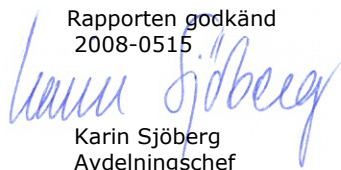


# Spridning av föroreningar till luft från bränder

Marie Haeger-Eugensson, IVL, Lin Tang, IVL och GU  
Deliang Chen, IVL och GU, Jesper Axelsson, SP  
Anders Lönnermark, SP, Håkan Stripple, IVL

B1702  
Maj 2008

Rapporten godkänd  
2008-0515



Karin Sjöberg  
Avdelningschef

<b>Organisation</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB	<b>Rapportsammanfattning</b>
<b>Adress</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel</b> Emissioner från bränder - Metoder, Modeller och Mätningar
<b>Telefonnr</b> 08-598 563 00	<b>Anslagsgivare för projektet</b>
<b>Rapportförfattare</b> Marie Haeger-Eugensson, IVL, Lin Tang, IVL och GU, Deliang Chen, IVL och GU, Jesper Axelsson, SP, Anders Lönnermark, SP, Håkan Stripple, IVL	
<b>Rapporttitel och undertitel</b> Spridning av föroreningar till luft från bränder	
<b>Sammanfattning</b> <p>           Detta projekt är en del av en större studie med övergripande syftet att ta fram en metod för beräkning av emissioner från bränder samt användande av dessa till spridningsberäkningar både till luft och vatten. Resultat från luftemissionsdelen har använts som indata till de be-räkningar genomförda i detta delprojekt vars syfte varit att testa hur dispersion och haltnivåer kan skilja sig beroende på val av modell, definiera styrande brand- och meteorologiska parametrarna, för deposition och halt i luft och att utveckla och testa en metod för generaliserade spridningsberäkningar för bränder genom statistiskt bearbetade resultat från ett års beräkningar för olika meteorologiska klasser. Det har hittills varit svårt att spridningsberäkna bränder med avancerade spridningsmodeller eftersom nödvändiga indata inte funnits. Fokus har istället legat på att återge brandförloppet bra medan meteorologi, och därmed dispersionen, varit förenklad. Vi har inte funnit utredningar som visar om enklare modeller eller generaliseringar av befintliga brandmodeller utgör ett tillräckligt bra underlag för snabb bedömning av miljö- och hälsoeffekter från bränder. Beräkningarna i detta projekt är genomförda med TAPM-modellen under olika årstider som medel- och maximala dygnsvärden samt av dygnsdeposition av PM<sub>10</sub> för respektive plymriktning. Medelvärdena används för bedömning av miljöpåverkan och maximala dygnshalter för mer akuta hälsoeffekter för att utforma och förebyggande åtgärder, både akut och långsiktigt (t.ex. stadsplanering). För-hållandet mellan max- och medelhalter varierar beroende på säsong och spridningsförutsättningar, med maxhalten ca 50 ggr högre och med stor variation. Haltnivåerna i centrum- respektive kransplymerna är båda ca 200 µg/m<sup>3</sup> även om emissionen är ca 5 ggr högre i centrumplymen jämfört med de sammanlagda emissionerna från kransplymerna. Skälet är att den högre centrumplymen sprids mer effektivt till följd av den dubbelt så höga vindhastigheten på hög nivå. Validering av beräknade haltnivåer och plym-lyft har visat att med brandindata från en brandmodell har spridningen av PM<sub>10</sub> återgets väl med TAPM -modellen. Beräkningarna är även tänkta att vara bas för utveckling av en modell anpassad för användande under fältmässiga förhållanden för att snabbt få fram beslutsunderlag för åtgärder vid olyckor (som evakuering) och därmed förebygga och minimera skador på t.ex. miljö och människors hälsa.         </p>	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren</b> Brand, spridningsberäkning, halter, PM <sub>10</sub> , partiklar, emissioner	
<b>Bibliografiska uppgifter</b> IVL Rapport B1702	
<b>Rapporten beställs via</b> Hemsida: www.ivl.se, e-post: publicationservice@ivl.se, fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

## **Förord**

Detta arbete har finansierats av Räddningsverket.

Delprojektet har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet, SP Brandteknik (projektledare för hela projektet), Statens Geotekniska Institut (SGI) och Södertörns Brandförsvarsförbund. Förutom författarna till denna rapport har följande personer varit delaktiga i projektet: Margaret Simonson, Tommy Hertzberg (SP), Anna Palm Cousins (IVL), Bengt Rosén (SGI) samt Patrik Åhnberg (Södertörns Brandförsvarsförbund).

Till projektet knöts en referensgrupp. Medlemmar i referensgruppen var:

Ann Lundström, Miljöförvaltningen, Göteborg

Ingela Höök, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Måns Krook, Malmö Brandkår

Niklas Johansson, Naturvårdsverket

Peter Andersson, Svenska brandförsvärsföreningen

Cecilia Alfredsson, Räddningsverket

Claes-Håkan Carlsson, Räddningsverket

Marianne Runhage, Räddningsverket (var under en period kontaktperson för projektet)

Föreliggande rapport är delrapporten i projektet "Emissioner från bränder - Metoder, Modeller och Mätningar". Hela projektet sammanfattas i en huvudrapport (Lönnermark m.fl. 2007), där vissa detaljer kring brandförsök och modelleringar, samt länkar mellan de olika delarna inom projektet återges. Dessutom sammanfattas de viktigaste slutsatserna från projektet. För fördjupad information hänvisas till nedanstående rapporter som innehåller ytterligare detaljer kring arbetet inom projektet:

Lönnermark, A. m.fl. " Emissioner från bränder - Metoder, Modeller och Mätningar". Räddningsverket 2007.

Lönnermark, A., Stripple, H. och Blomqvist, P., "Modellering av emissioner från bränder", SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 2006:53, Borås, 2006.

Rosén, B., Andersson-Sköld, Y. och Starzec, P., "Emissioner från bränder - Spridning till mark och vatten", Statens geotekniska institut, SGI Varia nr 568, Linköping, 2006

## Sammanfattning

Detta projekt är en del av en större studie (Lönnermark et. al. 2007), där det övergripande syftet har varit att ta fram en metod för beräkning av emissioner från bränder samt användande av dessa till spridningsberäkningar till luft och vatten. Resultat från luftemissionsdelen har använts som indata till de beräkningar som är genomförda i detta delprojekt vars syfte varit att:

- testa hur dispersion och haltnivåer kan skilja sig beroende på val av modell.
- visa de mest styrande parametrarna, för deposition och haltnivån i luft, både avseende brand- och meteorologiska parametrar.
- att utveckla och testa en metod för generaliserade spridningsberäkningar för bränder genom statistiskt bearbetade resultat från ett års beräkningar för olika meteorologiska klasser.

Det har hittills varit svårt att spridningsberäkna bränder med avancerade spridningsmodeller eftersom nödvändiga indata, emissioner och tekniska data så som brandrökstemperaturer och brandgashastigheter, inte funnits tillgängliga, varför modeller använts där fokus har legat på att återge brandförloppet bra, medan meteorologin, och därmed även dispersionen, varit förenklad. Vi har inte funnit några utredningar som visar om enklare modeller eller generaliseringar av befintliga brandmodeller utgör ett tillräckligt bra underlag för bedömning av haltnivåer från bränder.

Spridningsberäkning av emissioner från bränder, främst av partiklar, har genomförts med TAPM-modellen (The Air Pollution Model) vilken har påvisade bra förutsättningar att återspegla dispersion både regionalt och lokalt. Erhållna resultat från spridningsberäkningarna är halter i luft i tre dimensioner, våt och torr deposition samt plymlyft. TAPM har hittills främst använts på ett traditionellt sätt för att beräkna dispersion från punkt-, linje- och areakällor och är alltså inte specifikt utvecklad för att beräkna spridningen från bränder. Bristen på brandspecifika indataparametrar har kompenseras genom att använda indata framtagen i brandmodellförsök i kombination med CFD-modellering.

I resultaten presenteras:

1. detaljerad information av de processer som främst styr, plymlyft och därmed dispersion och deposition vid bränder.
2. en generaliserad spridning genom klassificering av spridningsmönstret av dygnsmedelvärdet för alla dygn baserat på ett års beräkningar av PM<sub>10</sub>.

Syftet med det förstnämnda var att visa hur olika brandindata, meteorologi, topografi samt tidsupplösning m.m. kan påverka resultatet samt hur plymens timvisa utbredning både horisontellt och vertikalt ser ut. Haltnivåerna i både centrum plymen och kranskällorna är ca 200 µg/m<sup>3</sup> även om emissionerna är ca 5 ggr högre i centrumplymen jämfört med de sammanlagda emissionerna från kransplymerna. Resultaten från modellberäkningarna visar att centrumplymen snabbt, men på hög höjd (ca 200m), ger relativt höga halter drygt 2 km från branden. Haltnivån från kranskällorna är däremot som högst i markplan och upp till ca 50 m de närmaste 500-750 metrarna från källan. Skälet att haltnivån är lika i de båda plymerna, trots högre emissioner i den ena, är alltså att den högre centrumplymen sprids mer effektivt, bl.a. till följd av den dubbelt så höga vindhastigheten på hög nivå.

Syftet med punkt 2 var att visa hur emissioner från olika storlekar på bränder och under olika årstider sprids samt att statistiskt generalisera denna spridning. Beräkningar har genomförts med TAPM-modellen för varje dygn under ett år av medel- och maximala dygnsmedelvärden samt av dygnsdeposition av PM<sub>10</sub> i plymriktningen. Förhållandet mellan maximala dygnsmedelvärden och medeldygnsmedelvärden samt maximala- och medeltimedelvärden kan variera relativt mycket

beroende på luftens skiktning eller säsong. Maxhalten är exempelvis i medeltal 50 ggr högre vid inversionstillfället än vid normal skiktning och med en mycket stor variation ( $\pm 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) baserat på beräkningar för ett typiskt år.

Medelvärdena är tänkta att ligga till grund för bedömning av miljöpåverkan från bränder samt deposition och maximala dygshalter för bedömning av mer akuta hälsoeffekter.

Den säsongsvisa jämförelse visar att det förekommer ungefär lika höga maximala haltnivåer av partiklar nära källan under sommaren som under vintern, framför allt för den stora branden vid låga vindhastigheter. Under sommaren spåds dock halten ut snabbare än den gör under vintern. För stor brand är de maximala haltvariationerna av partiklar är större mellan de olika vindriktningarna under vintern än under sommaren. Detta gäller dock inte för liten brand där förutsättningarna är mer lika.

Vid jämförelse mellan stor och liten brand avseende både medel- och maximala halter av partiklar så är skillnaden mellan de båda bränderna större under vintern än under sommaren för de låga och medelhöga vindhastigheterna och vid de höga hastigheterna. Detta beror sannolikt också på skillnaden i nedblandningsförhållanden. Eftersom den lilla brandens alla plymer till största delen befinner sig nere i dalgången, så utsätts inga av dessa plymer för de högre vindhastigheter m m som råder över bergens överyta.

För bedömning av hälsoeffekter till följd av en brand har beräknade maximala  $\text{PM}_{10}$  halter baserat på maximala emissioner från en brand använts. Eftersom endast  $\text{PM}_{10}$  haltberäknats har emissionsrelationer mellan  $\text{PM}_{10}$  och t.ex. Benzo(a)pyren (Lönnermark m.fl. 2007) använts för att även erhålla haltnivåer av några andra hälsofarliga substanser som kan uppstå vid brand. Dessa har jämförts med respektive ämnes hygieniska gränsvärdena (AFS, 2005). Det visade sig att maximala haltbidrag av Benso(a)pyren och  $\text{PM}_{10}$  i marknivån kan överskrida det hygieniska gränsvärdena.

En jämförelse har gjorts mellan beräknade haltnivåer med TAPM och brandgasmodellen ALOFT-FT. I denna modell har relativt stora generaliseringar gjorts med avseende på meteorologi, samt att den inte kan varieras vare sig spatiell - eller tidsupplösning utanför brandhärden, vilket ger förenklade spridningsförutsättningar. I gengäld återspeglas brand-parametrarna över brandområdet. Resultatet visar att de båda modellerna överensstämmer relativt väl den närmaste 1 km men därefter skiljer sig mer. Största skillnaden består i att nedblandningen av plymen är relativt liten beräknat i ALOFT jämfört med den beräknat i TAPM. Detta leder till att plymen ifrån ALOFT ligger på en konstant högre nivå jämfört med TAPM, samt att skillnaden i haltnivåer ökar med avståndet både på högre nivåer och i markplan.

Det har varit svårt att finna evalueringsdata för brandgasmodellering. För att grovt kunna bedöma om beräknade haltnivåer är rimliga har mätningar av CO från en däckbrand i Tyskland använts och jämförts mot i detta projekt uppskattade haltnivåer av CO genom att de här beräknade  $\text{PM}_{10}$  halterna omvandlades, med en relevant faktor (från SP), till CO. Haltnivån av CO låg då i samma storleksordning som de i Tyskland uppmätta haltnivåerna. En jämförelse gjordes också av de i detta projekt beräknade, och från Tysklansprojektet, faktiska plymlyft och resultatet visar på god överensstämmelse.

Enligt modellen förekommer endast deposition vid kraftig nederbörd, d.v.s. torrdepositionen är, enligt modellen, liten. Vid faktiska bränder kan dock oftast rester av nedfall nära branden ses, t.ex. i fallet med en däckbrand i Malmö 2001. För att kunna modellera detta på ett bra sätt måste dock mer information om partikelstorleksfördelning av emissionen finnas tillgänglig.

Resultatet från detta projekt är tänkt att kunna användas för hälso- och miljöbedömningar m.m., och även ligga till grund för att utforma förebyggande åtgärder, både akut och långsiktigt (i t.ex. stadsplaneringsarbete). På så sätt kan allvarliga negativa effekter till följd av höga halter av rökgaser vid brandolyckor minska. Beräkningarna är även tänkta att utgöra en metodik/bas för utvecklande av en modell anpassad för användande under fältmässiga förhållanden. Syftet med en sådan modell är att vid olyckor snabbt få fram beslutsunderlag vilket kan ligga till grund för åtgärder (så som evakuering) och därmed förebygga och minimera skador på t.ex. miljön och människors hälsa. Men det framgår också av resultatet att det är relativt stora variationer i haltnivåer av partiklar från bränder.

För att erhålla bra resultat vid bradgasmodellering är det viktigt att modellen kan ta hänsyn till olika meteorologiska lokala och regionala förhållanden. Med brandindata (brandgastemperaturer och brandgasflöden m.m) från en brandmodell antas spridningen av partiklar, och därmed även beräkning av haltnivåerna återges väl med TAPM-modellen.

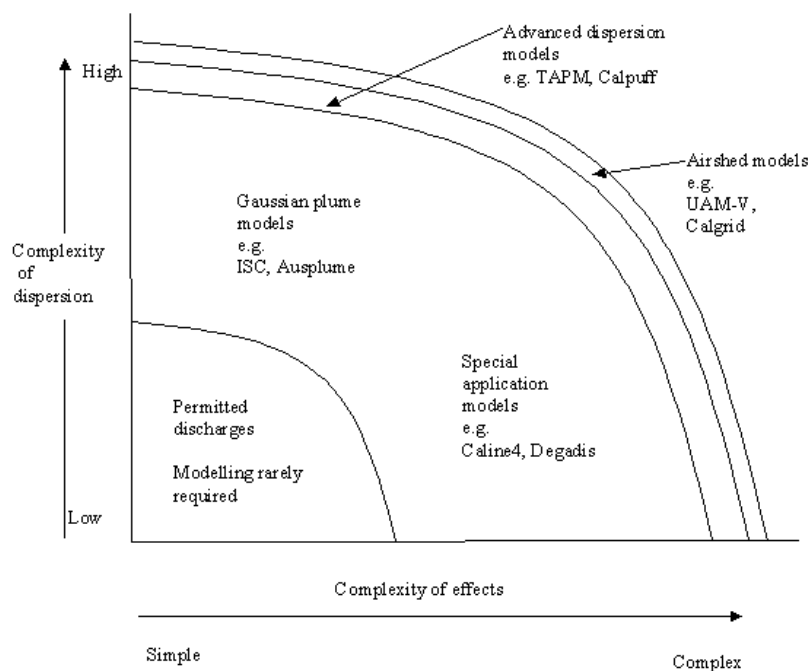
## Innehållsförteckning

Spridning av föroreningar till luft från bränder .....	1
1 Inledning .....	2
2 Bakgrund och syfte .....	3
3 Metodik .....	4
3.1 Områdesbeskrivning .....	4
3.2 Spridningsförutsättningar .....	6
3.3 Beräkning av representativt år med Lambs väderklasser .....	8
3.4 Beskrivning av olika modeller .....	11
3.4.1 TAPM-modellen .....	11
3.4.2 ALOFT-FT .....	12
3.5 Indata spridningsberäkningarna .....	13
3.5.1 Indata till TAPM, olika brandscenarier .....	14
3.5.2 Indata ALOFT-FT .....	18
4 Resultat .....	19
4.1 Olika brandparametrars betydelse för plymlyftet .....	19
4.1.1 Med konstanta brandparametrar .....	20
4.1.2 Effekten på spridningen vid delvis variabel brandindata .....	25
4.1.3 Effekten av differentiering av brandparametrarna över ytan .....	31
4.1.4 Jämförelse mellan olika brandberäkningar .....	36
4.2 Beräkning av deposition .....	38
4.3 Beräkningar genomförda med ALOFT .....	39
4.4 Illustrering av brandförloppet med TAPM .....	40
4.5 Jämförelse mellan TAPM och ALOFT .....	45
4.6 Generaliserad beräkning på årsbas .....	46
4.6.1 Representativitet av klassificeringen .....	47
4.6.2 Meteorologisk analys - helår .....	51
4.6.3 Spridningsberäkningar .....	52
4.6.4 Jämförelse mot hygieniska gränsvärden .....	60
4.7 Metodik för framtida fältberäkningar av spridning vid brand .....	62
5 Diskussion .....	64
6 Slutsatser .....	66
7 Referenser .....	67

# 1 Inledning

Vid olyckor som inkluderar brand sker en spridning av olika typer av luftföroreningar. Hur spridningen av dessa föroreningar sker beror till största delen av vädret, där både den regionala och den lokala meteorologin är viktig, samt även brandparametrarna rökgastemperatur och rökgashastighet (bestämmer bl.a. plymlyftet).

Spridning av föroreningar från olika typer av industrikällor kan idag ofta väl simuleras med hjälp av beräkningar med avancerade spridningsmodeller, där parametrar som topografi, markanvändning, vind och turbulens m.m. ingår. De så kallade Gaussiska spridningsmodellerna är de mest använda, men dessa modeller kan dock oftast inte simulera komplexa vind och turbulensmönster vilka uppstår i bl a kustzoner och i komplex terräng (Cermac 1994, Niewiadomski et al. 1999). Nedan (Figur 1-1) har en klassificering gjorts av när olika modeller bör användas (NIWAR, 2004).



Figur 1-1 Värdering av olika modellers applicerbarhet för olika typer av komplex spridningsmodellering. Y-axeln visar ökad komplexitet med avseende på utspädningen. X-axeln visar ökande komplexitet med avseende på effekten (d.v.s. kustlägen eller komplex terräng) (NIWAR 2004).

Vid beräkning av spridning av föroreningar till luft vid Extremsituationer, till vilka brand måste räknas, bör därför en modell som inkluderar ovanstående krav användas. Den modell som använts bedöms uppfylla ovanstående krav.

Eftersom dessa typer av modeller ofta kräver lång beräkningstid erhålls inte resultatet momentant, varför dessa modeller, i sin nuvarande utformning, inte är relevanta att använda i akutskedet i samband med olyckor. Det är sannolikt inte heller relevant att använda enklare och därmed snabbare modeller, eftersom dessa inte återger spridningen på ett tillräckligt bra sätt. Det finns därför ett behov av att



utveckla en metod/modellsystem som på ett både snabbt och realistiskt sätt återger såväl emissioner som spridning av brandgaser.

## 2 Bakgrund och syfte

Det har hittills varit svårt att spridningsberäkna bränder med avancerade spridningsmodeller eftersom nödvändiga indata, emissioner och tekniska data så som brandrökstemperaturer och brandgashastigheter, inte funnits tillgängliga. Historiskt har därför spridningsberäkningar avseende föroreningar till luft från bränder huvudsakligen genomförts med modeller där fokus har legat på att återge brandförloppet bra. Meteorologin, och därmed även dispersionen, har däremot varit förenklad, oftast på grund av att det annars skulle krävas för mycket datorkraft om båda processerna skall återges till fullo (Walton and McGratto 1998). Det är dock inte känt om den generalisering, som de idag befintliga brandmodellerna gör, ger ett tillräckligt bra underlag för bedömning av haltnivåer från bränder, eller om avancerade modeller, och därmed en bättre återgivning av lokala förhållanden behövs.

Det finns även åtskilliga exempel från USA (National Fire Danger Rating System, 2008) och Canada (Canadian Wildland Fire Information System 2008) där man använder sig av bl.a. ett dygnsbaserat meteorologiskt index sk. ADI (Atmospheric Dispersion Index) baserat på bl.a. blandningshöjden för att värdera hur "farlig" en uppkommer skogsbrand kan bli för omkringboende. Man har även tagit fram ett system för att kunna värdera risken för om det skall uppkomma skogsbrand.

Behoven av emissionsuppskattningar från bränder (och hur emissionerna sprids i luft, vatten och mark) finns inom flera olika områden, t ex för att kunna bedöma vilka ämnen och hur stora emissioner som bildas från ett enskilt brandobjekt, för att kunna uppskatta de totala emissionerna från bränder i en region eller i ett land, eller för att i förväg kunna bedöma riskerna vid en eventuell brand vid regional planering av olika områden. Även arbetsmiljöfrågor under släckningsarbete är av betydelse i dessa sammanhang. Den forskning som bedrivits avseende förbränningsprodukter från bränder har länge huvudsakligen inriktat sig på bestämning av huvudkomponenter som CO<sub>2</sub> och CO samt vissa giftiga gaser som anses viktiga i brandens närområde såsom t ex HCN och HCl (Beyler, C. L 1986, Pitts 1994, Nelson 2003 och Simonson et al. 2003). Det finns dock få tillgängliga mätningar från däckbränder, men en har återfunnits där mätningar av CO är genomförda (Yamaguchi 2000). På senare år har även många andra ämnen uppmärksamats och inkluderats i analyser av brandgaser och släckvatten i samband med bränder i olika objekt (se vidare Lönnermark 2007).

Detta projekt är en del av en större studie (Lönnermark et al. 2007), där det övergripande syftet har varit att ta fram en metod för beräkning av emissioner bränder samt användande av dessa till spridningsberäkningar både till luft och vatten. Resultat från luftemissionsdelen har använts som indata i en, ur meteorologisk synpunkt, avancerad spridningsmodell. Syftet i denna delrapport har varit att:

- testa hur dispersionen och haltnivåerna kan skilja sig beroende på val av modell.
- visa de mest styrande parametrarna, för deposition och haltnivån i luft, både avseende brand- och meteorologiska parametrar.
- att utveckla och testa en metod för generaliserade spridningsberäkningar för bränder. Detta görs genom att använda statistiskt bearbetade meteorologiska resultat från ett års beräkningar för olika meteorologiska klasser.

Resultatet är tänkt att kunna användas för hälso- och miljöbedömningar m.m., och även ligga till grund för att utforma förebyggande åtgärder, både akut och långsiktigt (i t.ex. stadsplaneringsarbete). På så sätt kan allvarliga negativa effekter till följd av höga halter av rökgaser vid brandolyckor minska. Beräkningarna är även tänkta att utgöra en metodik/bas för att med utgångspunkt från denna kunskap

i nästa fas ta fram en modell anpassad för att kunna användas under fältmässiga förhållanden alternativt vara åtkomlig via Internet. Tanken är att man vid olyckor snabbt skall kunna få fram beslutsunderlag genom att beräkna spridning av föroreningar från bränder och därmed förebygga och minimera skador på t.ex. miljön och människors hälsa.

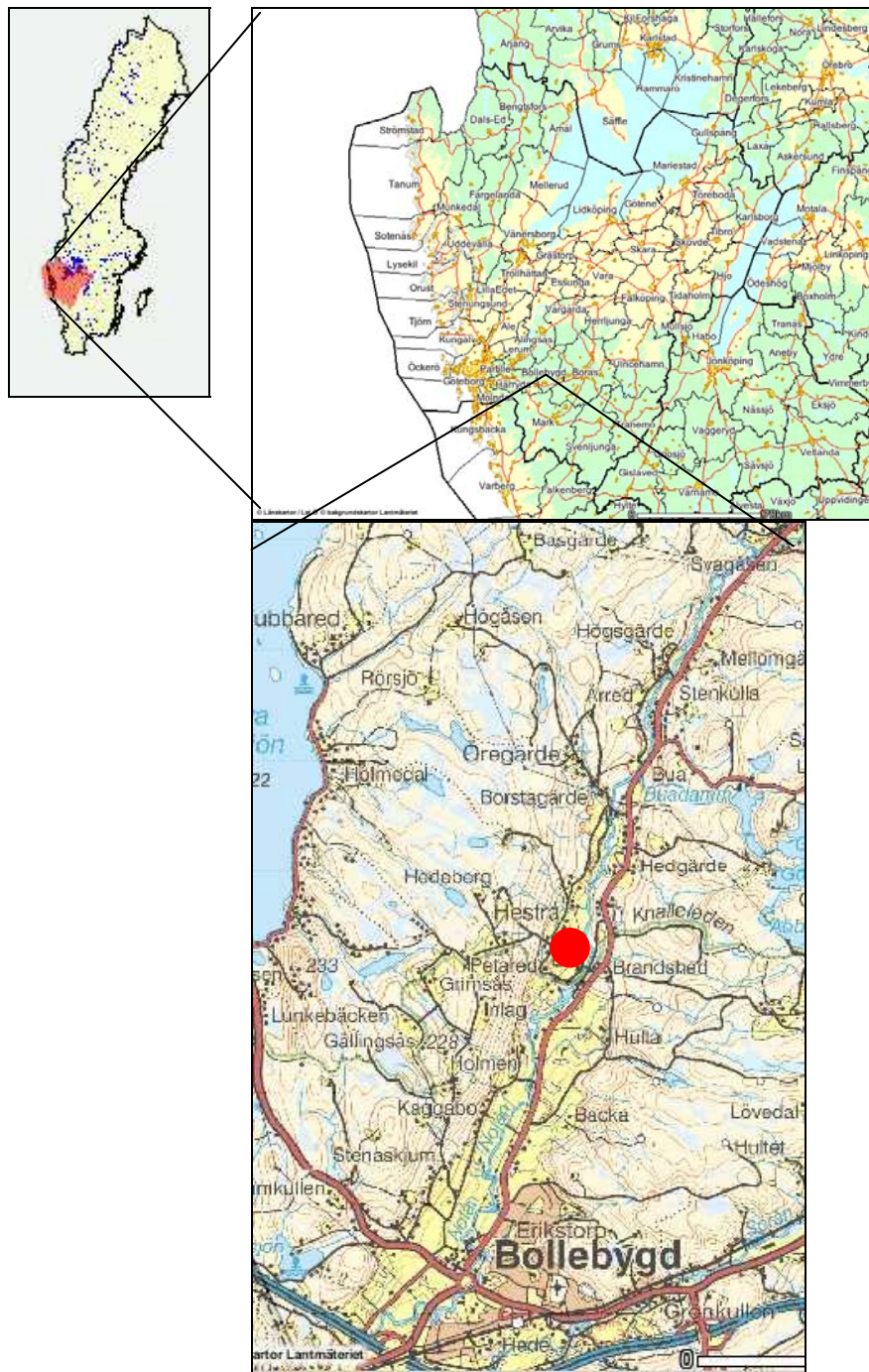
### 3 Metodik

Spridningsberäkning av emissioner från bränder genomfördes med den sk. TAPM-modellen (se vidare avsnitt 3.4.1). Skälet till att denna modell användes är att den återspeglar dispersionen lokalt på ett mycket bra sätt genom att lokalspecifika förutsättningar (t.ex. meteorologin och spridningen, vilka kan variera mycket under vissa tillfällen) tas hänsyn till, samtidigt som även det övergripande storskaliga synoptiska väderläget är inkluderat. I TAPM har simuleringar genomförts med timvis tidsupplösning. Beräkningarna går till så att resultatet (både avseende meteorologi och spridning) från en timme utgör ingångsdata till nästa timme. I många modeller behandlas respektive timme separat. Erhållna resultat från spridningsberäkningarna är halter i luft även i tre dimensioner, våt och torr deposition samt plymyft och meteorologiska data. TAPM har hittills främst används för att beräkna dispersion runt industrier samt i tätortsmiljöer, och är alltså inte specifikt utvecklad för att beräkna spridningen från bränder. Detta kompenseras genom att indata framtagits från brandmodellförsök i kombination med CFD-modellering (se kap. 3.5) med en brandmodell (FDS kap. 3.5).

För att utvärdera användbarheten av spridningsberäkningsprogrammet ALOFT-FT har en jämförelse mellan resultat beräknade med TAPM och ALOFT-FT för ett utvalt tillfälle genomförts. ALOFT-FT (se vidare kap. 3.5) är framtagen för brandmodellering. Nackdelen med den är att relativt stora generaliseringar gjorts med avseende på meteorologin, samt att den inte varierar i vare sig spatial upplösning utanför brandområdet eller i tidsupplösning, vilket ger förenklade spridningsförutsättningar. I gengäld återspeglar den brandparametrarna över brandhärden.

#### 3.1 Områdesbeskrivning

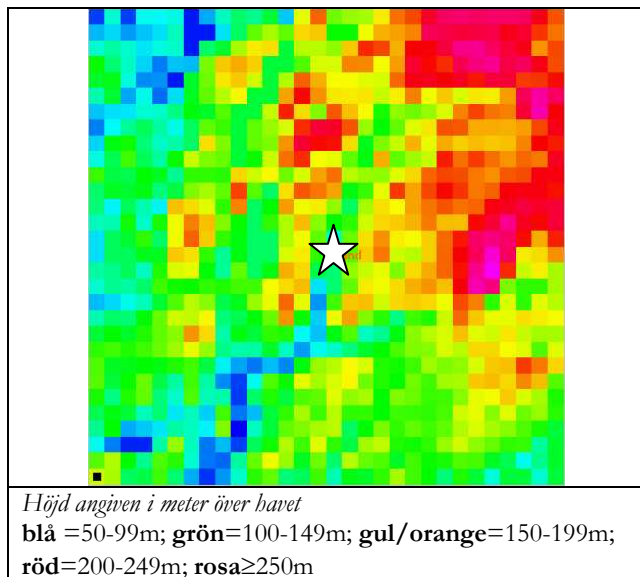
Vid val av område för genomförande av spridningsberäkningarna från brand både avseende luft, mark och vatten var kriteriet att dessa skulle ske på samma plats, eftersom en del av resultaten skulle ingå som indata till de andra beräkningarna. Det geografiska läget för beräkningarna valdes till en inte alltför stor dalgång, primärt för att spridningsberäkningarna till mark och vatten skulle ske från ett mindre dräneringsområde. Inlandsläget valdes för att inte spridningen till luft skulle vara alltför effektiv, vilket ofta är fallet i kustnära lägen (på grund av högre vindhastigheter). Dessa kriterier överensstämde väl med Nolåns dalgång vid Bollebygd, varför denna plats valdes för genomförande av brandberäkningarna (*Figur 3-1*).



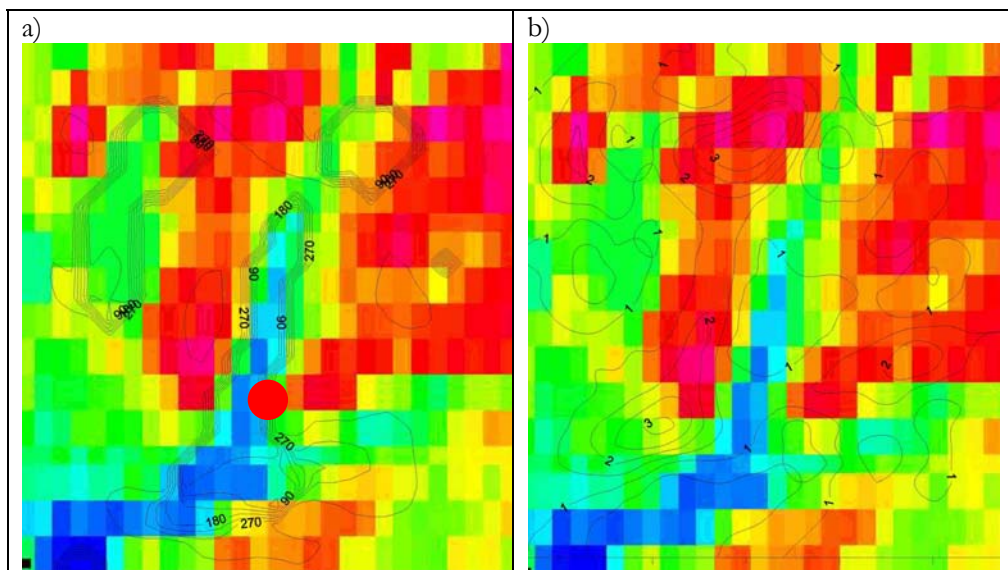
Figur 3-1. Undersökningsområdet för spridningsberäkningarna till luft, mark och vatten. Dalgången ligger i Bollebygd i Västra Götalands län. Brandberäkningarna genomfördes vid den röda punkten.

