

EN MODELL FÖR BERÄKNING AV LUFTFÖRO-
RENINGARS SPRIDNING OCH DEPOSITION
PÅ MESOSKALA

A MODEL FOR CALCULATION OF DISPER-
SION AND DEPOSITION OF AIR POLLU-
TION IN MESOSCALE

Christer Persson och Gunnar Omstedt

SMHI Rapporter
METEOROLOGI OCH KLIMATOLOGI

Nr RMK 20 (1980)

SMHI

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut

EN MODELL FÖR BERÄKNING AV LUFTFÖRO-
RENINGARS SPRIDNING OCH DEPOSITION
PÅ MESOSKALA

A MODEL FOR CALCULATION OF DISPER-
SION AND DEPOSITION OF AIR POLLU-
TION IN MESOSCALE

Christer Persson och Gunnar Omstedt

SMHI Rapporter
METEOROLOGI OCH KLIMATOLOGI

Nr RMK 20 (1980)

ISSN 0347-2116

Norrköping 1980

FÖRORD

I denna rapport redovisas en meteorologisk spridningsmodell som utvecklats vid SMHI. Projektet har bekostats av forskningsnämnden vid statens naturvårdsverk (kontrakt 7 - 303/77 och 7 - 303/78).

Initiativ till detta arbete togs av docent Björn Bringfelt, som också planlade det. Professor Ulf Högström har genom hjälpande diskussioner givit värdefullt stöd.

Programmeringsarbetet har utförts av Thomas Hjort och Christina Lindgren, vilka även givit värdefulla råd beträffande den numeriska delen av arbetet. Yvonne Björkman har svarat för maskinskrivningsarbetet.

SAMMANFATTNING

Avsikten med föreliggande projekt har varit att utveckla en för praktiskt bruk användbar teoretisk spridningsmodell för studier av torr- och våtdeposition av gaser och partiklar på avstånd upp till 100 - 150 km från olika föroreningskällor. Plymlyft och initial spridning behandlas genom att utnyttja en gaussiskt modell för området närmast källan (Högström 1968 och Bringfelt 1969). På avstånd större än cirka 1 km beskrivs spridning och deposition av en två-dimensionell (x- och z-orienterad), stationär, numerisk lösning av diffusionsekvationen. Vertikalprofiler av vind- och turbulent diffusivitet genereras med hjälp av en numerisk gränsskiktsmodell (Bodin 1979).

För att illustrera modellens olika användningsområden har ett antal beräkningar utförts. Dessa avser beräkningar av koncentration och deposition av föroreningar dels runt större punktkällor, t ex kraftverk eller sopförbränningsanläggningar, dels längs trafikleder. Tester mot mätdata har hittills endast gjorts i mycket begränsad omfattning.

ABSTRACT

The purpose of this project has been to develop a dispersion model in mesoscale, which can be used in practical applications concerning studies of dry and wet deposition of particles and gases. Plume rise and initial dispersion around an elevated point source are treated by using a Gaussian model (Högström 1968 and Bringfett 1969). At distances larger than about 1 km dispersion and deposition are described by a two-dimensional (x- and z- coordinates), time-independent, numerical solution of the diffusion equation. Vertical profiles of wind and turbulent diffusivity are generated by a numerical model of the atmospheric boundary layer (Bodin 1979).

To illustrate different areas of application of the model a number of calculations have been made. Concentration and deposition of air pollutants around point sources, eg power plants or incinerators, and along motorways are presented. So far, only limited tests against measurements have been made.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING.....	1
2.	MODELLBESKRIVNING.....	2
2.1	Initialisering.....	2
2.1.1	Analytisk lösning av K-formuleringen.....	3
2.1.2	Gaussisk modell.....	3
2.2	Numerisk lösningsmetod för den tvådimensionella K-modellen.....	4
2.3	Depositionsmekanismer.....	7
2.4	Horisontell spridning.....	9
2.4.1	Linjekällor.....	9
2.4.2	Timmedelvärde för punktkällor.....	9
2.4.3	Säsongsmedelvärden för punktkällor.....	10
3.	NUMERISKA TESTER AV K-MODELLEN.....	10
4.	METEOROLOGISKA INDATA.....	12
4.1	Dynamisk gränsskiktsmodell.....	12
4.2	Meteorologisk statistik.....	15
4.3	Depositionsparametrar.....	15
4.3.1	Urtvättningskoefficient.....	15
4.3.2	Depositionshastighet.....	16
4.3.3	Sedimentationshastighet.....	17
5.	TILLÄMPNINGAR OCH MODELLANALYS.....	18
5.1	Punktkällor.....	18
5.1.1	Beräkningsresultat för vissa vädersituationer.....	26
5.1.2	Beräknade säsongsmedelvärden av deposition..	26
5.1.3	Spridningsberäkningar vid varierande markförhållanden.....	43
5.2	Linjekälla.....	43
6.	AVSLUTANDE KOMMENTARER.....	46
7.	REFERENSER.....	47

1. INLEDNING

Mängden föroreningar, som förs till atmosfären, har under de senaste trettio åren kraftigt ökat. Deposition av dessa till marken leder till en rad biologiska effekter. Risker för skador på olika ekosystem genom deposition av t ex tungmetaller och syra har därför alltmer börjat diskuteras som viktiga lokaliseringsskriterier för fossileldade kraftverk och vissa större industrier. Depositionen av bly i omedelbar närhet av livligt trafikerade motorleder är ett annat exempel där negativa miljöeffekter befaras.

Uppställandet av effektrelaterade utsläppskriterier medför ett behov av redskap för att kunna göra kvantitativa uppskattningar av förväntade depositioner i omgivningen av en källa. För kraftverk kan behovet av information om depositionsfördelningen, som underlag för lokaliseringsbeslut, röra ett område med flera hundra kilometers utsträckning.

Vid studier av den lokala spridningen runt en punktkälla har under lång tid den gaussiska plymmodellen varit allmänt använd. Den utgör ett enkelt och i många fall mycket bra hjälpmedel, men har avsevärda begränsningar i de fall då depositionsprocesser och kemiska omvandlingar måste inkluderas i beräkningarna. I modeller baserade på diffusionsekvationen, där vissa antaganden om den turbulenta diffusiviteten görs (s k K-teori), finns möjlighet att på ett väsentligt mer realistiskt sätt inkludera processer som rör deposition och kemiska omvandlingar. Nackdelen är dock att den matematiska behandlingen blir mer komplicerad.

Numeriska lösningar av diffusionsekvationen har använts av t ex Bolin & Persson (1975) och Omstedt & Rodhe (1977). I båda fallen gällde tillämpningarna föroreningsspridning på storregional skala. Maul (1977) har presenterat en analytisk lösning, som tillämpats på föroreningsspridning på mesoskala. Svårigheterna vid tillämpningen av K-teorin är framförallt att bestämma riktiga värden på de ingångsparametrar som fordras. För analytiska lösningar finns dessutom matematiska hinder för godtyckliga vind- och diffusivitetsprofiler. Detta har resulterat i att beräkningar med K-modeller hittills huvudsakligen utförts för några enkla medelprofiler.

Avsikten med föreliggande projekt har varit att utveckla en för praktiskt bruk användbar spridningsmodell för studier av torr- och våtdepositionen av föroreningar på lokal- och mesoskala, där godtyckliga vind- och diffusivitetsprofiler kan användas. Dessa genereras med hjälp av en gränsskiktsmodell för olika vädersituationer.

2. MODELLBESKRIVNING

Grundekvationen för den tvådimensionella delen av modellen ges av följande icke tidsberoende ekvation

$$u(z) \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial z} (\rho K(z) \frac{\partial q}{\partial z} + v_s \cdot q \rho) - \lambda \cdot q + S \quad (1)$$

där q = kvoten mellan massan av föroreningen och massan av luft, $u(z)$ = vindhastighet, ρ = luftens densitet, $K(z)$ = vertikal turbulent diffusionskoefficient, λ = urtvättningskoefficient och S = källterm.

Vid övre randen på höjden H ($H = 1\,000$ m i de nedan presenterade beräkningarna) antas inga vertikala flöden ske. Nedre randen ansätts på höjden z_0 , där z_0 = skrovlighetsparametern. Gränsvillkoret är där givet av

$$\rho K(z_0) \frac{\partial q}{\partial z} = v_d \rho q \quad (2)$$

Parametern v_d - depositionshastigheten - är således definierad som förhållandet mellan det vertikala föroreningsflödet och koncentrationen på höjden z_0 .

Ekvation 1 kan inte generellt lösas med någon analytisk metod utan ett numeriskt förfarande med finita differenser måste utnyttjas (se avsnitt 2.2). Stora svårigheter är förknippade med att på detta sätt beskriva föroreningsspridningen under initialfasen. De problem som uppstår rör:

- beräkningen av spridningen omedelbart intill källan där mycket stora föroreningsgradienter uppstår
- beräkningen av plymlyft
- beräkningen av aerodynamiska nedsug i lä av byggnader o dyl intill källan
- att, för upphöjda källor, inkludera effekten av att den för diffusionen karakteristiska skalan är en funktion av avståndet från källan (jmf Högström 1969).

För att undvika dessa problem kommer under initialfasen andra typer av spridningsmodeller att användas. Vilken typ av modell som bör tillämpas och hur långt bort från källan det skall ske är beroende av utsläppets karaktär. Det diskuteras i följande avsnitt.

2.1 Initialisering

För att initialisera beräkningsproceduren för ekvation 1 krävs en begynnelseprofil för koncentrationen på ett visst avstånd (i x-led) från källan. Två olika initialiseringsvillkor utnyttjas. Antingen används en analytisk lösning av diffusionsekvationen (2.1.1) eller en gaussisk spridningsmodell (2.1.2)

2.1.1 Analytisk lösning av K-formuleringen

För att beräkna initialspridningen av föroreningar från en marknära linjekälla har vi utnyttjat en analytisk lösningsmetod.

Ekvation (1) kan för exponentiella uttryck på K- och u-profilerna relativt enkelt lösas analytiskt under förutsättning att vi bortser från depositions- och andra sänkprocesser under spridningsförloppet (se t ex Pasquill 1974). Tillämpningar har presenterats av bl a van Ulden (1977). Vind- och diffusivitetsprofilerna ges då av

$$u = u_1 \left(\frac{z}{z_1}\right)^m \quad \text{och} \quad K_z = K_1 \left(\frac{z}{z_1}\right)^n,$$

där u_1 och K_1 är värden på u och K_z på någon referenshöjd z_1 . Randvillkoren ges av

$$q \rightarrow 0 \quad \text{då} \quad x, z \rightarrow \infty$$

$$q \rightarrow \infty \quad \text{då} \quad x = z = 0$$

$$K \frac{\partial q}{\partial z} \rightarrow 0 \quad \text{då} \quad z \rightarrow 0, x > 0$$

Lösningen får då formen

$$q = \frac{Q \cdot r}{\rho u_1 \Gamma(p)} \left[\frac{u_1}{r^2 K_1 x} \right]^p \exp \left[- \frac{u_1 z^r}{r^2 K_1 x} \right] \quad (3)$$

där $r = 2 - n + m$, $p = (m + 1)/r$, och $\int_0^\infty u q p dz = Q$ för alla $x > 0$. z_1 har satts till värdet 1. $\Gamma(p)$ är den statistiska gammafunktionen.

Denna analytiska lösning gäller således endast under dessa mycket speciella antaganden och är knappast användbar för andra praktiska tillämpningar än vid spridning över korta avstånd nära marken.

2.1.2 Gaussisk modell

För upphöjda källor kan inte den ovan beskrivna analytiska lösningen användas. Det är i stället naturligt att utnyttja en gaussmodell för spridningsberäkningar i närområdet kring källan. Därvid fås en god beskrivning av såväl den initiala turbulenta spridningen av rökplymen samt plymens stigning på grund av dess rörelseenergi och värme. Vi har valt att utnyttja den gaussmodell som sedan länge använts rutinmässigt vid SMHI för spridningsberäkningar (se Högström 1968 och Bringfelt 1969). Denna har omformats till att omfatta endast två dimensioner.

2.2 Numerisk lösningsmetod för den tvådimensionella K-modellen

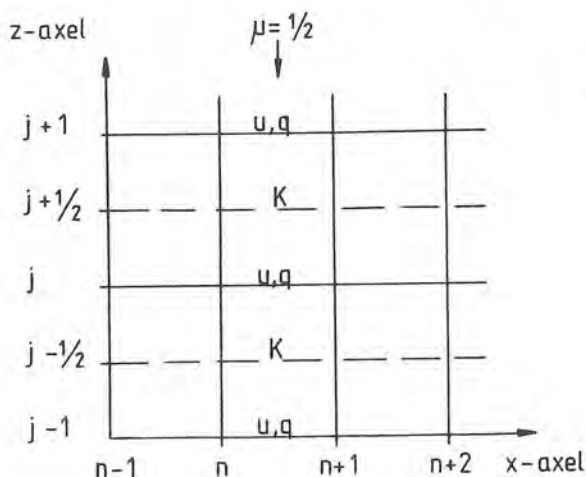
Diffusionsekvationen (1) kan lösas numeriskt på olika sätt. Bodin (1979) refererar till studier av Long (1975), som har jämfört flera olika finita differensmetoder. Long har visat att för stora Fouriertal, $K\Delta t/\Delta z^2 = K\Delta x/u\Delta z^2$, dvs för stora steg i x-led, är Crank-Nicolsons lösningschema, vilket vi valt att använda, överlägset i noggrannhet. För att i möjligaste mån minska datamaskintiden är det önskvärt att använda stora steg i x-led. En generaliserad form av Crank-Nicolsons lösningsschema för ekvationen 1 är

$$u \frac{q^{n+1} - q^n}{\Delta x} = \frac{\mu}{\rho} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\rho K \frac{\partial q}{\partial z} \right) \right]^{n+1} + \frac{(1-\mu)}{\rho} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\rho K \frac{\partial q}{\partial z} \right) \right]^n \quad (4)$$

där n anger stegning i x-led. Om $1/2 \leq \mu \leq 1$ är lösningsschemat stabilt. μ är en viktningsfaktor som för olika värden lägger olika vikt på det framförliggande beräkningssteget $n+1$. Med utnyttjande av Crank-Nicolsons lösningsschema och $\mu = 1/2$ har ekvationen 1 skrivits på följande sätt

$$\begin{aligned} u_j \frac{q_j^{n+1} - q_j^n}{x^{n+1} - x^n} = & \frac{(\rho K)_{j+1/2} \frac{q_{j+1}^{n+1} - q_j^{n+1}}{z_{j+1} - z_j} + \frac{v_s \rho_j}{2} (q_{j+1}^{n+1} + q_j^{n+1}) - (\rho K)_j - \frac{1}{2} \frac{q_j^{n+1} - q_{j-1}^{n+1}}{z_j - z_{j-1}} - \frac{v_s \rho_j}{2} (q_j^{n+1} + q_{j-1}^{n+1})}{\rho_j (z_{j+1} - z_{j-1})} \\ & + \frac{(\rho K)_{j+1/2} \frac{q_{j+1}^n - q_j^n}{z_{j+1} - z_j} + \frac{v_s \rho_j}{2} (q_{j+1}^n + q_j^n) - (\rho K)_j - \frac{1}{2} \frac{q_j^n - q_{j-1}^n}{z_j - z_{j-1}} - \frac{v_s \rho_j}{2} (q_j^n + q_{j-1}^n)}{\rho_j (z_{j+1} - z_{j-1})} \\ & - \lambda_j \frac{q_j^{n+1} + q_j^n}{2} + s \end{aligned} \quad (5)$$

där n och j anger index i x-led respektive z-led (se figur 1)



Figur 1. Principskiss över gridnätets uppbyggnad.

