emission: totala emissioner inom valfritt område Halter: Timvisa halter, percentiler och medelvärden	Luftföroreningar i storstadsområden/ regioner	Arbetsstation Stort antal källor kan inkluderas	SMHI
MATCH (S)	Meso-skala, 3D Eulerisk modell Tidsserie modell Meteorologiska indata via numeriska väderprognos modeller	Timvisa halter av 10 ämnen Haltbidragen från regionen och långtransport bidraget. Deposition	Luftföroreningar i storstadsområden/ regioner	Arbetsstation	SMHI

Tabell 2 Olika regionala och lokala simuleringsmodeller

För närvarande pågår bl.a. vid SMHI utveckling av modellen MATCH (se tabell 2) för att inkludera mer specifik aerosolfysik. Modellen beräknas kunna användas 2002 [SMHI 2001].

6. Hälsorisker

I avsnittet redovisas en del av det som rapporterats avseende hälsoproblem orsakade av luftburna partiklar.

I början av 90-talet utfördes ett flertal statistiska undersökningar som klart påvisade samband mellan tillfälligt förhöjda halter partiklar i luften och ökade sjukdoms- och dödsfall bland befolkningen [D'Alessio et al. 1999, Wichmann et al. 2000].

Oron för att små partiklar skall ge upphov till negativa hälsoeffekter är en av de främsta orsakerna till den forskning som pågår kring aerosoler idag. Reglering av tillåtna halter fast material i rökgaser har lett till minskade utsläpp från exempelvis kraft/värme genererande anläggningar [Tullin et al. 2000] och allt strängare rekommendationer för hur stora mängder partiklar som bör tillåtas i omgivande luft [Welinder 2000].

Emellertid baseras rökgasreglering för närvarande inte på partikelmängder utan på en tillåten massa/m³ rökgas, vilket gör att de mindre partiklarna som har mycket liten massa och som ofta är svåra att avskilja i ett filtersystem, fortfarande kan finnas i höga halter i rökgasen. Dessa partiklar är också de som lättast passerar den mänskliga kroppens filtreringssystem (se figur 12).

De skärpta kraven på rening samt förbättrad rening av bilavgaser har haft som oväntad bieffekt att mängden ultrafina partiklar har ökat. En teori för att förklara fenomenet är att det tidigare fanns större möjligheter för dessa att kollidera med och agglomerera på större partiklar [Wichmann et al. 2000]. Detta medför, att även om det inte produceras fler små partiklar idag, så ökar deras livslängd i atmosfären.

Detta fenomen har framkastats som hypotes till varför statistiken inte visar på en minskning av antalet partikelgenererade sjukdoms och dödsfall trots att nivån av partiklar i atmosfären har sjunkit [D'Alessio et al. 1999].

Orsaken skulle alltså vara att det är de mindre, ultrafina partiklarna, som är det huvudsakliga orsaken till sambandet partiklar/hälsa. Detta har dock ännu inte kunnat bevisas. Enligt en relativt ny rapport från HEI [Wichmann et al. 2000] finns det dock en del som pekar på att ultrafina partiklar kan ge upphov till lite andra hälsoproblem än vad som orsakas av lite större partiklar.

Partiklar med en aerodynamisk diameter < 10 µm brukar betraktas som inandningsbara [Hinds 1999]. De mindre partiklarnas rörelser är till stor del beroende av diffusion, medan de större styrs mer av gravitation och tröghet (se figur 7 och 8 ovan). För en partikeldiameter kring 0.5 µm är rörelsen orsakad av diffusion liten, samtidigt som partikeln är för liten för att gravitation och tröghet skall verka effektivt, vilket leder till att dessa partiklar inte fastnar i lika hög omfattning i andningsorganen Detta visas i figur 10 [Heyder et al. 1986].⁸

⁸ Samma fysik yttrar sig som ett partikelavskiljningsproblem för partiklar med diametrar kring 0.5 µm vid rökgasrening från exempelvis ett koleldat kraftverk [Kauppinen, 1991].