Topografin i området presenteras i *Figur 3-2*. Denna karta baseras på TAPMs databas. Eftersom området är relativt kuperat kommer vindriktning och vindhastighet modifieras till följd av detta. Detta ses på exempelvis vindskillnader i och på höjdområdet runt dalgången. Exempel på hur TAPM har

beräknat dessa parametrar över området visas i (Figur 3-3a och b). Det framgår att för detta fall är vindhastigheten ca 3 gånger högre på höjdpartierna jämfört med nere i dalgången.



Figur 3-2. Beräkningsområdets a) markanvändning med avseende på land/vatten samt dess b) topografi. Brandens lokalisering är markerad i bilden med en stjärna.

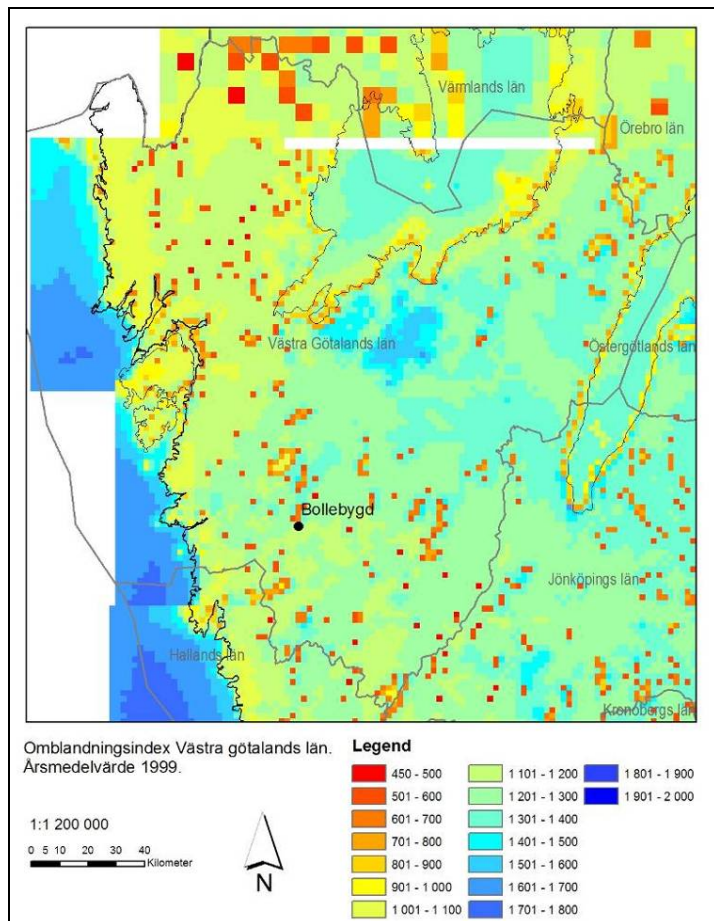


Figur 3-3. Exempel på, med TAPM, beräknad a) vindriktning(°) och b) vind-hastighet (m/s) för beräkningsområdet i Bollebygd. Exemplet visar dyggsmedelvärden. Baskartan visar topografin enligt Figur 3-2.

## 3.2 Spridningsförutsättningar

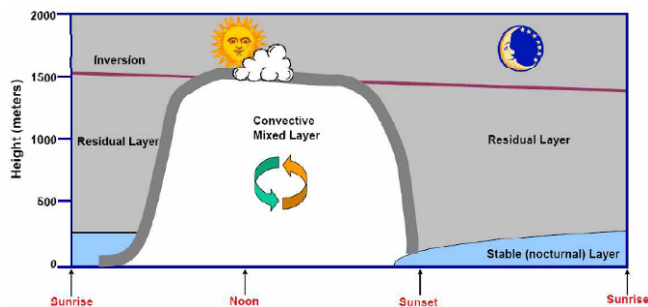
De meteorologiska förutsättningarna i Bollebygd styrs av lokalisering i dalgången (lokal-mikroskala) belägenheten i ett höjdområde (lokalskala) samt av närheten till kusten (regional skala). Spridningsförutsättningarna i dalgången blir därför starkt påverkade av dessa faktorer och beskrivs här

genom ett sk omblandningsindex (se Figur 3-4). Beräkning av detta index har genomförts för Västra Götaland i syfte att visa de lokala omblandnings-förutsättningarna i Bollebygd.



Figur 3-4. Spridningsförutsättningar till luft i Västra Götaland beräknat som ett omblandningsindex här beräknat som årsmedelvärde. Lågt index =dåliga omblandningsförutsättningar.

Indexet är baserat på ett av SMHI tidigare framtaget ventilationsindex, vilket byggde på vindhastighet samt vertikal temperaturskiktning, genom beräkning av den sk. blandningshöjden. Blandningshöjden definieras som den höjd vilken utgör överytan på det luftlager inom vilket bra omblandning kan förkomma. Blandningshöjden varierar under dygnet med högst mitt på dagen och lägst på natten (Figur 3-5).



Figur 3-5. Schematisk bild av blandningshöjdens förändring över dygnet (Stull 1988)

Det gamla indexet baserades endast på vertikal information från ett fåtal platser i Sverige. För att erhålla detaljerad information om spridningsförutsättningar har motsvarande beräkning genomförts, men med detaljerad indata framtagen genom meteorologisk modellering med TAPM-modellen (1x1 km rutor) för hela regionen. Indexet påverkas av bl.a. topografi, vindhastighet, havstemperatur, markanvändning samt luftens skiktning, och varierar dessutom beroende på tiden på året (d.v.s. bl.a. de parametrar som påverkar bildandet av blandningshöjden och vindhastigheten). I *Figur 3-4* ovan visas indexet som ett årsmedelvärde, baserat på månadsmedelvärdesberäkningar.

I och med den höga geografiska upplösningen är topografiska effekter, så som sämre omblandning i dalgångar eller bättre spridningsförutsättningar i höjdlägen, möjliga att urskilja. Det framgår av kartan att Bollebygd samhälle ligger strax söder om ett område med dålig omblandning (orange-röd). De simulerade bränderna är utförda i den yttre delen men innanför själva samhället av denna dalgång, d.v.s. i den orange spridningsklassen (600-700m), där spridningsförutsättningarna här sämre än genomsnittet för länet.

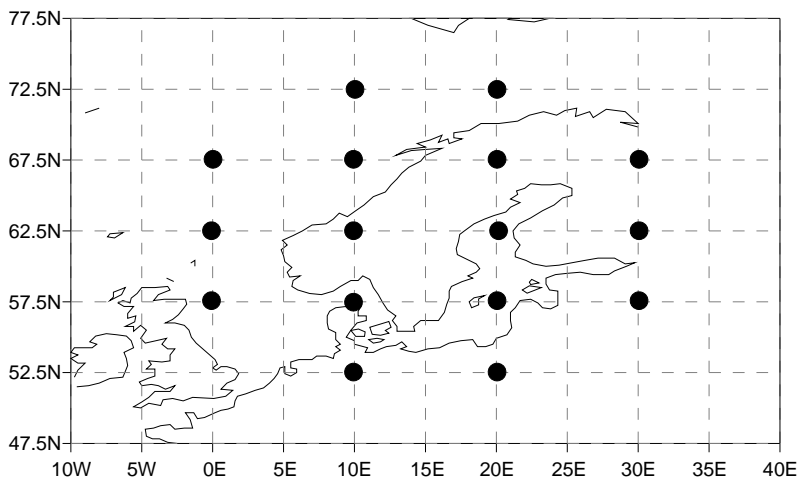
Ovanstående resultat användes för att lokalisera representativa platser för spridningsberäkningarna samt kunna jämföra omblandningsförutsättningar med beräkningar i andra lägen.

### 3.3 Beräkning av representativt år med Lambs väderklasser

Brandberäkningar har genomförts med meteorologi för ett, ur spridnings-synpunkt, representativt år, ett sk. typår. Typåret har framtagits genom en klimatologisk och statistisk analys av storskaliga och primärt styrande meteorologiska parametrar för spridning till luft.

För detta har den sk. Lambs väderklassificering (LVK) använts, där olika väder klassificeras efter den storskaliga atmosfäriska cirkulationen samt vindhastighet och vorticitet. Klassificeringen täcker 10 huvudkategorier av synoptiskt mönster; anticykloniskt (A=högtryck över Sverige), cycloniskt (C=lågtryck över Sverige) samt nästkommande 8 som beror av rådande vindriktning; W-västvindar, S-sydvindar, E-easterly osv. Det finns även 16 sk. "hybrid kombinationer", där exempelvis högtrycksväder kombineras med sydvästlig vind (ASW) eller lågtryck med sydvästlig vind (CSW). Det finns totalt 26 cirkulationstyper plus en oklassifierad samt 6 underindex. För vidare detaljer se Chen 2000.

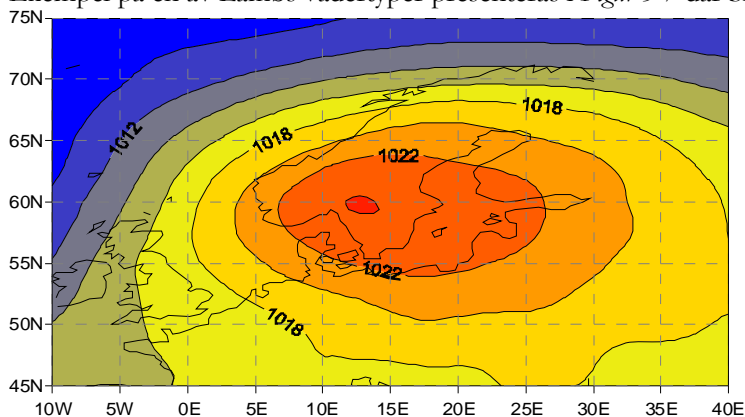
Det område som har valts för att beräkna synoptiska förhållanden representativa för hela Sverige visas i *Figur 3-6*. I de på bilden markerade sexton punkterna har lufttrycket vid havsytan (SLP) beräknats, vilket i sin tur ligger till grund för beräkningen av cirkulationsindexen och klassificering av vädertyperna .



Figur 3-6. Lufttrycket vid havsytan från 6 punkter vilka använts för beräkning av typväder för hela Sverige.

Utifrån dygnsmedelvärdet av lufttrycket vid havsnivån (från NCEP, National Centers for Environmental Prediction) för åren 1948 till 2005 gjordes en indelning enligt LVK dag för dag för hela landet.

Exempel på en av Lambs vädertyper presenteras i *Figur 3-7* där SLP plottats.



Figur 3-7 Exempel på en LVK. Här är typ A där medelfördelningen av lufttrycket vid havsytan visas

För beräkningarna till denna undersökning har dygnsvisa meteorologiska analysdata av SLP från NCEP från 1948-2005 använts för att klassificera cirkulationstyperna och identifiera ett typår. Det fanns inga oklassificerade typer i detta material.

Följande beräkning genomförs så att ett sk. typiskt år kan bestämmas. Med typiska år avses år med frekvens av vädertyper och/eller index nära respektive långtidsmedelvärde.

Beräkningen genomförs i tre steg.

#### A. För vädertyperna

- 1) Beräkning av frekvensen av respektive 26 vädertyper för vardera år.
- 2) Beräkning av långtidsmedelfrekvensen för respektive typ
- 3) Beräkning av standardavvikelsen (SD) för vardera år av frekvensen

$$SD_j = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_{ij} - \bar{x}_i)^2}, \quad j = 1, 2, \dots, M,$$

N= 26 vädertyper

M= 58 år

Beräkningarna av SD för respektive vädertyp och år grupperades därefter från den mest liknande (d.v.s. närmast långtidsmedelvärdet) till den mest avvikande (d.v.s. längst ifrån långtidsmedelvärdet).

B. För de sex indexen

- 1) Beräkning av medelvärdet av de 6 indexen för respektive år
- 2) Beräkning av långtidsmedelvärdet för respektive index
- 3) Beräkning av standardavvikelsen av indexen för vardera år

$$SD_j = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_{ij} - \bar{x}_i)^2}, \quad j = 1, 2, \dots, M$$

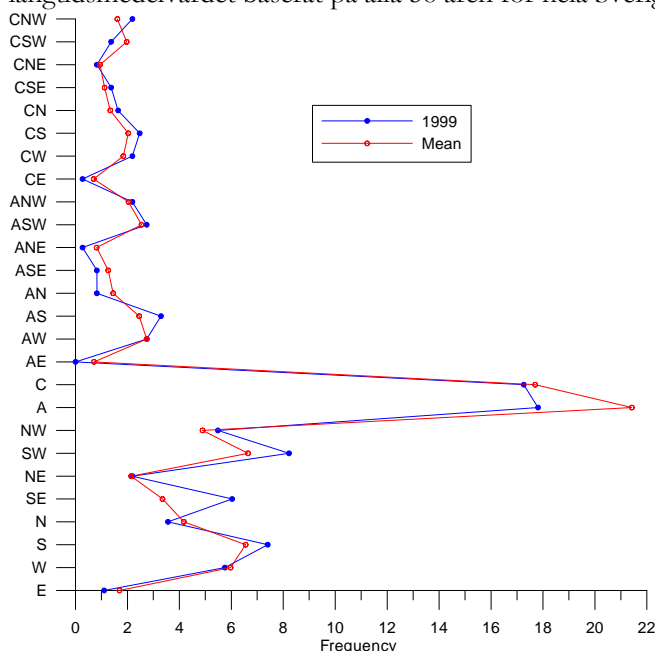
N= 6 index

M=58 år

Beräkningarna av SD för respektive index och år grupperades därefter från den mest liknande (d.v.s. närmast långtidsmedelvärdet) till den mest avvikande (d.v.s. längst ifrån långtidsmedelvärdet) på motsvarande sätt som för vädertyperna.

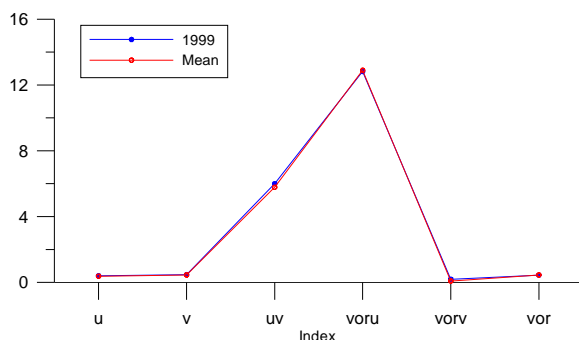
C. Beräkning av typår

Om man antar att 20% av alla år kan anses vara typiska eller normala år så kan år ned till 12e plats accepteras. Utifrån dessa beräkningar visade det sig att 1999 var det år som bäst överensstämde med långtidsmedelvärdet baserat på alla 58 åren för hela Sverige. Detta visas i *Figur 3-8* och *Figur 3-9*.



Figur 3-8. Jämförelse mellan långtidsmedelvärdena för 58 år och 1999 av frekvens och index för respektive av Lambs väderklasser.





Figur 3-9. Jämförelse mellan långtidsmedelvärdena för 58 år och 1999 av frekvens (på Y-axeln) och index för olika meteorologiska parametrar.

## 3.4 Beskrivning av olika modeller

### 3.4.1 TAPM-modellen

TAPM (The Air Pollution Model) är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO Australien. I modellen sker mesoskaliga beräkningar av vindfältet och andra meteorologiska faktorer med timupplösning baserat på havstemperatur, topografi, markanvändning och synoptiskt (storskaligt) väder m.m. för olika regioner. På detta sätt får man fram den marknära lokalspecifika meteorologin utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna lokala vindflöden, så som sjö/landbris och terränginducerade flöden (t.ex. runt berg), temperaturavtagandet med höjden, blandningshöjder m.m. mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. TAPM kan även beräkna luftfuktighet och nederbörd, både i form av regn och snö, med bra resultat (Johansson och Chen 2003).

Beräkningarna i TAPM genomförs så att halter och meteorologiska resultat erhålles för respektive timme (i kombination med nya/förändrade emissioner). Dessa beräkningar är alltså interaktiva, d.v.s. de timvisa resultaten utgör indata till nästkommande timmes beräkningar, vilket inte alltid är fallet vid spridningsmodellering. I de flesta modeller används istället uppmätta meteorologiska indata, grupperade till olika meteorologiska klasser, för vilka spridningen av luftföroreningar beräknas var för sig. Årsmedelvärde baseras därefter på frekvens av respektive klass. TAPM-modellen har däremot en variabel meteorologi, både tidmässigt och i tre dimensioner, baserat på rådande storskaligt väder. Därtill förändras vind-fältet till följd av lokal topografi och markanvändning m m. Detta gör att halten i respektive gridruta sprids på olika sätt i olika rutor. Många modeller utgår från samma meteorologiska indata för hela beräkningsområdet.

Med hjälp av detta beräknade tredimensionella vindfält simuleras spridningen av gaser, partiklar och aerosoler från utsläppskällor. Även plymhöjden kan illustreras med timupplösning. Detta görs genom en Eulersk gridmodul, en "plume rise"-modul samt en Lagransk partikelmodul. Modellen inkluderar även en viss kemi genom fotokemiska reaktioner i gasfas baserade på "Generic Reaction sets", reaktioner i gas- (Azzi m. fl 1992) och vattenfas för svaveldioxid och partiklar (PM<sub>2,5</sub>; PM<sub>10</sub>, PM<sub>20</sub> samt PM<sub>30</sub>) (se vidare Hurley 2005).

Modellen har validerats i både Australien (Hurley 2005) och i USA. IVL har också genomfört validering för svenska förhållanden, dels i södra Sverige (Chen m.fl. 2002), dels i fjällkedjan (Chen and

Tang 2003). Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. Mer detaljer om modellen kan erhållas via [www.dar.csiro.au/TAPM](http://www.dar.csiro.au/TAPM).

Eftersom TAPM inte är specifikt utvecklad att användas till brand-modellering krävs att indata återges på ett så realistiskt sätt som möjligt med de parametrar som är möjliga att använda i TAPM.

Koppling mellan spridningen till luft (lufthalter samt deponerat material) och spridningen till mark och vatten görs via fugacitetsmodellering (Lönnermark et. al. 2007).

### 3.4.2 ALOFT-FT

Spridningsberäkningar är även utförda med programmet ALOFT-FT (Walton och McGrattan 1998). Denna modell är utvecklad under 1990-talet av NIST (National Institute of Standards and Technology) i USA, ursprungligen för att simulera rökspridningen till atmosfären från brinnande oljeutsläpp på ett bättre sätt än med då tillgängliga modeller för dispersion. Denna modell är specifikt utvecklad för bränder och kräver därför inga indata i form av rökgasflöden m.m. Däremot behövs meteorologisk indata (t.ex. vind, lokal turbulens, temperaturprofil m.m.) vilket har erhållits från TAPM-simuleringarna. I ALOFT tas heller ingen hänsyn till topografi eller byggnation utan marken antas vara plan inom +/- 10 % lutning.

ALOFT-FT modellerar spridningen av rökplymen genom att lösa grundläggande ekvationer för konservering och transport av massa, impuls och energi i ett område nedströms branden. Beräkningen sker alltid i "steady-state", d v s icke tidsberoende. Modellen löser ekvationerna med sk LES-metodik (Large Eddy Simulation), vilket betyder att man beräknar storskaliga rörelser och turbulens medan man bortser eller approximerar blandning och turbulens på liten och mikroskala. Detta lämpar sig särskilt bra för denna typ av fenomen där rörelser i stor skala är viktigast. Storleken på de minsta rörelserna/virvlarna som beräknas beror främst på hur fint man delar upp beräkningsområdet i celler eller noder (mesh). I ALOFT-FT är minsta skalan 5-10 m, vilket anses tillräckligt för att fånga luftströmlarna i samband med en storskalig brand. Branden i sig modelleras inte utan definieras som en utbredd källa för rök och värme. Detta betyder att branden bara behöver definieras som effekt per ytenhet och förbränningsvärme plus bränsleberoende emissionsfaktorer för de förbränningsprodukter som är intressanta att studera. Spridning och transport av förbränningsprodukter och andra ämnen beräknas med Lagrangiansk metod, d v s modellen spårar diskreta partiklar eller paket av partiklar från källan för att uppskatta koncentrationerna nedströms.

Meteorologiska förhållanden definieras genom vindhastighet, storleken på fluktuationer runt den huvudsakliga vindriktningen samt temperaturprofilen i atmosfären. I detta projekt används indata från TAPM-beräkningarna.

Begränsningar i programmet är att det inte tar någon hänsyn till topografi eller terrängens variationer. Det har även begränsade möjligheter när det gäller att lägga in detaljerade eller tidsupplösta data eller data som varierar över den studerade ytan.

Resultaten från modellen har visats stämma bra överens med experimentella data från storskaliga försök (Walton och McGrattan 1998, McGrattan et al 1997).

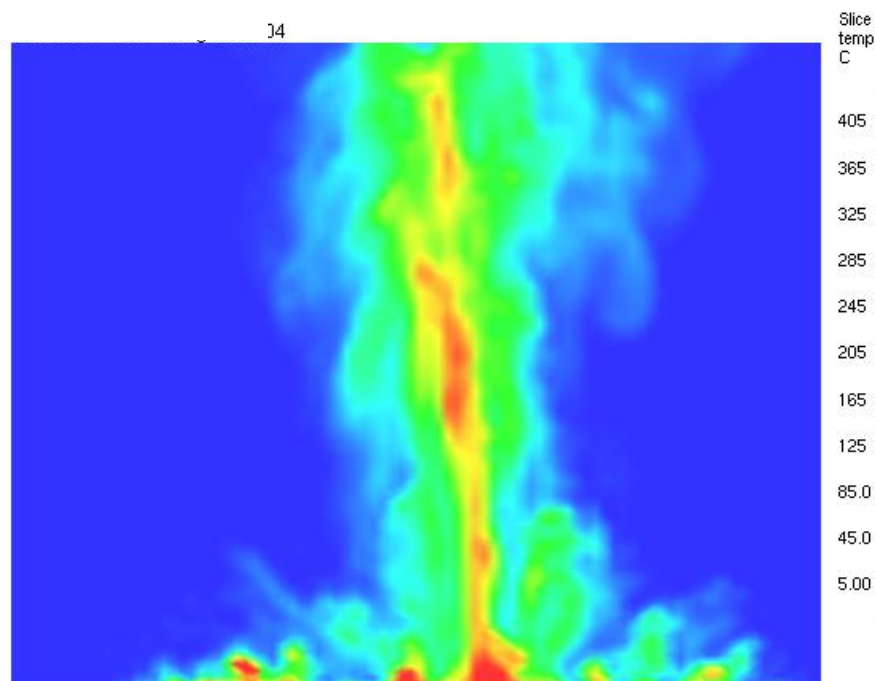
### 3.5 Indata spridningsberäkningarna

Det är främst emission av partiklar som har spridningsmodellerats. Framtagning av information om brandemissioner har gjorts inom ramen för detta projekt bl.a. genom brandförsök (Lönnermark et al. 2007). Initialt var det en interaktion mellan emissionsgruppen och spridningsberäkningsgruppen. Branden återges i TAPM som en skorstenspipa där diametern motsvarar brandens diameter och höjden motsvarar en representativ flamhöjd, d v s en höjd över vilken temperaturen är sådan att emissionerna inte tar del i kemiska reaktioner i någon signifikant omfattning. Till denna höjd kopplas en brandgastemperatur, ett brandgasflöde och flöde av emissioner. Initialt testades dessa olika brandparametrar (brandgastemperatur, brandgashastighet, emission) till TAPM för att visa känsligheten av förändringar av dessa parametrar. Dessa uppskattades därför grovt i det första brandsimuleringsförsöken s k *Testberäkning* med tidskonstanta parametrar genom hela branden. I *Brandberäkning 1* varierade brandgasflödet och emissionen, men brandgastemperaturen var konstant. För de båda första simuleringarna (*Testberäkning* och *Brandberäkning 1*) representerades branden av en skorstencylinder. Eftersom vanliga brandmodeller oftast baserar indata på effektutveckling så används normalt inte den indata som behövs för TAPM, så som rökgasflöde och rökgashastighet. Det fanns därför inte "färdiga" indata på detta i början av projektet. För att uppskatta dessa data på ett objektivt sätt genomfördes en CFD-modellering (CFD=Computational Fluid Dynamics) med programmet FDS.

CFD-programmet FDS, Fire Dynamics Simulator (McGrattan och Forney 2004), ger en detaljerad uppfattning om plymens karakteristik och därför kördes en beräkning av själva branden (både stor och lite brand) i CFD-programmet. Modellen simulerar även förbränningen av bränslet och är en "state-of-the-art" LES-kod, utvecklad med syftet att fånga storskaliga rörelser hos brandplymer. CFD-beräkningen gjordes så att man nådde en quasi-steady-state på 750 MW. Matematiska anpassningar har sedan gjort för övriga värden genom att studera utvecklingsfasen. *Figur 3-10* visar en ögonblicksbild av plymformen i genomskärning för 750 MW-branden, höjden på bilden är ca 40 m.

Tidsmedelvärden av hastigheter och temperaturer på olika positioner i den simulerade plymen kunde sedan användas som indata till TAPM, där branden representerades av ett antal cylindriska "skorstenar" i koncentrisk formation.

Som underlag till de statistiska beräkningarna av PM<sub>10</sub> har spridningsberäkningar genomförts för *Brandberäkning 2* för varje dygn ett helt år.



Figur 3-10 Ögonblicksbild av temperaturen i ett tvärsnitt genom brandplymen vid en brandeffekt av 750 MW.

Resultat från CFD-modelleringen visar på en uppdelning av branden, med avseende på temperaturen, på en central samt en yttre del. I avsnittet *Brandberäkning 2* nedan har därför resultat från CFD-modellering av den stora och lilla branden (se nedan FDS-fire) resulterat i nya modifierade brandgeometrier. Branden delas här upp i en central del omgiven av en kran, vilka i TAPM representerades av ett antal cylindriska ”skorstensar” i koncentrisk formation. Timmedelvärden av hastigheten och temperaturer har också beräknats på olika positioner i den simulerade plymen och används som indata till simuleringarna för *Brandberäkning 2* med TAPM.

### 3.5.1 Indata till TAPM, olika brandscenarier

Brandberäkningarna med TAPM har genomförts i huvudsak för två av SPs genomförda brandförsök: 1) Bildäck, 24 m×24 m, här refererad som "*Liten däckbrand*" och 2) bildäck, 56 m×56 m, här refererad som "*Stor däckbrand*". Alla bränderna, d v s både de stora och små *Testbränderna*, *Brandberäkning 1 och 2*, har pågått i 12 timmar med start kl. 9.00.

Brandgastemperatur och brandgashastighet samt emission av partiklar (beräknat som PM<sub>10</sub>) erhöles från SP. Skorstensdiametern motsvarar brandhårdens bredd. För alla baserades på brandförsöken och CFD-beräkningarna (*Figur 3-10*).

#### *Testberäkning*

Emissionen, rökgashastigheten eller rökgastemperaturen antogs vara konstant under hela brandförloppet för stor respektive liten brand. För att analysera hur rökgashastigheten och rökgastemperaturen påverkar resultatet ändrades vardera av dessa parametrar i de olika beräkningarna. Testbränderna representerades av en brandcylinder där skorstenhöjden var 5 m.

*Stor däcksbbrand:* Partikelemission är 115 g/s.

*Liten däcksbbrand:* Partikelemission är 21 g/s.

Med båda ovanstående bränder genomfördes:

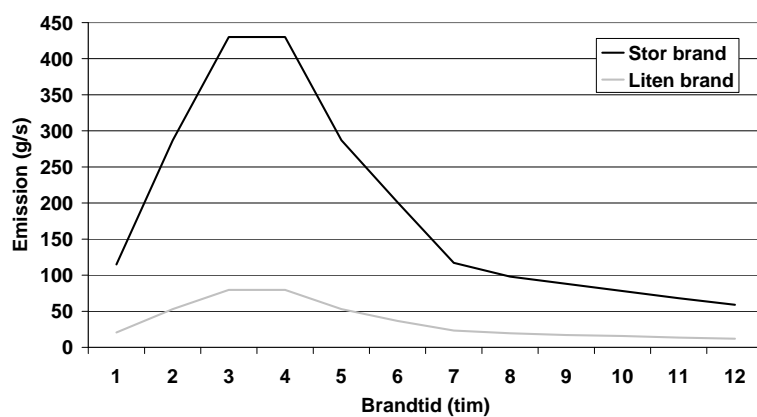
1. Test 1, rökgashastigheten var konstant på 1.80 m/s och rökgastemperatur varierades från 350 °C, 400 °C och 450 °C.
2. Test 2, här var istället rökgastemperaturen konstant på 350 °C och med en variabel rökgashastighet 1, 3, 5 m/s.

### Brandberäkning 1

I *Brandberäkning 1* var, för både stor och lite brand, brandgastemperaturen konstant 350°C under hela brandförloppet samt skorstenshöjden 5 m. Skillnaden mellan *Testbranden* och denna är att vissa indata är tidsdifferentierade. För *Stor däcksbbrand* presenteras indata i *Tabell 3-1* och *Figur 3-11* och för *Liten däcksbbrand* i *Tabell 3-3* och *Figur 3-11*.

Tabell 3-1. Indata enligt Brandberäkning 1 - "Stor däcksbbrand" (en brandcylinder).

Tid (tim)	Brandgashastighet (m/s)	Emission partiklar (g/s)
1	0.7	115
2	1.8	287
3	2.7	430
4	2.7	430
5	1.8	287
6	1.3	201
7	1.1	117
8	0.9	98
9	0.8	88
10	0.7	78
11	0.6	68
12	0.5	59



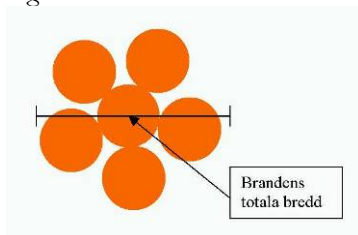
Figur 3-11. Timvisa partikelemissionens fördelning under brandförloppet vid Brandberäkning 1 - både för stor- och liten däcksbbrand (en brandcylinder).

Tabell 3-2. Indata enligt Brandberäkning 1 - "Liten däcksbbrand" (en brandcylinder) och konstant brandgashastighet.

Brandtid (tim)	Partiklar (g/s)
1	20.7
2	52.9
3	79.6
4	79.6
5	52.9
6	36.7
7	23.2
8	19.4
9	17.1
10	15.7
11	13.4
12	12

### Brandberäkning 2

För att efterlikna CFD-simuleringens resultat och översätta dessa indata så de kan användas för spridningsberäkningarna i TAPM har den inre cylinder omgärdats av fler yttre cylindrar, enligt skiss i *Figur 3-12*.



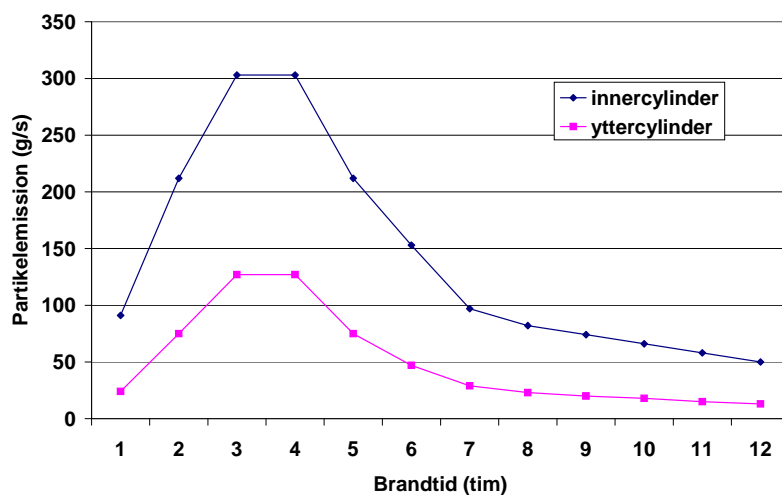
Figur 3-12. Skiss av simulerade "brandcylindrar" vilka använts vid Brand-beräkningar 2 "Liten däcksbbrand" och "Stor däcksbbrand".

- *Stor däcksbbrand*: Indata för respektive cylinder presenteras i *Tabell 3-3*. Den inre cylindern har en diameter på 15 m och de yttre cylindrarna är vardera 20 m. Totalt är brandens diameter 56 m enligt skiss *Figur 3-12*. Alla cylindrarna har antagits vara 10 m höga, representerande en "startyta" för emissionerna. Observera att brandgastemperaturen i den inre cyliderna är högre vilket kommer att resultera i en högre sk. plymhöjd av denna.

SP beräknade även nya emissionsdata, jämfört med *Brandberäkning 1*, baserat på de nya uppgifterna, vilka bättre skulle representera en verklig brand (*Tabell 3-3*). Emissionerna illustreras även i *Figur 3-13*. Observera att emissionerna från den sk. yttre cylindern skall fördelas på alla fem kranscylindrarna. Vid jämförelse mellan emissionerna från *Brandberäkning 1* och 2 (*Figur 3-11*) så är emissionerna lika stora, men fördelade på fler källor i fall 2.

Tabell 3-3 Indata för brandberäkning 2 - "Stor däcksbbrand" med flera brand-cylindrar med olika diameter.