Nedre randen skrivs på följande sätt

$$\begin{aligned}
 u_2 \frac{q_2^{n+1} - q_2^n}{x^{n+1} - x^n} = & \frac{(\rho K)_2 \frac{1}{2} \frac{q_3^{n+1} - q_2^{n+1}}{z_3 - z_2} + \frac{v_s \rho_2}{2} \frac{1}{2} (q_3^{n+1} + q_2^{n+1}) - \frac{v_d \rho_1}{2} \frac{1}{2} (q_1^{n+1} + q_2^{n+1})}{\rho_2 (z_3 - z_1)} \\
 & + \frac{(\rho K)_2 \frac{1}{2} \frac{q_3^n - q_2^n}{z_3 - z_2} + \frac{v_s \rho_2}{2} \frac{1}{2} (q_3^n + q_2^n) - \frac{v_d \rho_1}{2} \frac{1}{2} (q_1^n + q_2^n)}{\rho_2 (z_3 - z_1)} \\
 & - \lambda_2 \frac{q_2^{n+1} + q_2^n}{2}
 \end{aligned} \quad (6)$$

Vid nedre randen gäller att

$$q_1^{n+1} = q_2^{n+1}$$

Inget flöde antas ske över övre randen. Ekvationen för övre randen får följande utseende

$$\begin{aligned}
 u_{jmax} \frac{q_{jmax}^{n+1} - q_{jmax}^n}{x^{n+1} - x^n} = & \frac{-(\rho K)_{jmax} - \frac{1}{2} \frac{q_{jmax}^{n+1} - q_{jmax-1}^{n+1}}{z_{jmax} - z_{jmax-1}} - \frac{v_s \rho_{jmax}}{2} \frac{1}{2} (q_{jmax}^{n+1} + q_{jmax-1}^{n+1})}{2 \rho_{jmax} (z_{jmax} - z_{jmax-1})} \\
 & + \frac{-(\rho K)_{jmax} - \frac{1}{2} \frac{q_{jmax}^n - q_{jmax-1}^n}{z_{jmax} - z_{jmax-1}} - \frac{v_s \rho_{jmax}}{2} \frac{1}{2} (q_{jmax}^n + q_{jmax-1}^n)}{2 \rho_{jmax} (z_{jmax} - z_{jmax-1})} \\
 & - \lambda_{jmax} \frac{q_{jmax}^{n+1} + q_{jmax}^n}{2}
 \end{aligned} \quad (7)$$

Vid val av gridsteg i z-led måste följande två villkor beaktas.

1. Gridstegen bör vara tätast där de största gradienterna finns.
2. För att förbättra den numeriska precisionen bör beräkningarna göras i ett koordinatsystem där gridstegen är ekvidistanta.

De största gradienterna i koncentration finns oftast vid marken men också runt inte alltför välblandade polymer. Effekten av det senare har emellertid minskats genom att initialt utnyttja en uträknad koncentrationsprofil på ett visst avstånd, AX, från källan. Hittills är AX = 1 000 m vid initialisering med Gaussmodell. Vi kommer senare att införa variabelt AX, bestämt som det avstånd från källan där plymen först når marken. För att uppfylla villkoret 1 är gridavstånden i z-led därför loglinjärt fördelade med de minsta gridavstånden närmast marken och successivt ökande avstånd med höjden.

För att uppfylla villkoret 2 har följande gridtransformation gjorts (Bodin 1979)

$$\xi = D \left(\frac{1}{k} \ln z / cz_0 + \frac{z - cz_0}{\eta} \right) + 1 \quad (8)$$

$$\eta = A \cdot H$$

där k = von Karmans konstant och H = höjden till den högsta gridpunkten. D , A och cz_0 är konstanter. D beräknas i programmet så att $\Delta\xi = 1$ för det aktuella antalet gridpunkter. Innan ekvationerna 5-7 löses transformeras dessa enligt

$$\frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial q}{\partial \xi} \frac{\partial \xi}{\partial z}$$

där ξ ges av ekvation 8. Vid de i avsnittet 5 redovisade tillämpningarna för upphöjda punktkällor är $H = 1\,000$ m, $A = 0.05$, $cz_0 = 0.5$ och 40 gridpunkter i vertikal led utnyttjas. Därvid fås hälften av punkterna under 180 m:s höjd. I våra tillämpningar är avstånden mellan två gridpunkter tillräckligt små för att täthetens (ρ) variation med höjden skall kunna försummas.

Ekvation 5 med randvillkor kan efter transformation skrivas på följande matrisform

$$\begin{pmatrix} b_{jmax} & c_{jmax} & 0 & 0 & . & . & . \\ a_{jmax-1} & b_{jmax-1} & c_{jmax-1} & 0 & 0 & . & . \\ 0 & a_{jmax-2} & b_{jmax-2} & c_{jmax-2} & 0 & 0 & . \\ . & . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . & . \\ 0 & 0 & . & 0 & a_j & b_j & c_j \\ . & . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . & . \\ 0 & 0 & . & . & . & . & . \\ 0 & 0 & . & . & . & . & . \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} q_1^{n+1} \\ q_1^{n+1} \\ q_1^{n+1} \\ q_1^{n+1} \\ q_1^{n+1} \\ q_j^{n+1} \\ q_j^{n+1} \\ q_j^{n+1} \\ q_j^{n+1} \\ q_j^{n+1} \\ q_{jmax-1}^{n+1} \\ q_{jmax-1}^{n+1} \\ q_{jmax-1}^{n+1} \\ q_{jmax-1}^{n+1} \\ q_{jmax-1}^{n+1} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} f_{jmax} \\ f_{jmax-1} \\ f_{jmax-1} \\ f_{jmax-1} \\ f_{jmax-1} \\ f_j \\ f_j \\ f_j \\ f_j \\ f_j \\ f_{jmax-1} \\ f_{jmax-1} \\ f_{jmax-1} \\ f_{jmax-1} \\ f_1 \end{pmatrix} \quad (9)$$

där a , b , c , och f är konstanter och $jmax$ anger översta gridnivån. Ekvationssystemet består då konstanterna är kända av $jmax$ ekvationer med $jmax$ obekanta och kan därför lösas.

För att lösa $(q_{jmax}^{n+1} - - - q_1^{n+1})$ har ovan tridiagonala matris inverterats. När detta gjorts har nya konstanter $(f_{jmax} - - - f_1)$ beräknats, matrisen inverterats på nytt osv.

För gridnätet i x-led väljs stegen så att de initialt är mycket små och når gradvis ett största avstånd av 500 m. Detta nås efter 270 steg. Numerisk instabilitet med vågbildning i konprofilen i z-led fås vid steg 1. Våglängden och amplituden för denna störande vågbildning är beroende av Δx . Väljs ett mycket litet första steg i x-led ($\leq 10^{-4}$ m) blir amplituden på denna störning så liten att den helt kan försummas.

Ett annat numeriskt problem, som beror på valet av gridsteg, uppträder vid stora flöden av föroreningar i vertikal led. Det förekommer i huvudsak vid stora värden på sedimentationshastigheten. Modellberäkningarna kan då ge negativa koncentrationer för vissa beräkningspunkter. Om vi bortser från divergensen i den turbulenta transporten kan man visa att de negativa värdena uppträder då

$$q_m \leq - \int_{z_1 - \Delta z/2}^{z_1 + \Delta z/2} \frac{\partial q}{\partial z} dz \frac{\Delta x}{\Delta z} \frac{v_s}{u} \quad (10)$$

där q_m = medelkoncentrationen för det område som representeras av en beräkningspunkt z . Problemen uppträder i plymens övre del vid stora gradienter och då kvoten $\Delta x/\Delta z$ och v_s/u är stora.

2.3 Depositionsmekanismer

Luftföroreningar deponeras såväl med nederbörd (våtdeposition) som genom s k torrdeposition. Denna senare typ av deposition innefattar upptag av föroreningar på vegetation, mark- och vattenytor. Vid beräkningar av den torra depositionen utnyttjar vi begreppet depositionshastighet, v_d , vilken definieras som kvoten mellan det "torra" vertikala föroreningsflödet och koncentrationen av föroreningen på en viss nivå över marken. Våtdepositionen beräknas med hjälp av teoretiskt och empiriskt bestämda urtvätttningskoefficienter, som anger andelen bortförda föroreningar per tidsenhet.

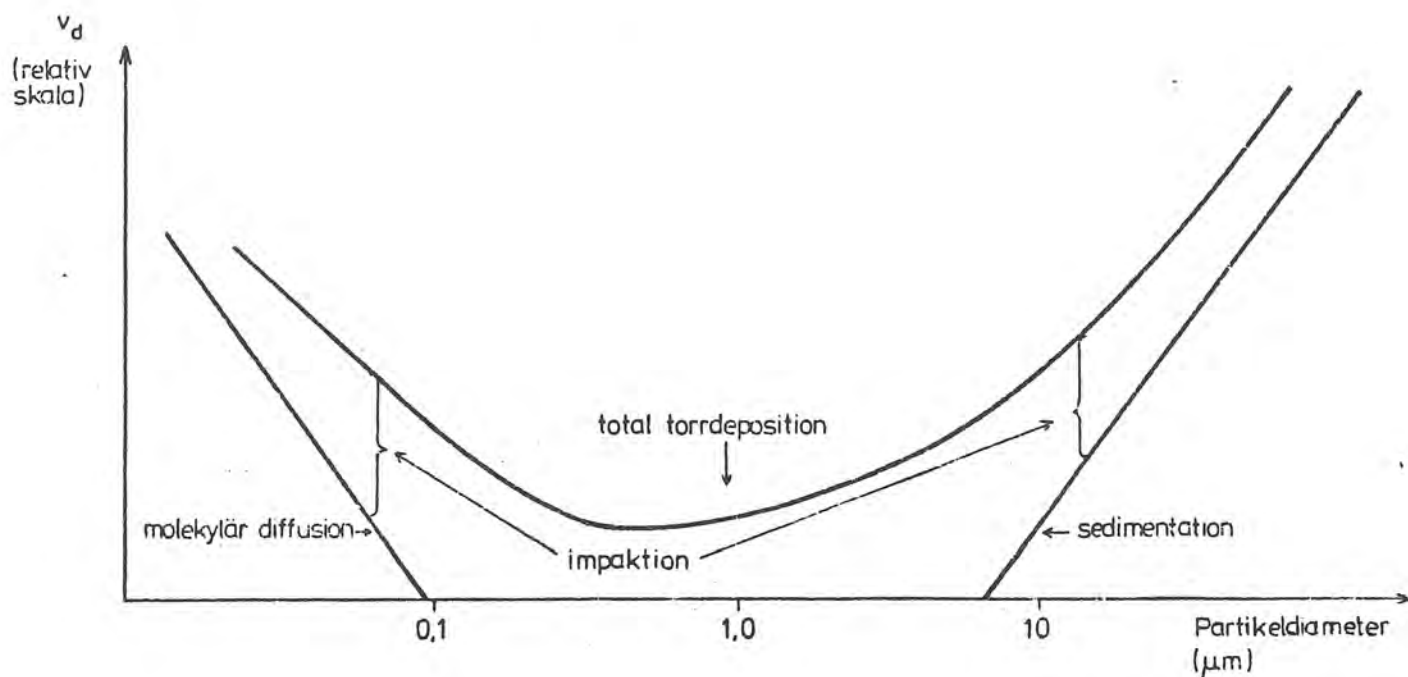
Såväl våt- som torrdepositionen utgörs av flera olika processer. Dessa beror på bl a vilka ämnen som betraktas, om det är gas eller partiklar och partiklarnas storlek. De viktigaste sänkemekanismerna är:

Torrdeposition

- Sedimentation, vilken är av betydelse endast för partiklar med en diameter större än cirka 10 μm (beroende på partiklarnas densitet).
- Impaktion, dvs när luft strömmar mot ett hinder kommer partiklar, i framförallt storleksintervallet 0.1 - 10 μm , ha för stor tröghet för att följa med luften och fastnar därför på hindret.
- Diffusion, av partiklar och gaser till mark och vegetation genom molekylära rörelser. För partiklar är den av betydelse endast då partikeldiametern är mindre än 0.1 μm .
- Absorption, av gaser på mark och vegetation.

Betydelsen av sedimentation, impaktion och diffusion för partikeldepositionen kan schematiskt illustreras som i figur 2. Den torra depositionens storlek beror även på det vertikala turbulenta flödet nära marken. Den angivna kurvan avser därför en viss turbulensgrad. Ökar den vertikala turbulensen ökar också v_d .

Figur 2. Schematisk beskrivning av depositions hastighetens relativa variation för partiklar beroende på olika sänkprocesser.



Våtdeposition

- "Urtvättning i moln" beror på: a) konsumtion av kondensationskärnor vid bildandet av molndroppar, b) diffusion av fina partiklar till molndroppar, c) absorption av gaser i molndroppar.
- "Urtvättning under moln" beror på att fallande nederbörd fångar upp aerosolpartiklar och att gaser absorberas i nederbörden.

2.4 Horisontell spridning

Den ovan presenterade K-modellen beräknar således den tvådimensionella koncentrationsfördelningen (x- och z-led), samt våt- och torrdepositionens fördelning i vindens riktning. För att erhålla en tredimensionell koncentrationsfördelning och en areal fördelning av depositionen fordras beräkningar av den horisontella spridningen vinkelrät mot vinden (y-led). Dessa beräkningar beror på typ av källa och om beräkningarna avser ett korttidsmedelvärde under en viss vädersituation eller ett långtidsmedelvärde under t ex en säsong. Någon metod för statistisk presentation av samtliga korttidsvärden under en längre tidsperiod har inte framtagits.

Det är lämpligt vid behandlingen av den horisontella spridningen från en punktkälla att skilja mellan småskaliga turbulenta fluktuationer på tidsskalan mindre än en timma och storskaliga turbulenta fluktuationer över längre tidsperioder. Den horisontella spridningen av en enskild rökplym bestäms nämligen av de förra, medan den genomsnittliga horisontella spridningen över tidsskalor av månader och år i huvudsak bestäms av de senare d v s variationer i medelvindens riktning mellan olika vädersituationer.