Statistiska undersökningar har visat att sjuklighet och dödlighet bland befolkningen har stigit under de perioder som partikelhalterna har ökat [Pope et al. 1992, D'Alessio et al. 1999, Wichmann et al. 2000]. Korrelationen har stigit då man baserat undersökningar på halten mindre partiklar, $PM_{2.5}$, istället för PM_{10} .

Som nämndes ovan så har en del oroande rapporter pekat på de allra minsta partiklarna (ultrafina eller nanopartiklar) som potentiella hälsoriskfaktorer. Det lite obehagliga med dessa är att de kan finnas i stora mängder utan att kunna uppmärksammas eller detekteras om inte speciell mätutrustning finns närvarande. Inga undersökningar där man registrerat mängden ultrafina partiklar i närheten av ett brandområde har heller hittats vid litteratursökningen.

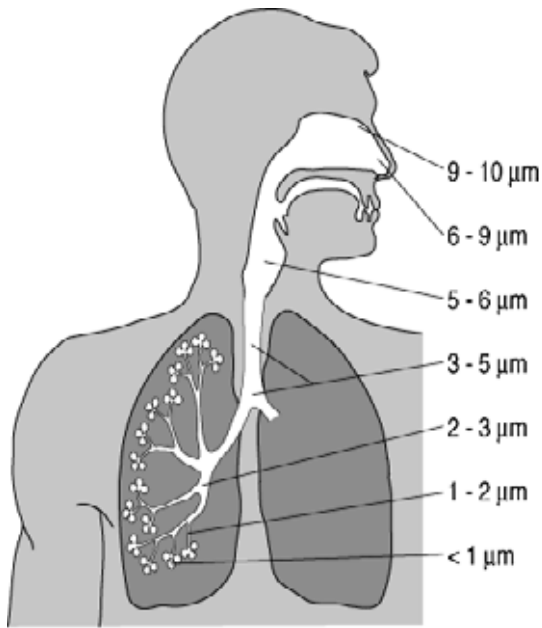
Partiklar med en diameter av ett tiotal nanometer kan lätt tränga djupt ner i lungsäckerna och undersökningar visar att de också lätt kan penetrera lungvävnaden och biologiskt aktiveras i kroppen, betydligt snabbare än motsvarande större partikel bestående av samma ämnen [Lighty et al. 2000, Wichmann et al. 2000].

Upp emot 50 % av alla 20 nm stora partiklar uppskattas fastna i alveolerna vid inandning (se figur 13) och ytterligare en del fastnar i andra djupt liggande regioner [Wichmann et al. 2000].

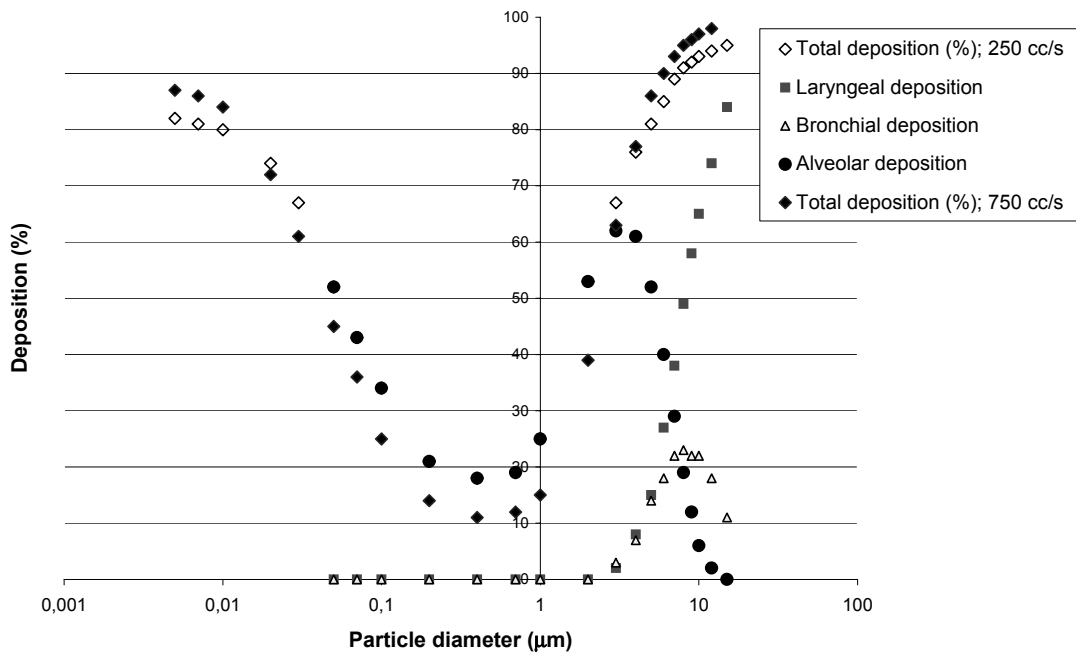
Undersökningar har visat att låga halter ultrafina (14 nm) kolbaserade partiklar kan provocera fram lunginflammation hos råttor medan samma halt 260 nm partiklar, inte påverkade alls [Wichmann et al. 2000]. Dock har man visat att inte alla nanometerpartiklar är lika aggressiva som de kolbaserade.