Brand-tid (tim)	Inre cylindern			Yttre cylindern		
	Medel-hastighet brandgas (m/s)	Brandgas-temp (°C)	Partikel-emission (g/s)	Medel-hastighet brandgas (m/s)	Brandgas-temp (°C)	Partikel-emission (g/s)
1	3.6	120	91	0.54	12	24
2	7.1	270	212	1.1	27	75
3	10	400	303	1.5	40	127
4	10	400	303	1.5	40	127
5	7.1	270	212	1.1	27	75
6	5.3	193	153	0.80	19	47
7	4.8	170	97	0.71	17	29
8	4.2	140	82	0.63	14	23
9	3.9	130	74	0.58	13	20
10	3.6	120	66	0.54	12	18
11	3.3	100	58	0.49	10	15
12	3.0	90	50	0.45	9	13

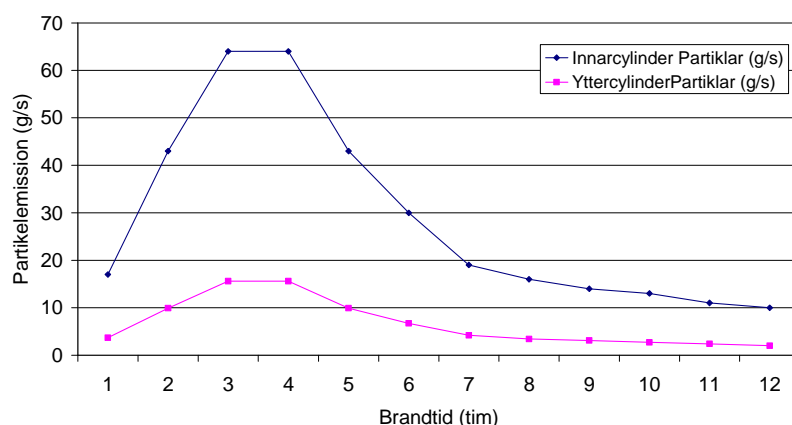


Figur 3-13. Fördelning av den timvisa partikelemissionen under brandförloppet vid brandberäkning 2- stor brand, för spridningsberäkning med en innercylinder och fem yttercylindrar.

- *Liten däcksbbrand:* Efter CFD-beräkning av den mindre branden konstaterades att samma värden kan antas för brandgastemperatur och brandgashastighet som för den stora branden, men med brandhöjden 5 m. Den inre cylindern har en diameter på 6.4 m, vilket resulterar i en diameter för de yttre cylindrarna till respektive 8.8 m, eftersom branden totalt skall vara 24 m i diameter.

Tabell 3-4 Indata för " Liten däckbrand " med flera brand cylindrar med olika diameter.

Brand-tid (tim)	Inre cylindern			Yttre cylindern		
	Medel-hastighet brandgas (m/s)	Brandgas-temp (°C)	Partikel-emission (g/s)	Medel-hastighet brandgas (m/s)	Brandgas-temp (°C)	Partikel-emission (g/s)
1	3.6	120	17	0.54	12	3.7
2	7.1	270	43	1.1	27	9.9
3	10	400	64	1.5	40	15.6
4	10	400	64	1.5	40	15.6
5	7.1	270	43	1.1	27	9.9
6	5.3	193	30	0.80	19	6.7
7	4.8	170	19	0.71	17	4.2
8	4.2	140	16	0.63	14	3.4
9	3.9	130	14	0.58	13	3.1
10	3.6	120	13	0.54	12	2.7
11	3.3	100	11	0.49	10	2.4
12	3.0	90	10	0.45	9	2.0



Figur 3-14. Fördelning av den timvisa partikelemissionen under brandförloppet vid brandberäkning 2- liten brand, för spridningsberäkning med en innercylinder och fem yttercylindrar.

### 3.5.2 Indata ALOFT-FT

För en mer detaljerad bild av brandförlopp och spridning nära källan, samt för jämförelse med TAPM-beräkningarna, har den sk. ALOFT-modellen använts.

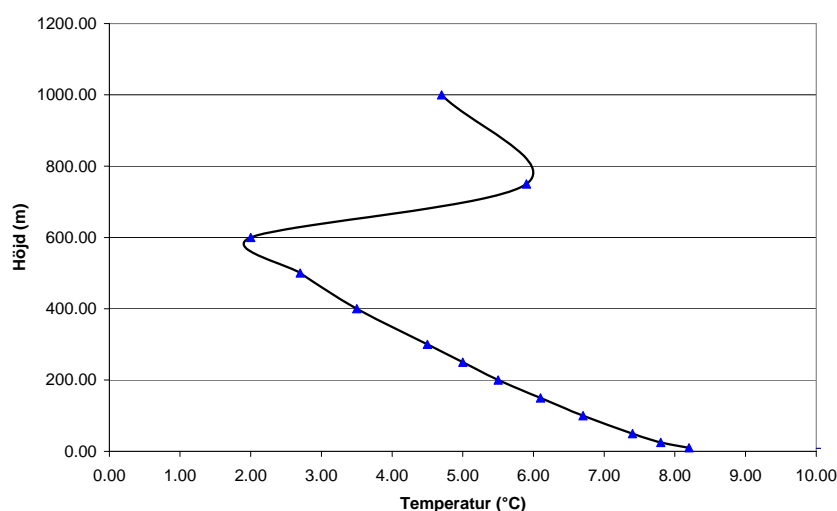
Eftersom ALOFT-FT bara simulerar "steady-state", d v s vad som händer efter lång tid med konstanta förhållanden valdes en representativ dag och klockslag ut ifrån TAPM-simuleringarna. Brandscenariot valdes till storbrand däck, Brandberäkning 2, (se kapitel 3.5.1). Endast konstant brandeffekt kan simuleras och därför beräknades två olika fall, ett där brandeffekten antas vara ett medelvärde av effekten under 12 h, 360 MW, och ett där branden simuleras under kortare tid med maxeffekten 750 MW, se *Tabell 3-5*. Meteorologisk indata har hämtats från TAPM-beräkningarna för tidpunkterna enligt nedan. Branden antas starta kl. 0900 (1999-04-05) och väderförhållandena i ALOFT-FT-beräkningen har tagits vid tiden 0900 + 4 h, dvs kl. 1300, vilket även är tiden då maximal brandeffekt infaller. Beräkning av detta görs i Fall 2. Även en beräkning av medelbrandeffekt genomfördes. Detta gjordes i Fall 1 vilket inföll vid tiden 0900 + 6 d.v.s. kl 15.00. Ingen hänsyn har tagits till intilliggande topografi eller byggnation, utan marken har antagits vara plan inom +/- 10 %.



Tabell 3-5. Beräkningsfall i ALOFT-FT.

Parameter	Fall 1	Fall 2
Brandyta (m <sup>2</sup> )	2500	2500
Brandeffekt (MW)	360	750
Brinnhast. (kg/m <sup>2</sup> s)	0.00420	0.00875
Eff. förbr.värme (MJ/kg)	34.3	34.3
PM10 (g/kg) / (g/s)	18.1 / 190	19.7 / 430
Bens(a)pyren (g/kg) / (g/s)	0.044 / 0.46	0.033 / 0.73
Vindhastighet (m/s)	3.6	3.6
Temp. Marknivå (°C)	6.8 <sup>1</sup>	6.8 <sup>1</sup>
Molnighet	Mulet	Mulet
Stabilitet / Lapse rate	C <sup>2</sup> / uppmätt <sup>3</sup>	C <sup>2</sup> / uppmätt <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Medelvärde på 10 m höjd under 19 h, 05-24. <sup>2</sup> C = Slightly unstable enligt Pasquills kriterier, bedömd enligt Turners metod<sup>1</sup>. <sup>3</sup> Vertikal temperaturprofil definierad enligt beräkningar med TAPM, kl 13.00, se *Figur 3-15*.



Figur 3-15. Vertikal temperaturprofil använd i ALOFT-FT-simuleringar (från TAPM).

## 4 Resultat

I resultaten presenteras dels detaljerad information i syfte att påvisa de processer som främst styr dispersion och deposition vid bränder, dels en generaliserad spridning genom klassificering av spridningen baserat på ett års beräkningar av PM<sub>10</sub>.

### 4.1 Olika brandparametrars betydelse för plymlyftet

I denna del kommer spridningsberäkningarna att redovisas i tre olika steg. Syftet är att visa hur förenklad/detaljerad brandindata, meteorologi, topografi samt tidsupplösning m.m. kan påverka resultatet.

- I kap.4.1.1 används brandindata från *Testberäkning 1* där brand-parametrarna är konstanta under hela brandförloppet. Syftet är främst att visa meteorologins inverkan på spridningen.
- I kap. 4.1.2 används brandindata från *Brandberäkning 1* där brand-parametrarna till viss del är tidsdifferentierade under brandförloppet. Syftet är främst att visa effekten då brandindata är tidsvariabel.

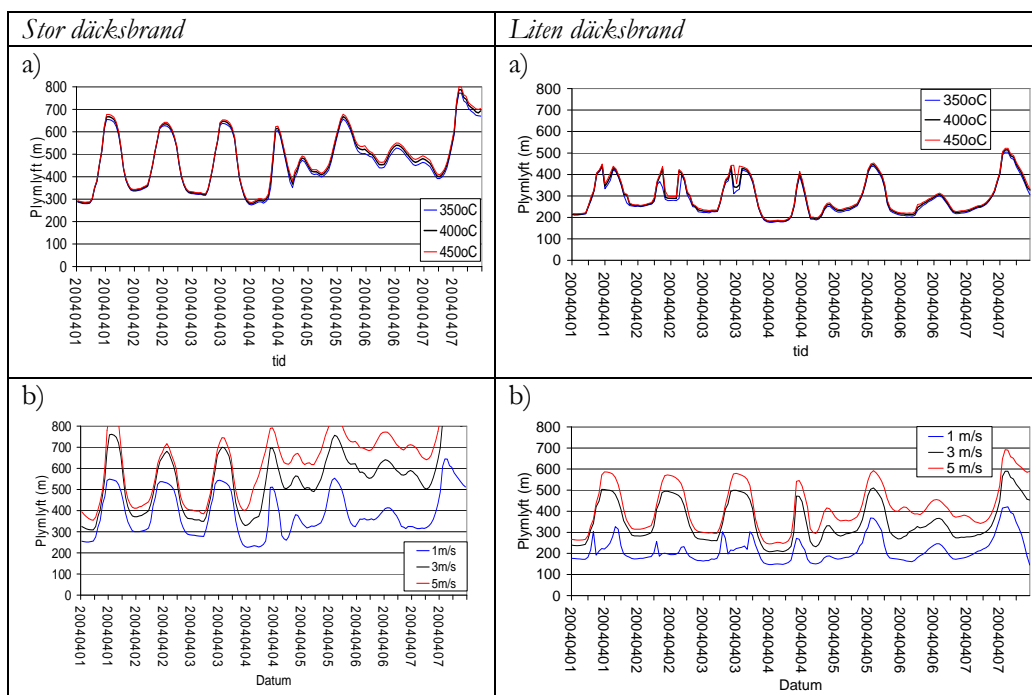
- I kap. 4.1.3 används brandindata från *Brandberäkning 2* där brand-parametrarna är tidsdifferentierade under brandförloppet samt brand-härden har delats upp i olika delplymer.
- I kap. 4.1.4 jämförs resultatet mellan *Brandberäkning 1* och *Brandberäkning 2*.

#### 4.1.1 Med konstanta brandparametrar

Den effektiva plymhöjden, d v s skorstenshöjden + plymlyftet, är starkt styrande för hur effektiv utspädningen (dispersionen) av rökgaserna blir. För att visa plymhöjdens variabilitet och beroende av två olika brandparametrar d.v.s. rökgastemperaturen och rökgashastigheten, har plymhöjdsberäkningar genomförts med TAPM-modellen och indata från "*Testkörningen*" - både för lilla och stora däcksbänden (*Figur 4-1*).

I detta fall har branden pågått kontinuerlig under alla timmar under testdygnet i syfte att påvisa dygnskillnader till följd av variabel meteorologi och en övrig parameter åt gången.

Först testades påverkan från olika rökgastemperaturer (T), där 350 °C, 400 °C och 450°C användes, alla med brandgashastighet 1,8 m/s. Därefter testades påverkan från olika brandgashastigheter 1, 3 och 5 m/s, alla med brandgastemperatur på 350°C. Beräkningarna genomfördes för 1-7 april 2004.

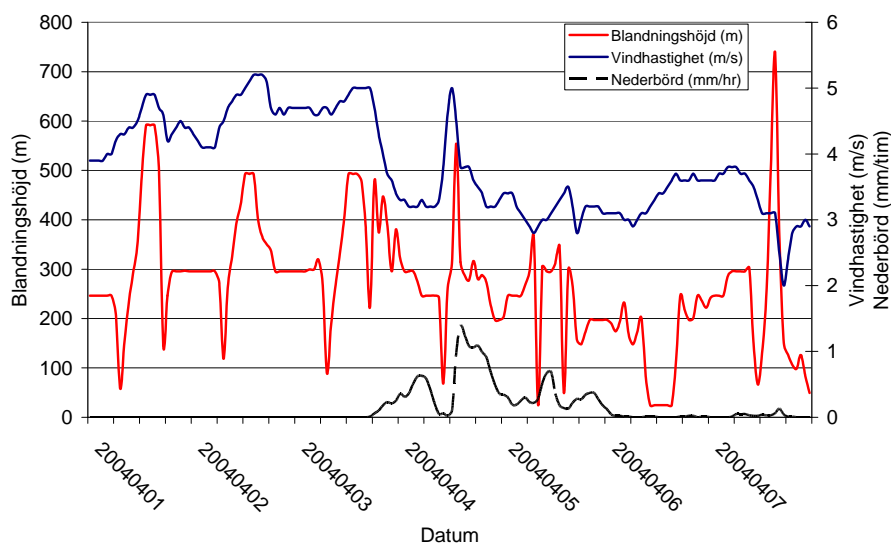


Figur 4-1 Rökgashastighetens och rökgastemperaturens inverkan på plymlyftet för både den Stora och Lilla däcksbänden -Testberäkning 1. I figurerna markerade med a) representerar de blå linjerna en brandgastemperatur på 350°C, svart 400°C och röd 450°C. I figurerna markerade med b) representerar de blå linjerna en brandgashastighet på 1 m/s, svart 3 m/s och röd 5 m/s.

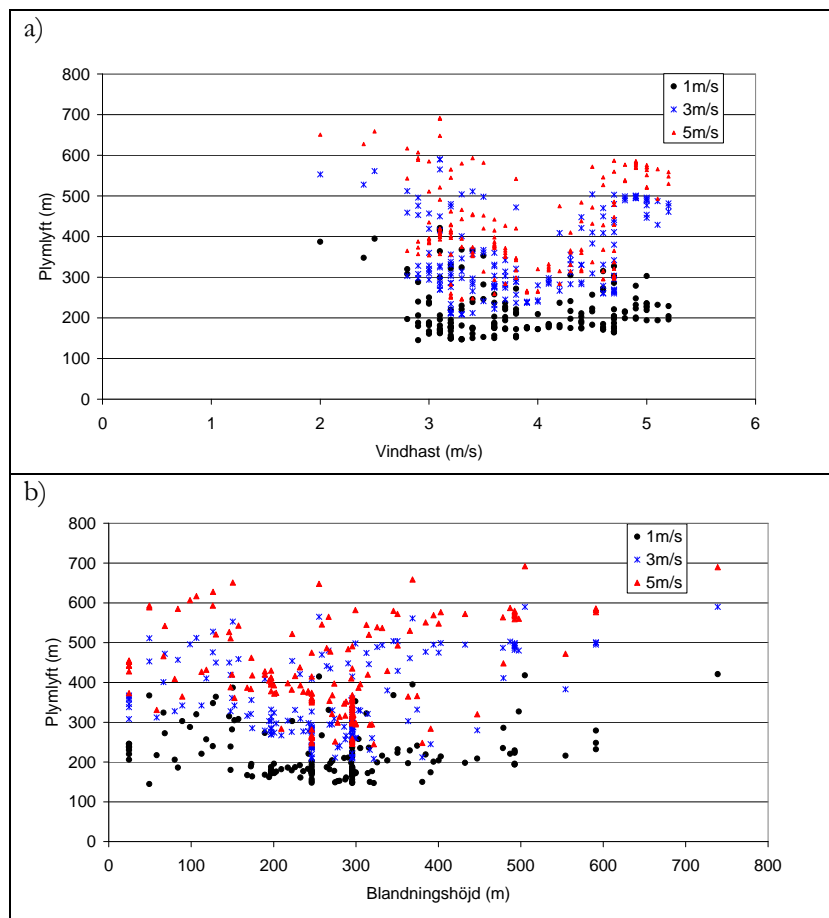
Det framgår av *Figur 4-1* att det är främst rökgashastigheten som påverkar plymlyftet. Det ses nästan ingen påverkan på plymlyftet mellan de olika rökgastemperaturerna beroende på att temperaturspannet vara relativt litet. Erfarenheter från andra typer av plymlyftsberäkningar visar att rökgastemperaturen påverkar plymlyftet mest vid mycket låga vind-hastigheter (ca 3 m/s). Vid höga vindhastigheter kapas

oftast plymen. I alla beräkningarna ses en stor skillnad mellan höjden av plymlyftet dag och natt, där det är högst under dagen. Detta beror främst på variation i blandningshöjden i kombination med vindhastighet. Hög blandningshöjd infaller oftast dagtid bl.a. till följd av störst konvektion dagtid från solinstrålningen. Högst vindhastighet infaller också dagtid.

Plymlyftet vid den stora branden (Figur 4-1) varierar mellan ca 300-800 m och för den lilla branden mellan ca 200-500 m. Ett undantag ses dock vid den lilla branden vid låga rökgasflöden (blå linje), där variationen natt/dag inte alltid är lika påtaglig (främst under början av veckan, 1-4 april). Skälet till detta skulle kunna vara att när rökgeschastigheten är lägre än vindhastigheten vid den lilla branden blir stigkraften för låg, varpå plymen kapas.



Figur 4-2. Blandningshöjden, vindhastigheten (markplan) samt förekomst av nederbörd under testberäkningen av brandparametrarna.



Figur 4-3. Jämförelse mellan plymlyft och a) vindhastighet och b) blandningshöjd vid rökgashastigheterna 1, 3 och 5 m/s - Lilla branden.

I *Figur 4-3a* där plymlyftet jämförts med vindhastighet för de olika rökgashastigheterna ses en relativt liten variabilitet. I *Figur 4-3b* ses inga tydliga samband mellan blandningshöjd och plymlyft. Vid den stora branden verkar dock den låga rökgashastigheten kompenseras av den mycket större ytan som den stora branden har (56 m jämfört med 24 m diameter) till följd av den mycket högre energin som denna branden har.

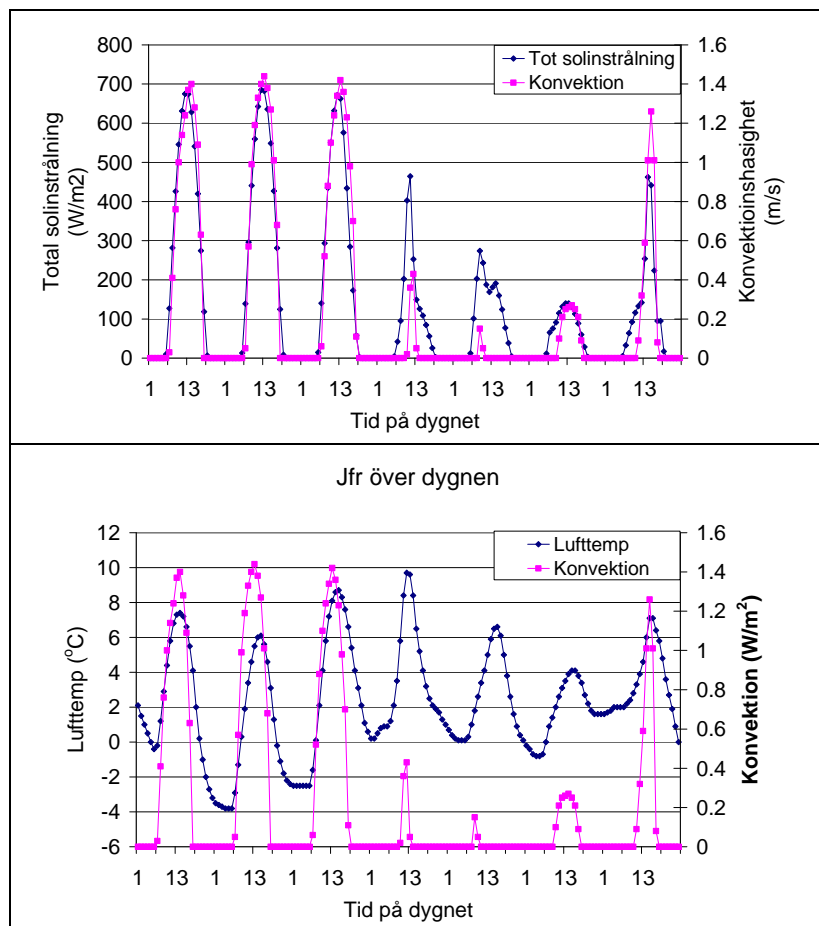
De processer som bestämmer plymhöjden är, som visats ovan, komplexa och har icke linjär påverkan på plymlyftet. Det är därför svårt att hitta enkla samband mellan en parameter och plymlyftet, även om respektive parameter i sig har starkt inflytande på denna (*Figur 4-3*) (se även kap 4.2.1).

Resultatet i *Figur 4-1* visar att det är större skillnad i plymhöjd mellan dag och natt och mellan olika dagar, dvs i den meteorologiska variabiliteten, än vad det är mellan olika här testade brandparametrar (brandgashastighet och brandgastemperatur). I den vidare analysen har därför meteorologins inverkan undersökts närmare.

De vertikala rörelserna i luften är mycket viktiga för dispersionen. I syfte att ge en ökad förståelse för hur dessa samverkar och påverkar brandplymen har en detaljerad analys av *Testbranden* genomförts. I *Figur 4-4* visas solinstrålningen, konvektionshastighetens och lufttemperaturens fördelning över dygnet.

De högsta värdena härrör från tillfällena med klar väderlek medan de lägre kommer från mulna dagar och nattetid.

Av *Figur 4-4* framgår att konvektionshastigheten följer varandra väl vid klar väderlek medan nederbörd och mer instabila förhållanden skiljer sig.

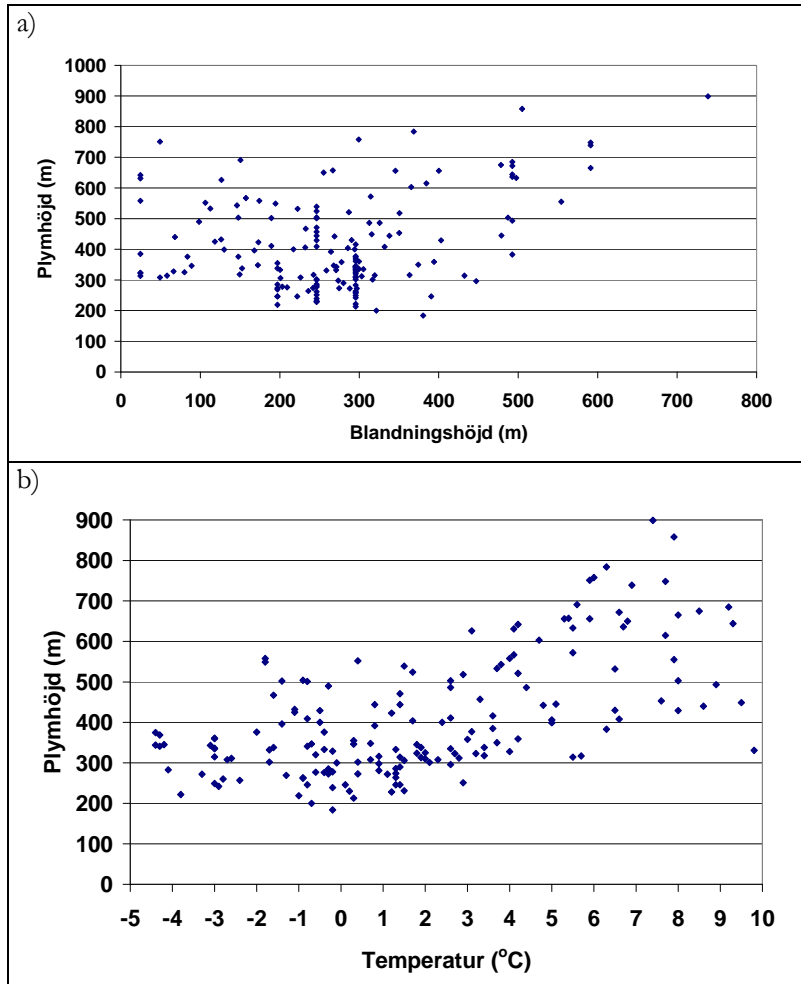


Figur 4-4. Konvektionshastighetens (m/s) storlek under olika tider på dygnet under 040401-040407.

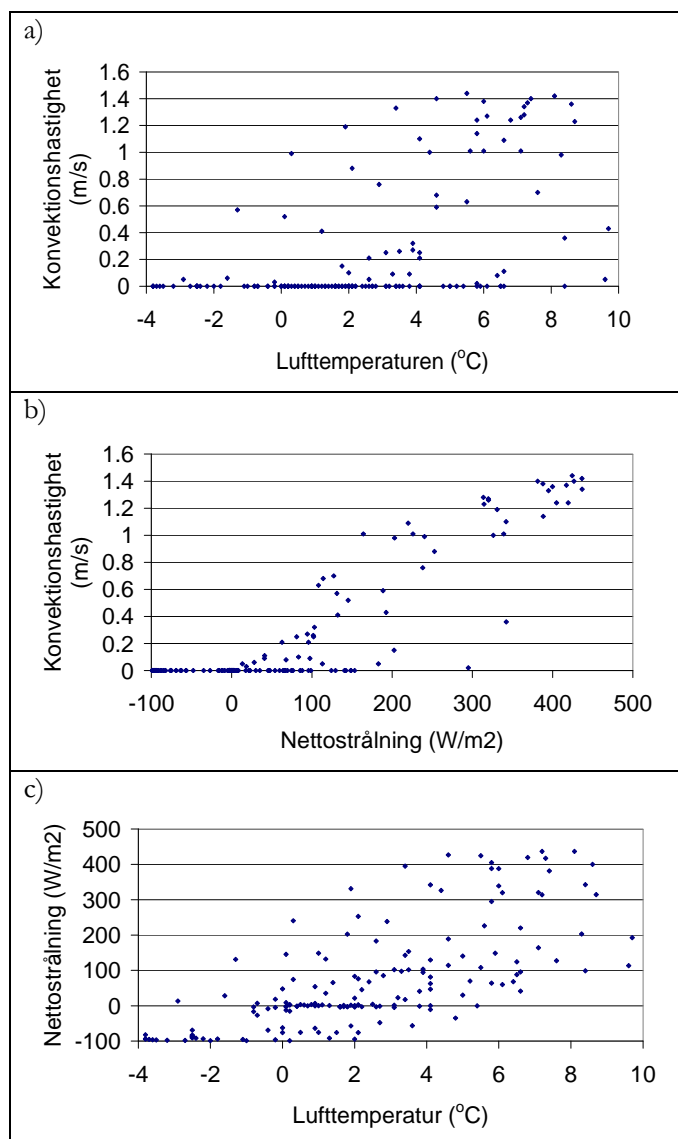
I *Figur 4-5* jämförs plymhöjden med blandningshöjden och lufttemperaturen. Det framgår att sambandet mellan plymhöjden och blandningshöjden är relativt dåligt. Det är däremot relativt god korrelation mellan plymhöjd och lufttemperatur (i markplan), där plymhöjden ökar med ökande lufttemperatur (brandgas-temperaturen och hastigheten är här konstant), *Figur 4-5a* (se även *Figur 4-3*). Skälet till detta är sannolikt att konvektionen spelar en viktig roll för plymhöjden. Konvektionen styrs av nettostrålningen (in/utstrålningen), vilken även påverkar lufttemperaturen (se *Figur 4-6b*).

Sambandet mellan konvektion och lufttemp, konvektion och netto-strålningen samt nettostrålning och lufttemperaturen de aktuella dygnet visas i *Figur 4-6a-c*. Av figuren framgår att sambandet mellan konvektionen och lufttemperatur är dåligt, konvektionen och nettostrålningen är mycket bra, samtidigt som förhållandet mellan lufttemperatur och nettostrålning också är tydligt även om spridningen är större.

Skälet till att sambandet mellan plymhöjd och lufttemperatur (Figur 4-5b) är förhållandevis bra beror därmed på att den vertikala lyftkraften (d v s konvektion) styrs via nettostrålning av lufttemperaturen.



Figur 4-5. Förhållandet mellan a) plymhöjd och blandningshöjd respektive b) plymhöjd och lufttemperatur.



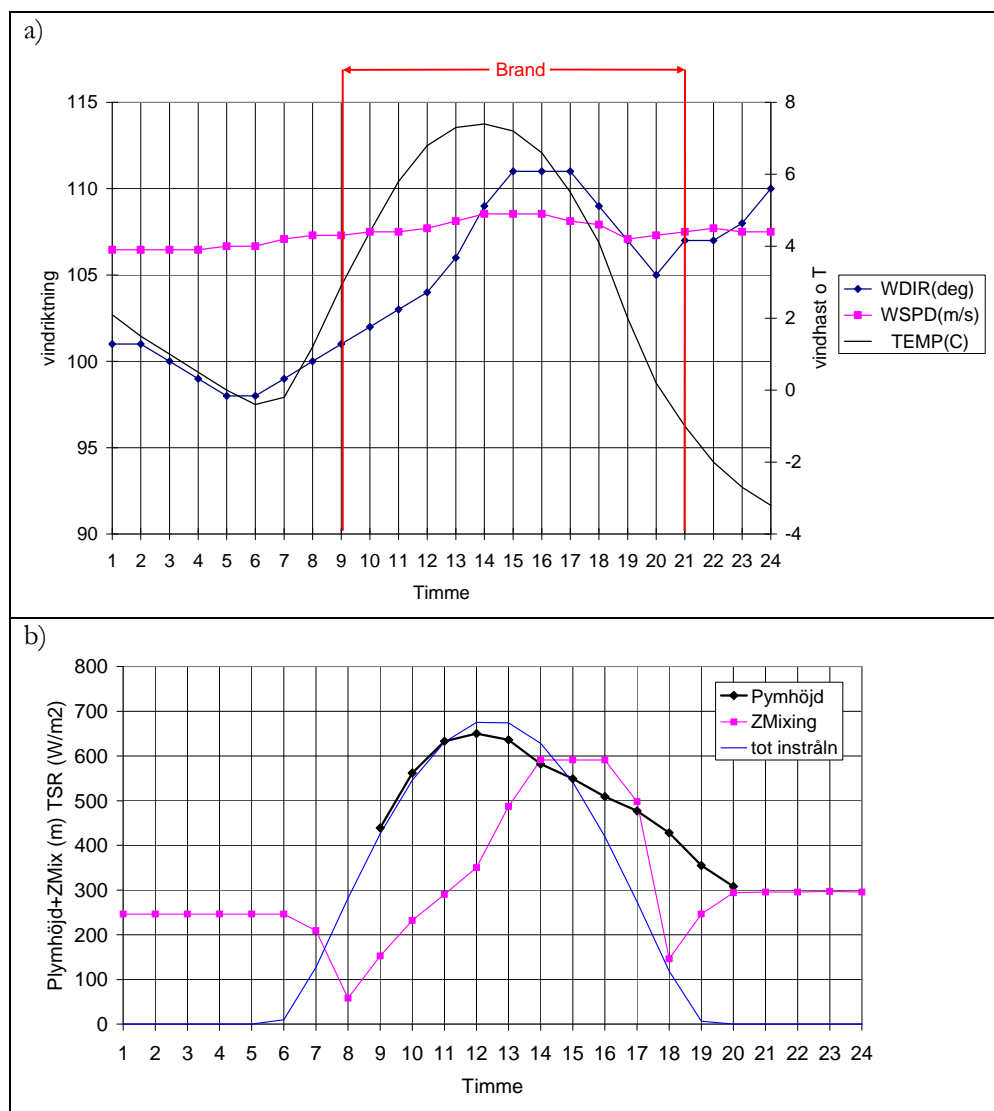
Figur 4-6. Förhållandet mellan a) nettostrålningen och konvektionshastigheten samt b) lufttemperaturen och nettostrålningen.

De ovanstående tydliga sambanden mellan vertikal lyftkraft från konvektion och nettostrålning samt nettostrålning och lufttemperatur torde förklara varför sambandet plymhöjd och lufttemperatur är så förhållandevis bra.

#### 4.1.2 Effekten på spridningen vid delvis variabel brandindata

De genomförda beräkningar 040401 och 040407 har även analyserats timvis i plymens riktning, i syfte att förstå de processer som styr variabiliteten i halter under olika tider och avstånd under brandförloppet för olika meteorologiska förhållanden. Beräkningarna är gjorda för *Brandberäkning 1 - stor brand* d v s brandparametrar med variabelt flöde och emission, men med konstant temperatur.

I *Figur 4-7* visas de meteorologiska förutsättningar som rådde under 040401. Branden startade kl 9.00.



Figur 4-7. Meteorologin under 04040, a) vindriktning, vindhastighet och luft-temperatur samt brandtiden (avgränsad med röda streck), b) blandningshöjd (=ZMixing), total solinstrålning samt beräknad plymhöjd. Maximal emission inträffar kl 11 och 12.