2.4.1 Linjekällor

För en linjekälla orienterad tvärs vinden kan koncentrations- och depositions-fördelningen erhållas direkt ur K-modellen. Det förutsätter att källstyrkan ges per längdenhet av källan. Vid andra vindriktningar fordras en anpassning av beräkningarna med hänsyn till vindens vinkel.

2.4.2 Timmedelvärde för punktkällor

Vi förutsätter att rökplymen transporteras rätlinjigt bort från källan i den riktning vinden har i plymnivå. För ett enskilt fall är det även möjligt att utnyttja en trajektoria för beskrivning av rökplymens transport i horisontell led, x kan då tolkas som avståndet från källan längs en kurvformig trajektoria. Storleken på den horisontella spridningen kring plymens tyngdpunkt kan i båda dessa fall beräknas genom att antaga att spridningen är gaussiskt normalfördelad i y-led med standardavvikelsen σ_y . Värdet, σ_y , bestäms på samma sätt som för en konventionell gaussmodell med hänsyn till avstånd från källan samt meteorologiska- och topografiska förhållanden.

Låt den tvådimensionella koncentration, som K-modellen beräknar för koordinaten (x, z) betecknas av $C_K(x, z)$. Denna koncentration representerar den i y-led integrerade koncentrationen. Antag att $C_K(x, z)$ är normalfördelad i y-led. Då gäller att

$$C(x, y, z) = \frac{C_K(x, z)}{\sqrt{2\pi} \sigma_y} e^{-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)} \quad (11)$$

där $\frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma_y} e^{-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)}$ är det allmänna uttrycket för en normalfördelning i y-led.

Såväl C_K som den horisontella spridningsparametern σ_y , avses representera tidsperioder av storleksordningen en timma. Den horisontella spridningen av våt- och torrdeposition beräknas på samma sätt.

2.4.3 Säsongsmedelvärden för punktkällor

Den horisontella spridningen från en punktkälla under en säsong bestäms i huvudsak av medelvindens variation och antas därför vara direkt proportionell mot den observerade vindriktningens frekvens vid källan.

Låt $[]$ beteckna medelvärde under en säsong och b beteckna längden av bågen i den sektor beräkningarna avser. K-modellens uträknade medelkoncentration $[C_K(x, z)]$ relaterar sig då till den tredimensionella koncentrationsfördelningen på följande sätt

$$[C(x, y, z)] = \frac{[C_K(x, z)]}{b} \cdot g_\phi \quad (12)$$

där g_ϕ anger vindfrekvens för den sektor beräkningarna avser. Beräkningarna utförs för 5° sektorer varför

$$b = \frac{2\pi x}{72}$$

där x anger avståndet från källan. Den horisontella spridningen av våt- och torrdepositionen beräknas på samma sätt.

3. NUMERISKA TESTER AV K-MODELLEN

För att studera storleken av de numeriska fel som uppkommer vid utnyttjande av finita differenser har den finita lösningen testats mot den tidigare presenterade analytiska lösningen (avsnitt 2.1.1). Följande vind- och turbulent diffusivitetsprofil har utnyttjats i denna test:

$$u = u_1 \cdot z^{1/7} = 4.0 \cdot z^{1/7}$$

$$K = K_1 \cdot z = 0.1 \cdot z^1$$

Som initialiseringsvillkor för den numeriska lösningen har den analytiska lösningen på 500 m:s avstånd från källan utnyttjats.

Exempel på de erhållna resultaten ges i tabell 1. Överensstämmelsen mellan de båda lösningsmetoderna är god såväl på korta som långa avstånd från källan. Det bör framhållas att de utnyttjade K- och u-profilerna dock inte är realistiska mer än i skiktet närmast marken.

2.4 Horisontell spridning

Den ovan presenterade K-modellen beräknar således den tvådimensionella koncentrationsfördelningen (x- och z-led), samt våt- och torrdepositionens fördelning i vindens riktning. För att erhålla en tredimensionell koncentrationsfördelning och en areal fördelning av depositionen fordras beräkningar av den horisontella spridningen vinkelrät mot vinden (y-led). Dessa beräkningar beror på typ av källa och om beräkningarna avser ett korttidsmedelvärde under en viss vädersituation eller ett långtidsmedelvärde under t ex en säsong. Någon metod för statistisk presentation av samtliga korttidsvärden under en längre tidsperiod har inte framtagits.

Det är lämpligt vid behandlingen av den horisontella spridningen från en punktkälla att skilja mellan småskaliga turbulenta fluktuationer på tidsskalan mindre än en timma och storskaliga turbulenta fluktuationer över längre tidsperioder. Den horisontella spridningen av en enskild rökplym bestäms nämligen av de förra, medan den genomsnittliga horisontella spridningen över tidsskalor av månader och år i huvudsak bestäms av de senare dvs variationer i medelvindens riktning mellan olika vädersituationer.

2.4.1 Linjekällor

För en linjekälla orienterad tvärs vinden kan koncentrations- och depositions-fördelningen erhållas direkt ur K-modellen. Det förutsätter att källstyrkan ges per längdenhet av källan. Vid andra vindriktningar fordras en anpassning av beräkningarna med hänsyn till vindens vinkel.

2.4.2 Timmedelvärde för punktkällor

Vi förutsätter att rökplymen transporteras rätlinjigt bort från källan i den riktning vinden har i plymnivå. För ett enskilt fall är det även möjligt att utnyttja en trajektoria för beskrivning av rökplymens transport i horisontell led, x kan då tolkas som avståndet från källan längs en kurvformig trajektoria. Storleken på den horisontella spridningen kring plymens tyngdpunkt kan i båda dessa fall beräknas genom att antaga att spridningen är gaussiskt normalfördelad i y-led med standardavvikelsen σ_y . Värdet, σ_y , bestäms på samma sätt som för en konventionell gaussmodell med hänsyn till avstånd från källan samt meteorologiska- och topografiska förhållanden.

Låt den tvådimensionella koncentration, som K-modellen beräknar för koordinaten (x, z) betecknas av $C_K(x, z)$. Denna koncentration representerar den i y-led integrerade koncentrationen. Antag att $C_K(x, z)$ är normalfördelad i y-led. Då gäller att

$$C(x, y, z) = \frac{C_K(x, z)}{\sqrt{2\pi} \sigma_y} e^{-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)} \quad (11)$$

där $\frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma_y} e^{-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)}$ är det allmänna uttrycket för en normalfördelning i y-led.

Såväl C_K som den horisontella spridningsparametern σ_y , avses representera tidsperioder av storleksordningen en timma. Den horisontella spridningen av våt- och torrdeposition beräknas på samma sätt.

2.4.3 Säsongsmedelvärden för punktkällor

Den horisontella spridningen från en punktkälla under en säsong bestäms i huvudsak av medelvindens variation och antas därför vara direkt proportionell mot den observerade vindriktningens frekvens vid källan.

Låt $[]$ beteckna medelvärde under en säsong och b beteckna längden av bågen i den sektor beräkningarna avser. K-modellens uträknade medelkoncentration $[C_K(x, z)]$ relaterar sig då till den tredimensionella koncentrationsfördelningen på följande sätt

$$[C(x, y, z)] = \frac{[C_K(x, z)]}{b} \cdot g_\phi \quad (12)$$

där g_ϕ anger vindfrekvens för den sektor beräkningarna avser. Beräkningarna utförs för 5° sektorer varför

$$b = \frac{2\pi x}{72}$$

där x anger avståndet från källan. Den horisontella spridningen av våt- och torrdepositionen beräknas på samma sätt.

3. NUMERISKA TESTER AV K-MODELLEN

För att studera storleken av de numeriska fel som uppkommer vid utnyttjande av finita differenser har den finita lösningen testats mot den tidigare presenterade analytiska lösningen (avsnitt 2.1.1). Följande vind- och turbulent diffusivitetsprofil har utnyttjats i denna test:

$$u = u_1 \cdot z^{1/7} = 4.0 \cdot z^{1/7}$$

$$K = K_1 \cdot z = 0.1 \cdot z$$

Som initialiseringsvillkor för den numeriska lösningen har den analytiska lösningen på 500 m:s avstånd från källan utnyttjats.

Exempel på de erhållna resultaten ges i tabell 1. Överensstämmelsen mellan de båda lösningsmetoderna är god såväl på korta som långa avstånd från källan. Det bör framhållas att de utnyttjade K- och u-profilerna dock inte är realistiska mer än i skiktet närmast marken.

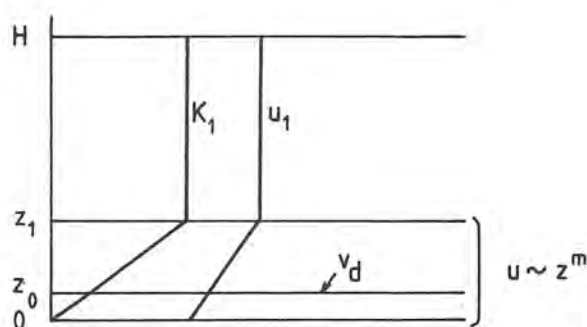
Tabell 1.

Höjd (m)	16 km från källan		128 km från källan	
	Finita differenser	Analytisk lösning	Finita differenser	Analytisk lösning
807	1.9	1.9	8.2	8.2
706	3.4	3.4	8.8	8.8
612	5.7	5.8	9.4	9.4
525	9.2	9.3	10.0	10.0
445	14.0	14.2	10.6	10.5
374	20.3	20.5	11.1	11.0
310	28.1	28.3	11.5	11.5
255	37.0	37.2	11.9	11.9
207	46.6	46.7	12.3	12.2
166	56.3	56.4	12.6	12.5
132	65.7	65.6	12.8	12.8
104	74.2	74.1	13.0	13.0
81	81.6	81.4	13.2	13.1
63	87.8	87.6	13.3	13.2
49	92.9	92.7	13.4	13.3
37	97.0	96.7	13.4	13.4
29	100.1	99.9	13.5	13.5
22	102.6	102.3	13.5	13.5
16	104.4	104.2	13.6	13.5
12	105.8	105.5	13.6	13.6
9.6	106.8	106.6	13.6	13.6
7.2	107.6	107.3	13.6	13.6
5.3	108.1	107.9	13.6	13.6
3.9	108.5	108.5	13.6	13.6
2.9	108.8	108.6	13.6	13.6
2.0	109.1	108.8	13.6	13.6
1.4	109.2	109.0	13.6	13.6
1.0	109.3	109.1	13.7	13.6
0.64	109.4	109.2	13.7	13.6
0.37	109.5	109.3	13.7	13.6
0.16	109.4	109.3	13.7	13.6
0.00	110.2	109.3	13.7	13.6

Den finita lösningen har också testats mot den av Maul (1977) presenterade analytiska lösningen för den stationära tvådimensionella diffusionsekvationen. I den lösningen ingår även torrdeposition. I testerna har några av Maul:s publicerade resultat använts.

De K- och u-profiler som utnyttjas framgår av figur 3. Följande värden har använts: $H = 600$ m, $m = 0.2$, $u_1 = 10$ ms⁻¹, $K_1 = 10$ m²s⁻¹, $z_1 = 100$ m och $v_d = 1.0$ cm s⁻¹. Beräkningarna har gjorts för dels en effektiv utsläppshöjd på 300 m (figur 4), dels för marknära utsläpp (figur 5). Skillnaderna i resultat mellan de båda beräkningsmetoderna är som synes obetydliga. Det är rimligt att antaga att den utnyttjade finita differensmetoden ger riktiga numeriska resultat även för andra icke allt för extrema K- och u-profiler.

Figur 3. (efter Maul 1977)



4. METEOROLOGISKA INDATA

För att utföra depositions- och koncentrationsberäkningar för verkliga förhållanden fordras ett lämpligt val av en rad olika parametervärden, vilka helt eller delvis beror på de meteorologiska förhållandena. Vindens- och den turbulenta diffusivitetens vertikalkurvor bestäms med hjälp av en dynamisk gränsskiktsmodell. I avsnitt 4.1 diskuteras denna mycket kortfattat tillsammans med den meteorologiska information som fordras. Statistisk information av meteorologiska variabler av vikt för beräkningarna diskuteras i avsnittet 4.2. I avsnitt 4.3 diskuteras slutligen de olika depositionsmekanismernas parametervärden.

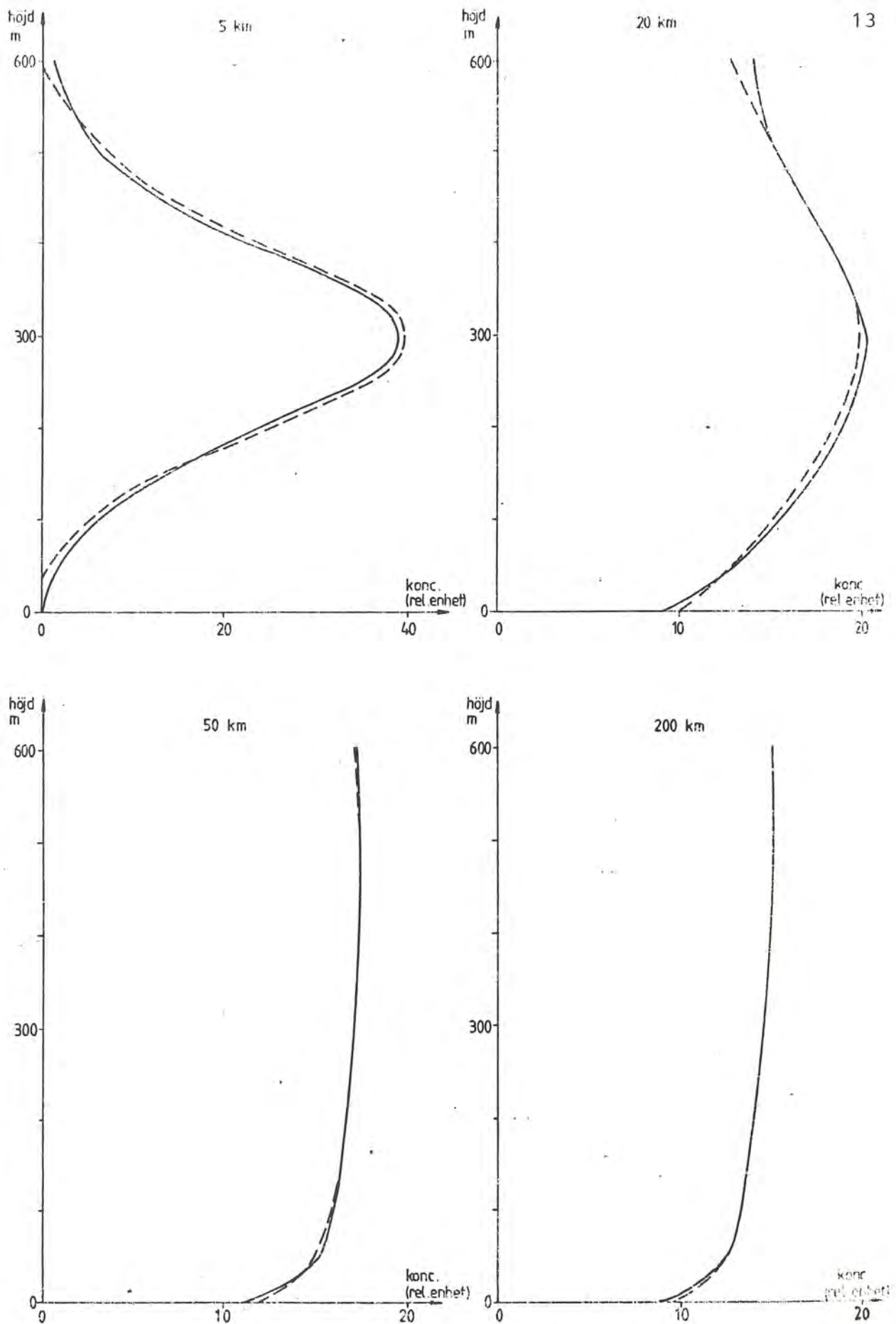
4.1 Dynamisk gränsskiktsmodell

För att lösa den grundläggande ekvationen, 1, fordras information om vindens (u)- och den turbulenta diffusivitetens (K) vertikalkurvor. Vi har valt att använda en dynamisk gränsskiktsmodell utvecklad vid SMHI (Bodin 1979) för generering av dessa profiler för olika typer av vädersituationer. Modellen ger för stationära situationer med horisontell homogenitet K- och u-profiler, vilka anpassats inbördes.