Förutom andningsrelaterade sjukdomar har partiklar visat sig kunna påverka hjärtrytmen vilket bl.a. leder till ökad stress. Partiklar tros även kunna leda till hjärtinfarkt och slaganfall, samt påverka immunförsvaret [Pope et al. 1999, Stone et al. 1999, Wichmann et al. 2000].

Den exakta mekanismen för hur partiklarna påverkar är ännu oklar men man vet att personer som redan tidigare är fysiskt svaga (barn, gamla) eller har tidigare andnings/hjärt relaterade besvär, löper större risk att drabbas vid förhöjda koncentrationer partiklar i luften. Det pågår också ett omfattande arbete, bl.a. i Europa på att försöka förstå mekanismerna bakom hälsoproblem orsakade av partiklar.



Figur 12 *Inträngning av partiklar i andningsvägarna.*



Figur 13 *Avsättning av sfärer med enhetsdensitet i andningsvägarna [Heyder et al. 1986].*

7. Konklusion

Partiklar som genereras vid bränder i form av synlig rök eller mindre partiklar utgör en hälsorisk för såväl brandbekämpande personal som närboende. Mängden partiklar och deras giftighet varierar med brandtyp och bränsle. Det finns behov av att mäta mängden partiklar som sprids kring ett brandområde och att karakterisera dessa med avseende på storlek och sammansättning samt att ta fram relevanta modeller för att kunna simulera hur aerosolen sprids. Särskilt behövs det information om hur de mindre partiklarna uppför sig i området kring en brand.