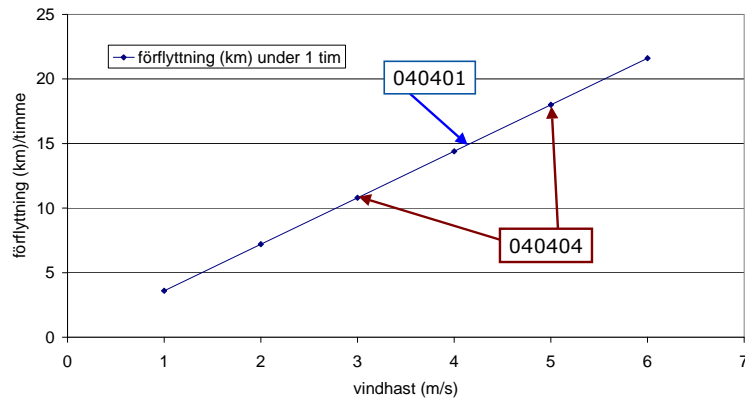
Det framgår av *Figur 4-7* att vindriktningen (ca SO, ger en NV-lig spridningsriktning) och vindhastighet (drygt 4 m/s) är relativt konstanta under brandförloppet. Blandningshöjden ökar under dagen med maximal höjd kl. 14-16. Plymhöjden är dock högst från kl. 11-13. Maximala emissioner (*Figur 3-11*) infaller 3 och 4 timmar efter brandstarten d.v.s. kl.11 och 12.

I *Figur 4-8* visas hur långt ett luftpaket hinner förflytta sig under en timme vid olika vindhastigheter, d.v.s. om det blåser 3 m/s förflyttas luftpaketet drygt 10 km på en timme. I *Figur 4-9* visas fördelningen av olika haltnivåer av  $PM_{10}$  fördelat över avståndet och tiden.

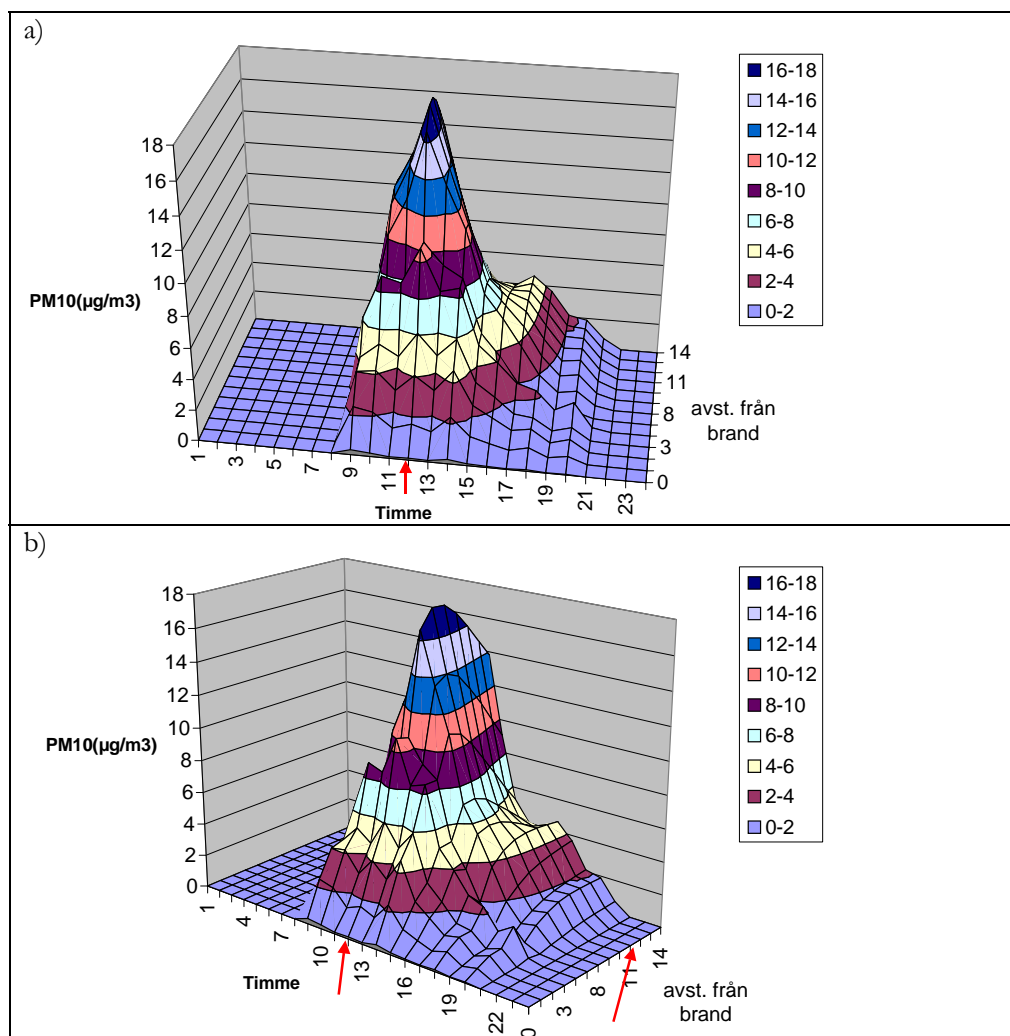
Enligt *Figur 4-9* återfinns den maximala halten kl. 12 på avståndet 11 km i marknivå från branden. Ifrån kl. 12 sker en kraftig avklingning av haltnivåerna på alla avstånd från branden till följd av att



emissionen minskar kraftigt. Kl 17 "avstannar" dock detta förlopp något, sannolikt till följd av att blandnings-höjden minskar under eftermiddagen, varför den vertikala utspädningen blir försämrad. Branden pågår i 12 timmar vilket innebär att den slutar kl. 20. Det framgår av figuren att det inte finns kvar några spår från branden efter kl. 22. Hur lång tid avklingningen tar torde emellertid variera beroende på typ av brand och vindhastighet.

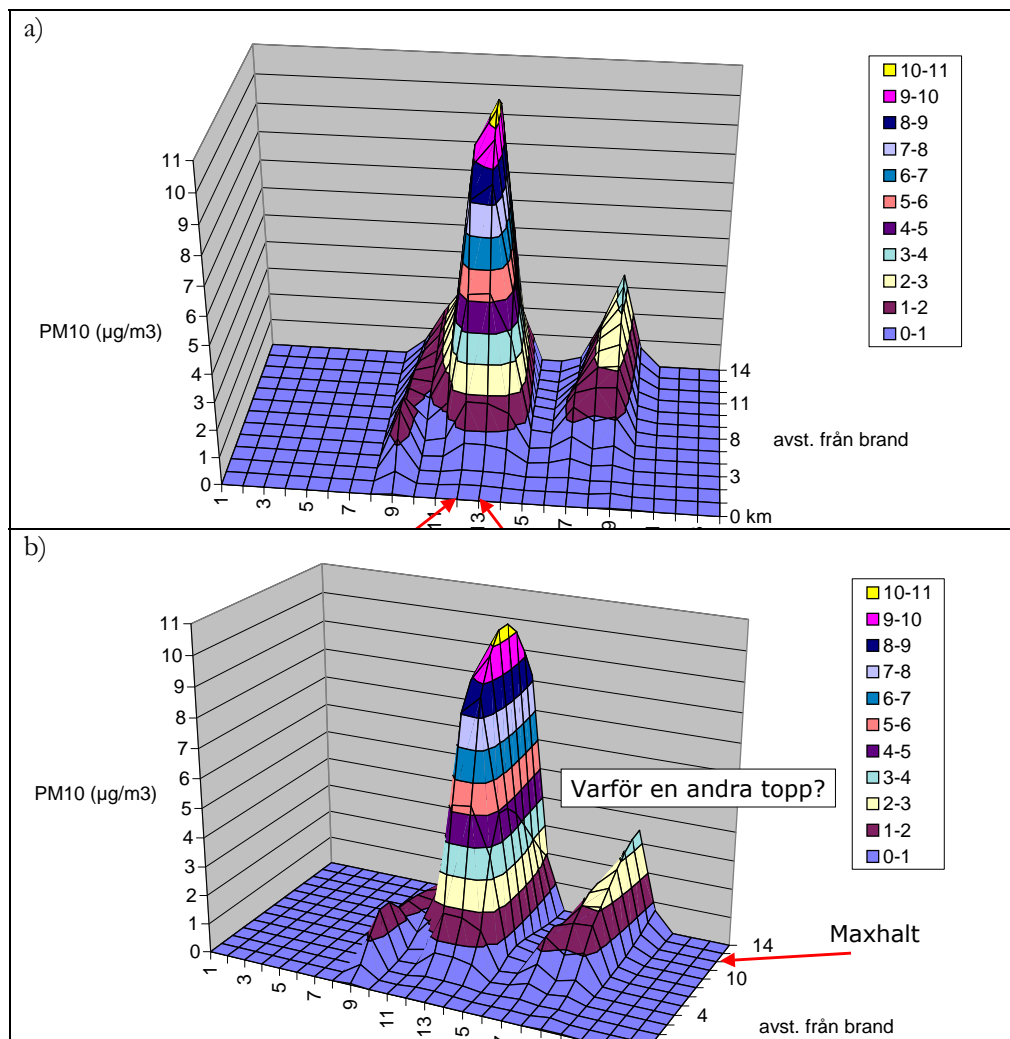


Figur 4-8. Visar hur långt luften förflyttas under en timme vid olika vind-hastigheter. 040401 var vindhastigheten 4 m/s, medan vinden den 040404 varierade mellan 3 och 5 m/s.



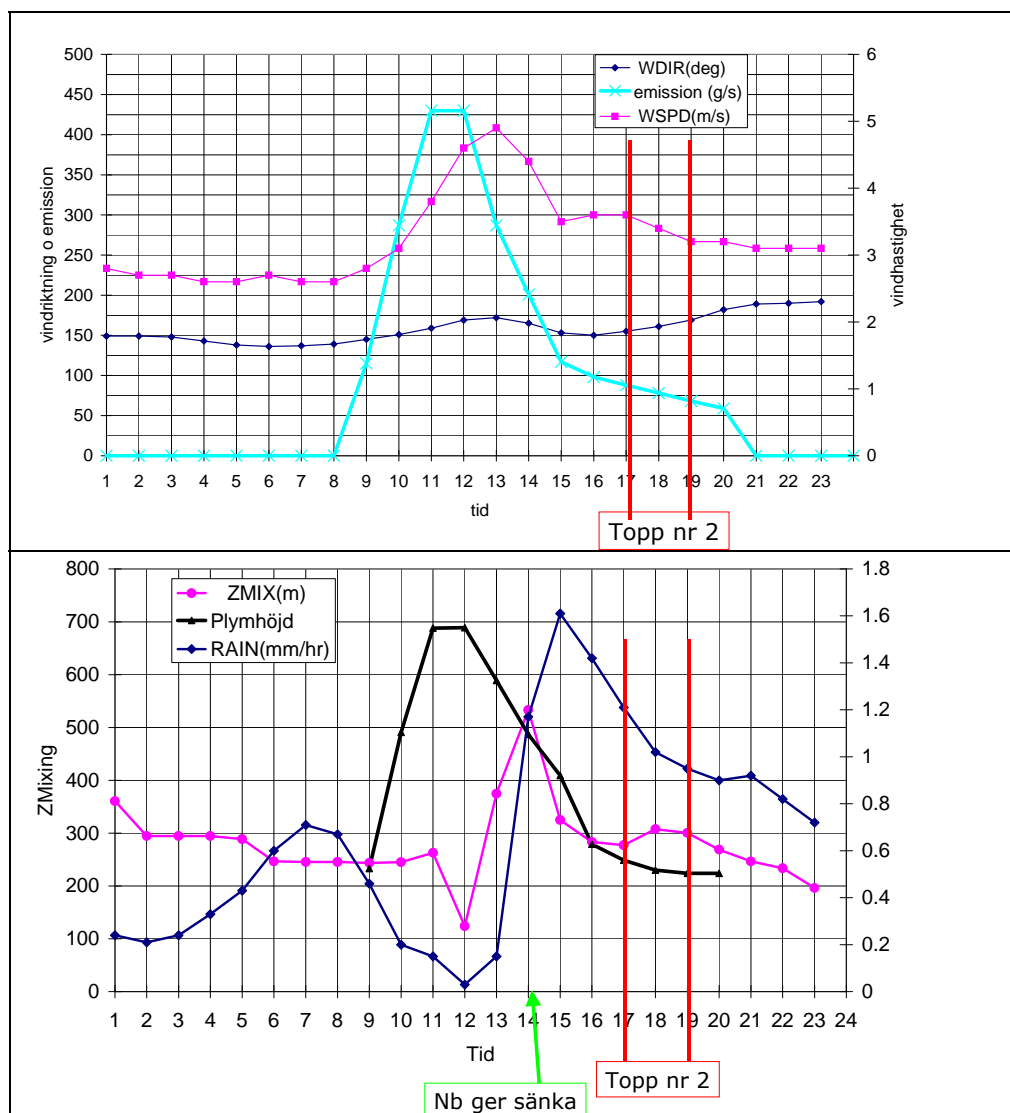
Figur 4-9. Timvis haltfördelning av  $PM_{10}$  040401 i centrala delar av plymen på olika avstånd (km) från branden. Maxhalter återfinns vid pilarna. Haltnivå avläses genom färgklassificeringen min-ljusblå 0-2 och max-mörkeblå 16-18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . a) och b) visar samma plym, men från olika vinklar.

I exemplet från 040404 (Figur 4-10) visas motsvarande brandplym som i ovanstående figur. Utseendet på dessa två plymer skiljer sig dock avseende maximal haltnivå, men framför allt att plymen från 040404 har två toppar. Den första toppen inträffar en timme efter maximala emissioner, medan den andra infaller 18-19. Timmarna (15-16) efter det att den första toppen har inträffat, sker en snabb avklingning av haltnivån till nära 0. kl 17 börjar dock halterna öka igen t.o.m. kl 19.



Figur 4-10 Timvis haltfördelning av PM<sub>10</sub> 040404 i de centrala delarna av plymen på olika avstånd (km) från branden. Maximala halter återfinns vid pilarna. Haltnivån kan avläsas genom färgklassificeringen från minimum ljusblå 0-2 µg/m<sup>3</sup> till maximum mörkblå 16-18 µg/m<sup>3</sup>. a) och b) visar samma plym, men från olika vinklar.

De meteorologiska parametrarna har analyserats och visas i *Figur 4-11*. De största skillnaderna ur dispersionssynpunkt mellan 040401 och 040404 är att vindhastigheten och blandningshöjden var lägre 040404, vilket normalt resulterar i högre halter. En förklaring till att det trots detta var lägre halter 040404 är att det har förekommit en varierande mängd nederbörd under hela brandtiden. Från kl. 14-17 var nederbörden kraftig, vilket tycks vara skälet till att partikelhalterna ”tvättas ut” och därmed minskar till nästan 0 under dessa timmar. När nederbörden återigen minskar kan en andra PM<sub>10</sub>-topp inträffa.



Figur 4-11. Meteorologin under 040404, a) vindriktning, vindhastighet och lufttemperatur samt emissioner från branden, b) blandningshöjd (=ZMixing), total solinstrålning, förekomst av nederbörd (höger y-axel mm/tim) samt beräknad plymhöjd.

Spridningsberäkningar baserade på indata från *Brandberäkning 1* resulterade i mycket låga, och i vissa fall inga detekterbara, haltbidrag av  $PM_{10}$ , framförallt nära källan (max ca 10 resp 16  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Dessa beräkningar resulterade inte heller i någon nämnvärd deposition (har ej redovisats här). De främsta skälen till detta är sannolikt att plymlyftet är alltför högt under hela branden, tack vare att rökgastemperaturen är konstant hög, samt att branden representeras av endast en skorstenspipa. Plymen når därför inte marknivån förrän relativt långt ifrån källan. Beräkningar med indata från *Brandberäkning 1* ansågs därför inte på ett fullt realistiskt sätt återspegla spridningen av brandrök i de, till branden närmaste omgivningarna, varför ny indata vidareutvecklades av SP i *Brandberäkning 2 - stor och liten däcksbland*.

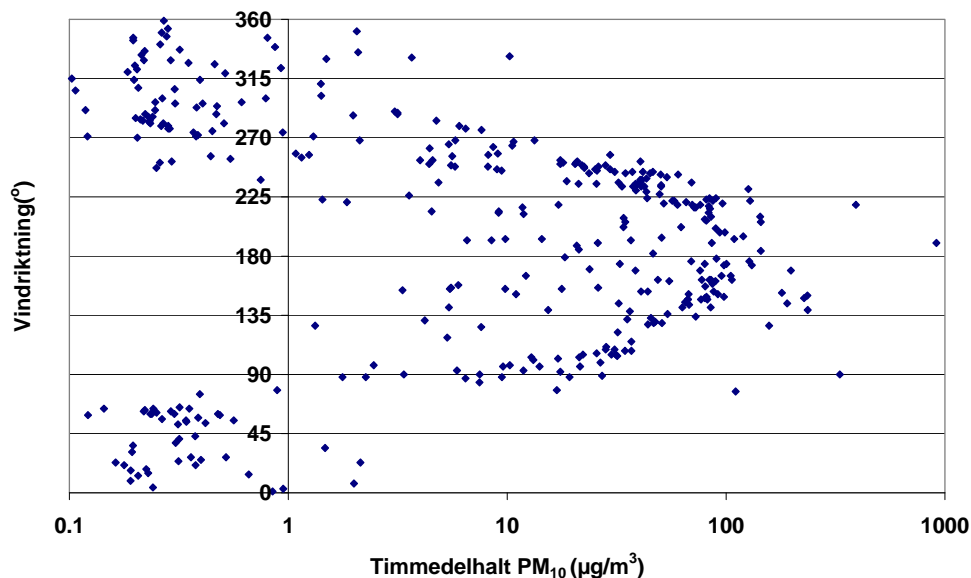
Resultaten anses dock vara relevanta att använda för analys av plymens känslighet vid förändring av olika parametrar samt dess känslighet för meteorologin. Ovanstående tester indikerar att nederbörden

är en av de viktigaste meteorologiska parametrarna som påverkar PM<sub>10</sub>-halten, men även olika kombinationer av blandningshöjd och vindhastighet inverkar i olika grad.

#### 4.1.3 Effekten av differentiering av brandparametrarna över ytan

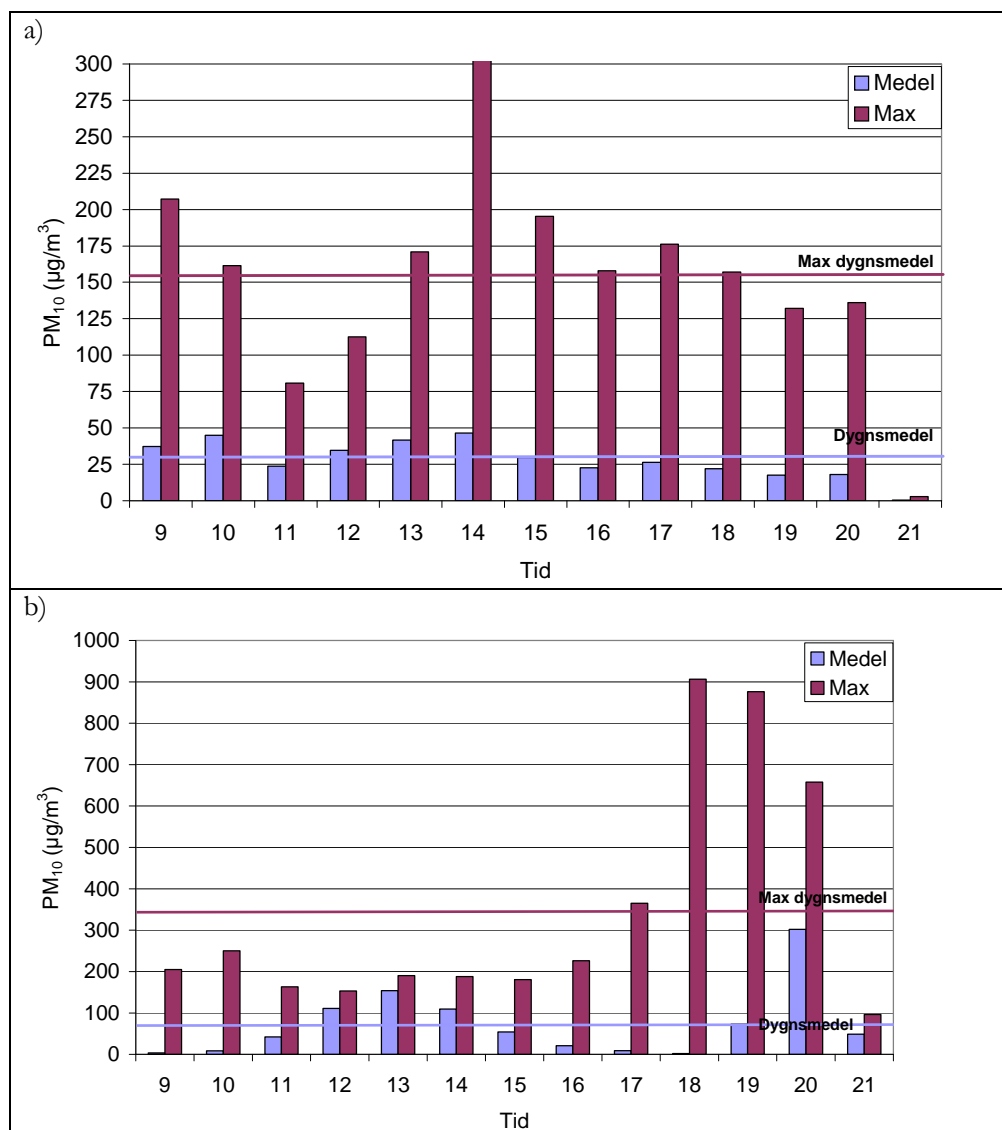
För alla nedan presenterade beräkningar har förbättrade indata enligt *Brandberäkning 2* använts, d.v.s även brandgashastigheten varierar med tiden. Här visas hur stora effekter olika parametrar får på PM<sub>10</sub>-halten i markplan genom spridningsberäkningar för respektive dygn för en hel månad, april 1999. Beräknade medel- och maximala haltnivåer jämförs med olika parametrar.

Topografins påverkan på spridningen av partiklar från branden blir tydlig när beräknade timmedelvärden av partikelhalter jämförs med meteorologiska parametrar, båda hämtade ca 500 m norr om branden nere i dalgången. Under april månad förekom alla vindriktningar, men med en övervikt på sydvästliga riktningar, sannolikt till följd av en viss dalstyrningseffekt. Vid analys av haltnivåer jämfört med vindriktning så framkom att högst halter, inte oväntat, erhålls vid riktningar längs med dalgången från sydost-sydväst (135-225°) till följd av dalstyrningseffekter.



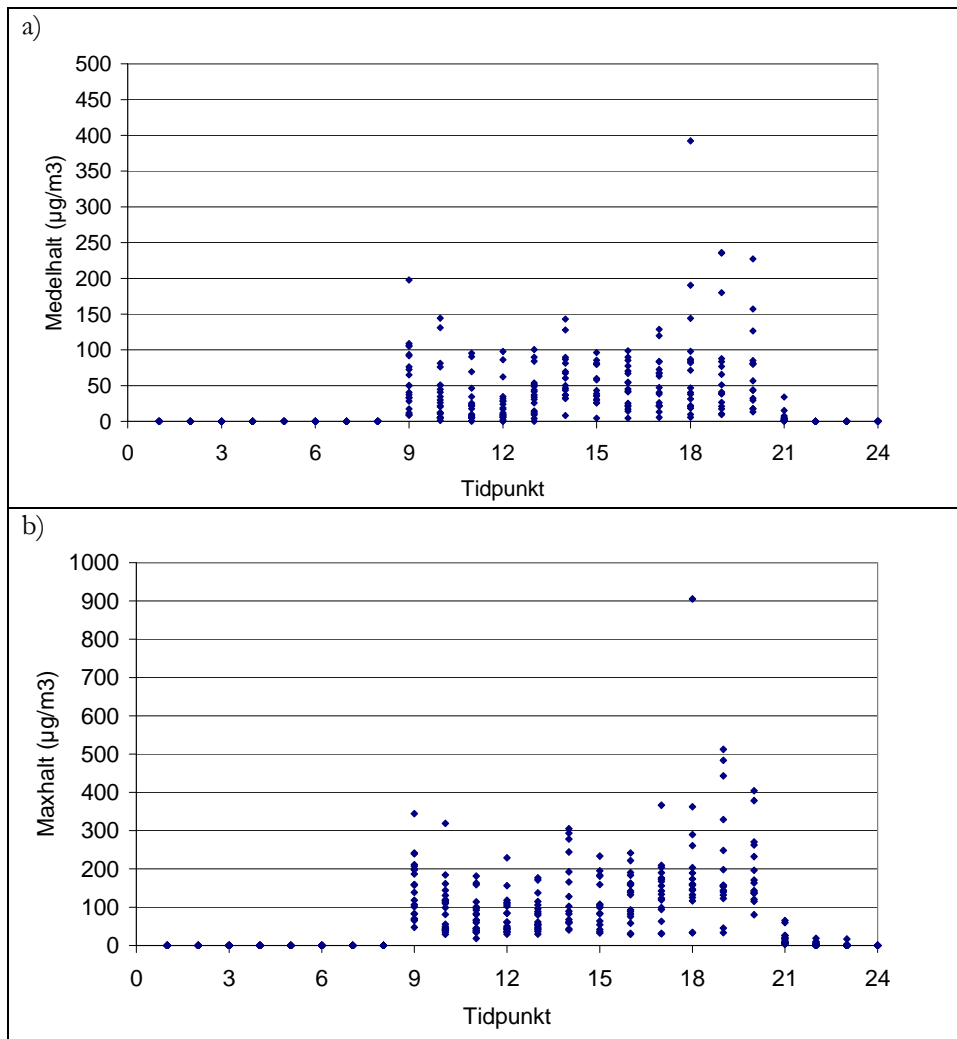
Figur 4-12. PM<sub>10</sub>-halten som timmedelvärde jämfört med vindriktningen i dalgången i Bollebygd under april. Observera att skalan på x-axeln är logaritmisk.

Ett exempel på en "normal" haltfördelning över brandtiden kan ses från 990409 ca 500 m från källan i plymens riktning. Där tidpunkten för den högsta haltnivåerna överensstämmer med tidpunkten för maximala emissioner (*Figur 4-13*). I detta fall förekom det ingen inversion och vinden var drygt 5 m/s samt att det förekom nederbörd, dock med låg intensitet.

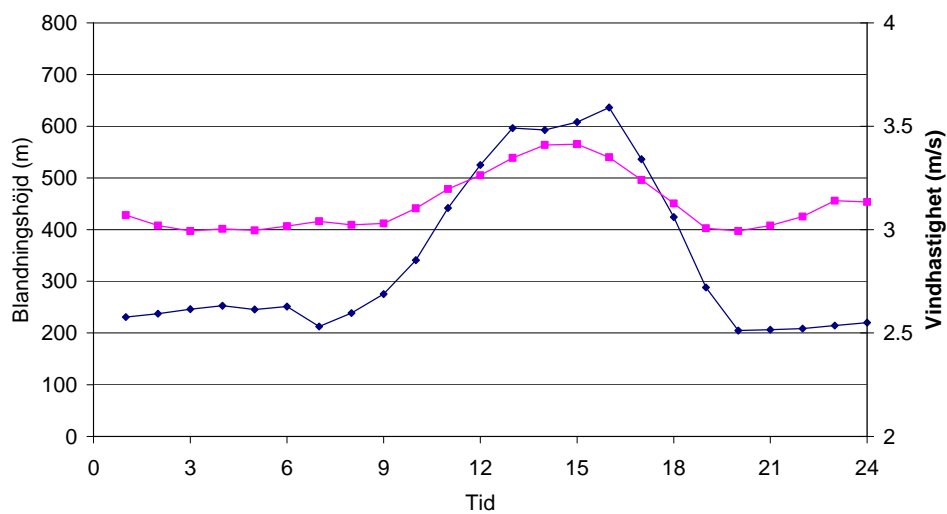


Figur 4-13. Haltfördelning som timmedelvärden och maximala timmedelvärden av PM<sub>10</sub> i markplan 500 m i lä (a) 990409 b) 990402. Den blå linjen representerar beräknat dygnsmedelvärde och den vinröda maximalt dygnsmedelvärde för markplan.

Det framgår däremot av *Figur 4-14* att de flesta tillfällen med höga medel-, och maxhalterna inträffar efter kl. 18 även om maximala emissioner infaller kl 11 och 12. Skälet till detta är främst att både vertikala (ses i blandnings-höjden) och horisontella (vindhastigheten) omblandningsförutsättningar blir kraftigt reducerade på kvällen (*Figur 4-15*) Skälet är sannolikt att de emissioner som sker i slutfasen av branden kommer att spridas mer marknära eftersom brandtemperaturen och därmed plymlyftet är lägre.

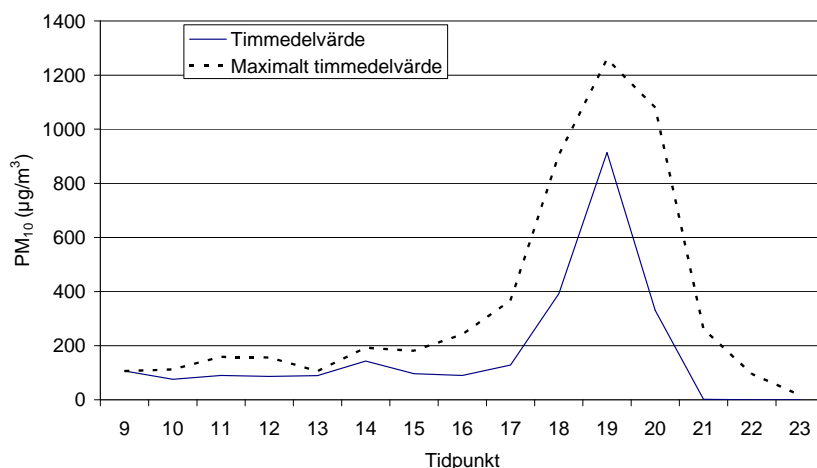


Figur 4-14. Fördelning av olika a) timmedelhalt och b) maximalt 10-min medelvärde vid olika tidpunkter, april.



Figur 4-15. Medelvärde av blandningshöjden och vindhastigheten vid olika timmar under dygnet, april.

I vilken utsträckning de meteorologiska parametrarna kan påverka haltnivåerna kan ses för ett specifikt dygn i *Figur 4-16*, där det framgår att de högsta haltnivåerna erhålls på kvällen, trots att emissionen är maximal mellan kl. 11-12. Beräkningarna är gjorda med emissioner enligt *Brandberäkning 2*. Skälet till att det är så är återigen till följd av att det bildats inversion i dalen (låg blandningshöjd) och de, vid den tiden, låga plymhöjder till följd av litet plymlyft. Detta resulterar i att plymen kapslas in på mycket låg nivå ovan mark samtidigt som vindhastigheten avtar, vilket leder till att både den vertikala och den horisontella dispersionen blir mycket liten. Enligt exemplet så skulle "felet" i beräknade haltnivåer bli mycket stort om denna typ av platsspecifika meteorologiska fenomen inte hade återgivits på rätt sätt. Det framgår även i *Figur 4-14* att det inte är ovanligt att de högsta haltnivåerna inträffar under början av kvällen.



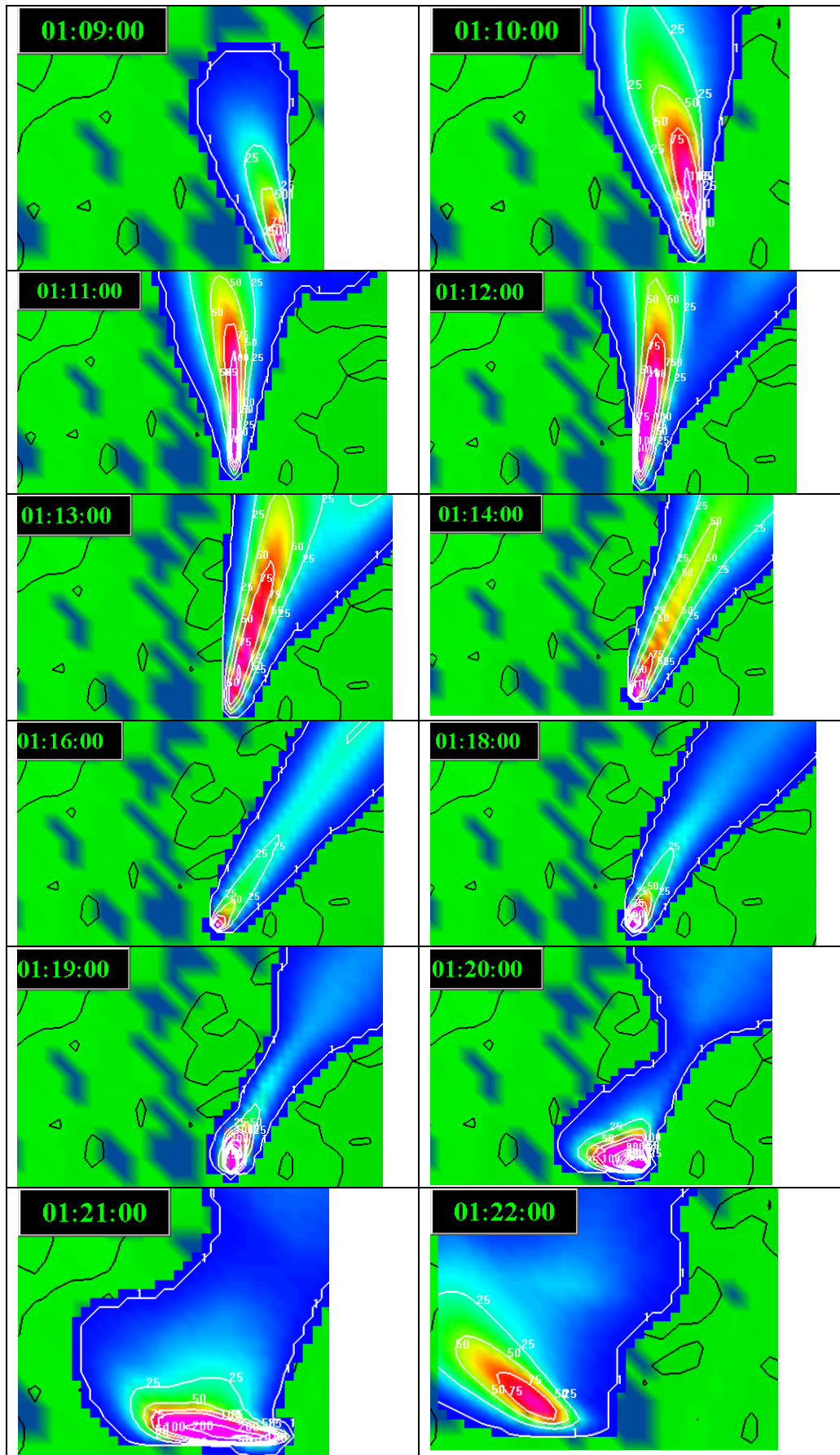
Figur 4-16. Timmedelvärderna och maximala timmedelvärderna för 990401.