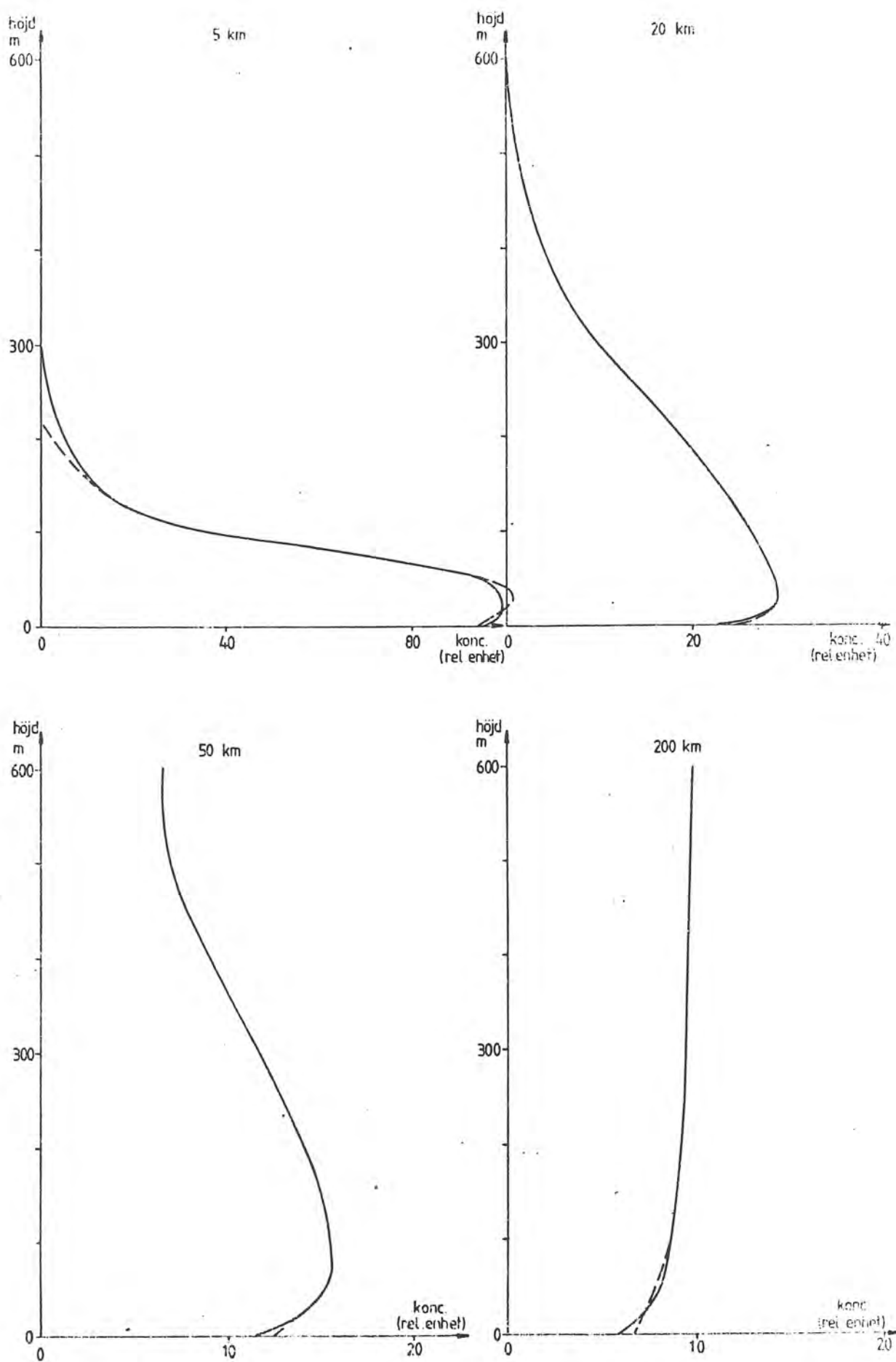
För att parameterisera turbulensen i gränsskiktet utnyttjas i denna modell den turbulenta energiekvationen. Den turbulenta energin, b , är given av

$$b = \frac{1}{2} (\overline{u'^2} + \overline{v'^2} + \overline{w'^2}) .$$

Prim har här den vanliga betydelsen av turbulent fluktuation och $\overline{\quad}$ anger tidsmedelvärde. För att relatera den turbulenta energin till den turbulenta diffusiviteten, K , utnyttjas be-



Figur 4. Numerisk jämförelse mellan Maul:s (1977) analytiska lösning (streckat) och den här presenterade numeriska lösningen av diffusionsekvationen (heldragna kurvor) från en källa med en effektiv utsläppshöjd på 300 m.



Figur 5. Samma som figur 4 men för en marknära källa.

greppet blandningslängd = 1. Följande uttryck används

$$K = (0.2 \cdot b)^{1/2} \cdot 1$$

Blandningslängden beskrivs med två skilda uttryck beroende på om gränsskiktet är stabilt eller instabilt (för vidare detaljer se ovanstående referens).

De meteorologiska data som fordras för beräkningar med gränsskiktsmodellen är:

- den vertikala temperaturskiktningen och dess variation med höjden (kan uppdelas i tre skikt)
- geostrofiska vinden
- markytans temperatur
- atmosfärstrycket vid gränsskiktets övre gräns
- markytans skrovlighet (z_0).

4.2 Meteorologisk statistik

För beräkning av medelvärden av koncentration och deposition under längre tidsperioder krävs information om frekvenser av olika "typiska" vädersituationer, vilka simulerats med hjälp av gränsskiktsmodellen. Dessutom fordras vindriktningsstatistik, nederbördsstatistik för olika vindriktningar, nederbördsmängd samt en statistisk fördelning på längden av nederbörds- och torrperioder under den tid beräkningarna avser.

4.3 Depositionsparametrar

4.3.1 Urtvättningskoefficient (λ)

Numeriska värden på λ har bestämts genom fältmätningar för en rad olika gaser och partikelstorlekar vid olika typer av nederbörd. (Hales 1978 och McHahon & Denison 1979). Våtdepositionens storlek är enligt dessa studier endast beroende av den totala nederbördstiden och nederbördsintensiteten. Det gäller dock bara för området närmast källan. För att på ett riktigt sätt behandla urtvättningen på större avstånd måste hänsyn även tas till hur ofta nederbörd faller och längderna av de enskilda nederbördstillfällena (Rodhe 1978). Därmed kan sannolikheten för att nederbörden upphör eller börjar på ett visst avstånd från källan inkluderas i beräkningarna. Vi utnyttjar den teori som utvecklades av Rodhe & Grandell (1972) för det. Den deponerade mängden per tidsenhet, $\varphi(x)$, kan enligt Rodhe & Grandell skrivas

$$\varphi(x) = -\alpha r_1 \exp\left(\frac{r_1 x}{u}\right) - (1 - \alpha) r_2 \exp\left(\frac{r_2 x}{u}\right) \quad (13)$$

där α , r_1 och r_2 är kända funktioner av

τ_d = den genomsnittliga tiden från ett godtyckligt ögonblick under en uppehållsperiod tills nederbörd börjar falla.

τ_p = den genomsnittliga tiden från ett godtyckligt ögonblick under en nederbördsperiod tills nederbörden upphör.

λ_p = urtvättningskoefficienten under nederbörd.

Viss korrigering av ekvation 13 måste dock göras då uttrycket är härlett utan hänsyn till torrdeposition och vindens variation med höjden.

4.3.2 Depositionshastighet, v_d

Det numeriska värdet på depositionshastigheten, v_d , bestäms för gaser av dess kemiska sammansättning. För partiklar bestäms v_d framförallt av partikelstorlek. Värdet varierar också beroende på markytans karaktär, årstid, tiden på dygnet, meteorologiska förhållanden m m.

Den metod som ofta används vid bestämning av v_d är den sk koncentrationsgradientsmetoden (t ex Shepherd 1974, Garland 1977). Metoden ger noggranna resultat endast då mätningarna görs över en vidsträckt horisontell homogen yta. Tillförlitliga mätningar för skogsterräng saknas. För svaveldioxid (SO_2) finns ett flertal mätningar av v_d avseende deposition till gräs-, snö- eller vattenytor (se exempelvis Owers and Powell 1974 och Garland 1978). För gräs och vattenytor är medelvärden för v_d (refererande till 1 m höjd) cirka 0.8 cm/s. Depositionshastigheten för kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO_2) är ofullständigt kända men av storleksordningen 0.1 respektive 0.7 cm/s (Hill 1971).

Vid bestämning av värdena på v_d kan det vara fördelaktigt att uttrycka $\frac{1}{v_d}$ som en funktion av olika resistenser (se t ex Garland 1978). Utnyttjas den tekniken kan depositionshastigheten för gaser skrivas (enligt Wesely & Hicks 1977)

$$v_d(z) = k u_* \left[\ln(z/z_0) - \Psi + k B^{-1} + r_c k u_* \right]^{-1} \quad (14)$$

där $k B^{-1} = 2 (H/D_c)^{2/3}$ ($= 2.6$ för SO_2), H = termisk diffusivitet, D_c = relevant molekylär diffusivitet, r_c = ytresistansen och Ψ = korrektionsfunktion med avseende på stabilitet.

Vid stabila förhållanden är $\Psi = -\frac{4.7}{L} (z - z_0)$ där L anger Monin-Obukovs längd.

Denna korrektionsfunktion motsvarar mätta ϕ_m värden (Businger et. al. 1971) där ϕ_m anger den i Monin-Obukovs simularitetsteori definierade dimensionslösa vindhastighetsgradienten, given av

$$\phi_m = 1 + 4.7 z/L \quad \text{för } z/L > 0.$$

Såväl u_* som L beräknas med hjälp av gränsskiktsmodellen.

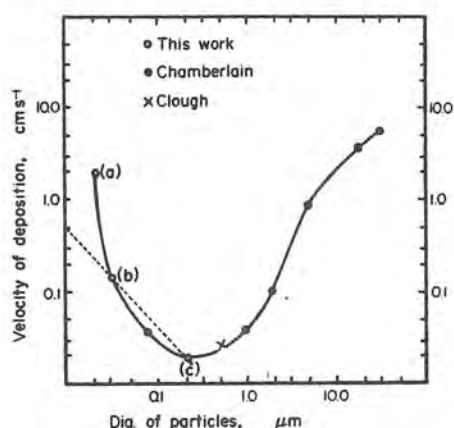
Generellt ges gasfasresistansen mellan en nivå z och z_0 av

$$r(z, z_0) = \frac{\int_{z_0}^z \phi_m(z/L) \frac{1}{z} dz}{k \cdot u_*}$$

Vid beräkning av gasfasresistans under instabila förhållanden kommer följande uttryck på ϕ_m att användas (Businger et. al. 1971, Högström 1974)

$$\phi_m = (1 - 15z/L)^{-1/4} \quad \text{för } z/L < 0$$

Depositionshastigheten inkluderar alltså effekterna dels av den aerodynamiska transportprocessen från z till själva markytan eller vegetationsytan, dels resistanser på grund av kemiska och/eller biologiska processer i den upptagande ytan.



Depositionshastigheten för partiklar är främst beroende av partiklarnas storlek. Som exempel återges i vidstående figur uppmätta värden (enligt Little & Wiffen 1977) för en vindhastighet av 2.5 m/s över kortklippt gräs. Beroendet av u_* är emellertid också betydande. Det har visats av bl a Bache (1979). Vi har valt att tills vidare utnyttja Bache's resultat och vi har på basis av dem ansatt följande beroende i partikelstorleksintervallet 10 - 300 μm .

$$v_d \sim u_*^E \quad (u_* > 0.2 \text{ m/s}) \quad \text{där } E = 2.0 - \frac{3.75 \cdot \ln(d/10)}{\sqrt{\frac{d}{10} + 14}}$$

Även i detta fall erhålls u_* från gränsskiktsmodellen. För partiklar mindre än 10 μm gäller att $v_d \sim u_*^2$. Stabilitetsberoendet har antagits vara detsamma som för gaser.

4.3.3 Sedimentationshastigheten, v_s

Partiklars fallhastighet i luft, orsakad av gravitationskraften, bestäms av deras storlek, densitet och form. Under vissa förklade antaganden, t ex att formen på partiklarna är sfäriska och om partiklarna har en diameter större än 0.1 μm , kan sedimentationshastigheten, v_s , beräknas genom följande uttryck:

$$v_s = \frac{d_p^2 \cdot \rho \cdot g}{18\eta} \quad (16)$$

där d_p = partikelns diameter, ρ = partikelns densitet,
 g = gravitationskonstanten, η = luftens dynamiska viskositet.

I tabell 2 beräknas v_s enligt ekvation 16 för olika värden på d_p då $\rho = 10^3 \text{ kg/m}^3$, $g = 9.81 \text{ m/s}^2$ och $\eta = 17.1 \cdot 10^{-6} \text{ kg/s} \cdot \text{m}$ (motsvarande 0°C och 1013 mb).

Tabell 2.

Partikeldiameter (m)	Fallhastighet	
	(cm/s)	m/dygn
1	0.003	3
2	0.013	11
5	0.08	70
10	0.32	276
20	1.28	1 100
40	5.1	4 400

Osäkerheten i dessa uppskattningar beror framförallt på antagandet av en sfärisk partikelform. I verklighet varierar formen avsevärt, t ex uppvisar förbränningsprodukter ibland långa kedjor av hophäftade kulformiga partiklar.