8. Referenser

1. Ackerman A. S., Toon O. B., Stevens D. E., Heymsfield A. J., Ramanathan V. och Welton E. J., *Reduction of Tropical Cloudiness by Soot*, Science May 12 2000: 1042-1047
2. Baek S.O. et al, *Phase distribution and particle size dependency of PAHs in urban atmosphere*, Chemosphere, 1991; 22(5-6): 503-520.
3. Balthasar M., *Detailed Soot Modelling in Laminar and Turbulent Reacting Flows*, Ph.D. Thesis Dep. of Combustion Physics, Lund Institute of Technology, 2000
4. Binkowski F.S., *Aerosols in Models-3 CMAQ*, Report EPA/600/R-99/030, chapter 10
5. Building Research Establishment, *Plume Dispersion from Chemical Warehouse Fires*, BRE client report CR 56/95,
6. D'Alessio A., D'Anna A., Gambi G., Minutolo P., Sgro L.A och Violo A., *Combustion-generated Nanoparticles*, Chim. Ind., 1999; 81: 1001-1006
7. FOA, *Våda utsläpp av brandfarliga och giftiga gaser och vätskor. Metoder för bedömning av risker*. Rapport FOA-D—95-00099-4.9—SE
8. Hall D.J. et al., *Deposition of large particles from warehouse fire plumes-a small scale wind tunnel model study*, J. Hazardous Materials, 1998; 59: 13-29
9. Heyder, J., Gebhart, J., Rudolf, G., Schiller, C. F. och Stahlhofen, W., *Deposition of particles in the human respiratory tract in the size range 0.005-15 microns*, Journal of Aerosol Science, 1986; 17(5); pp. 811-825
10. Hinds W.C., *Aerosol Technology*, Second ed., John Wiley & Sons inc. 1999
11. Jaenicke R., *Aerosol-Cloud-Climate Interactions. Tropospheric Aerosols*, 1993; kapitel 1: 1-31 Academic Press, Inc
12. Jokiniemi J.K. at al., *Numerical simulation of vapour-aerosol dynamics in combustion processes*, J. Aerosol Sci., 1994; 25 (3): 429-446
13. Kashparov et al., *Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: Radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters*, J. Environmental Radioactivity, 2000; 51: 281-298
14. Kauppinen E. I., *Aerosol Formation in Coal Combustion Processes*, J. Aerosol Sci., 1991; 22(1): 451-454
15. Kauppinen E.I. and Pakkanen T.A., *Mass and trace element size distributions of aerosols emitted by a hospital refuse incinerator*, Atmospheric Environment, 1990; 24A(2): 423-429
16. Kuhlbusch T.A.J., Hertlein A-M. och Schütz L.M., *Sources, Determination, Monitoring and Transport of Carbonaceous Aerosols in Mainz, Germany*, Atmospheric Environment, 1998; 32(6); 1097-1110

17. Leahey D.M., Hansen M.C. och Schroeder M.B., *An assessment of Air Quality Impacts of Fires Associated with Fire Fighting Operations*, J. Air & Waste Management Association 1993; 43: 341-347
18. Lewtas J., Walsh D., Williams R. and Dobias L., *Air pollution exposure-DNA adduct dosimetry in humans and rodents: evidence for non-linearity at high doses*, Mutation Research, 1997: 378; 51-63
19. Lighty J.S., Veranth J.M. and Saforim A.F., *Combustion Aerosols: Factors governing their size and composition and implication to human health*, J. Air & Waste Management Association, 2000; 50: 1565-1618
20. Márcia A Y, Artaxo P, Miguel A.H. och Allen A.G., *Chemical composition of aerosol particles from direct emissions of vegetation fires in the Amazon Basin: water-soluble species and trace elements*, Atmospheric Environment, 2000; 34: 1641-1653
21. McGrattan K.B., *Smoke Plume Trajectory from In Situ Burning of Crude Oil: Complex Terrain Modelling*, Environment Canada, AMOP, Technical Seminar, June 11-13, 1997, Alberta Canada. Proceedings, Volume 2. Environment Canada, Ottawa Ontario 1997
22. McGrattan K.B., Walton W.D., Putorti A.D., Twilley W.H., McElroy J. och Evans D.D., *Smoke Plume Trajectory from In Situ Burning of Crude Oil in Alaska: Field Experiments*, Report NISTIR 5764, US Dep. Of Com. 1995
23. Miles S.D., Cox G. Christolis M.N., Christidou A., Boudouvis A.G., och Markatos N.C., *Modelling the Environmental Consequences of Fires in Warehouses*, Fire Safety Science-Proceedings of the 4th International Symposium, 1994: pp 1221-1232
24. Neimark A.V. et al., *Extended Characterization of Combustion-Generated Aggregates: Self-Affinity and Lacunarities*, J. Colloid and Interface Sci., 1996; 180: 590-597
25. Newman J.S., *Smoke Characterisation in Enclosure Environments*, Characterisation and Toxicity of smoke, ASTM STP 1082, Hasegawa H.K, Ed., 1990: pp 121-134
26. Nicholson K.W., *The dry deposition of small particles: A review of experimental measurements*, Atmospheric Environment, 1988; 22(12): 2653-2666
27. Notarianni K.A., Evans D.D. , Walton W.D., Madrzykowski D. och Lawson R.J., *Smoke production from large oil pool fires*, Interflam 1993: 6th International Fire Conference, Interscience Comm. Ltd, pp 111-119
28. Parungo F. et al, *Aerosol particles in the Kuwait Oil Fire Plumes: Their Morphology, size distribution, Chemical Composition, Transport and Potential Effect on Climate*, J. Geophysical Research, 1992; 97(D14): 15867-15882
29. Pope C.A. et al., *Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley*, Arch Environ Health, 1992; 47: 211-217
30. Pope C.A. et al., *Heart rate variability associated with particulate air pollution*. Am. Heart J., 1999; 138: 890-899