För att illustrera hur spridningen 990401 sker i dalgången under brandförloppet visas även den timvisa ytfördelningen av haltnivåerna i markplan (*Figur 4-17*). Vissa timmar har utelämnats i figuren eftersom det inte förkom någon större skillnad från timmen innan. Blå färg visar  $PM_{10}$ -halter från 1-25  $\mu g/m^3$ , röd från 50-75  $\mu g/m^3$  och rosa > 75  $\mu g/m^3$ .

Det framgår att halterna är höga även kl. 20 och 21, men att plymens riktning har skiftat. Denna förändring av vindriktning resulterar i att haltnivåerna till synes avklingar redan kl. 19 enligt *Figur 4-16*. Detta beror dock på att beräkningspunkten var angiven strax norr om branden och att plymen inte längre gett en direkt träff i denna punkt.

Av figuren framkommer att det är mycket viktigt att återge meteorologin på ett relevant och tidsvariabelt sätt.

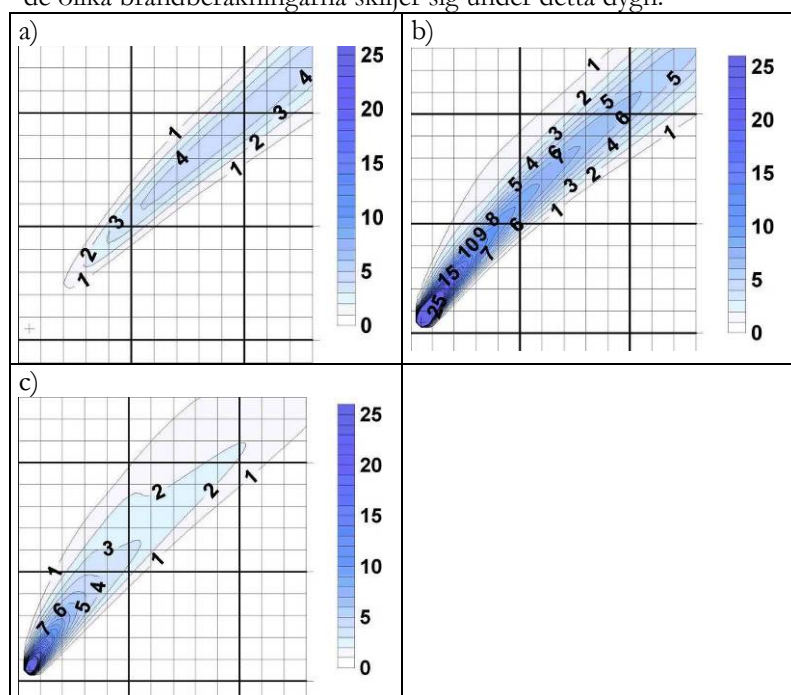




Figur 4-17. Timvis dispersion 99040 i markplan enligt Brandberäkningar 2 från kl 9.00 t.o.m. kl 22.00. Blå färg visar PM<sub>10</sub>-halter från 1-25 µg/m, röd från 50-75 µg/m<sup>2</sup> och rosa > 75 µg/m<sup>2</sup>.

#### 4.1.4 Jämförelse mellan olika brandberäkningar

För att jämföra hur skillnaden i brandindata till ovanstående beräkningar (*Brandberäkning 1 och 2 - stor brand samt Brandberäkning 2 - liten brand*) påverkar de beräknade haltnivåerna i markplan, genomfördes dessa beräkningar för ett pilotfall, 990405. Skälet till att detta dygnet valdes var att det då rådde relativt jämn vindriktning längs dalgången under hela brand-förloppet. Under de flesta andra dygn förekom det en vindkantring/ vridning. I sådana fall blir det ingen "renodlad" plym, varför det kan vara svårt att analysera vad skillnaden i haltnivåer beror på. I nedanstående *Figur 4-18* illustreras hur resultaten från de olika brandberäkningarna skiljer sig under detta dygn.

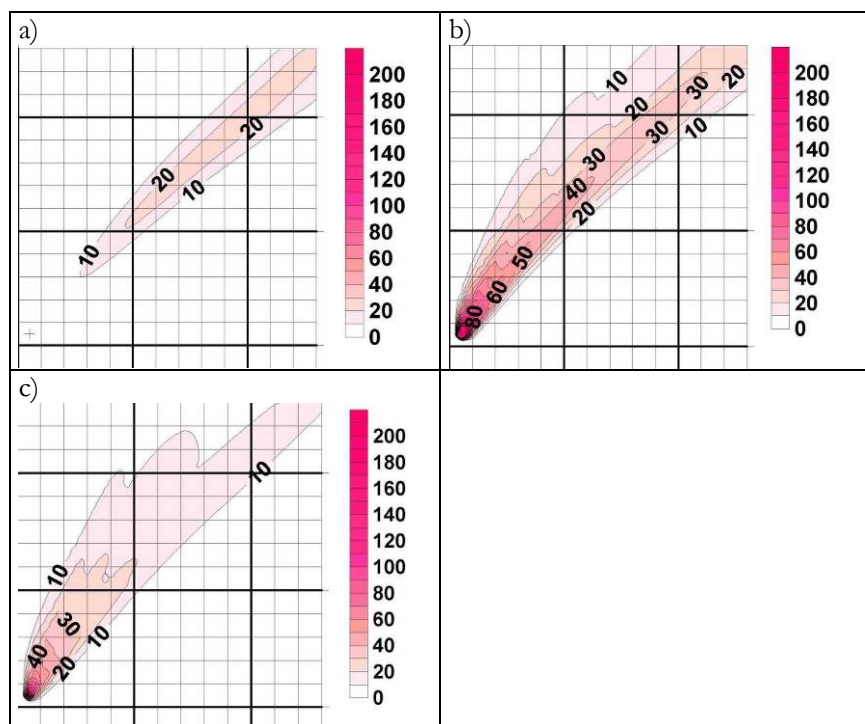


Figur 4-18. Beräkning av haltbidraget av  $\text{PM}_{10}$  beräknat som dygnsmedelvärde, vid olika bränder alla under, 990405. Avståndet mellan de tjocka strecken är 2,5 km och mellan de tunna 500 m.  
a) Brandberäkningar 1, stor brand; b) Brandberäkningar 2, stor brand; c) Brandberäkningar 2, liten brand.

Det framgår av *Figur 4-18* att skillnaden är påtaglig mellan *Brandberäkning 1* och *2*, d.v.s. om branden representeras av en eller flera pipor, men med samma mängd emissioner. Störst är dock effekten nära källan (d.v.s. upp till ca 10 km från branden), främst genom att plymen inte når mark förrän efter drygt 2 km i fallet med en brandcylinder. Den högsta dygnsmedelhalten vid 1 cylinder infaller 6 km från branden och är ca  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , medan den för 6 cylindrar infaller precis runt branden och är  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

För den lilla branden (i *Brandberäkning 2*) är den högsta dygnsmedelhalten ca  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Detta är ca 3 ggr lägre än halten för den stora branden. Skillnaden i emission är dock ca 5,5 ggr större. Detta beror sannolikt på att den stora branden har mycket högre både brandgastemperatur och brandgashastighet, varpå plymen sprids mer effektivt från den högre höjden.

I *Figur 4-19* visas det maximala timhaltbidraget för dygnet.

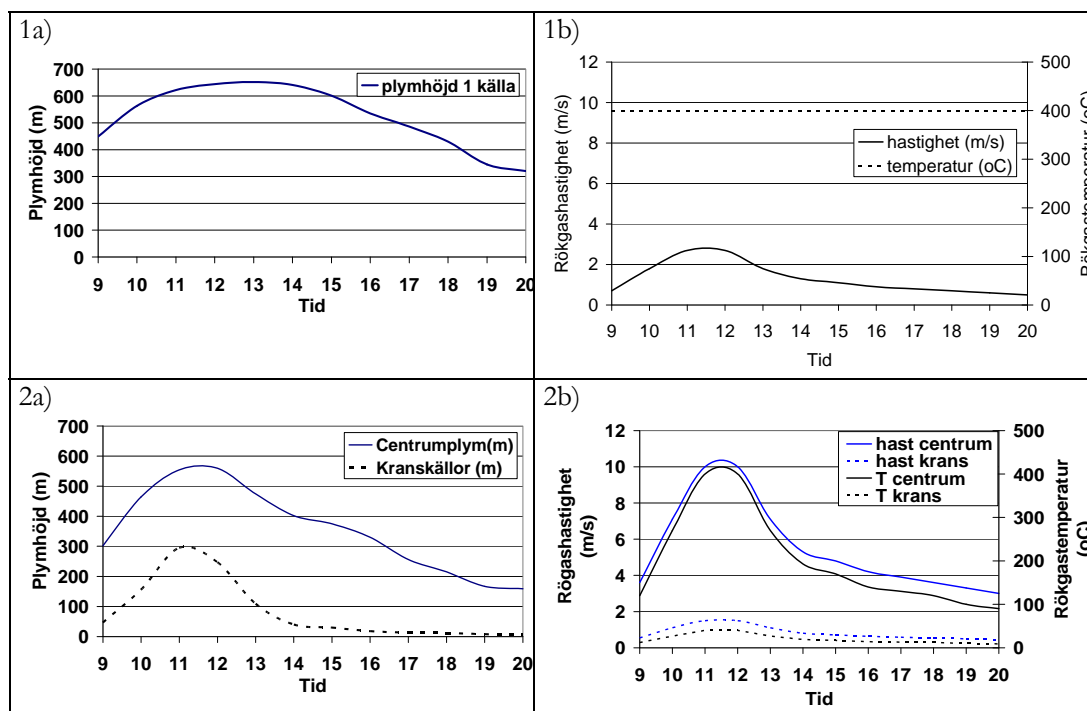


Figur 4-19. Beräkning av haltbidraget av PM<sub>10</sub> beräknat som maximalt dygns halt, vid olika bränder, alla under 990405. Avståndet mellan de tjocka strecken är 2,5 km och de tunna 500 m. a) Brandberäkningar 1, stor brand; b) Brandberäkningar 2, stor brand; c) Brandberäkningar 2, liten brand. Källan i nedre, vänstra hörnet.

Ovanstående maxhaltberäkningar enligt *Figur 4-19* från de olika brand-beräkningarna visar också på mycket stora skillnader beroende på om en eller sex pipor används för att illustrera branden. I *Brandberäkning 1* infaller de högsta halterna (10-20 µg/m<sup>3</sup>) ca 5 km från källan. I *Brandberäkning 2* återfinns haltmaximum ca 200 meter från branden, och halten är ca 150-200 µg/m<sup>3</sup> d.v.s. en faktor tio högre. Ca 1 km från branden har halten späts ut till ca 80 µg/m<sup>3</sup>.

Baserat på spridningsberäkningar med en pipa, som alla visade på inga eller låga halter nära källan, i kombination med SPs erfarenhet av bränder, bedömdes brandförsök med 1 pipa ge orimligt resultat. I *Figur 4-20* jämförs plymhöjden med indata till de olika modelleringarna för stor brand, *Brandberäkning 1* och 2 i form av rökgashastighet. Brandgastemperatur var i *Brandberäkning 1* konstant 400 °C, medan den i *Brandberäkning 2* var variabel.

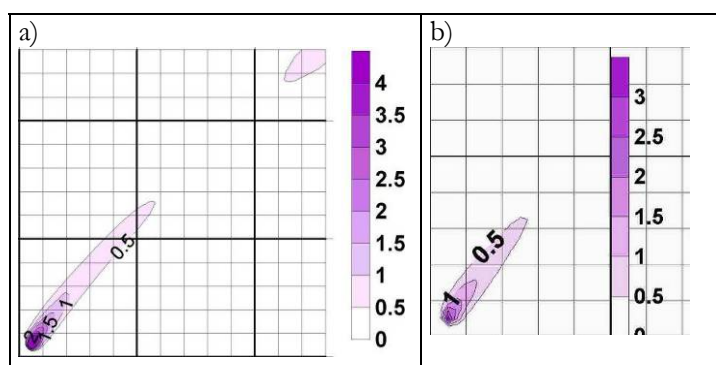
Maximalt plymlyft är ungefär lika vid båda beräkningarna (1 och 2, stor brand), men fördelat under hela brandförloppet så är plymlyftet ca 100 m lägre vid *Brandberäkning 2* jämfört med 1 samt att det vid *Brandberäkning 2* är ett mer distinkt maximum kl 11-12. Detta är sannolikt orsakat av att rökgastemperaturen är konstant 400 °C i *Brandberäkning 1*, medan den i 2 är variabel (*Figur 4-20*). Den till synes stora skillnaden mellan den höga rökgashastigheten i *Brandberäkning 2* jämfört med 1 är lite missvisande, eftersom det endast är centrumplymen som har så hög hastighet. Kranpiporna har däremot mycket lägre rökgashastighet än vad som återfinns i den enda cylindern i *Brandberäkning 1*.



Figur 4-20. Jämförelse mellan 1a) plymhöjd och 1b) rökgashastighet vid brandberäkning 1 och 2a) plymhöjd och 2b) rökgashastighet brandberäkning 2 - båda för stor brand 990405.

## 4.2 Beräkning av deposition

I TAPM beräknas depositionen både som torr- och våtdeposition. I alla de beräkningar som genomförts har beräkning av deposition inte gett några eller mycket liten deposition. Den enda beräkning som visade någon deposition att tala om vad den då indata för *Brandberäkning 2* användes. Här kan ses en viss torrdeposition, och resultatet från den stora respektive lilla branden presenteras i *Figur 4-21*. Det framgår av figuren att depositionen från den lilla branden sträcker sig 1,5 km, medan den stora når dryga 2,5 km från branden.

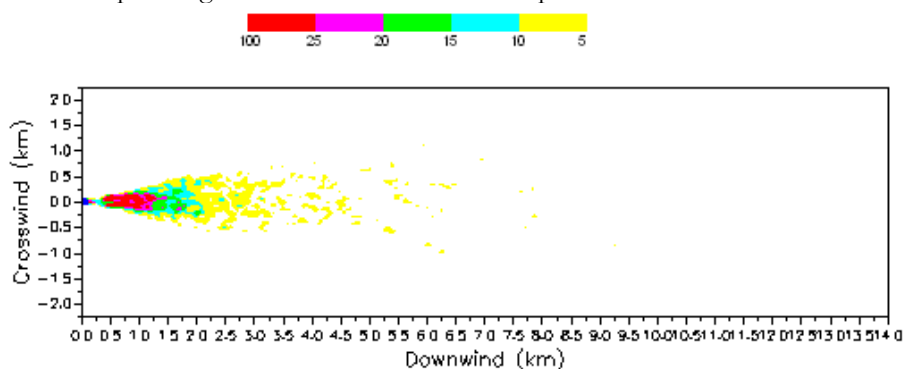


Figur 4-21. Beräkning av torrdepositionen av PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>2</sup>) för 990405. Avståndet mellan de tjocka strecken är 2,5 km och mellan de tunna 500 m. Brandberäkningar 2, a) stor brand; b) liten brand.

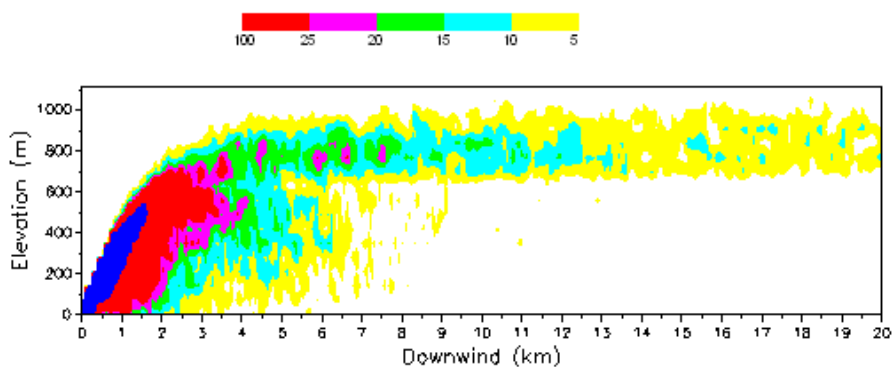
### 4.3 Beräkningar genomförda med ALOFT

Resultaten från beräkningarna i ALOFT-FT presenteras som  $PM_{10}$ -halter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nedströms branden. Fall 1 motsvarar en medelhållsberäkning och Fall 2 en maxhållsberäkning. För varje fall, se *Tabell 3-5*, visas ett horisontellt snitt nära markytan, samt ett vertikalt snitt från markytan till 1000 m höjd, som åskådliggör plymens vertikala och horisontella utbredning, se *Figur 4-31*.

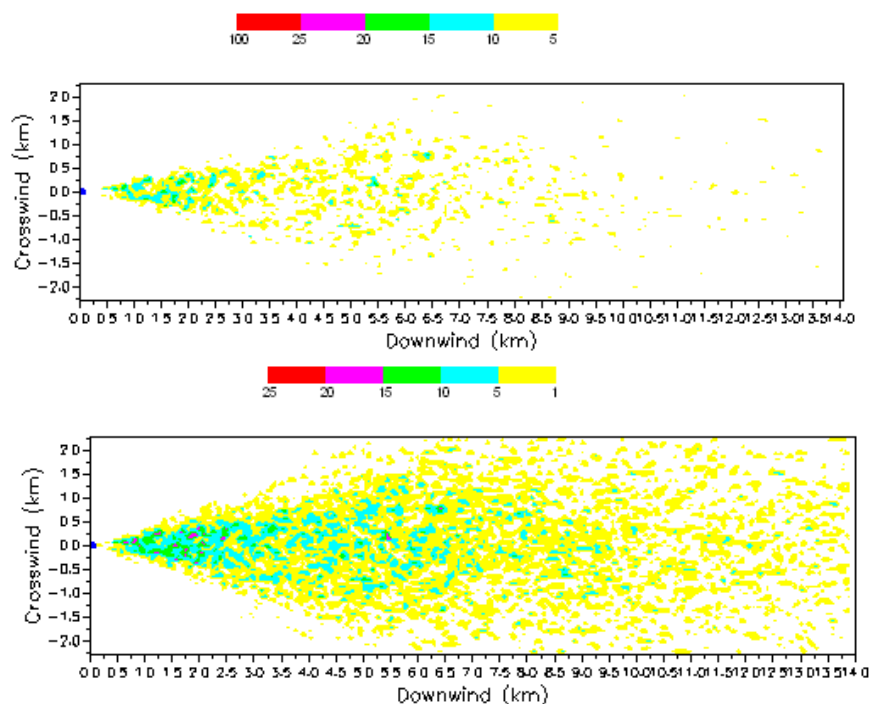
Av bilderna framgår att plymen delvis slås ned nära brandkällan, men att huvuddelen av rökgaserna stiger till flera hundra meters höjd. De uppbrutna färgfälten i *Figur 4-23* beror på att ALOFT-FT bl a beräknar spridningen i form av stora virvlar skapade av det varma flödet.



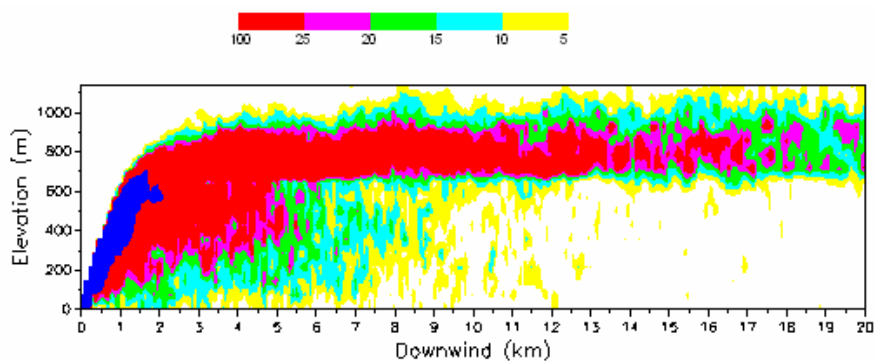
Figur 4-22. Horisontellt snitt i marknivå av  $PM_{10}$ -koncentrationen 0-14 km nedströms branden i Fall 1, medelvärderad brandeffekt på 360 MW.



Figur 4-23. Vertikalt snitt av  $PM_{10}$ -koncentrationen 0-20 km nedströms branden i Fall 1, medelvärderad brandeffekt på 360 MW.



Figur 4-24. Två horisontella snitt i marknivå av PM<sub>10</sub>-koncentrationen i olika haltskalor, 0-14 km nedströms branden för Fall 2, maximal brandeffekt på 750 MW.



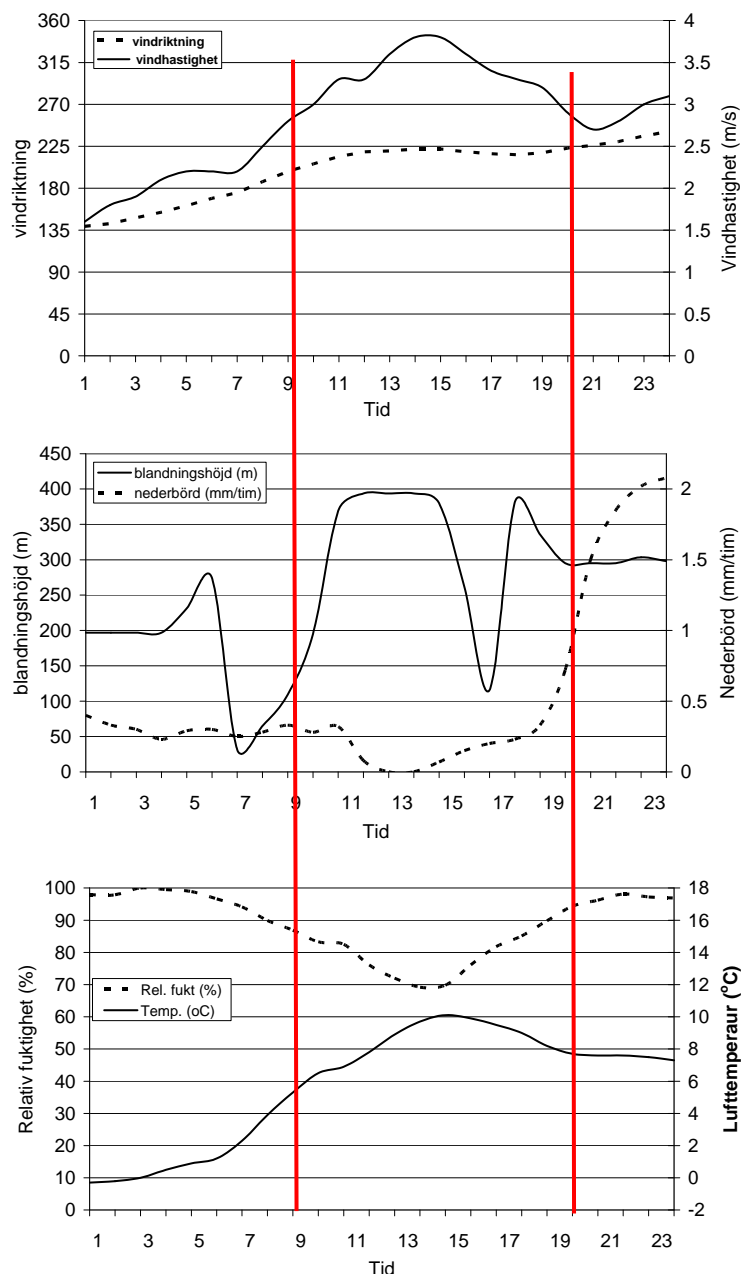
Figur 4-25. Vertikalt snitt av PM<sub>10</sub>-koncentrationen 0-20 km nedströms branden för Fall 2, maximal brandeffekt på 750 MW.

## 4.4 Illustrering av brandförloppet med TAPM

Spridningsberäkningarna genomfördes här med 6 stycken brandcylindrar enligt *Brandberäkning 2*, både för en stor och liten brand (se kap 3.5.1). För att ge en bättre förståelse för hur halterna i luften breder ut sig under brandtiden vid respektive beräkning, har plymens utbredning både horisontellt och vertikalt plottats timme för timme. Till detta jämförs även rådande meteorologi.

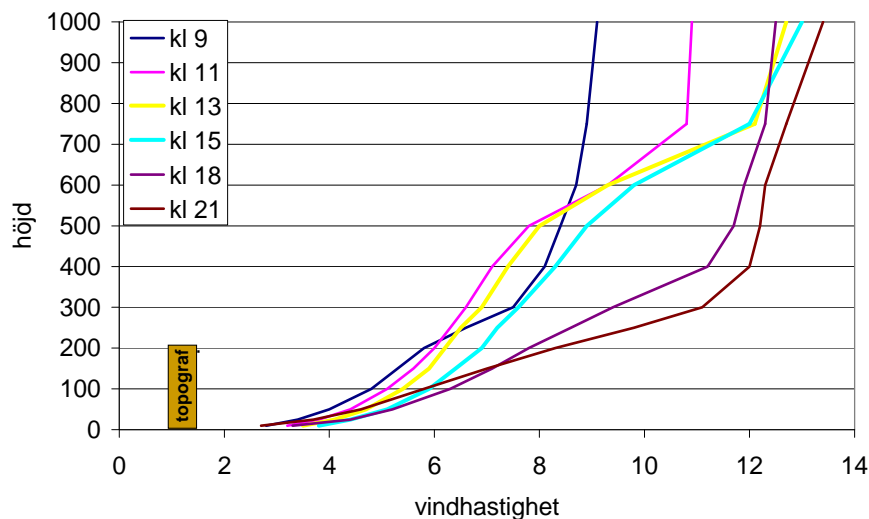
Beräkningarna genomfördes för ett dygn, 990405, då det råde relativt jämn vindriktning och vindhastighet när branden startades på morgonen kl 9.00. Utbredningen av plymen i horisontalled visas i *Figur 4-26*.

Vindriktningen var i stort sett konstant under brandförloppet och vindhastigheten ökade från ca 3 m/s till strax under 4 m/s fram t o m kl 14, varefter det mojnade igen under eftermiddagen och kvällen till dryga 2 m/s. Blandningshöjden ( $H$ ) ökade snabbt från 100 m på morgonen till ca 400 m mitt på dagen. Under eftermiddagen minskade  $H$  igen, till följd av minskande solinstålningsintensitet. Senare under kvällen skedde, i detta fall, dock återigen en ökning av  $H$  p g a ett väderomslag, sannolikt till följd av att nya luftmassor kom in över området. Detta ses även genom att temperaturen inte fortsatte att minska under kvällen/natten samt att nederbörden, som tidigare under dagen varit ringa, ökade i intensitet under kvällen. Detta resulterade även i att den relativa fuktigheten ökade.



Figur 4-26. Vindhastighet, vindriktning, blandningshöjd samt nederbörd under försöksdygnet, 990405. Brandberäkningarna varade från kl.9-20 (röda streck).

De vertikala vindprofilerna från 990405 presenteras i *Figur 4-27*. Vindhastigheten ökar normalt mest de första hundratalen metrarna (vinden ökar logaritmiskt med höjden) till följd av minskande uppbromsning mot markytan. Till vilken grad vinden bromsas upp mot marken beror bl.a. av markytans skrovlighet. Det framgår av *Figur 4-27* att när vindprofilen är lägre än omgivande berg (ca 200 m), d.v.s. nere i själva dalgången, sker en ytterligare uppbromsning av vinden. När plymerna når ovanför denna höjd blir därför utspädningen mer effektiv än vad som är fallet nere i dalgången.



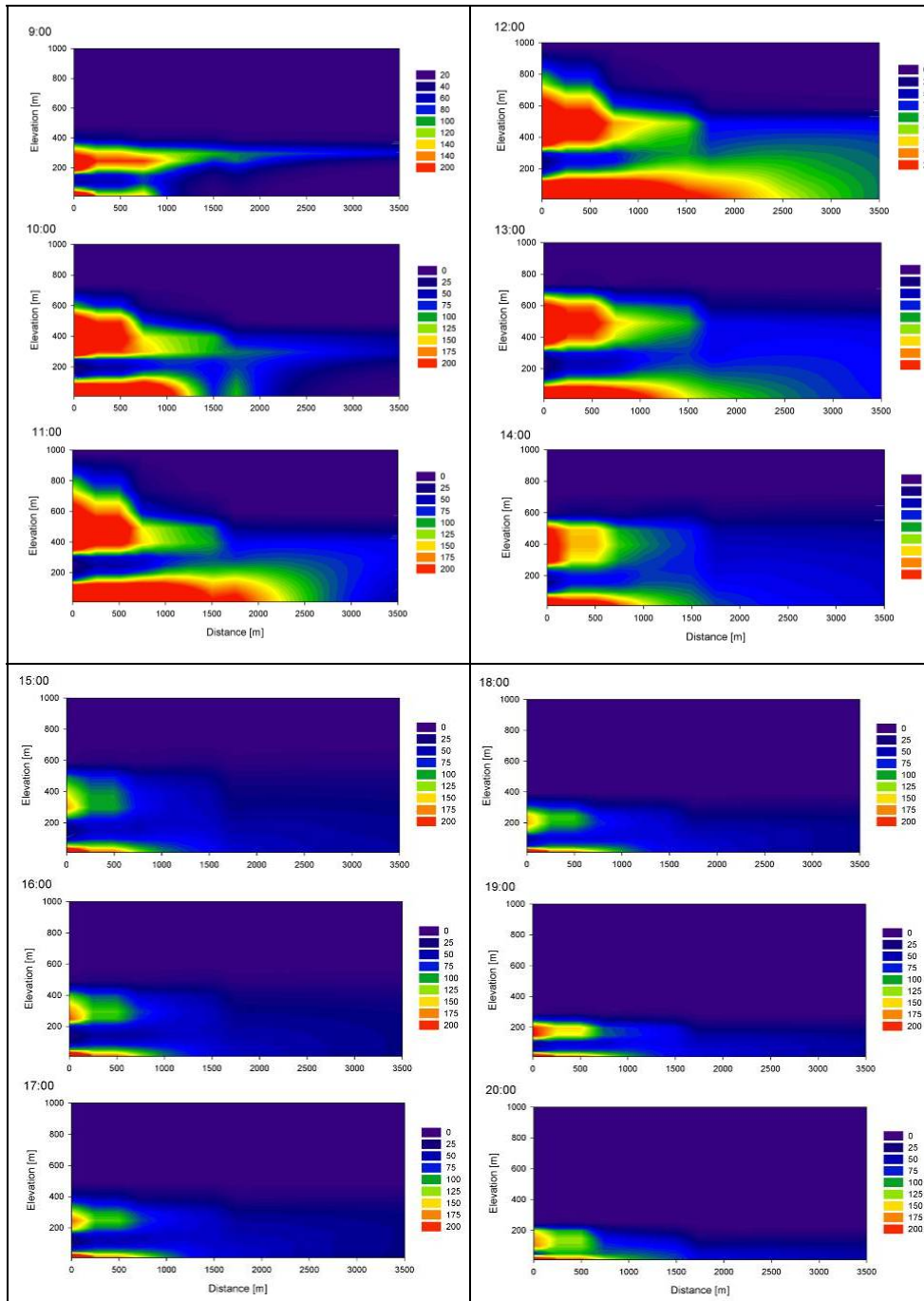
Figur 4-27. Vertikala vindprofiler från olika klockslag under 990405. Höjden på topografen motsvarar den bruna rutans höjd i figuren

Den vertikala haltfördelningen från *Brandberäkning 2 - stor brand* visas i *Figur 4-28*. Maximala emissioner förekom den tredje och fjärde brandtimmen (*Figur 3-13*) d.v.s. kl. 12 och 13. kl 11-12 resp 12-13.