5. TILLÄMPNINGAR OCH MODELLANALYS

5.1 Punktkällor

För att illustrera modellens olika möjligheter har vi utfört en del beräkningar för en planerad sopförbränningsanläggning i Linköping. I tabell 3 presenteras några tekniska data. De för beräkningarna antagna värdena på depositionsparametrarna ges i tabell 4.

Modellberäkningarna utförs för olika vädersituationer. Dessa viktas sedan samman för att erhålla säsongsmedelvärden. Vi har i de här presenterade beräkningarna grovt förenklat detta och antagit att de olika vädersituationerna, som inträffar under en säsong, kan representeras av endast nio olika vädertyper. Vädersituationerna definieras av de ingångsparametrar, dvs främst geostrofiska vinden (V_g) och vertikalprofilen av potentiella temperaturen (θ), som använts för att med gränsskiktsmodellen räkna fram K- och u-profilerna. Såväl ingångsparametrarna som resulterande K- och u-profiler för de olika vädersituationerna framgår av figur 6.

För att bestämma hur ofta de olika vädersituationerna förekommer har vi utnyttjat statistik framtagna av SMHI från Ågesta utanför Stockholm för tiden februari 1960 - augusti 1962. Denna statistik har legat till grund för ett stort antal av SMHI:s rutinmässiga spridningsberäkningar med gaussiska modeller. Vi avser dock att senare ta fram meteorologisk statistik som är mera lämpad som indata till gränsskiktsmodellen. Den genomsnittliga fördelningen av vädersituationer under sommar- och vinterhalvår framgår av tabell 5.

Tabell 3. Utsläppsdata för den sopförbränningsanläggning för vilken vi tillämpat beräkningsmodellen.

Skorsten 1

Skorstenshöjd	60 m
Rökgastemperatur	230°C
Rökgasmängd	50 400 Nm ³ /h
SO ₂ -utsläpp	1.5 g/s
Stoftutsläpp	1.8 g/s

Stoftets partikelstorleksfördelning

1 - 10 µm	1.044 g/s
10 - 13.6 µm	0.252 g/s
13.6 - 19.5 µm	0.252 g/s
19.5 - 45 µm	0.252 g/s

Skorsten 2 (för de fall beräkningarna gjorts för 2 st skorstenar samtidigt)

Skorstenshöjd 180 m

I övrigt samma som skorsten 1.

Tabell 4. Antagna värden på depositionsparametrarna

Partiklar	Sedimenta- tionshastig- het	Depositions- hastighet (1m) vid $u_* =$ 30 cm/s	Urtvättnings- koefficient (s^{-1})	
			sommar	vinter
1 - 10 μm	-	0.65 cm/s	$1.1 \cdot 10^{-4}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$
10 - 13.6 μm	0.45 cm/s	2.65 "	$2.7 \cdot 10^{-4}$	$1.1 \cdot 10^{-4}$
13.6 - 19.5 μm	0.88 "	3.4 "	$3.5 \cdot 10^{-4}$	$1.4 \cdot 10^{-4}$
19.5 - 45 μm	2.2 "	5.2 "	$4.4 \cdot 10^{-4}$	$1.7 \cdot 10^{-4}$
SO ₂	-	1.0 "	$1.1 \cdot 10^{-4}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$

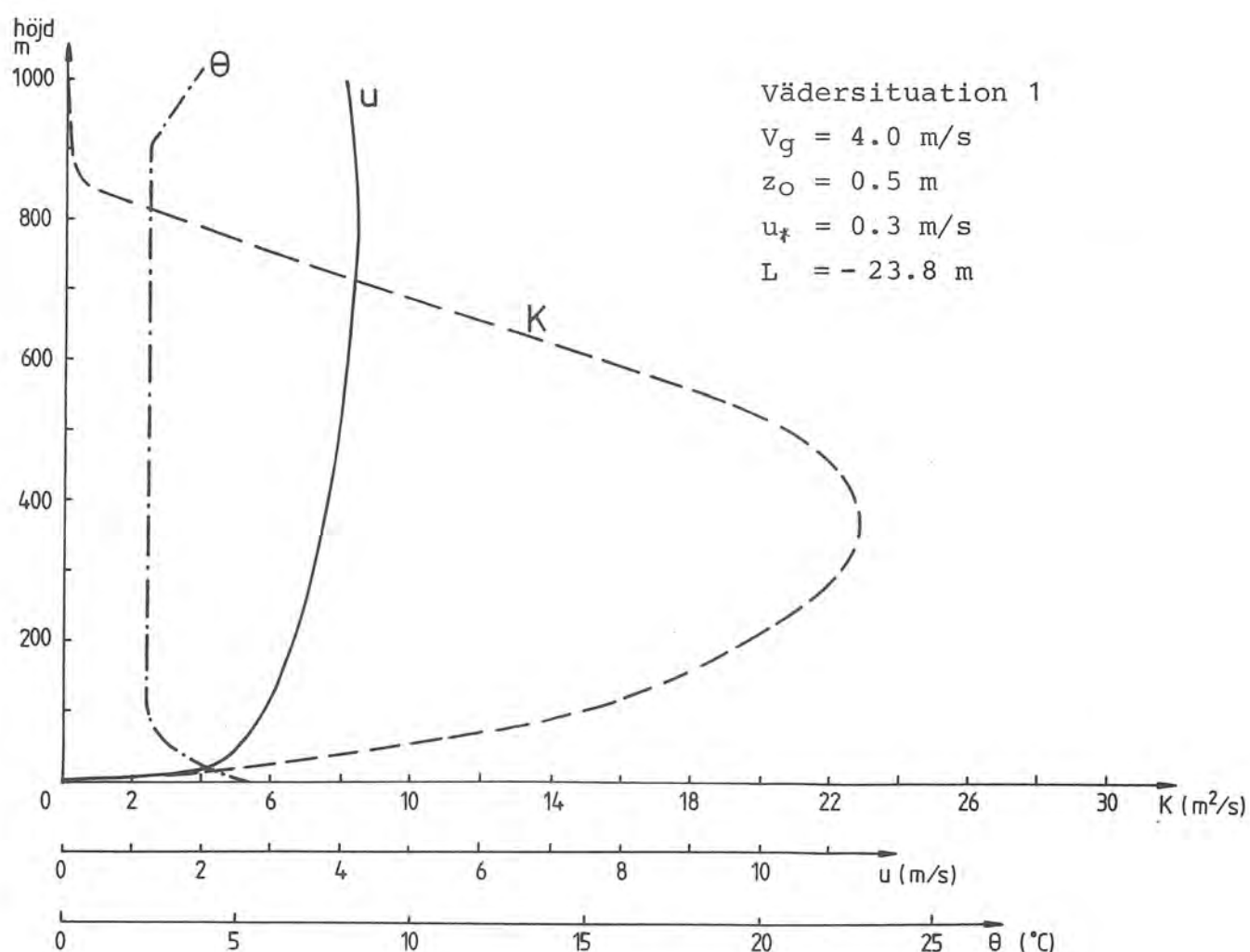
Fördelning av nederbörd och uppehållsväder (jämför avsnitt 4.3.1).

	Sommar	Vinter
τ_d	55 h	43 h
τ_p	5.5 h	9 h

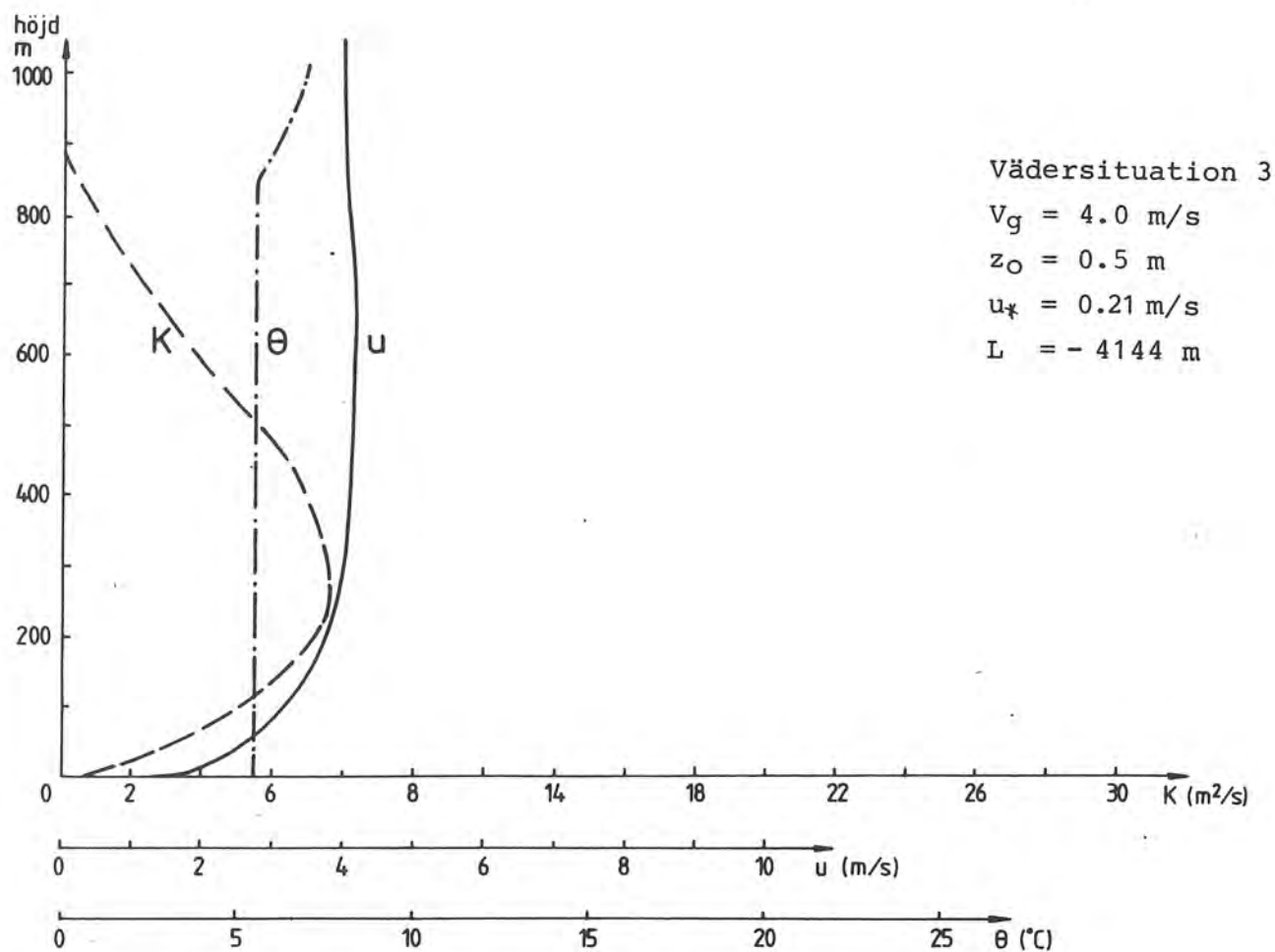
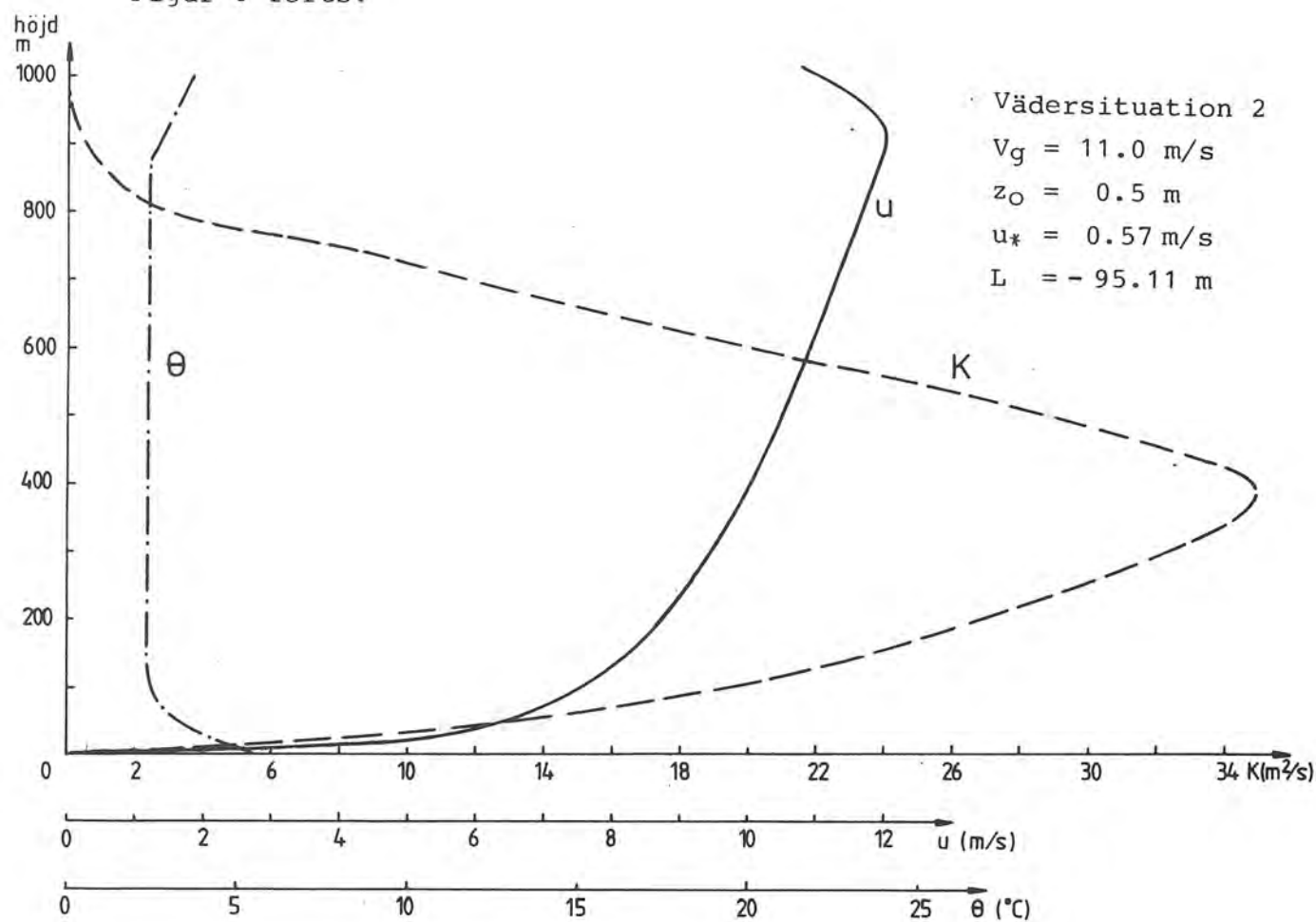
Tabell 5. Antagen fördelning mellan de nio olika vädersituationerna, som används i dessa beräkningar. Fördelningen är preliminär och har framtagits på basis av SMHI:s mätningar i Ågesta utanför Stockholm under åren 1960 - 1962.