31. Preining O., *The physical nature of very, very small particles and its impact on their behaviour*, J. Aerosol Sci., 1998, 29 (5/6): 481-495
32. Rau J.A., *Composition and Size Distribution of Residential Wood Smoke Particles*, Aerosol Science and Technology 1989; 10: 181-192
33. Rodhe K., *Löftföroreningars spridning*, 1993, Kompendium, Meteorologiska institutionen, Stockholms Universitet
34. Rosell L., Simonson M och Hertzberg T., *Metoder för mätning och modellering av aerosoler, PAH och dioxiner*, SP Arbetsrapport 2000:29, Kemi och Materialteknik/ Brandteknik, Borås 2000
35. Ruokojärvi P, Aatamila M. och Ruuskanen J., *Toxic chlorinated and polyaromatic hydrocarbons in simulated house fires*, Chemosphere, 2000; 41: 825-828
36. Shemwell B. och Levendis Y., *Particulates generated from Combustion of Polymers (Plastics)*, J. Air & Waste Management Association, 2000; 50: 94-102
37. Siegmann K och Siegmann H.C., *The Formation of Carbon in Combustion and how to Quantify the Impact on Human Health*, Europhysics News, 1997; 28: 50-57
38. Sheridan J.P., Schnell R.C., Hofman J.D., Harris J.M. and Deshler T., *Electron microscope studies of aerosol layers with likely Kuwaiti origins over Laramie, Wyoming during spring 1991*, Geophysical Research Letters, 1992: 19(4): 389-392
39. Skillas G. et al., *High fractal-like dimension of diesel soot agglomerates*, J. Aerosol Sci. 1998; 29(4): 411-419
40. SMHI, Pers. Komm. Joakim Langner
41. Snegirev A.Yu. Makhviladze G.M. och Roberts J.P., *The effect of particle coagulation and fractal structure on the optical properties and detection of smoke* Fire Safety Journal, 2001; 36: 73-95
42. Stone P.H. et al., *First step toward understanding the pathophysiologic link between air pollution and cardiac mortality*, Am. Heart J. 1999; 138: 804-807
43. Tullin C., Johansson J. Johansson M., Svedberg P., *Literature survey on Particulate emissions from biomass combustion*, Report no ER 9:2000, SP, Swedish National Testing and Research Institute
44. Vemury S. and Pratsinis E., *Self preserving size distribution of agglomerates*, J. Aerosol Sci. 1995; 26(2): 175-185
45. Viau C.J., Lockard J.M., Enoch H.G. och Sabharwal P.S., *Comparison of the Genotoxic Activities of Extracts from Ambient and Forest Fire Polluted Air*, Environmental Mutagenesis 1982; 4: 37-43
46. Vägverket, *Beräkningshandbok för vägtrafikens luftföroreningar*, Publikation 1999:125
47. Welinder H, *Förslag till luftkvalitetskriterier för luftföroreningar I Öresundsregionen*, Miljöprogrammet för Öresundsregionen, Rapport 2000-02-08
48. Wichmann H-E. et al., *Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of Particle Number and Particle Mass*, Report, Helth Effects Institute, Nov. 2000