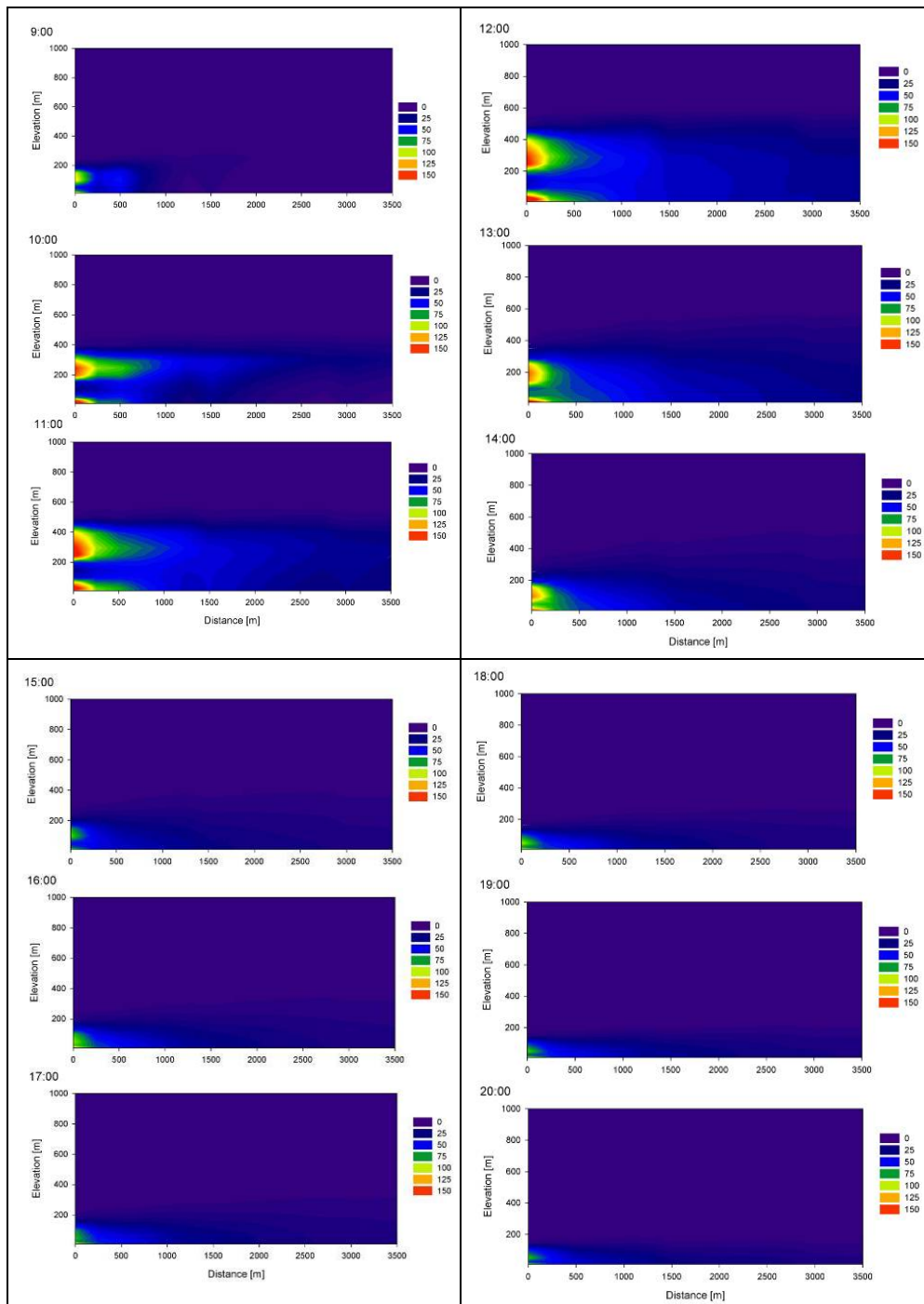
Det framgår av *Figur 4-28* att det förekommer två plymer på två vertikala nivåer. Skälet till det är att centrumplymen och kransplymerna når olika höjder, där centrumplymen är minst 200 m högre under i stort sett hela brandförloppet.

Av *Figur 4-28* framgår att centrumplymen redan inom den första timmen sprider relativt höga halter drygt 2 km från branden. Detta sker dock på dryga 200 m höjd. I markplan och upp till ca 50 m breder plymen från kranskällorna ut sig med relativt höga halter de närmaste 500-750 metrarna. Kl. 10 är utbredningen av den marknära plymen ungefär lika med den på hög nivå, medan den senare når längre bort från källan än var plymen på hög höjd gör. Det är dock mycket liten skillnad i haltnivåerna mellan den höga och låga plymen. Båda ger ca  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  även om emissionerna är ca 5 ggr högre i centrumplymen jämfört med den sammanlagda emissionen från kransplymerna. Skälet till det är sannolikt att den högre centrumplymen sprids mer effektivt, bl.a. till följd av den dubbelt så höga vindhastigheten på hög nivå (*Figur 4-27*). Det framgår även av figuren att den närmaste kilometern från källan förekommer haltnivåer  $\geq 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i markplan under hela brandförloppet.





Figur 4-28. Vertikal timvis haltfördelning från Brandberäkningar 2 -stor brand. avses 990405? svårt att följa timmar

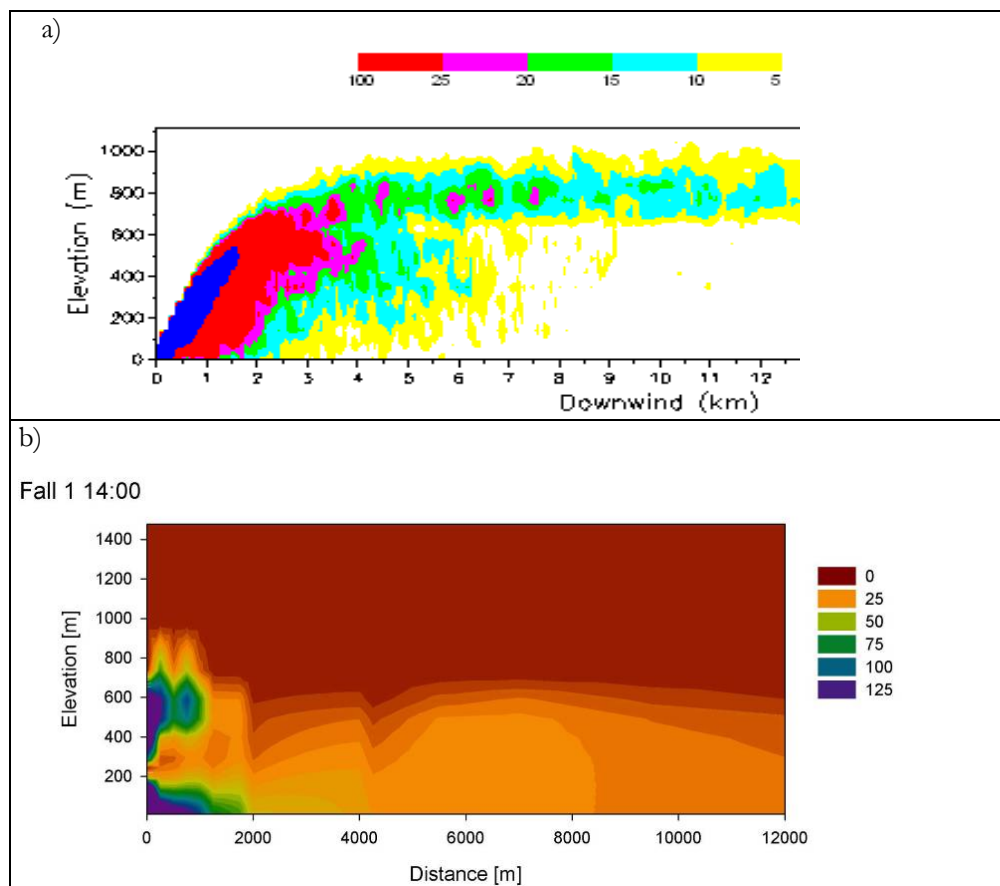


Figur 4-29. Vertikal timvis haltfördelning från brandberäkningar 2 -liten brand.

Vid jämförelse med spridningen från en liten brand (Figur 4-29) så uppträder även här en vertikal uppdelning i två plymhöjder, även om det inte är så tydligt under den första timmen. Observera att maximal haltnivå är  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  jämfört med  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för den stora branden, d v s dessa haltnivåer står inte i proportion till variationen i emissionens storlek. Vid en liten brand så sprids de högsta halterna endast ca 500 m från branden. Mellan 500-2000 m är haltnivån nere på ca  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denna halt förekommer dock i markplan under hela brandförloppet.

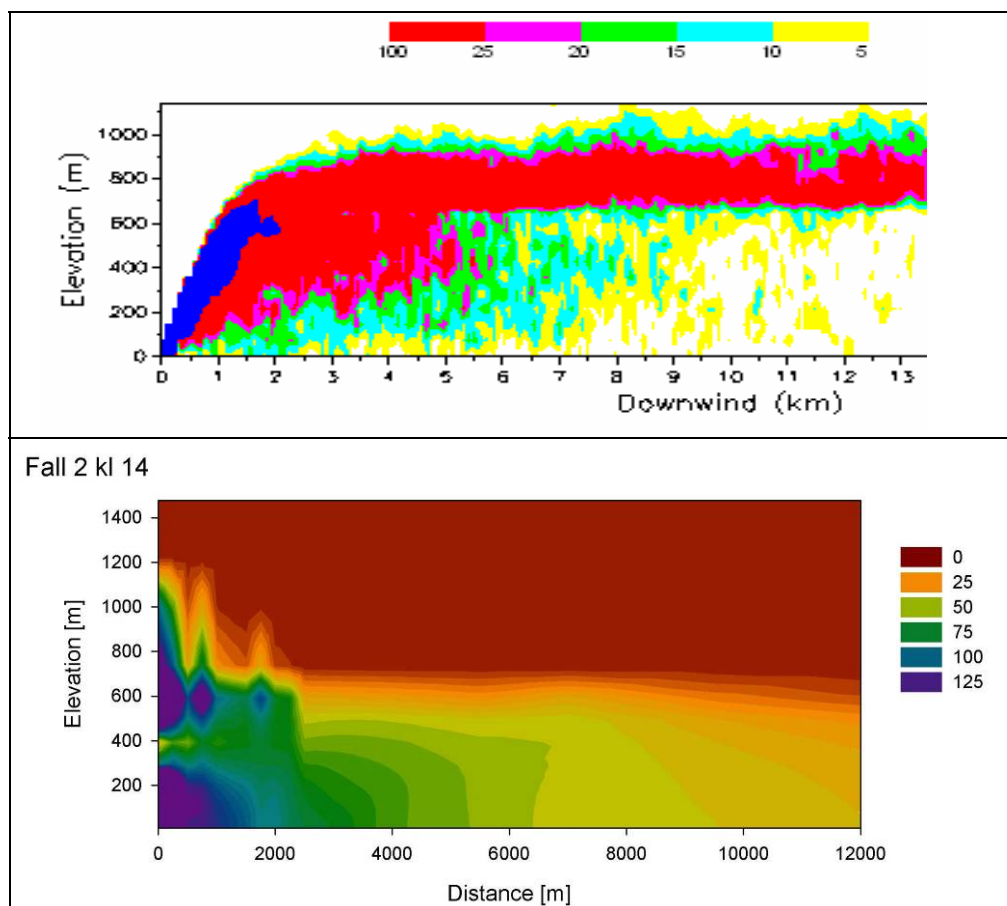
## 4.5 Jämförelse mellan TAPM och ALOFT

ALOFT-beräkningarna är genomförda så att "steady-state" uppnås, varför tidsdifferentiering av brandparametrarna inte är möjlig. För att kunna jämföra dessa simuleringar med de gjorda i TAPM, har indata till TAPM-beräkningar för denna jämförelse ändrats. För Fall 1 används indata motsvarande en brand på 360 MW och för Fall 2 simuleras indata från en brand på 750 MW. Alla parametrarna är konstanta under hela brandförloppet. Det exemplet som visas här är hämtat från kl 14.00 för att även meteorologin skall vara jämförbar (*Figur 4-30*).



Figur 4-30. Vertikalt snitt av PM<sub>10</sub>-koncentrationen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 0-12 km nedströms branden i beräkningsfall 1, medelvärderad brandeffekt på 360 MW a)ALOFT b)TAPM.

Vid jämförelse mellan plymerna i Fall 1 (*Figur 4-30*), beräknade med de båda modellerna, ses att haltnivåerna den närmaste 1 km från branden överensstämmer relativt väl i båda beräkningarna och är drygt 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Störst skillnad mellan de båda beräkningarna är dock att det tycks vara en relativt liten nedblandning av plymen beräknat i ALOFT jämfört med den beräknat i TAPM. Detta leder sannolikt till att plymen ifrån ALOFT lägger sig på en konstant högre nivå jämfört med TAPM, samt att skillnaden i haltnivåer ökar med avståndet både på högre nivåer och i markplan.



Figur 4-31. Vertikalt snitt av PM10-koncentrationen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 0-20 km nedströms branden för beräkningsfall 2, maximal brandeffekt på 750 MW.

I Fall 2 (Figur 4-31) är också haltnivåerna till en början jämförbara, även om TAPM räknar ned dem till markplan och ALOFT till största delen har motsvarande haltnivåer högre upp. Till en början är plymen, beräknad med TAPM, högre än den beräknad med ALOFT. Efter 2,5 km är TAPM-plymen istället ca 200 m lägre än den som är beräknad med ALOFT. Även i detta fall blandar TAPM ned de höga haltnivåerna i markplan på ett helt annat sätt än vad ALOFT gör.

De ovan nämnda skillnaderna uppstår sannolikt till följd av att ALOFT inte kan räkna med en variabel meteorologi vare sig vertikalt eller över ytan. Man kan dock anta att beräkningarna i ALOFT i ett initialt skede visualiserar plymen på ett bättre sätt eftersom denna modell även inkluderar flera brandparametrar direkt (se Tabell 3-5). Det är därför uppmuntrande att haltnivåerna i plymen initialt ligger på samma nivå eftersom detta stärker trovärdigheten i beräkningarna utförda med TAPM.

## 4.6 Generaliserad beräkning på årsbas

Ovanstående beräkningar har visat att indata från *Brandberäkningar 2* har gett rimliga resultat både avseende halter i luft och spridningsmönster. I syfte att visa en generaliserad bild av spridning vid en stor och en liten brand samt under olika årstider, har beräkningar genomförts med TAPM-modellen för varje dygn under ett år med indata från *Brandberäkningar 2*. Detta görs genom beräkning av medel- och maximala dygnsvärden, samt beräkning av dygnsdeposition av PM<sub>10</sub> i plymriktningen. Medelvärdena

kan ligga till grund för bedömning av miljöpåverkan från bränder samt deposition. Maximala dygnshalter kan ligga till grund för bedömning av mer akuta hälsoeffekter. Förhållandet mellan maximala dygnsmedelvärden och medeldygnsmedelvärden samt maximala- och medeltimmedelvärden ses i *Figur 4-13*. Det kan variera relativt mycket beroende på om det förekommer inversion eller ej. Förhållandet mellan maximala timmedelvärden och timmedelvärden är vid normalspridning d v s 990409 i medeltal att maxhalten är ca 6 ggr högre än medelhalten  $\pm$  några  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vid inversionstillfället är maxhalten i medeltal 50 ggr högre och med en mycket stor variation ( $\pm 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

För att inte riskera att välja ett extremt bra eller dåligt år ut spridnings-synpunkt har ett typiskt år valts - här 1999 (kap. 3.3). En meteorologisk klassificering gjordes med avseende på vindriktning och vindhastighet för respektive dygn samt fördelat på sommar (5 månader maj-sep) och vinter (7 månader okt-apr). För att erhålla tillräckligt stor datamängd i varje grupp delades vindriktningen endast in i 4 klasser, N ( $315 < 45^\circ$ ), Ö ( $45 < 135^\circ$ ), S ( $135 < 225^\circ$ ) och V ( $225 < 315$ ). Respektive vindriktning delades upp i 3 vindhastighetsklasser ( $0,5 < 2,5$ ;  $2,5 < 3,5$  och  $\geq 3,5$ ). För respektive klass beräknades därefter periodmedelvärde och maximala dygnsmedelvärden av  $\text{PM}_{10}$ -halten för respektive väderklass och säsong. Detta resulterade i 24 klasser (*Tabell 4-1*). I respektive klass beräknades medelvärdet av  $\text{PM}_{10}$ -halten, medelvärdet av maximal dygns halt samt standardavvikelsen.

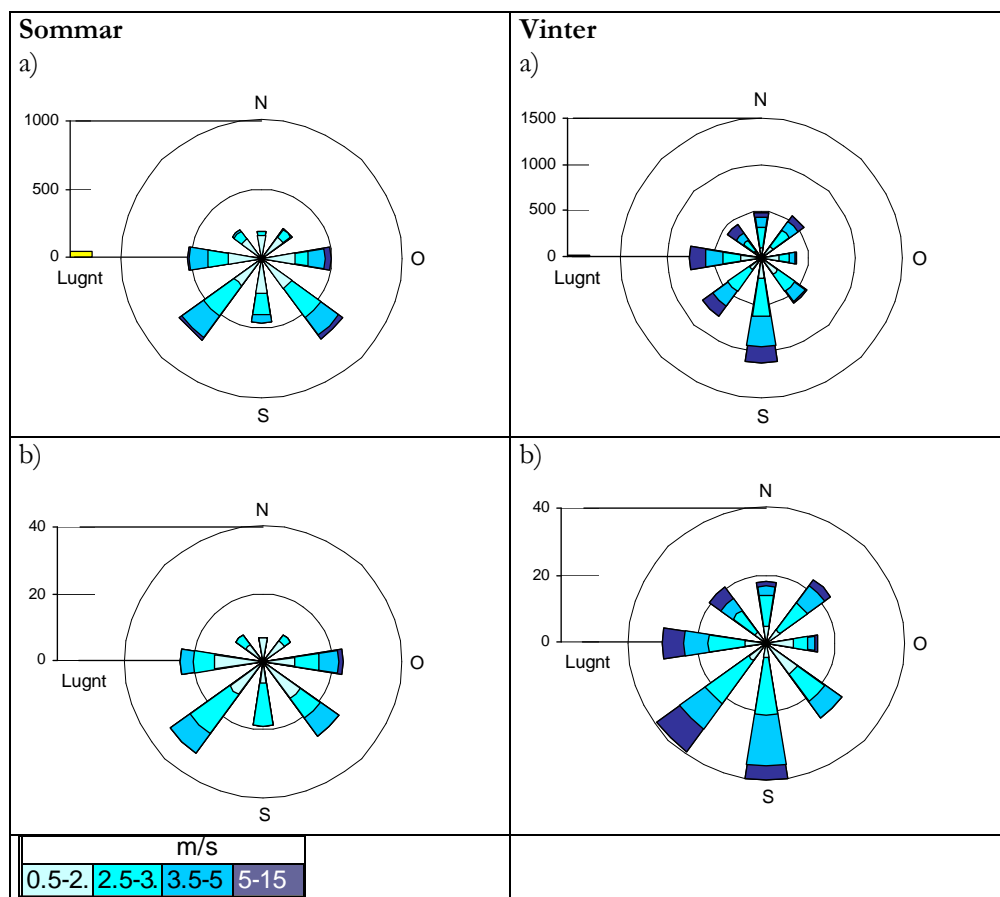
Tabell 4-1. Antal dygn i respektive vindklass vilka ligger till grund för de generaliserade haltberäkningarna av spridning vid brand.

	Vind- klass	Vind- hastighet (m/s)	Sommar (maj-sep)				Vinter (okt-apr)			
			N	V	S	E	N	V	S	E
	1	0 -2,5	15	15	23	22	10	12	15	12
	2	2,5 - 3,5	3	12	19	19	19	11	34	20
	3	$\geq 3,5$	0	11	8	6	12	11	32	24

Eftersom dessa beräkningar är tänkta att ge en generell bild av spridningen från bränder av motsvarande storlek och intensitet har resultatet visats utan geografisk bakgrundskarta. Plymtbredningen kan dock bedömas med hjälp av skalangivelsen, vilken visar antalet gridrutor där varje ruta är 500 m, (d v s 10 gridrutor motsvarar 5 km).

#### 4.6.1 Representativitet av klassificeringen

Ovanstående klassificering av de olika dygna genomfördes alltså på basis av dygnsmedelvindriktningen och hastigheten. För att visa om denna relativt grova klassindelning av årsvindriktningsfördelningen påverkas om beräkningen görs som tim- eller dygnsmedelvärden (*Figur 4-32*). Här presenteras vindriktningsfrekvensen fördelat på 8 vindriktningar för sommaren och vintern, baserat på timmedelvärden respektive dygns-medelvärden. Jämförelsen visar (*Figur 4-32*) att utseendet på de olika vindrosorna under sommaren är mycket lika. Under vintern skiljer de sig dock genom att andelen sydvästvindar är färre för vindrosen baserat på timmedelvärden jämfört med den baserat på dygnsmedelvärden. Detta skulle kunna beror på att vinden varit mer växlande under vinterdygna än under sommarygna. Detta kommer ju naturligtvis även att påverka utseendet på de spridningsberäknade plymerna, så att brandgaserna sprids över större ytor om vindriktningen är mer variabel.

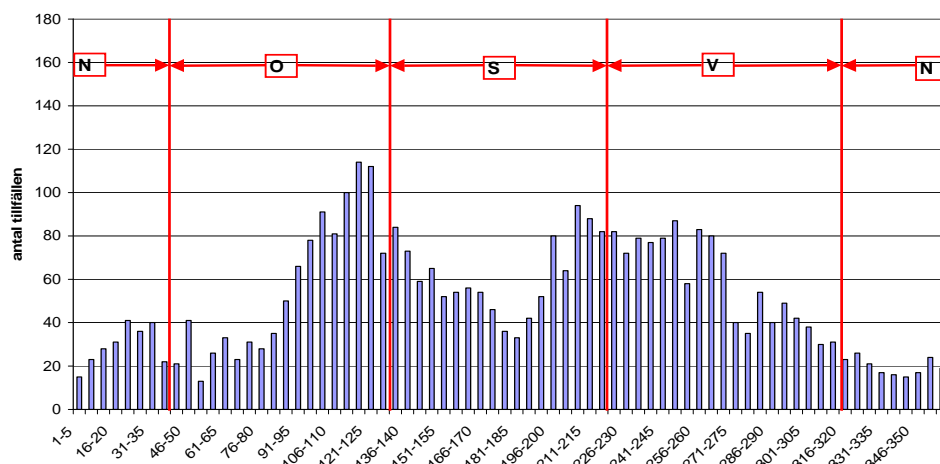


Figur 4-32 Vindriktningsfördelningen fördelat på 8 klasser (antal tillfällen i respektive riktning) för sommar och vinter, a) baserat på timmedelvärden b) baserat på dygnsmedelvärden.

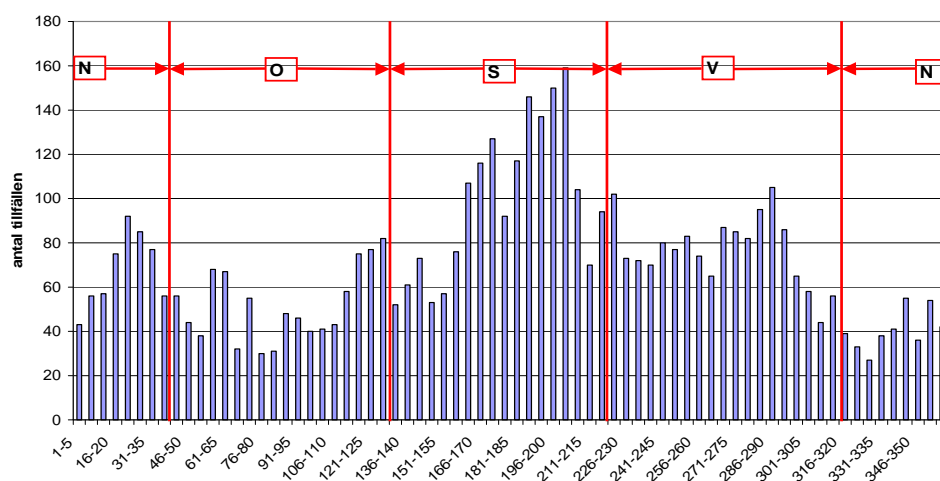
Eftersom det endast är 4 vindriktningssklasser i den slutliga analysen, vilka var för sig har en klassbredd av 90° kan vissa riktningar inom en klass komma att dominera. Klassindelningen presenteras i *Tabell 4-1*. Detta skulle också kunna få genomslag i plymens utseende vid medelvärdes-beräkningarna för respektive klass. En närmare analys av vindriktnings-frekvensen för respektive klass har därför gjorts genom att denna plottats med upplösning på 5 grader (*Figur 4-33*) Vindklassindelningen visas i figuren.

Det framgår av *Figur 4-33* att det under sommaren förekommer två maxima, ett omkring sydost (från ca 100-155°) samt ett omkring sydväst (från ca 200-275°) i Bollebygd. Dessa maximum hamnar delvis i olika klasser. Det resulterar i att det inom framför allt klasserna väst och ost och även syd förekommer relativt stora skillnader inom klasserna. I klassen ost ligger tonvikten från ca O-SSO. I klassen väst ligger den från SSV-V. I klassen syd förekommer ett minimum vid rena sydliga vindar. Den nordliga klassen är den jämnast fördelade.

## Sommar



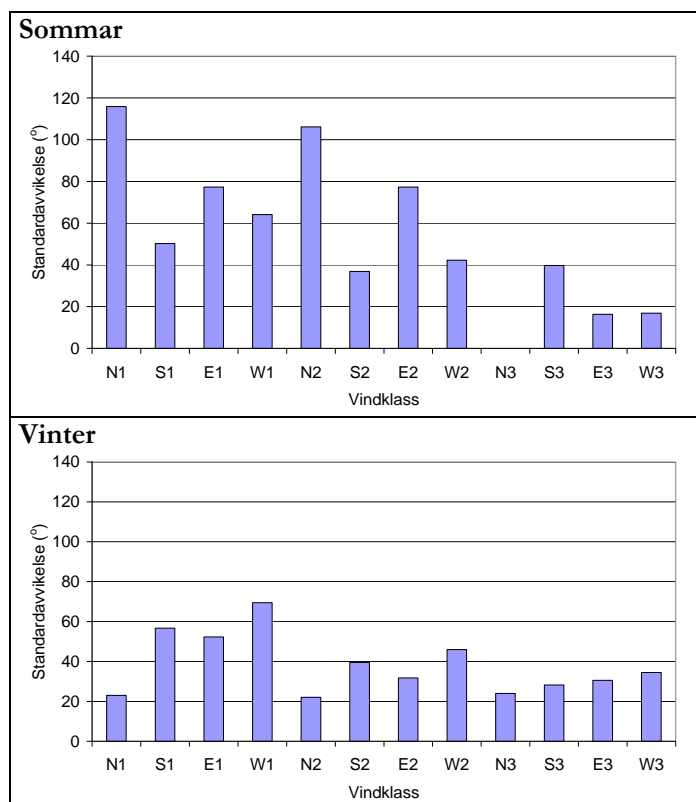
## Vinter



Figur 4-33. Vindfrekvensdiagram (antal tillfällen i respektive riktning) för sommaren, baserat på timmedelvärden. Detta är även den meteorologiska indata som använts till spridningsmodelleringen.

Vintertid ses ett tydligt maximum från ca SSV (från ca 170-215°) samt ett mindre omkring NO, vilket även överensstämmer med dalgångens riktning. Fördelningen i den västliga och östliga klassen är här relativt jämn, men i den nordliga klassen ligger tonvikten på omkring NNO. Ovanstående säsongsskillnader uppstår av både storskaliga väderlägen och lokalklimatologiska effekter, t.ex. styrning i dalgången.

Ett sätt att visa hur stabil vindriktningen varit inom respektive vindklass är att beräkna dygnsmedelstandardavvikelsen av vindriktningen inom respektive klass (Figur 4-34). Här inkluderas även vindhastigheten. Om vindriktningen varierat mycket, d.v.s. varit en hög standardavvikelse, kommer plymen som representerar medelhalterna vara fördelad över en större yta än om vindriktningen varit stabil i liknade riktning hela tiden. Detta torde även ge lägre haltnivåer.



Figur 4-34 Standardavvikelsen fördelat på respektive vindklasser (antal tillfällen i respektive riktning) för sommaren och vintern, baserat på timmedelvärden.

Av *Figur 4-34* framgår generellt att standardavvikelsen i genomsnitt är mer än dubbelt så hög under sommaren jämfört med vintern, samt att den är störst i klass 1 (vindhastighet <2.5 m/s) både för sommaren och vintern. Under sommaren är det absolut störst standardavvikelse, drygt 100°, vid nordliga vindar i vindklass 1 och 2. Vid östlig och västlig vindriktning i klass 3 är standardavvikelsen < 20°. Sydliga vindar uppvisar låg standardavvikelse, men det är ingen större skillnad mellan klass 1, 2 och 3. Det förekommer inga nordliga vindar i klass 3 -sommaren.

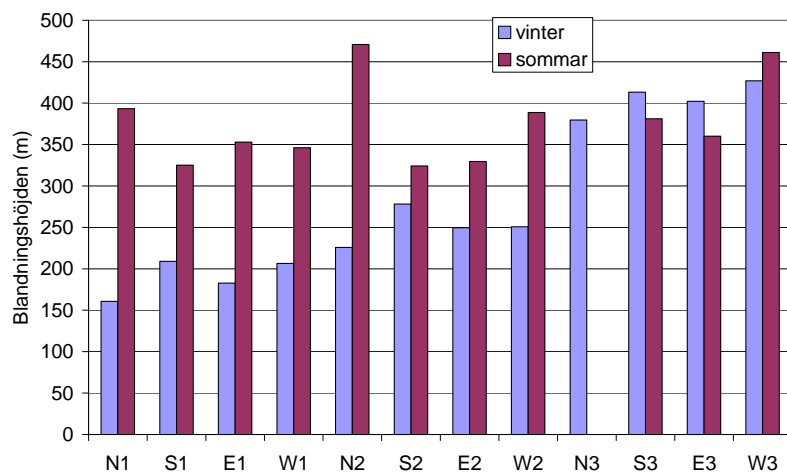
Under vintern varierar standardavvikelsen som mest mellan 70 till ca 25°. Här är det dock motsatta förhållanden mellan nordlig och sydliga vindriktningar jämfört med sommaren. Nordliga vindar har här lägst, och västliga vindar högst standardavvikelse. Syd-, ost- och västliga vindar har högst standardavvikelse i klass 1 och avtar med respektive klass.

Sammanfattningsvis visar analysen att om valet av klasstillhörighet för en beräknad dygnsplym baseras på dygnsmedelvärden av vindriktning blir standardavvikelsen minst för vinterplymerna. Den grova klassindelningen med avseende på vindriktningen kommer sannolikt ha en påverkan på plymernas utseende för de klasser där det finns två frekvensmax, eller där standardavvikelsen för vindriktningen är hög. Vid medelvärdes-beräkningarna för plymerna i respektive klass, skulle detta kunna leda till en viss underskattning av halten i plymer där vindriktningen har varit mycket varierande under dygnet. Exempelvis för sommaren kan plymbräkningar vid nordliga vindar resultera i en viss underskattning av haltena.



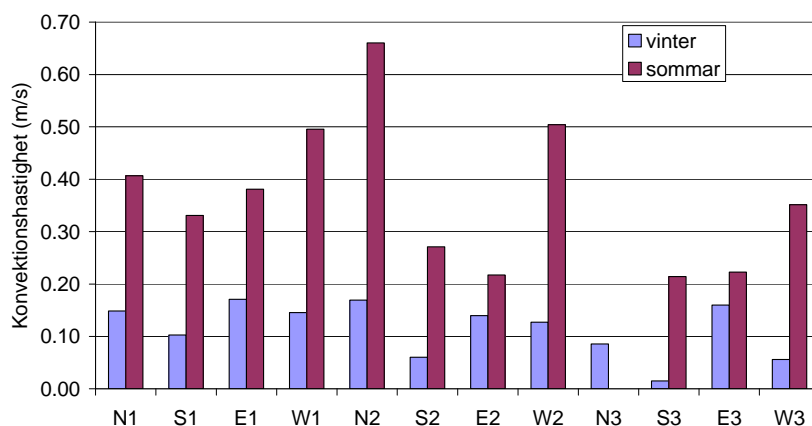
#### 4.6.2 Meteorologisk analys - helår

I detaljstudierna har visats att en viktig parameter för spridning av luftföroreningar är blandningshöjden även om det inte finns raka samband. För att undersöka hur de meteorologiska spridningsförutsättningarna ser ut i respektive klass har dels blandningshöjden, dels några ytterligare spridningsparametrar, analyserats (Figur 4-35).



Figur 4-35 Jämförelse mellan dygnsmedelblandningshöjden för respektive vindklass för sommar respektive vinter.

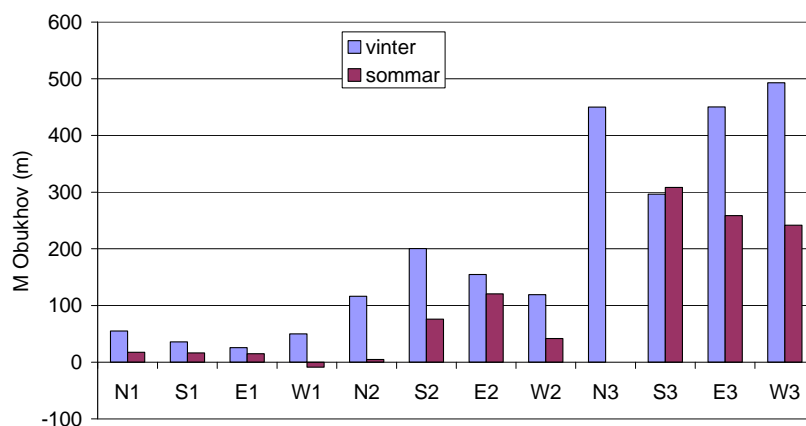
Det framgår av *Figur 4-35* att det är stora skillnader mellan blandningshöjden under sommar och vinter i klass 1, där dygnsmedelblandningshöjden ökar från ca 200 m i den lägsta vindhastighetsklassen till ungefär det dubbla i den högsta klassen. Det framgår även att under vintern ökar blandningshöjden med ökande vindhastighet. Motsvarande ses inte under sommaren då snarare höga blandningshöjder uppstår vid vissa vindriktningsskisser så som N och W. I den högsta vindhastighetsklassen är det dock inte någon större skillnad på blandningshöjden mellan de olika vindriktningarna. Skälet till höga blandningshöjderna under sommaren är sannolikt till följd av kraftigare konvektion, (termiska vertikal stighastighet) och inte beroende av vindhastigheten. I *Figur 4-36* presenteras medelkonvektionshastigheten för respektive vindklass.