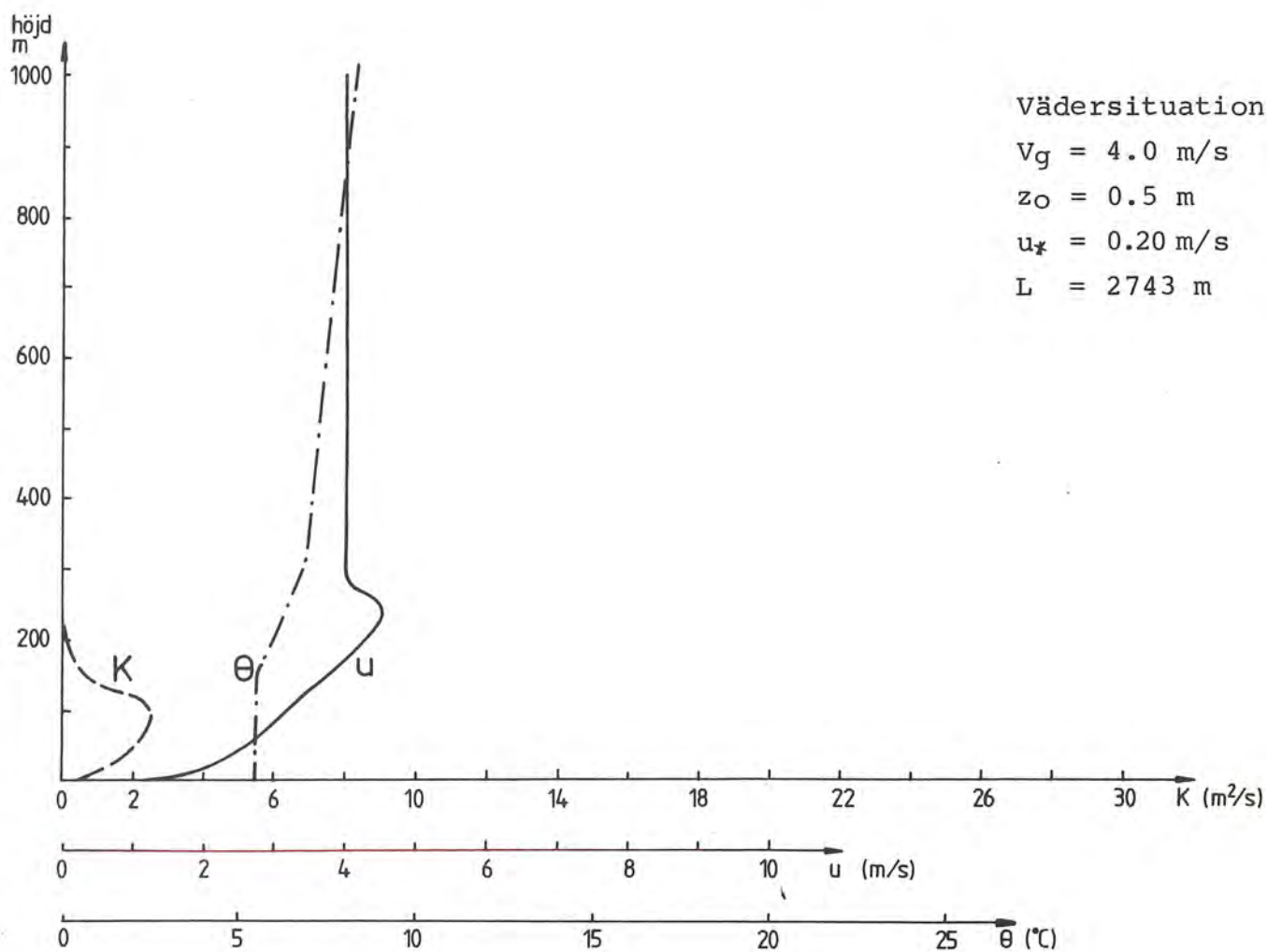
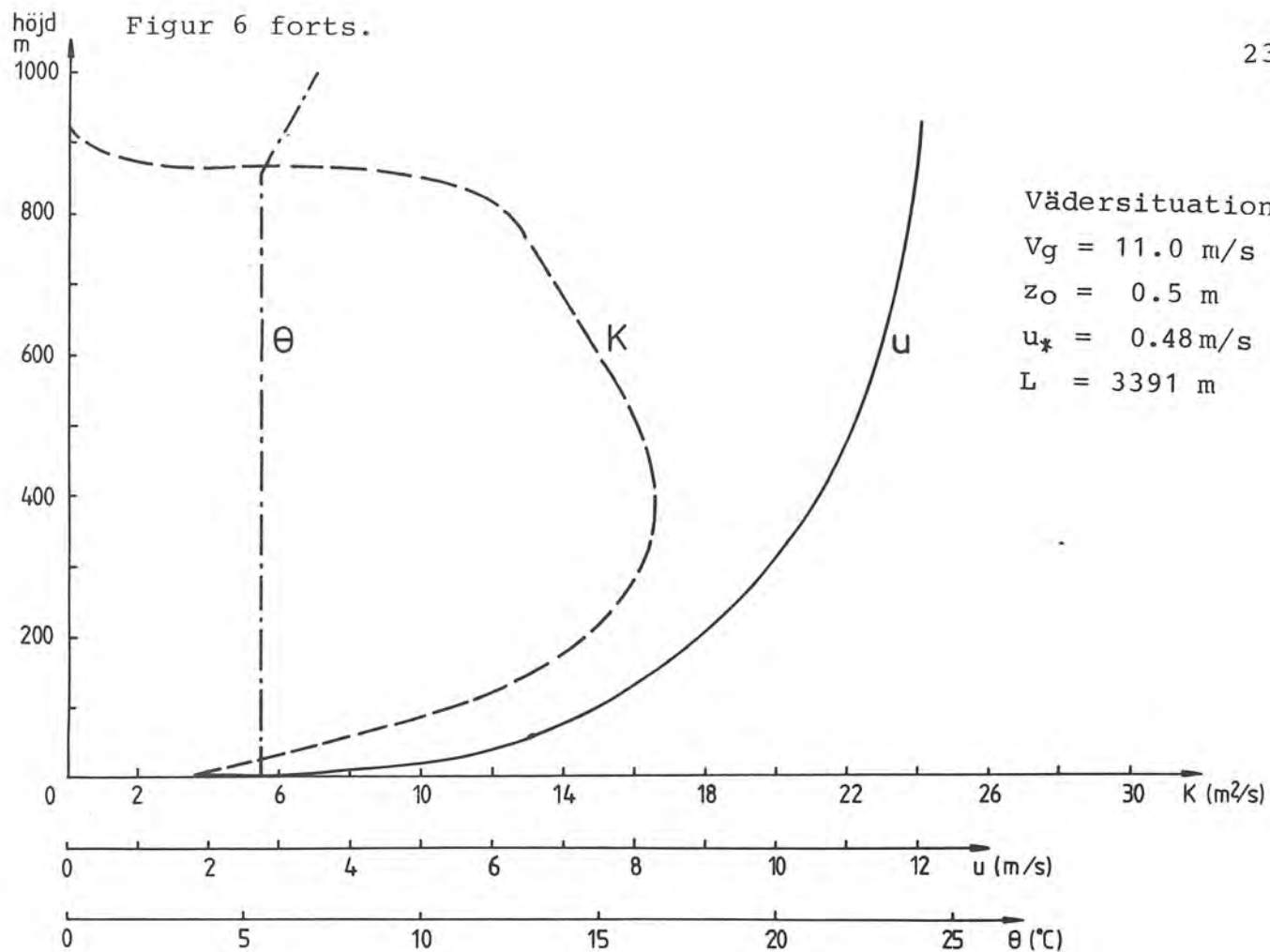
	V Ä D E R S I T U A T I O N								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sommar	0.175	0.067	0.111	0.143	0.029	0.027	0.062	0.368	0.018
Vinter	0.038	0.020	0.089	0.290	0.044	0.127	0.066	0.305	0.022

Figur 6. Vertikalprofiler av den turbulenta diffusionskoefficienten, K , och vindhastigheten, u , samt värden på friktionshastigheten, u_* , och Monin-Obukhous längd, L , som framtagits med hjälp av en gränsskiktsmodell (se avsnitt 4.1) för de nio olika vädersituationer som använts i denna studie. Följande ingångsdata för gränsskiktsmodellen anges också. θ = vertikalprofil av potentiella temperaturen, V_g = geostrofisk vind, z_0 = skrovlighetsparametern.

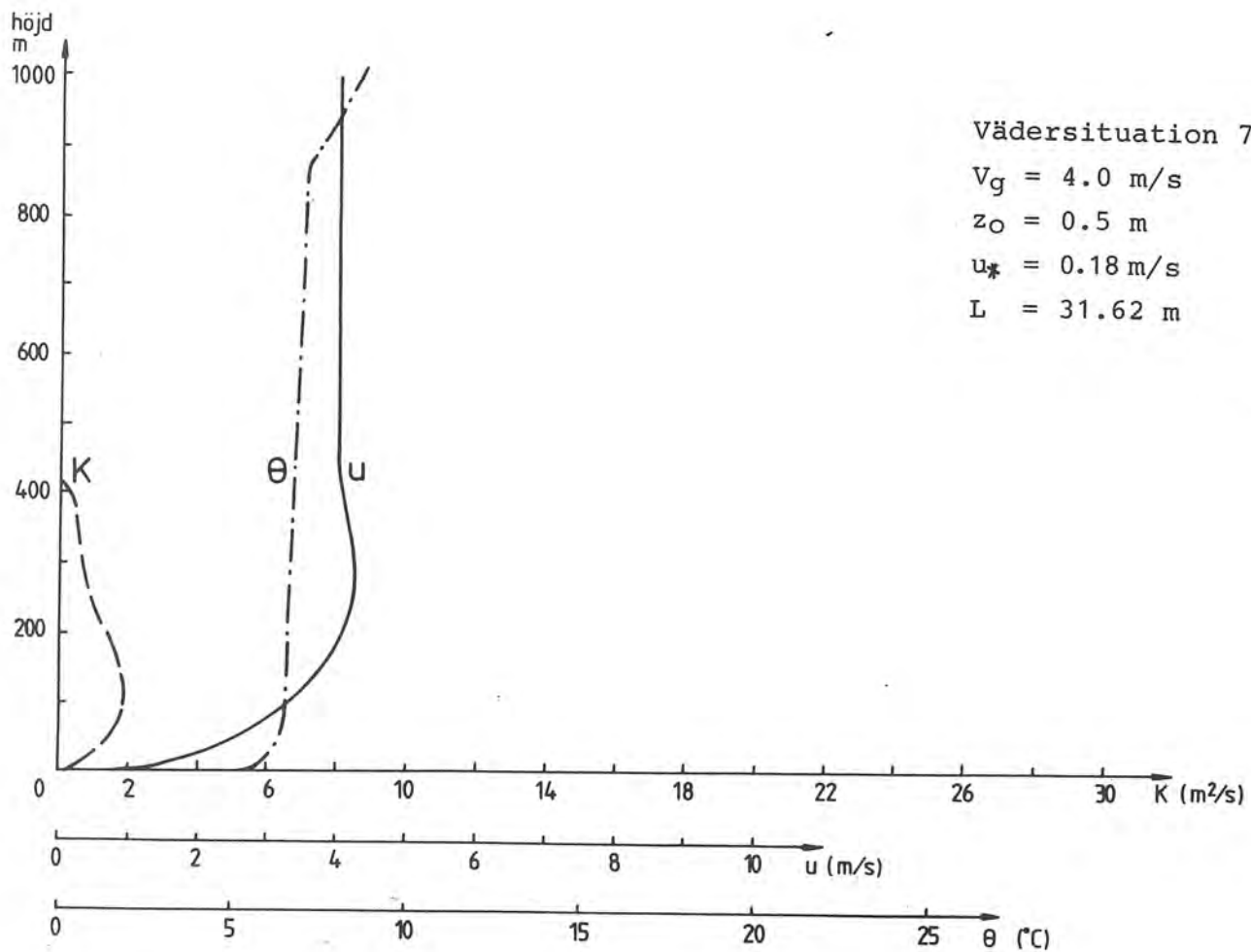
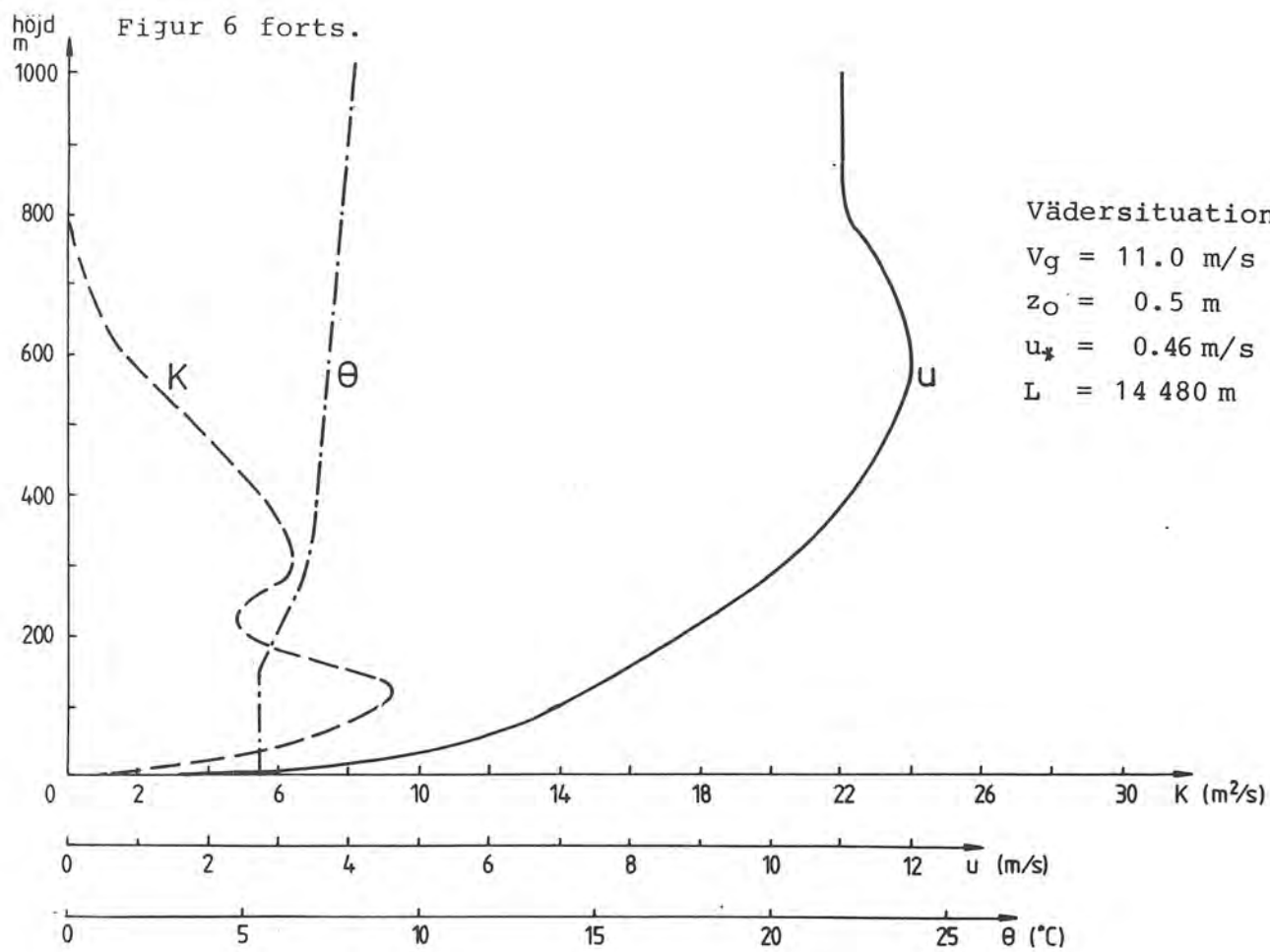


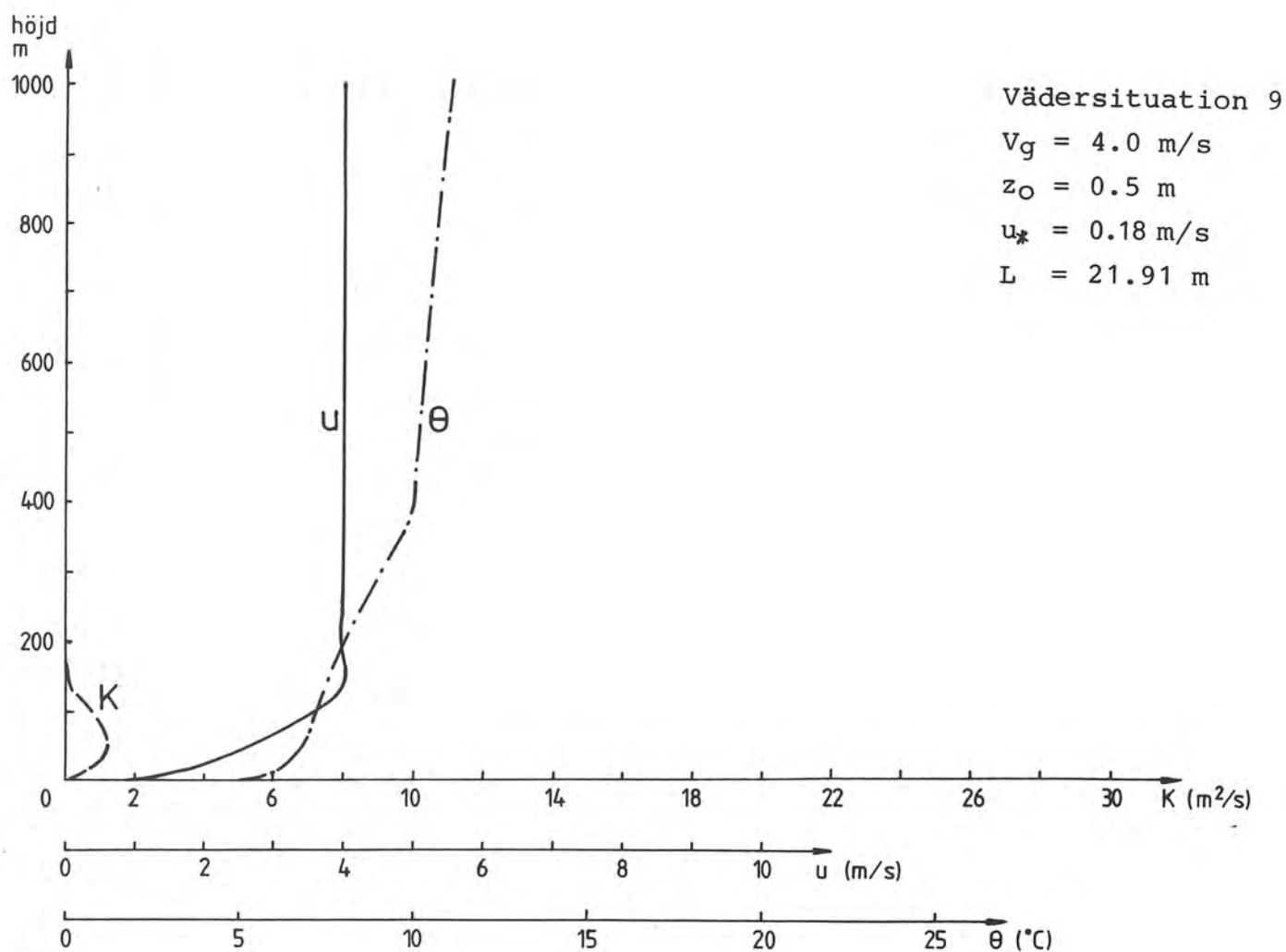
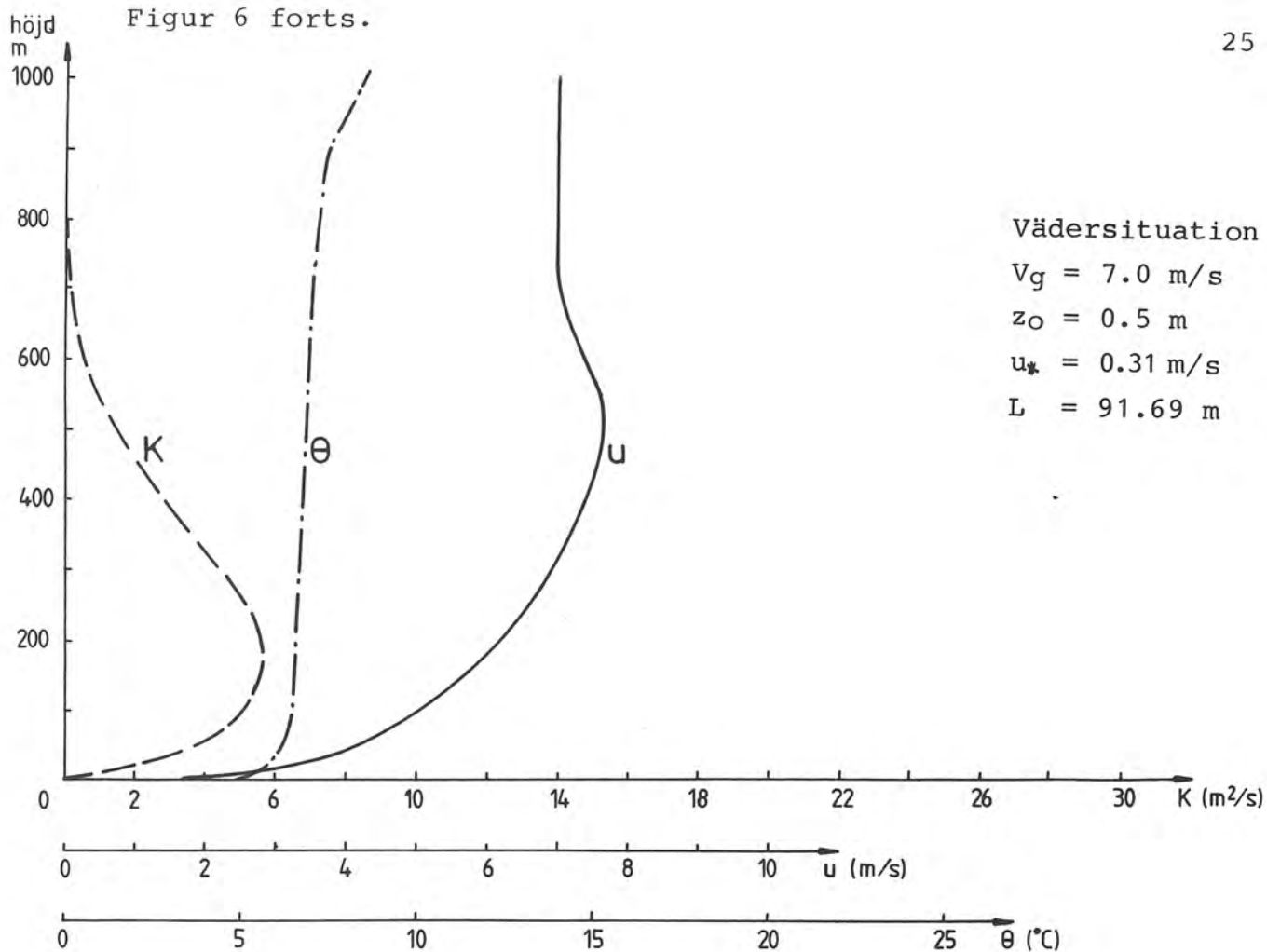
Figur 6 forts.





Figur 6 forts.





5.1.1 Beräkningsresultat för vissa vädersituationer

Totalt har beräkningar gjorts för 9 vädersituationer med och 9 utan nederbörd, för 4 storleksintervall av partiklar samt för såväl sommar- som vinterförhållanden. Det innebär sammanlagt 144 olika fall. I det följande redovisas dock bara några exempel på beräknade koncentrations- och depositionsfördelningar i omgivningarna av den studerade sopförbränningsanläggningen.

Syftet med detta avsnitt är endast att illustrera olika typer av resultat som kan erhållas och visa något av hur olika vädersituationer och partikelstorlekar påverkar spridningen och depositionsmonstret. Vi har inte för avsikt att i detta sammanhang studera något visst problem, varför vidare diskussion av resultaten inte görs.

Figurerna 7 - 12 illustrerar resultat för en skorsten med bygghöjd 60 m.

Modellen kan också utnyttjas då källområdet består av flera punktkällor. För att illustrera detta har beräkningar gjorts för två skorstenar, en på 60 m och en på 180 m. Emissionen från de båda källorna antas här vara lika. I figur 13 jämförs vertikalkoncentrationsprofiler från dessa beräkningar med motsvarande för en 60 m skorsten. Jämförelse görs också mellan en neutral vädersituation (vädersituation 4) och en stabil sådan (vädersituation 9). Depositionen som funktion av avståndet från källan för en respektive två källor visas slutligen i figur 14.

5.1.2 Beräknade säsongsmedelvärden av deposition

För att illustrera modellens möjligheter, då det gäller beräkningar av depositionsfält, har några sådana utförts. Beräkningarna avser den tidigare presenterade källan med skorstenshöjd 60 m. De meteorologiska data som presenterats tidigare samt tabell 6 utnyttjas.

Figur 15 visar beräknad torrdeposition av stoft ($\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Beräkningen avser samtliga partikelfraktioner. En mer detaljerad kartpresentation för samma beräkning ges i figur 16.

Figur 17 visar beräknad våtdeposition av stoft ($\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$). Beräkningarna avser också här samtliga partikelfraktioner. Beräkningar kan också göras för kortare tidsperioder. Figur 18 visar t ex beräknad torrdeposition av stoft under sommarhalvåret.

Tabell 6.

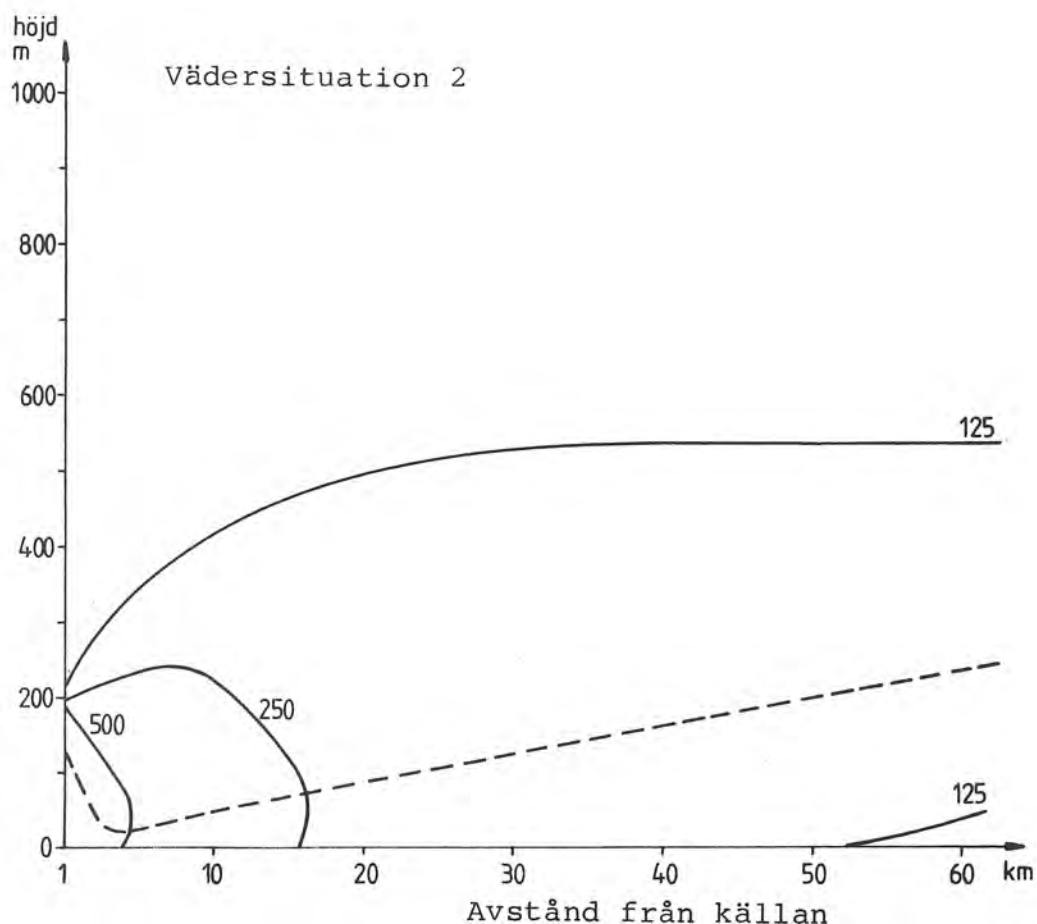
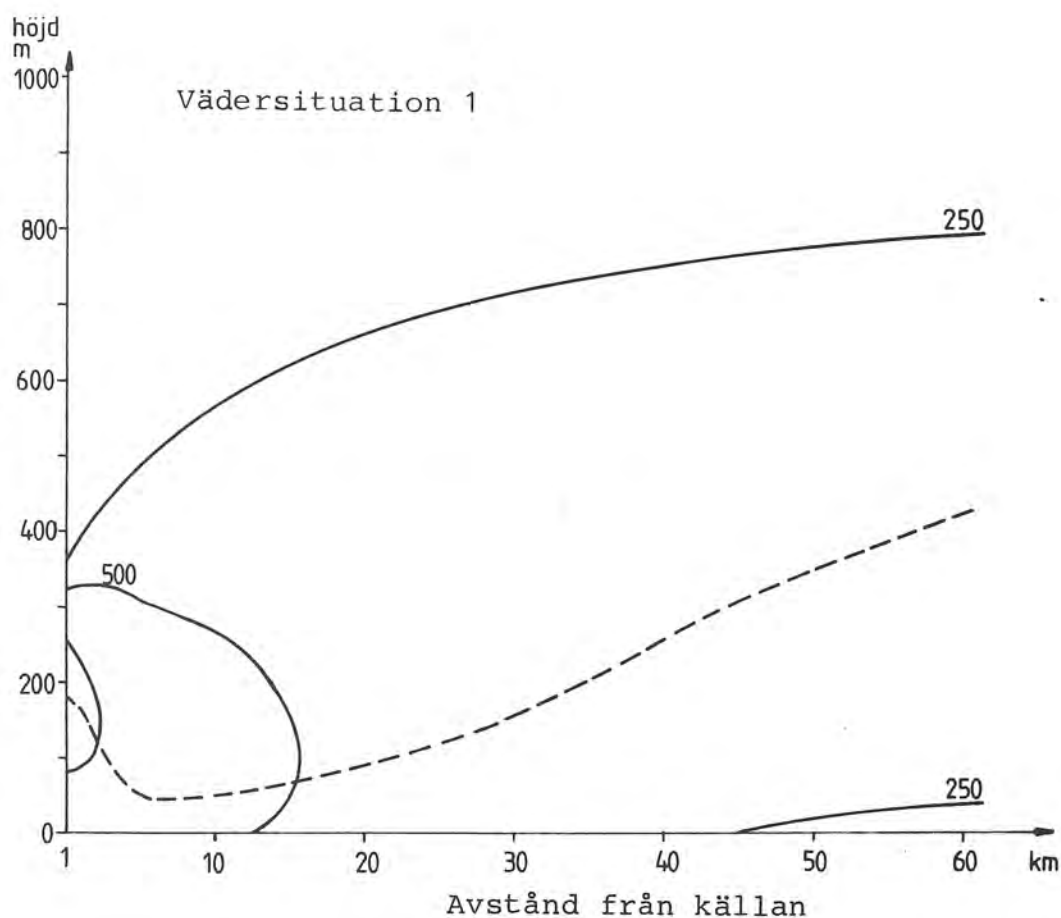
a) Vindriktningsfördelning vid Malmslätt 1961 - 75