Figur 4-36. Medelkonvektionshastigheten i respektive vindklass under sommaren respektive vintern.

Konvektionshastigheten under sommaren är ofta mer än dubbelt så hög som under vintern, till följd av den stora skillnaden i solinstrålningsintensitet. Den är generellt även högre vid låga vindhastigheter, till följd av att dessa är förknippade med högt tryck och fint väder med låg molnighet.

En annan stabilitetsparameter är den sk. Monin Obukhovs längd (MO) ( $\zeta/L$ ), vilken är en dimensionslös parameter som visar graden av vindskjuvning (Gryning et al., 1987, Arya, 1988) och därmed är ett mått på turbulensen. Ju högre värde desto bättre omblandning. Dygnsmedelvärdet av MO visas i *Figur 4-37*. Här ses en ökning med vindhastighetsklass. Värdena är relativt lika sommar och vinter för vindklass 1. För de högre klasserna är MO generellt högre under vintern än under sommaren.



Figur 4-37. Medeldygnsvärdet av Monin Obukhovs längd (m) för respektive vindklass under sommaren respektive vintern.

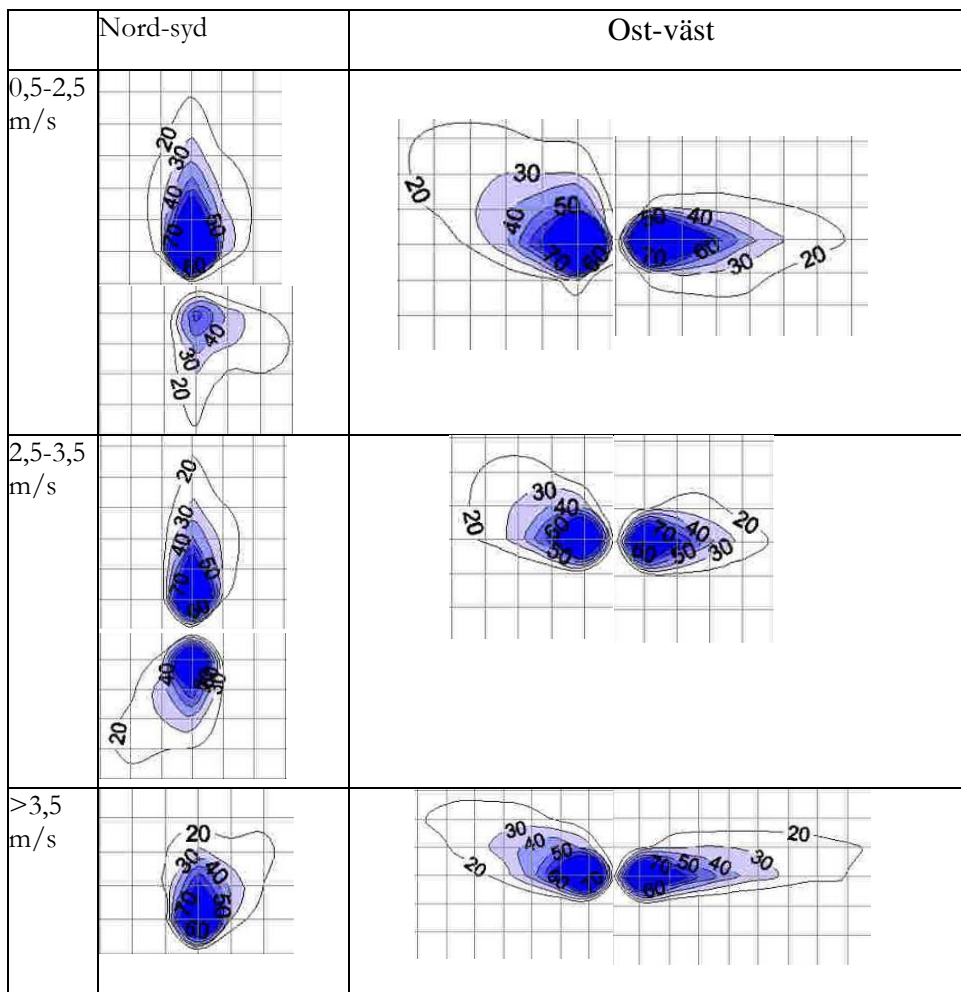
Sammanfattningsvis kan sägas att vindriktning, vindhastighet och luftens stabilitet har stor betydelse för spridningen samt plymens form och utbredning.

### 4.6.3 Spridningsberäkningar

För respektive säsong, klass (enligt *Tabell 4-1*) samt för både stor och liten brand beräknades dygnsmedelvärde och maximala dygnsmedelvärden av plymernas  $PM_{10}$ -halt. Detta resulterade i 48 plymer (både max och medel), men nord och sydklasserna samt ost och västklasserna för respektive vindhastighetsklass har plottats tillsammans (*Figur 4-38* och *Figur 4-39*). Vid jämförelse mellan plymerna så framgår att störst areell utbredning av högst halter (mörkblått fält) återfinns i klassen med den lägsta och näst lägsta vindhastighetsklassen. Det är dock inte så stor skillnad mellan plymernas utseende i de olika klasserna. En något tydligare längsgående utsträckning kan dock ses främst i nord-sydklassen (längs dalgången) vid näst lägst vindhastigheten i jämfört med ost-västklassen.

Plymerna orsakade av nordliga vindar (d v s plymerna åt söder) har både mindre areell utbredning och lägre halter än vad motsvarande plymerna åt norr har. Ost- och västvindarna orsakar generellt bredare plymer än vad syd-nord vindarna gör.

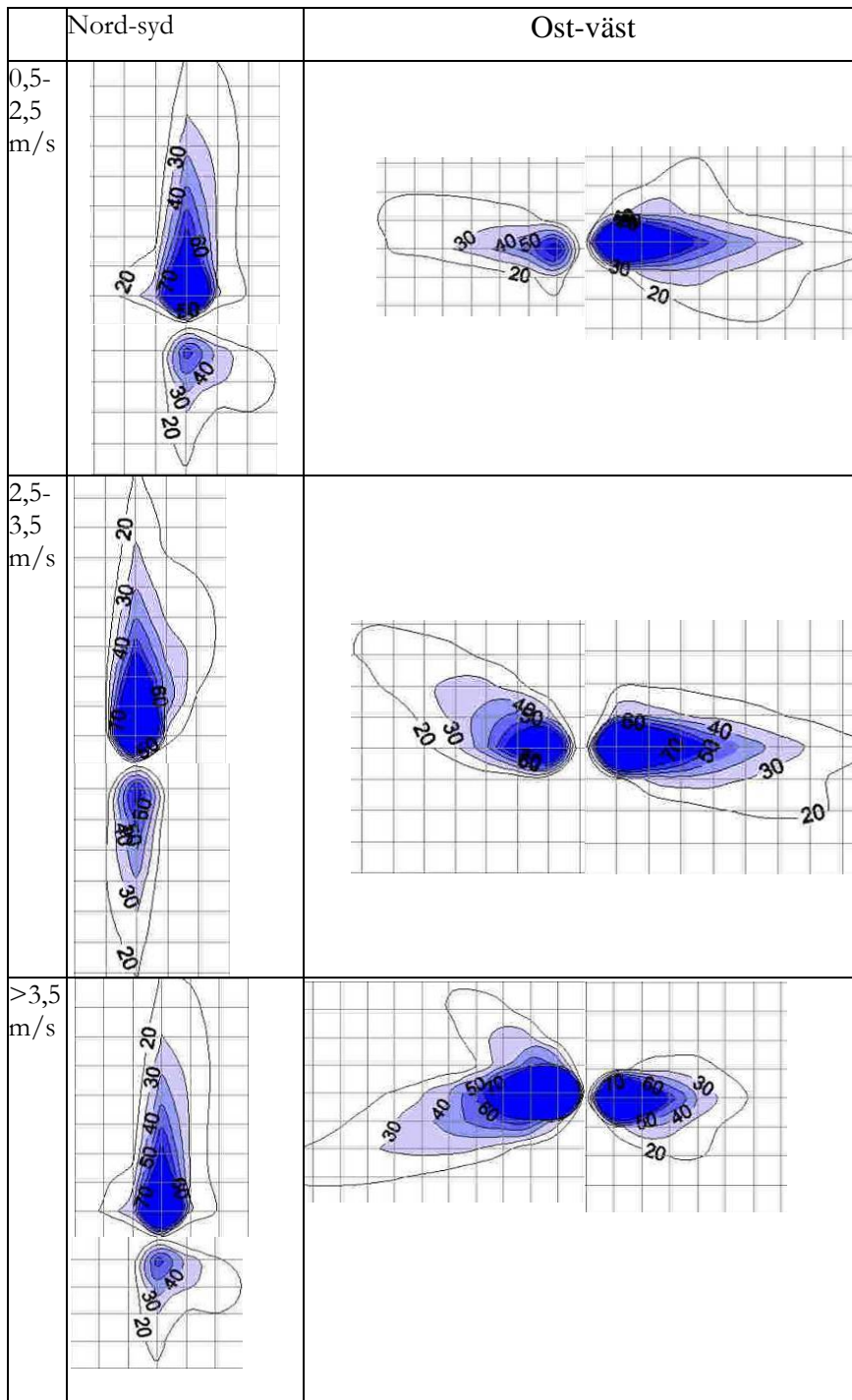
I *Figur 4-39* visas den generella spridningen under sommaren beräknat som dygnsmedelvärde från respektive vindriktningssektor.



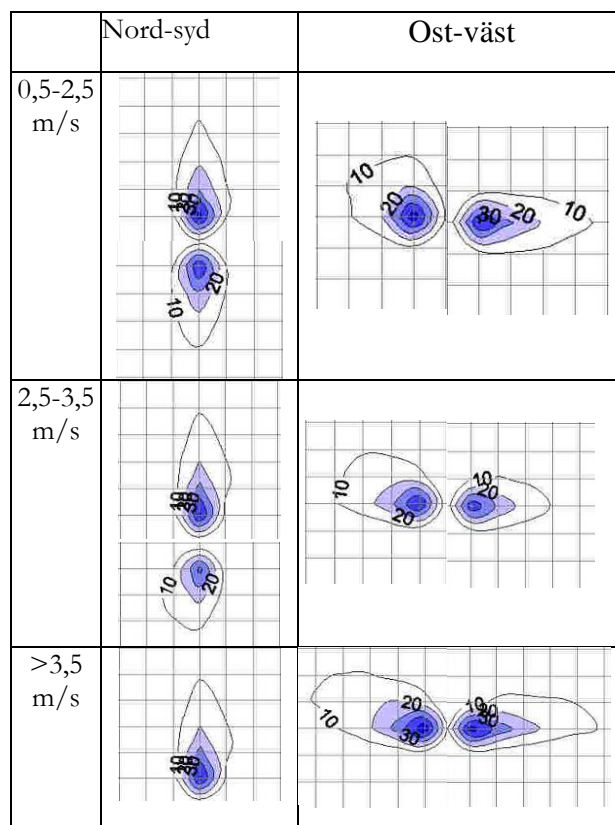
Figur 4-38. Generaliserade spridningsberäkningar för **sommar** beräknat som dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - **stor brand**. Skalan visar antalet gridrutor där varje ruta är 500 m (dvs 10=5 km).

Det är påtagligt att vid ostliga och västliga vindriktningar varierar riktningen mellan de olika ytterligheterna i klassen (d.v.s. 45-134°), varför resultat-plymen får ett mer utbrett mönster. Vid sydliga vindar kanaliseras däremot vinden av dalgången, varför resultatplymen får ett smalare utseende. Utbredningen av plymerna stöds av den tidigare beräknade standardavvikelsen för respektive klass. Om den är hög så resulterar detta i en bredare plym.

Om en jämförelse görs mellan resultatplymen vid den stora och den lilla branden så är haltnivån 2,5 km från källan 10 µg/m³ vid den lilla branden och ca 25 µg/m³ vid den stora, d.v.s. halten är ca 60% lägre från den lilla branden jämfört med den stora. Om emissionernas storlek jämförs så är den lilla brandens emissioner endast ca 11-18% av den stora. Skälet till att haltnivån blir förhållandevis högre från den lilla branden torde vara att denna inte når lika högt upp och därmed inte späds ut lika effektivt.



Figur 4-39. Generaliserade spridningsberäkningar för **vinter** beräknat som dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - **stor brand**. Varje gridruta är 500 m.



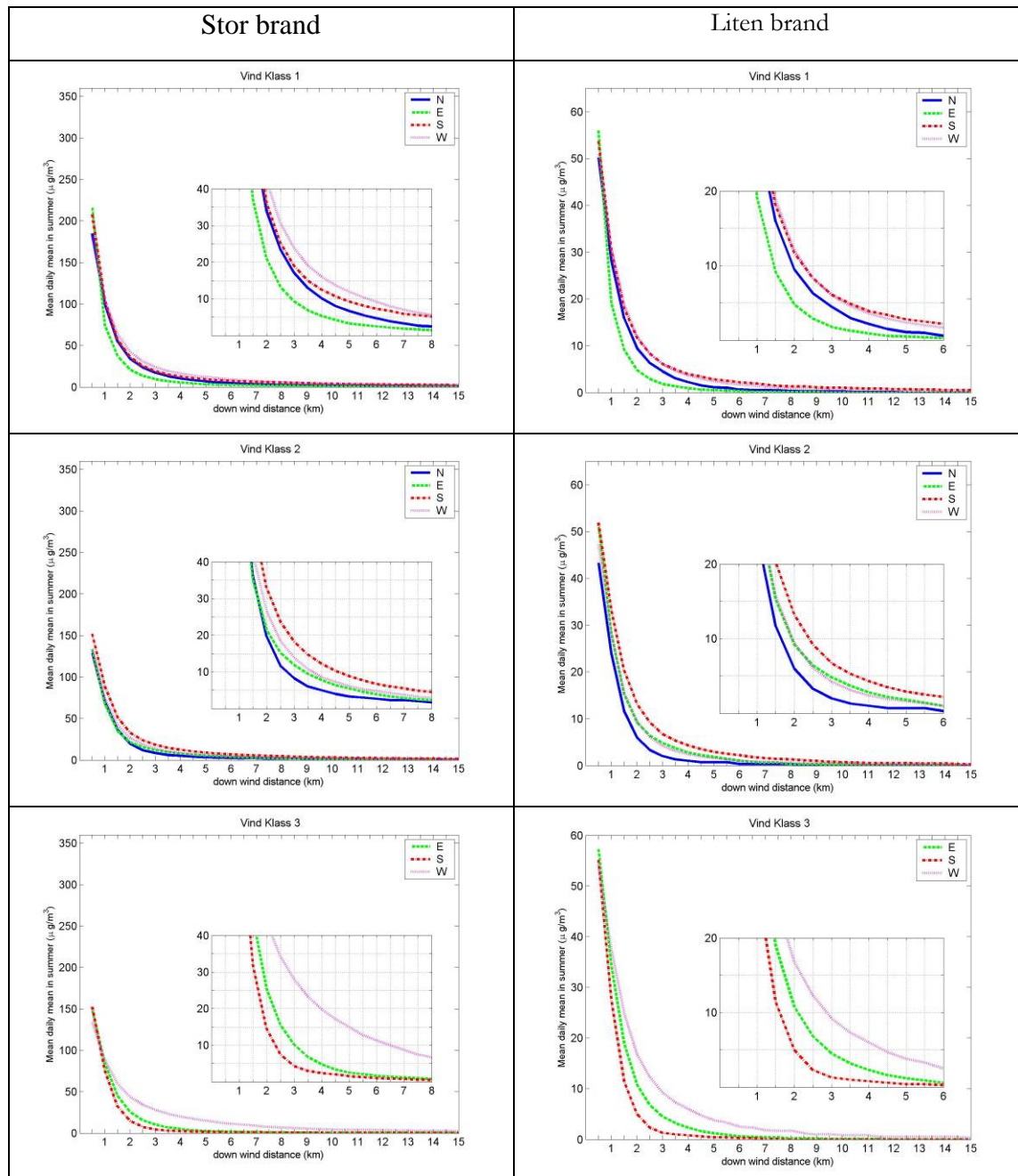
Figur 4-40. Generaliserade spridningsberäkningar för **vinter** beräknat som dygnsmedelvärde för respektive vindriktningsssektor och vindhastighetsklass - **liten brand**. Skalan visar antalet gridrutor där varje ruta är 500 km (dvs 10=5 km).

För att på ett mer överskådligt sätt kunna jämföra hur haltavtagandet sker för respektive riktning har haltavtagandet längs plymernas centrumlinjer plottats för respektive riktning (N, O, S och V) och vindklass (Figur 4-41 och Figur 4-42). Eftersom halterna de första hundra metrarna är mycket höga försvinner en del av detaljerna för spridning ifrån de olika vindriktningarna. Därför visas även en förstoring av de första 6 kilometrarna i respektive figur.

En jämförelse mellan dygnsmedelhalterna i vindklasserna 1-3 för stor brand under sommaren (Figur 4-41), visar att halten minskar med högre vindklass (d v s högre vindhastighet), vilket man skulle förvänta sig. Vid motsvarande jämförelse för vintern (Figur 4-42) så råder dock omvänt förhållande, d v s vindklass 3 har högre halter än de lägre klasserna, trots högre vindhastighet. Detta skulle kunna bero på plymens nedblandning är effektiv och når därmed markplan utan att ännu har hunnit spädas ut i någon större omfattning. På sommaren råder ingen större skillnad i haltnivåer mellan de olika riktningarna inom varje vindklass. På vintern är däremot haltskillnaderna i vissa fall större mellan de olika riktningarna inom klass 1 respektive 2, än för respektive riktning mellan vindklasserna. Detta visas t ex i Figur 4-42 stor brand - klass 1, där skillnaden i PM<sub>10</sub>-halt mellan nord- och sydvindar är 100 µg/m<sup>3</sup> på ett avstånd av 1 km från brandhärden, medan skillnaden för respektive vindriktning mellan klass 1 och 2 är marginell.

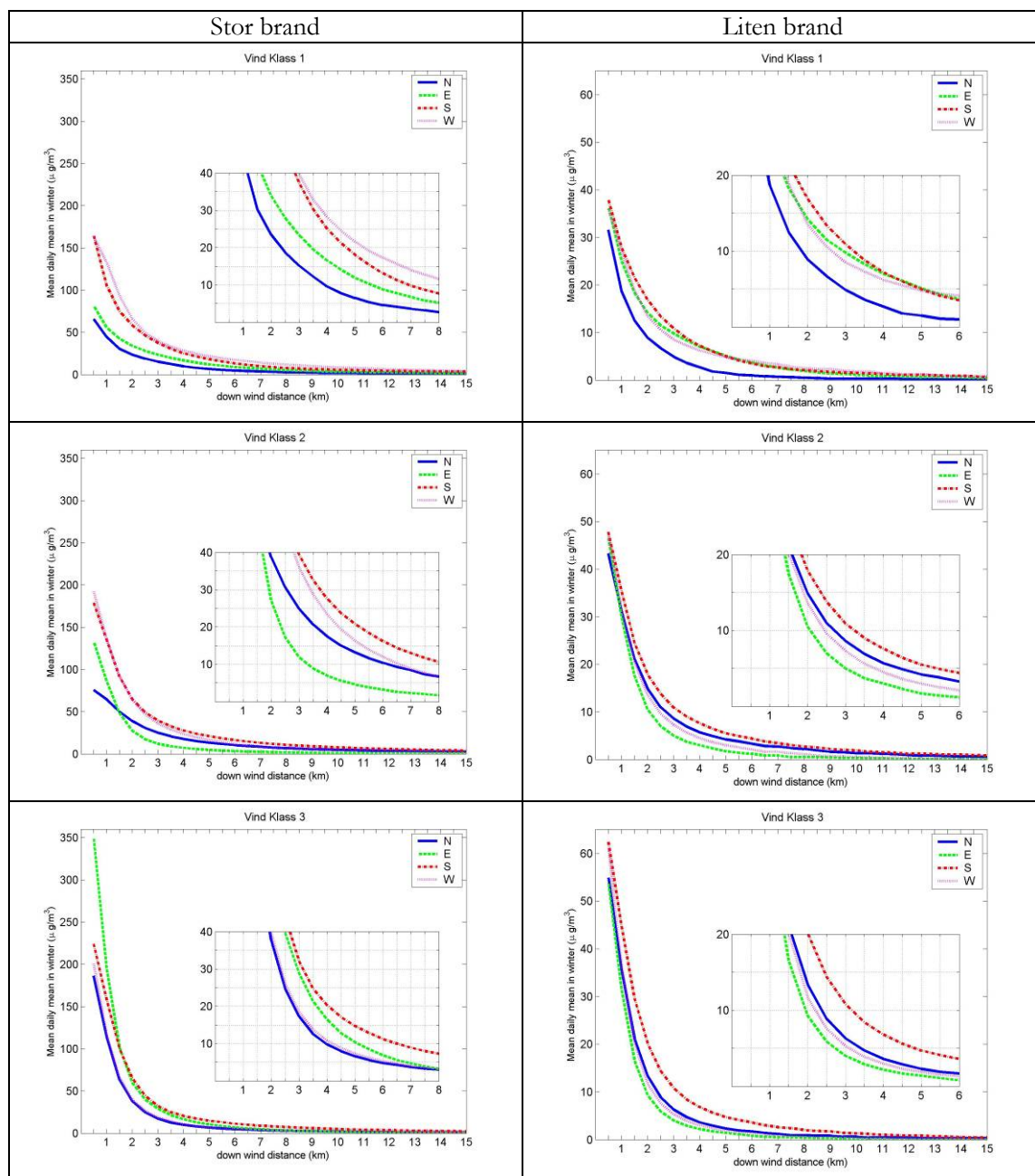
Vid motsvarande jämförelse för den *lilla branden* under sommaren så är haltskillnaden dels mellan de olika riktningarna inom klassen, dels mellan de olika vindklasserna, liten ( $\pm 10$  µg/m<sup>3</sup>). Vintertid ses en viss ökning av haltnivån med ökande vindklass, dock i mindre grad än för stor brand, där haltnivån nästan fördubblades i klass 3 jämfört med klass 1 och 2. För den lilla branden ökar halten med ca 25 %

från klass 1 till 2, samt från 2 till 3. De initialt stora skillnader som syns mellan de olika riktningarna inom respektive klass under vintern i den stora branden, återfinns inte i den lilla branden.



Figur 4-41. Generaliserade spridningsberäkningar för **sommars** beräknat som ett dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

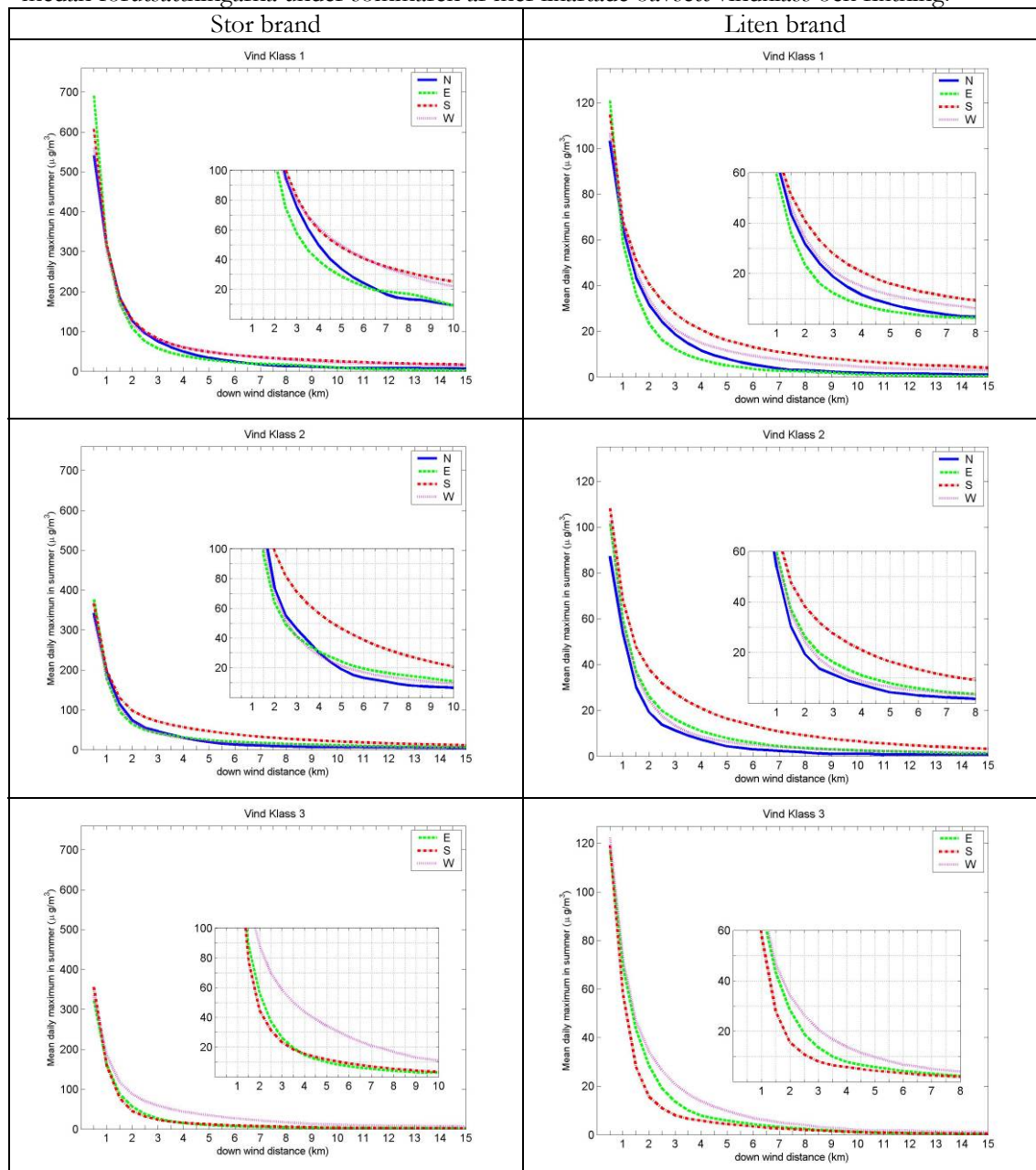
För jämförelse mellan stor och liten brand avseende högsta dygnsmedelhalter från *sommaren* så är skillnaden mellan de högsta halterna vid de båda bränderna större i vindklass 1 (ca 4 ggr) än i klass 3 (ca 2 ggr), uppskattats från *Figur 4-41* och *Figur 4-44*. På *vintern* är skillnaden liknande i klass 1 och 2 men mycket större i klass 3. Den största skillnaden är, vid nordlig vind, som mest 7 ggr.



Figur 4-42. Generaliserad spridningsberäkning för **vinter** beräknat som dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

Alla de ovanstående skillnaderna, dels mellan motsvarande storlekar på bränder sommar/vinter, dels mellan små och stora bränder beror på olika meteorologiska förutsättningar av såväl lokal som storskalig karaktär. Under vintern är frekvensen av stabila skiktningar mycket högre, och varar framför allt längre tid under dygnet, än under sommaren. Vid förutsättning för stabila skiktningar bildas dessa först i dalgångar, s k kallluftssjöar. De överlever även längre i dalgångar, till följd av att vinden inte kommer åt att bryta upp dem lika lätt. Detta begränsar den låga plymens möjlighet att blandas upp, samt den höga plymens möjlighet att blandas ned. Skälet till att det är så stora skillnader mellan de olika riktningarna vid *stor brand* vintertid, men inte under sommaren, är därmed att det inte förekommer lika kraftiga vertikala skiktningar under sommaren. Blandningshöjden är dessutom i stort sett samma

oavsett vindklass under sommaren, till skillnad från under vintern då den varierar beroende på vindklass. Nedblandningen av den högsta plymen blir därför i vissa fall begränsad under vintern, medan förutsättningarna under sommaren är mer likartade oavsett vindklass och riktning.

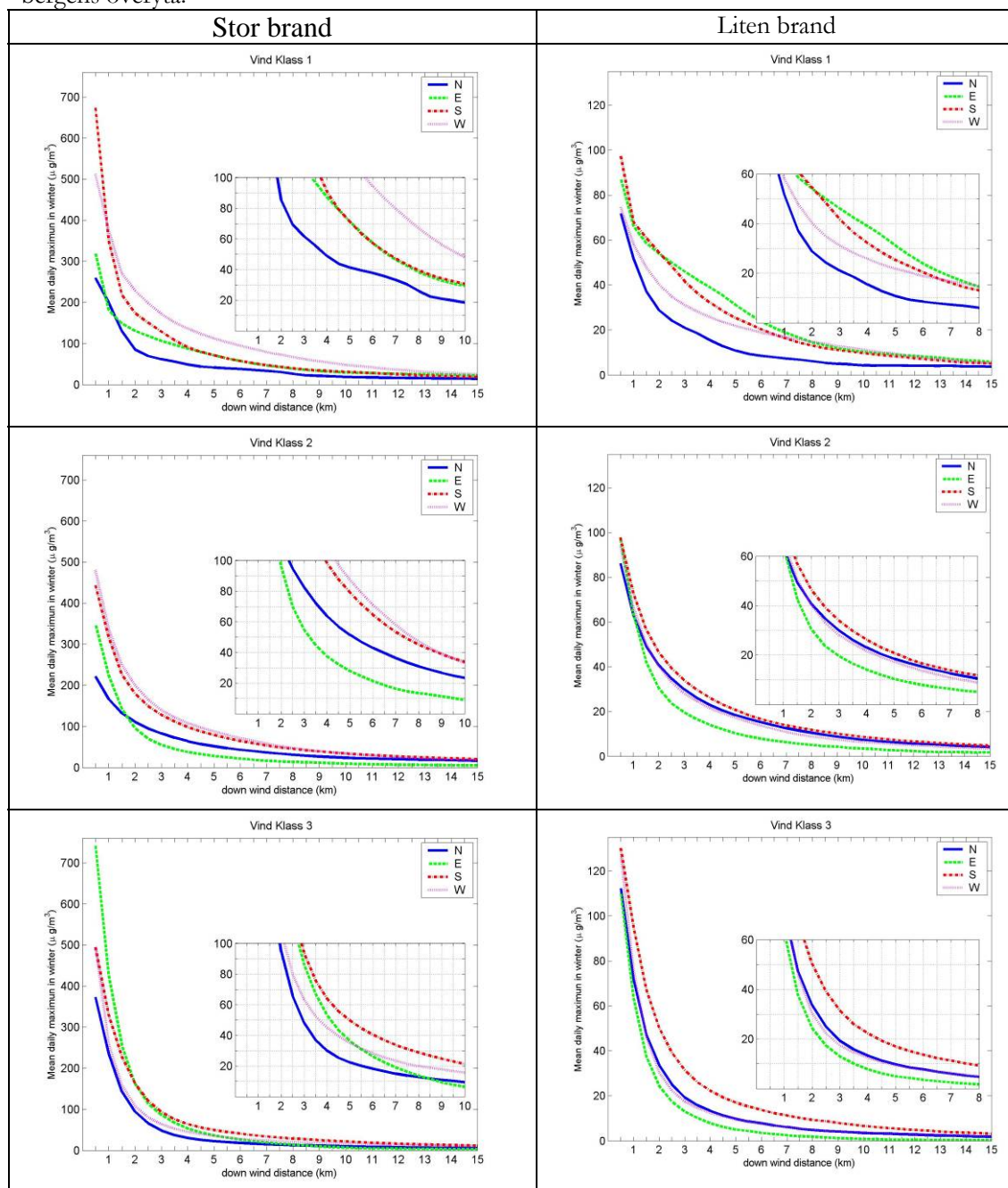


Figur 4-43. Generaliserad spridningsberäkning för **sommar** beräknat som maximalt dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

Genom en plymhöjds analys ses att rökplymerna från den lilla branden nästan aldrig når över omgivande topografi. Detta är anledningen till att det inte blir någon större skillnad mellan plymriktningarna för den *lilla branden*. Skälet till att haltnivån vid ostliga vindar i klass 3 vintertid (Figur 4-44) för stor brand skiljer sig så mycket från de övriga riktningarna är sannolikt att nedblandningen är mycket effektiv genom de neråtgående relativt höga vertikalkvindhastigheterna. Detta mönster ses inte för den lilla branden, eftersom alla plymerna, både centumplymen och kransplymerna, till största delen



befinner sig nere i dalgången. Dessa utsätts därför inte för de högre vindhastigheter som råder över bergens överyta.



Figur 4-44. Generaliserad spridningsberäkning för **vinter** beräknat som maximalt dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

Generellt förekommer motsvarande mönster för maxhalterna som för periodmedelvärdena. Vid jämförelse mellan stor och liten brand för maximala dygnsmedelhalter framträder att det under både sommaren och vintern förekommer större skillnader än vid motsvarande jämförelse för periodmedelhalterna. Under sommaren är den maximala dygnsmedelhalten för stor brand i vindklass 1 ca 5 ggr högre än vid liten brand. I vindklass 2 och 3 är maxhalten 4 respektive 3 gånger högre vid stor brand än vid liten brand. Under vintern är den maximala dygnsmedelhalten för stor brand 4-6 ggr

högre än vid liten brand. I vindklass 2 ca 3-5 ggr högre samt klass 3 ca 3-6 ggr högre vid stor jämfört med vid liten brand. Vindklass 3 överensstämmer med skillnaden vid medelvärdena men vindklass 1 skiljer sig mer.

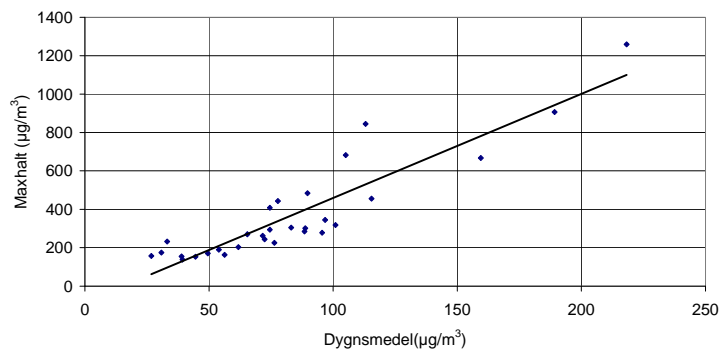
För vindklass 1 -sommars är de maximala dygnsmedelhalterna 3 ggr högre, medan de för vintern är 4 ggr högre. En jämförelse har gjorts av förhållandet mellan beräknade medel- och maxhaltsnivåer mot förhållandet mellan emissionen från stor respektive lite brand (Tabell 4-2). Emissionsförhållandet är att den stora brandens emissioner är 5,4 ggr större.

Tabell 4-2. Jämförelse av förhållandet mellan stor och liten brand avseende beräknade medel- respektive maximala dygnshalter.

	<b>Klass</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<b>Dygnsmedel</b>	<i>Sommar</i>	4	3	3
<b>Dygnsmedel</b>	<i>Vinter</i>	4	4	6
<b>Maximalt dygnsmedel</b>	<i>Sommar</i>	6	4	3
<b>Maximalt dygnsmedel</b>	<i>Vinter</i>	4-7	3-5	3-6

Det föreligger alltså inte samma förhållande mellan halter och emissioner för stor/liten brand utan den lilla branden ger förhållandevis högre haltbidrag i markplan än vad den stora gör. Detta beror sannolikt på en begränsad spridning av emissionerna från den lilla branden, där plymen vid många av tillfällena ligger nere i dalgången. Denna utsätts därför inte i lika stor grad för de kraftigare vindarna som finns ovanför dalgången. Detta bekräftas av att det mestadels är störst skillnader i klass 1.

Skälet till att det är större skillnader vintertid än under sommaren beror troligen på att det uppstår fler chanser för höghaltstillfällen att under vintern till följd av olika meteorologiska förutsättningar än under sommaren. Detta återspeglas sannolikt mest i maximala dygnsmedelhalter. Vid jämförelse mellan dygnsmedelvärden och maximala timmedelvärden för en klass 1 dygn framgår att det finns ett tydligt samband mellan dessa (Figur 4-45) varför dygnsbaserade beräkningar antas återge exponeringen från en brand väl.



Figur 4-45. Jämförelse mellan dygnsmedelhalt och maximal timmedelhalt exempel för april månad.

#### 4.6.4 Jämförelse mot hygieniska gränsvärden

En viktig aspekt i brandsammanhang är de direkta konsekvenserna på omgivningen av en pågående brand. Brandgasplymen utgör här vanligen det största riskmomentet för människor i närheten av branden. Modellberäkningar av de totala emissionerna från en brand, tillsammans med spridningsberäkningar av brandgaserna från branden, kan här utgöra ett bra underlag för en riskbedömning av en

brand. Från spridningsberäkningarna erhålls haltbidragen av de olika brandgaskomponenterna i omgivningsluften på olika avstånd från branden. Dessa halter skall sedan bedömas med avseende på respektive ämnes human- och ekotoxikologiska egenskaper. Denna bedömning kan ofta vara komplex, och olika metoder kan här användas. Metoder och beräkningar av brandens olika konsekvenser ligger dock utanför ramen för detta projekt, men några övergripande synpunkter och analyser görs ändå här för att ge perspektiv åt de framräknade modellresultaten.

Under själva branden prioriteras företrädesvis människors liv- och hälsa. Det är således viktigt att kunna bedöma hur hälsofarlig en viss halt är i brandgasplymen. Många toxikologiska undersökningar har gjorts på olika kemiska ämnen och flera sammanställningar finns. Ett enkelt och bra riktmärke att använda vid toxikologiska bedömningar av brandrök kan vara de hygieniska gränsvärdena som används för arbetsmiljöbedömningar. Arbetsmiljöverkets Författningssamling (AFS, 2005) ger ut föreskrifter om de hygieniska gränsvärdena i Sverige. Även på EU-nivå finns motsvarande gränsvärden fastställda. Olika gränsvärden finns för olika exponeringstider. Nivågränsvärdet anger således högsta tillåtna exponering under en arbetsdag, medan tak- och korttidsgränsvärdena anger högsta exponering under en 15 minutersperiod. Dessa tidsperioder motsvarar väl vad som kan utgöra en bedömningsgrund för en brandexponering. Det bör dock påpekas att en brandexponering normalt sker mycket sällan för normalbefolkningen (undantaget t ex brandpersonal) i jämförelse med en exponering i arbetsmiljön som ju kan ske dagligen. En sammanställning av de hygieniska gränsvärdena för några vanligt förekommande ämnen i brandgaser har gjorts i *Tabell 4-3*.

Haltbidraget av två olika substanser (Benso(a)pyren och partiklar - PM<sub>10</sub>) i marknivån på olika avstånd från branden har beräknats med TAPM-modellen. Exemplet är från ett vinterdygn med sydliga vindriktningar. En enkel sammanställning har gjorts nedan i *Tabell 4-4*. Som framgår överskrider normalt inte gränsvärdena för dessa ämnen vid denna simulerade brand och vid just dessa väderförhållanden. Vid en analys av maximala dygnsmedelhalter under en normalvintermånad (januari) kan man dock, som framgår av tabellen, finna halter som överskrider det hygieniska gränsvärdena. Detta enkla exempel visar på hur man kan använda modellberäkningarna, tillsammans med de hygieniska gränsvärdena, för att göra en riskbedömning av en brand. Ytterligare arbete återstår dock för att metoden skall vara tillförlitlig och praktiskt användbar.

Tabell 4-3. Hygieniska gränsvärden<sup>1)</sup> för olika luftföroreningar enligt arbetarskyddsstyrelsens författningssamlingar (AFS 2005).

Ämne	Nivågränsvärde <sup>2)</sup>		Takgräns-värde <sup>3)</sup>		Korttids-gränsvärde <sup>4)</sup>		Anm. <sup>5)</sup>
	(ppm)	(mg/m <sup>3</sup> )	(ppm)	(mg/m <sup>3</sup> )	(ppm)	(mg/m <sup>3</sup> )	
Bensen	0,5	1,5			3	9	H,C
Benso(a)pyren		0,002				0,02	H,C,R
Naftalen	10	50			15	80	
Damm, oorganiskt - inhalerbart damm		10					
Damm, oorganiskt - respirabelt damm		5					
Damm, kol inkl. kimirök - totaldamm		3					
Kolmonoxid, CO	35	40			100	120	R
Cyanider, och cyanväte totalt (som CN)				5			H
Ammoniak	25	18	50	35			
Kvävedioxid, NO <sub>2</sub>	2	4	5	10			
Kväveoxid, NO	25	30			50	60	
Lustgas, N <sub>2</sub> O	100	180			500	900	
Svaveldioxid	2	5	5	13			
Väteklorid, HCl			5	8			
Vätebromid, HBr	1	3,4	2	7			

1) Högsta godtagbara genomsnittshalt (tidsvägt medelvärde) av en luftförorening i inandningsluften. Ett hygieniskt gränsvärde är antingen ett nivågränsvärde eller ett takgränsvärde.

2) Hygieniskt gränsvärde för exponering under en arbetsdag.

3) Hygieniskt gränsvärde för exponering under en referensperiod av 15 minuter eller någon annan period som för vissa ämnen framgår av AFS 2005:6.

4) Ett rekommenderat värde som utgörs av ett tidsvägt medelvärde för exponering under en referensperiod av 15 minuter.

5) H = Ämnet kan lätt upptas genom huden, C = Ämnet är cancerframkallande. R = Ämnet är reproduktionsstörande. Se vidare föreskrifterna om medicinska kontroller i arbetslivet, AFS 2005:6.

Tabell 4-4 Beräknade PM<sub>10</sub>-halter (timmedelvärden) med TAPM-modellen jämförda med de hygieniska gränsvärdena.

Ämne	Gränsvärden (mg/m <sup>3</sup> )	Haltexempel vid marknivån i vindriktningen (mg/m <sup>3</sup> )		
		< 500 m	500-1000 m	1000-1500 m
Benso(a)pyren	0,02-0,002	0,0004	0,0003	0,00025
Partiklar (PM10) totalt	3-10	0,24	0,2	0,16
Benso(a)pyren, maximal halt, normalår, januari	0,02-0,002	0,0045		
Partiklar (PM10) totalt, maximal halt, normalår, januari	3-10	1,5		

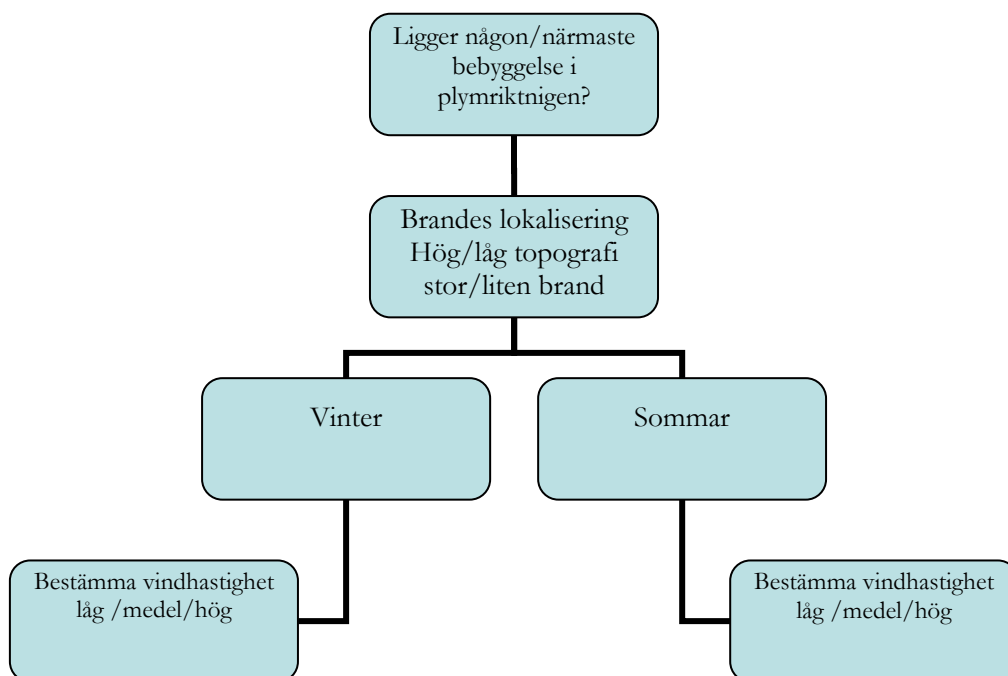
## 4.7 Metodik för framtida fältberäkningar av spridning vid brand

Baserat på resultat från de generaliserade plymerna med spridning från bränder av olika storlek kan en enklare brandmodell göras. Denna skulle kunna användas i fält via Internet eller via en bärbar dator.

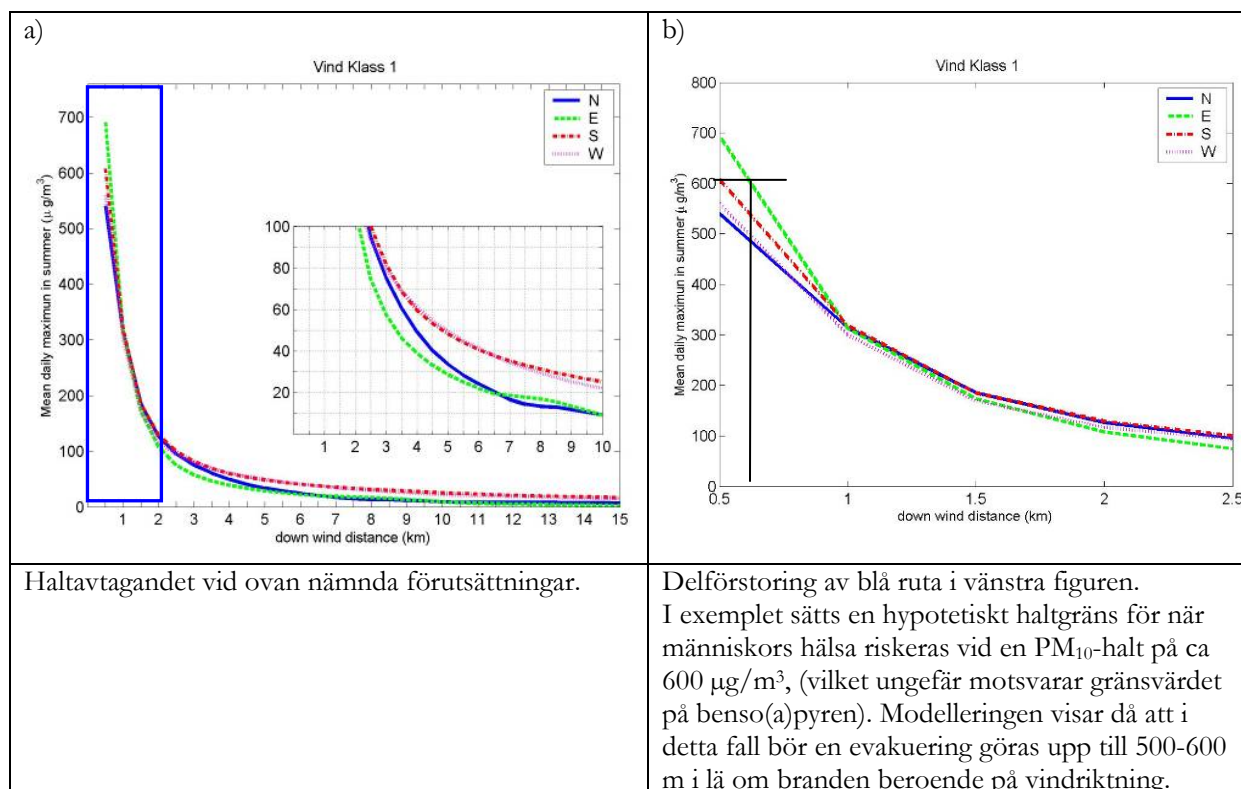
I kapitel 4.6 redovisas generaliserade haltberäkningar (baserat på ett års meteorologi), vilka klassats med avseende på bl a storlek av brand samt meteorologiska förutsättningar vid respektive branddygn. Detta exempel på haltavklingning är alltså relevant att använda för bedömning av haltnivåer vid bränder som uppstår i motsvarande terräng och med motsvarande spridningsförutsättningar, dels vid en liten brand, dels vid en stor brand. Halten är beräknad i lä om branden vid nordliga, ostliga, sydliga samt västliga vindriktningar.

Den förenklade modellen är tänkt att användas så att ansvarig räddningsledare, då räddningstjänsten kommer till brandplatsen, snabbt kan göra *en första bedömning* av föroreningssituationen om det finns bebyggelse närmare än ett visst antal meter. Detta avstånd skall baseras på "värstafallsberäkningar" för olika lokaliseringar i Sverige, motsvarande sämsta spridningsförhållanden som överhuvudtaget kan uppträda (d v s denna gräns kan inte bedömas från endast dessa beräkningar, eftersom det sannolikt kan uppstå högre halter om motsvarande beräkningar genomförs i Norrland). Gränsen skall ange det avstånd där det skulle kunna uppstå så höga halter, i lä om branden, att människors hälsa riskeras.

I den s k *första bedömningen* skall alltså räddningsledaren analysera om det förekommer bebyggelse inom detta säkerhetsavstånd. Om så är fallet måste en mer *detaljerad bedömning* göras enligt flödesschemat i *Figur 4-46*. Detaljinformationen som behövs är val av säsong, storlek på brand, de topografiska förhållanden och vindförhållande. Svaret på dessa 4 frågor är tänkt att antingen anges direkt på plats in i ett enkelt datorprogram, förslagsvis enligt vissa fördefinierade val, eller via Internet. Svaren kan exempelvis vara 1. hög topografi, 2. stor brand, 3. sommar samt 4. låg vindhastighet. Därefter erhålls snabbt resultatet, förslagsvis som en graf, där haltavtagandet av den beräknade plymen (i lä om en brand) anges längs centrumlinjen, se *Figur 4-47*: a) hela plymen b) förstoring inklusive evakueringsgräns. Man erhåller därmed på plats, eller via Internet, snabbt resultat för beräknade haltnivåer på olika avstånd i lä av branden.



Figur 4-46. Arbetsgång vid fältberäkningar av spridning av föroreningar vid brand.



Figur 4-47. Tänkt resultat på framtida beräkningar - här för en sk."Storbrand".. I figur b), som är en förstoring av ett område i figur a), har en hypotetisk evakueringsgräns inkluderats

## 5 Diskussion

Det har hittills inte funnits generella uppskattningar av emissioner och tekniska indata från bränder varför spridningsberäkningar varit svåra att genomföra. I detta projekt har därför först indata simulerats med hjälp av en specialmodell för bränder (här FDS), och därefter använda resultat från denna som indata till en avancerad spridningsmodell (här TAPM-modellen) antas spridningen från bränder återges väl samtidigt som man inte förenklat de tekniska delarna för mycket. Med hjälp av TAPM-modellen har olika ingångsparametrar varierats så som brandgastemperatur och brandgashastighet, storleken av brand samt olika test på hur branden återges, geografiskt. Vid initiala plymberäkningar visade sig bl.a. brandgastemperaturen och därmed flödet, vara för högt varför plymen fick ett oralistiskt stort plymlyft. Med modifierade beräkningar erhålls höjder som bättre överensstämmer med till exempel en däcksbild i Rhinehart 1983 där en plymhöjd på 910 m redovisas (Yamaguchi 2000). De höjder som redovisas här, är i samma storleksordning 800-1000 m (Figur 4-30 och Figur 4-31). Testkörningar visar även att för att simulera ett realistiskt plymlyft måste branden återges med flera zoner, d.v.s. en central del med högre temperaturer än vad en krans runt har. I testfall med endast en brandcylinder erhöles ett alltför enhetligt plymlyft och plymmorfologi d.v.s. i stort sett hela plymen steg snabbt och plymen transporteras på hög höjd utanför beräkningsområdet. Detta resulterade naturligtvis i en kraftig underskattning av påverkan i närområdet. I verkligheten har olika delar av en brandplym olika temperaturer (enligt SP), oftast avklingande mot brandens ytterkanter, vilket torde resultera i ett över ytan variabelt plymlyft. Man kan dock fortfarande anta att även ytterområdena har en relativt hög brandgashastighet eftersom dessa delar antas till viss del dras med det mycket kraftiga plymlyft som förekommer i de centrala delarna av branden.

Mätningar av CO från en däckbrand (Yamaguchi 2000) har använts för att grovt kunna bedöma om beräknade haltnivåer är rimliga. Det var primärt tänkt att validering av de här beräknade halt- och depositionsnivåerna skulle jämföras med uppmätta halter presenterade i litteraturen. Även tekniska indata, så som brandgastemperatur m.m. skulle jämföras med befintliga data. Det fanns dock endast tillgängligt data utan angivelse av hur mycket som brunnit. Det var därför inte möjligt att utifrån dessa försök uppskatta bl.a. emissionen samt många av de viktiga ingångsparametrar till en spridningsmodellering (rökgastemperatur, flöden m.m.) varför inte validering med denna mätdata varit möjlig. Däremot finns det viss mätdata från en stor däckbrand i Rhinehart 1983, där man visat att det kan förekomma mycket höga plymlyft, 910 m (Yamaguchi 2000). Motsvarande plymhöjd erhöles i detta projekt. Det finns dock inget underlag som visar att bränderna var av liknade storlek, men det indikerar att den här beräknade plymhöjden inte är oralistisk. I samband med Rhinehartbranden gjordes även lufthaltmätningar i brandplymen, bl a av PAH och CO, men information om exakt provtagningsplats och andra förhållanden saknas. I Bollebygdprojekt har endast PM<sub>10</sub> beräknats, men om den beräknade PM<sub>10</sub>-halten grovt räknas om till CO, baserat på förhållandet CO/PM<sub>10</sub> i emissionsmodellen, så erhålls en CO-halt på mellan 40-80 µg/m<sup>3</sup> om vid motsvarande beräkning som gjordes i *Tabell 4-4*. Genom att appliceras kvotförhållandet mellan emissionen CO/PM<sub>10</sub> för att uppskatta halten CO kan en viss överskattning av CO halten göras. Skälet är att kvotförhållandet mellan dessa haltförhållanden i plymen sannolikt inte förändras på riktigt samma sätt eftersom CO är relativt inert medan PM<sub>10</sub> deponeras. Här har dock uppskattningen gjorts nära källan (några hundra meter) varför skillnaden inte hunnit bli speciellt stor. Enligt mätningarna vid Reinhart erhöles en halt på mellan 50-100 ppm. Haltnivåerna ligger därför inom samma storleksordning.

En tänkbar underskattning av de här modellerade parametrarna är deposition av partiklar från brand. Enligt modellen sker deposition endast vid kraftig nederbörd, d.v.s. torrdepositionen är enligt modellen liten. Det finns dock indikation att deposition av större partiklar är PM<sub>10</sub> kan vara betydande vilket har noterats vid t.ex. fallet med däckbranden i Malmö 2001 där nedfall av gummirester var stort i vissa delar av staden. Det är därför troligt att deposition, framförallt torrdepositionen, är underskattad i detta projekt eftersom endast partiklar upp till PM<sub>10</sub> fraktionen inkluderats i beräkningarna. Skälet till detta är att större fraktioner inte angivits i emissionsberäkningarna. För att modellera även depositionen på ett bra sätt måste därför mer information om partikelstorleksfördelning, framför allt för större partiklar än 10 µm, finnas tillgänglig. Om även stora partiklar inkluderas i spridningsberäkningarna kommer sannolikt torrdeposition nära källan öka eftersom depositions hastigheten är större för större fraktioner.

Hur viktigt är det att använda en avancerad spridningsmodell, i detta fall avseende dispersionen, vid simulering av spridningen från bränder? I modelleringen har visats att både brandgastemperaturen och brandgashastigheten påverkar plymhöjden. Det som mest påverkar brandplymens spridning är hur branden återges geografiskt (d.v.s. om brandemissionen är representerad med flera "skorstenspipor") samt storlek på brand och meteorologin. I det fall där branden representerades av en brandcylinder resulterade detta i en alltför hög plym med följd att halten i markplan underskattades kraftigt. Genom att differentiera emissionen till flera brandcylindrar erhöles en mer realistisk spridning. Eventuellt skulle en vidareutveckling av återgivande av emissionerna från branden kunnas göras genom en ytterligare uppdelning på fler plymkransar.

Resultat från de genomförda spridningsberäkningarna har även visat att det förekommer stora variationer i haltnivåer beroende på olika meteorologiska förhållanden. Många meteorologiska parametrar styrs starkt av lokal-specifika förutsättningar, t ex topografiskt styrt vindfält. I *Figur 4-28* (vertikal spridning vid stor brand) och i *Figur 4-29* (vertikal spridning vid liten brand) ses att skillnaderna i spridningen beror på om plymen når över den omgivande topografien eller ej. Om plymen når över resulterar detta i att den sprids med vindar med högre vindhastighet (*Figur 4-27*). Modellerna behöver därmed kunna simulera ett tredimensionellt vindfält baserat på lokala geografiska förhållanden, för att kunna beräkna spridningen för plymerna på ett realistiskt sätt i denna typ av

terräng. Förhållandet mellan andra meteorologiska parametrar så som blandningshöjd, solinstrålningsintensitet, konvektionshastighet och nederbörd har också visats inverka på bl a plymhöjden. Vissa av dessa parametrar styrs även av lokala förutsättningar så som markanvändning, närheten till kust m.m. (kap. 4.1). Den lokala inverkan är mer påtaglig under vintern än under sommaren, sannolikt på grund en större variation i omblandningsförutsättningarna beroende på om det är hög- eller lågtryck. På vintern är det dessutom större skillnader mellan olika vindriktningar än vad det är mellan olika vindklasser (kap 4.6.3) återigen beroende på lokalklimat effekter. Generellt ses inte lika stora haltskillnader på sommaren. Med utgångspunkt av ovanstående resultat bedöms det därför vara av stor vikt att brandmodellering sker med modeller som kan återge både lokala förutsättningar och storskaliga väderförändringar samtidigt som brandemissionerna återges på ett relevant sätt i modellen. De parametrar som återspeglar allt detta finns dock sällan inkluderade i vanliga spridningsmodeller.

Som alltid vid användande av avancerad metodik så krävs relativt lång erfarenhet och mycket kunskap, såväl meteorologisk som brandteknisk, för att kunna använda de aktuella modellerna på rätt sätt. I försöket att utveckla en enkel metodik för beräkning från bränder har spridningsberäkningar med både detaljerad emissionsberäkning och en avancerad spridningsberäkning genomförts för ett års meteorologi, **varefter** generalisering görs av resultatet gjorts. Skillnaden mellan det vanliga angreppssättet och den här presenterade metoden är att man i den förra riskerar att inte kunna återge de högsta halterna (vilka uppkommer när exempelvis höga emissioner sammanfaller med dålig omblandning). Dessutom finns risk för att indata är alltför utslätade, vilket också medför svårigheter att få information om hur långt från källan en medel- eller maximalplym vanligtvis sprids. Eftersom man i denna utredning har visat hur stora skillnaderna kan vara så framgår det även hur stora fel det kan bli om man generaliserar meteorologin. Genom att bearbeta den stora mängd simulerade fall ifrån alla dygn under ett år och använda dessa som indata i en enklare modell/metod, där spridningen av partiklar är "förberäknad" med en avancerad modell, kan ett rimligt resultat nås. Beräkningarna i det slutliga modellsteget blir momentana, och metoden skulle då kunna användas i exempelvis fält. För att applicera metoden över hela Sverige måste dock fler fall beräknas. Det bör vara några olika typer av bränder (stor/liten) med olika brandparametrar, vilka skall vara lokaliserade i olika geografiska lägen i Sverige med varierande omblandningsindex och topografi (hög/låg). Möjligen behöver man även göra en känslighetsanalys av hur brandhärden bäst återges genom att testa olika utseende i TAPM, eventuellt med fler brandcylindrar (enligt *Figur 3-12* brandcylindrar) eller större skillnad på brandgashastigheten mellan den inre och yttre cylindern. Det skulle då sannolikt bli en mer flytande övergång mellan de idag två skilda plymhöjderna.

En ytterligare förbättring skulle sannolikt nås om klassificeringen av de genomförda spridningsberäkningarna gjordes med fler vindriktningsskisser. För att kunna göra detta behöver dock beräkningar ske för fler år, annars blir materialet i vissa av klasserna för litet.

## 6 Slutsatser

Resultaten visar på relativt stora variationer i haltnivåer av partiklar från bränder vid spridning i luft beroende på olika meteorologiska förhållanden, varför det är av stor vikt att brandmodellering sker med modeller som tar hänsyn till detta. Med brandindata (brandgastemperaturer och brandgasflöden m.m) från en brandmodell antas spridningen av partiklar, och därmed även beräkning av haltnivåerna återges väl med TAPM-modellen.

Det förekommer ungefär lika höga maximala haltnivåer av partiklar under sommaren som under vintern, framför allt för den stora branden vid låga vindhastigheter. Under sommaren späds dock halten ut snabbare än den gör under vintern.



För stor brand är de maximala haltvariationerna av partiklar större mellan de olika vindriktningarna under vintern än under sommaren. Detta gäller dock inte för liten brand. Sannolikt beror detta på att den höga plymen blandas ned mer effektivt till markplan under vintern än under sommaren.

Vid jämförelse mellan stor och liten brand avseende högsta medelhalter av partiklar så är skillnaden mellan de båda bränderna större (2-4 ggr) under vintern än under sommaren vid låga och medelhöga vindhastigheter. För den högsta vindhastighetsklassen är skillnaden ännu större (6-10 ggr). Detta beror sannolikt också på skillnaden i nedblandningsförhållandena. Eftersom den lilla brandens alla plymer till största delen befinner sig nere i dalgången, så utsätts inga av dessa plymer för de högre vindhastigheter m m som råder över bergens överyta. Vid jämförelse mellan stor och liten brand avseende maximala halter av partiklar så är även här skillnaden mellan de båda bränderna större under vintern än under sommaren för de låga och medelhöga vindhastigheterna. och vid de höga hastigheterna.

Det har varit svårt att till fullo utreda vilka processer som är mest styrande vid depositionen av partiklar från brand. Enligt modellen förekommer endast deposition vid kraftig nederbörd, d.v.s. torrdepositionen är, enligt modellen, liten. Vid faktiska bränder kan man dock ofta se rester av nedfall nära branden, t.ex. i fallet med däckbranden i Malmö 2001. För att kunna modellera detta på ett bra sätt måste dock mer information om partikelstorleksfördelning finnas tillgänglig.

## 7 Referenser

- AFS, Arbetsmiljöverkets författningssamling, (2005) "Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar", Arbetsmiljöverket, AFS 2005:17, ISBN 91-7930-458-3, ISSN 1650-3163, 2005.
- Arya, S.P. (1988). Introduction to Micrometeorology. Academic Press Inc. San Diego, California, 303 pp.
- Azzi M, Johnson G.M, and Cope M (1992): "An introduction to the generic reaction set photochemical smog mechanism". Proceedings of the 10th international Clean Air and Environmental Conference. Brisbane 1992.
- Beyler, C. L., "Major Species Production by Diffusion Flames in a Two layer Compartment Fire Environment", *Fire Safety Journal*, **10**, 47-56, 1986.
- Canadian Wildlife Fire Information System länk (2008)  
[http://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/en/background/bi\\_ADI\\_summary\\_e.php](http://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/en/background/bi_ADI_summary_e.php)
- Cermac, J, E. (1994) "Physical modelling of flow and dispersion over complex terrain, Boundary-Layer Meteorology", [Volume 30, Numbers 1-4/September, 1984](#)
- Chen D (2000): "A Monthly Circulation Climatology for Sweden and its Application to a Winter Temperature Case Study". *Int. J. Climatol.* 20: 1067–1076.
- Chen D, Wang T, Haeger-Eugensson M, Aschberger Ch and Borne K (2002): Application of TAPM in Swedish West Coast: validation during 1999-2000. IVL rapport L02/51.
- Gryning, S.E., Footslog, A.A.M., Irwin, J.S. and Sivertsen, B. (1987). Applied dispersion modelling based on meteorological scaling parameters. *Atmos. Environ.*, **21**, 79-89.
- Hurley, P (2005): The air pollution model (TAPM) ver. 3. Part 1, Technical description. CSIRO. Australia (ISBN 0 643 06891 0).
- McGratton et al (1997):

- NIWAR (National Institute of Water and Atmospheric Research) (2004) "Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling", Published by the Ministry of the Environment Manat M, Te Taiao; Wellington, June 2004 (<http://www.mfe.govt.nz/publications/air/atmospheric-dispersionmodelling-jun04/>).
- National Fire Danger Rating System: länk 2008, [www.wrh.noaa.gov/sew/fire/olm/transport.htm](http://www.wrh.noaa.gov/sew/fire/olm/transport.htm)
- Nelson, G. L., "Fire, Plastics and the Environment", Proceedings of the Fire Risk and Hazard Assessment Research Application Symposium, pp. 344-357, Baltimore, Maryland, USA, 9-11 July, 2003.
- NIWAR (National Institute of Water and Atmospheric Research) (2004) "Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling", Published by the Ministry of the Environment Manat M, Te Taiao; Wellington, June 2004 (<http://www.mfe.govt.nz/publications/air/atmospheric-dispersionmodelling-jun04/>).
- Johansson, B. and D.Chen, (2003): The influence of wind and topography on precipitation distribution. A case study in Sweden. *Int. J. Climatology*, **23**, 1523-1535, 2003.
- Lönnermark. A, Andersson-Sköld. Y, Axelsson. J, Haeger-Eugensson. M, Palm Cousins. A, Rosén. B och Stripple H. (2007): "Emissioner från bränder - Metoder, modeller och mätningar. Räddningsverksrapport (2007).
- McGrattan, K, Forney, G, Fire Dynamics Simulator (Version 4), (2004) User's Guide, NIST Special Publication 1019, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, Maryland, July 2004
- Niewiadomski, M, Leung DYC, R Benoit (1999) - Journal of Wind Engineering & Industrial Aerodynamics, [Volume 83, Issues 1-3](#), November 1999, Pages 71-82.
- Pitts, W. M., "The Global Equivalence Ratio Concept and the Prediction of Carbon Monoxide Formation in Enclosure Fires", National Institute of Standards and Technology, NIST Monograph 179, Gaithersburg, MD, USA, 1994.
- Simonson. M et. al. (2003).
- Stull, (1988). Introduction to Boundary Layer Meteorology. Kuwer Academic Publisher.
- Turner, D.B., 1964. A diffusion model for an urban area. *J. Appl. Meteor.*, Vol. 3. pp. 83-91.
- Walton, W. D., and McGrattan, K. B., (1998) "ALOFT-FT A Large Outdoor Fire Plume Trajectory Model - Flat Terrain Version 3.04", National Institute of Standards and Technology, NIST Special Publication 924, Gaithersburg, MD, USA, 1998.
- Yamaguchi, E., (2000) "Emissions from Open Tire Fires", <http://www.p2pays.org/ref/11/10504/html/intro/openfire.htm>, 13 October 2000.