	NE	E	SE	S	SW	W	NW	N
Sommar	0.098	0.113	0.089	0.118	0.195	0.211	0.086	0.089
Vinter	0.097	0.098	0.089	0.134	0.206	0.203	0.083	0.091

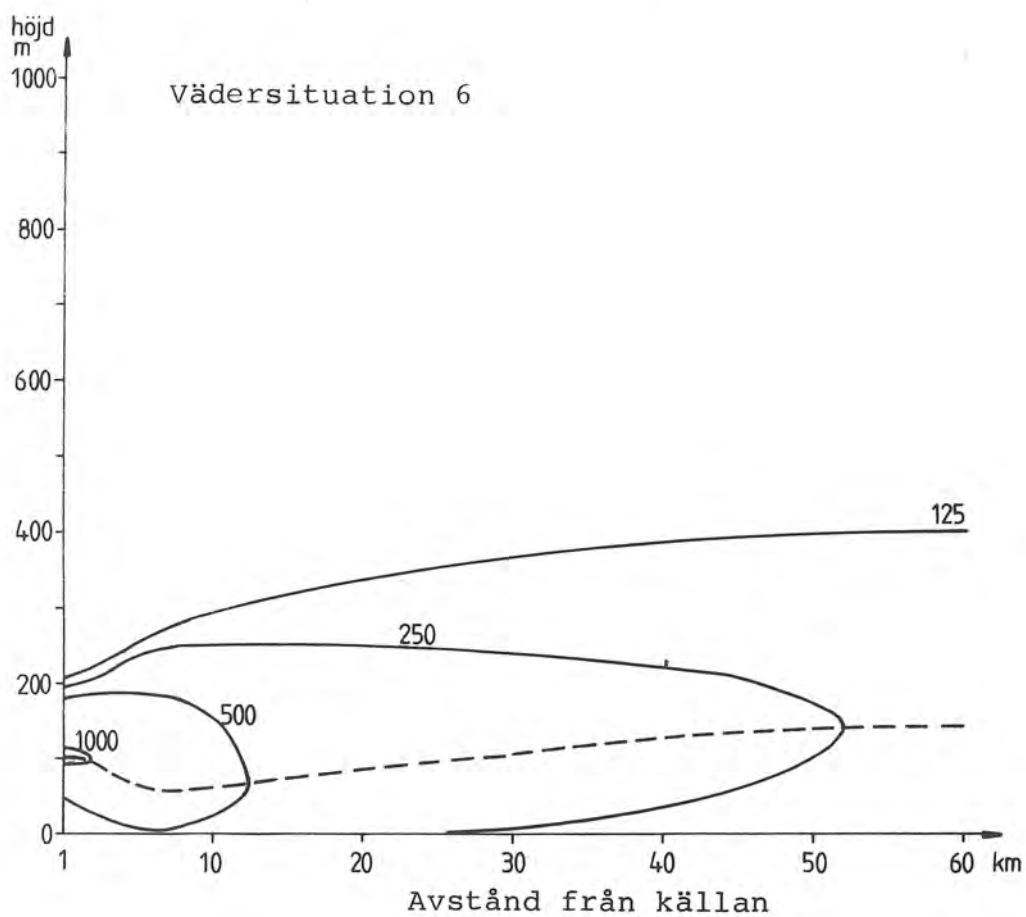
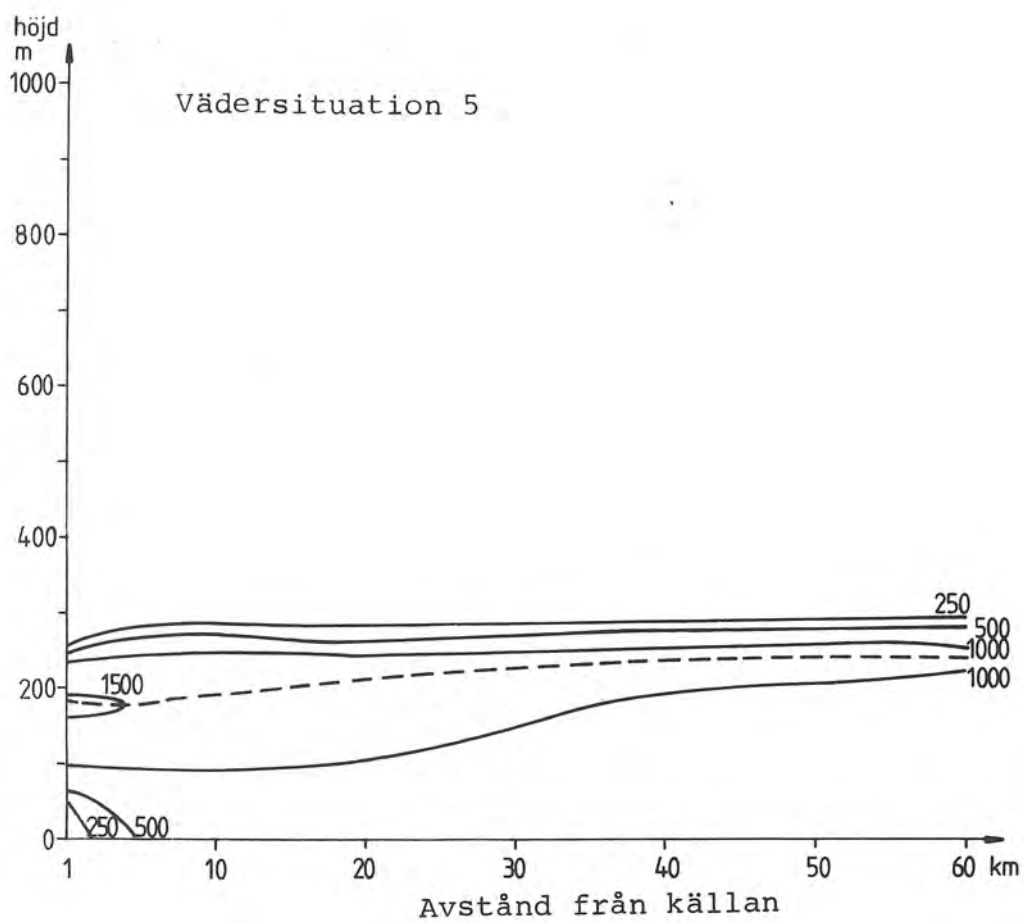
b) Nederbördsfördelning vid olika vindriktningar

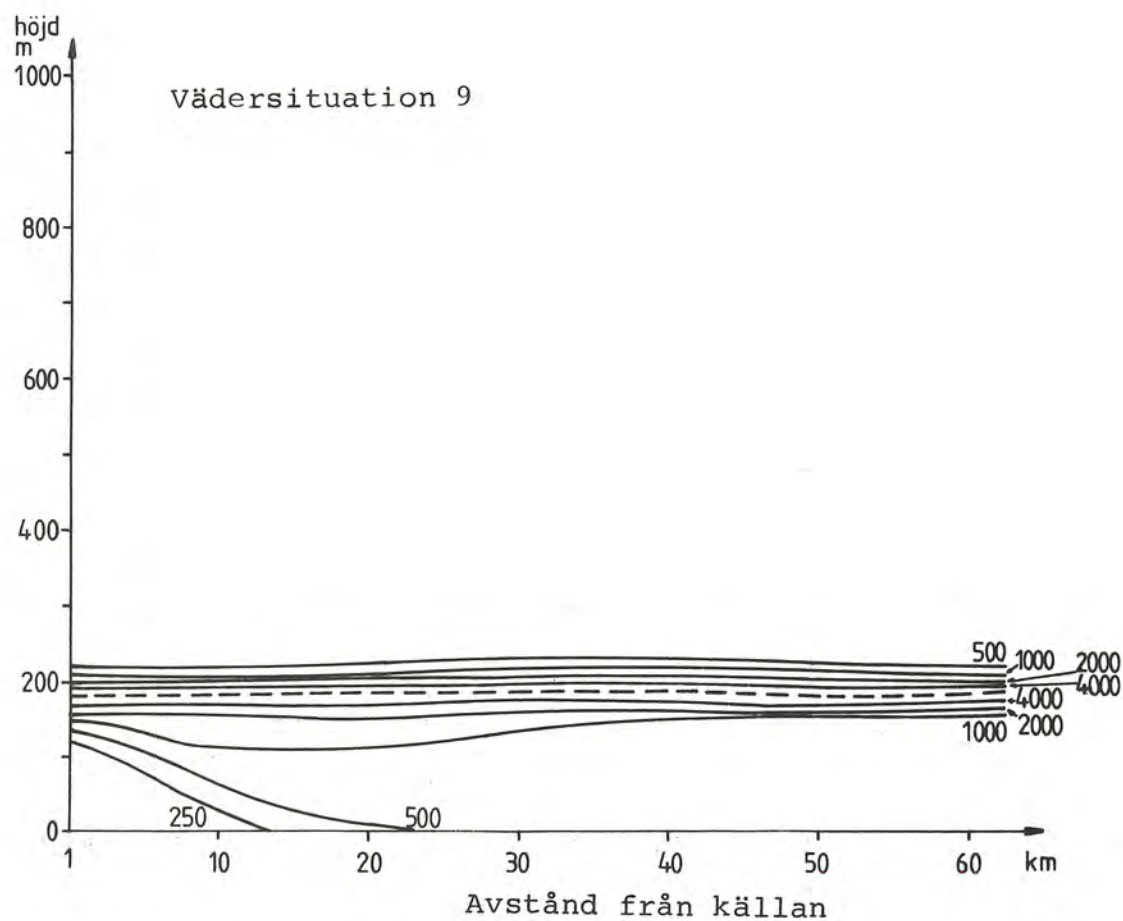
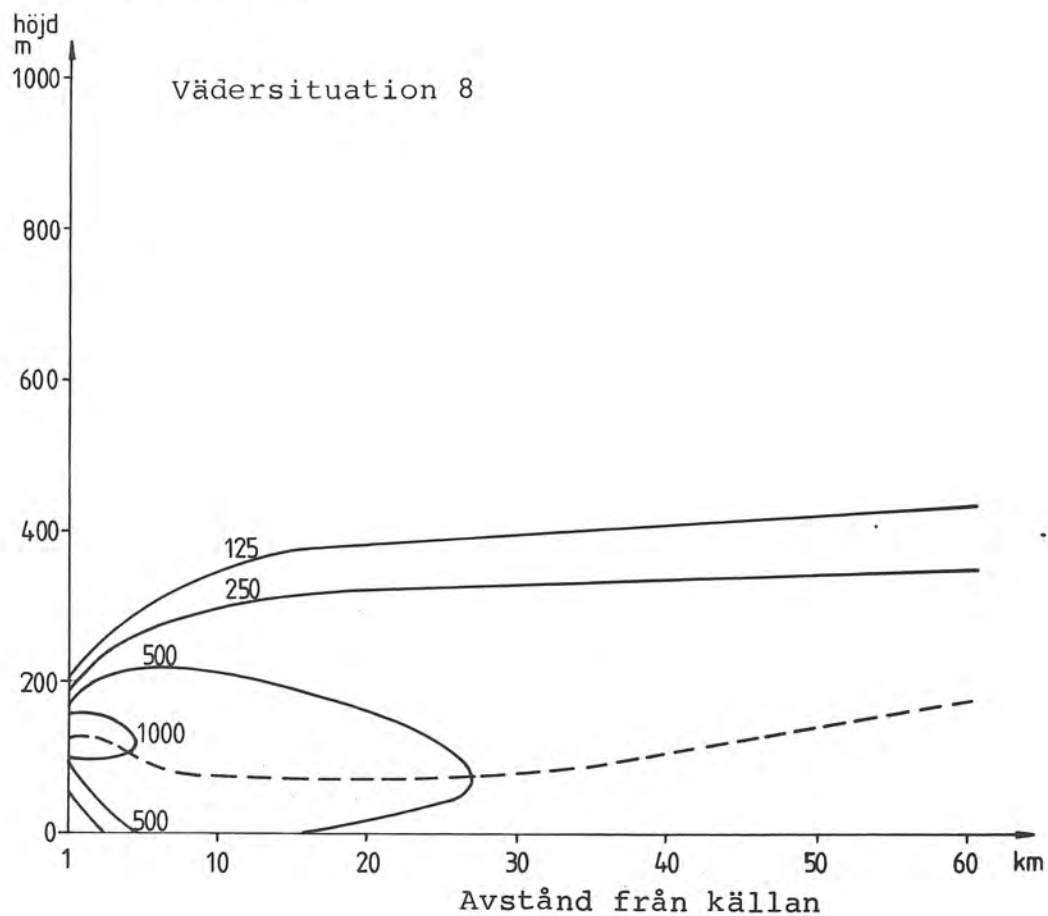
	NE	E	SE	S	SW	W	NW	N
Sommar	0.133	0.106	0.112	0.127	0.077	0.033	0.081	0.135
Vinter	0.330	0.286	0.225	0.202	0.087	0.030	0.121	0.363

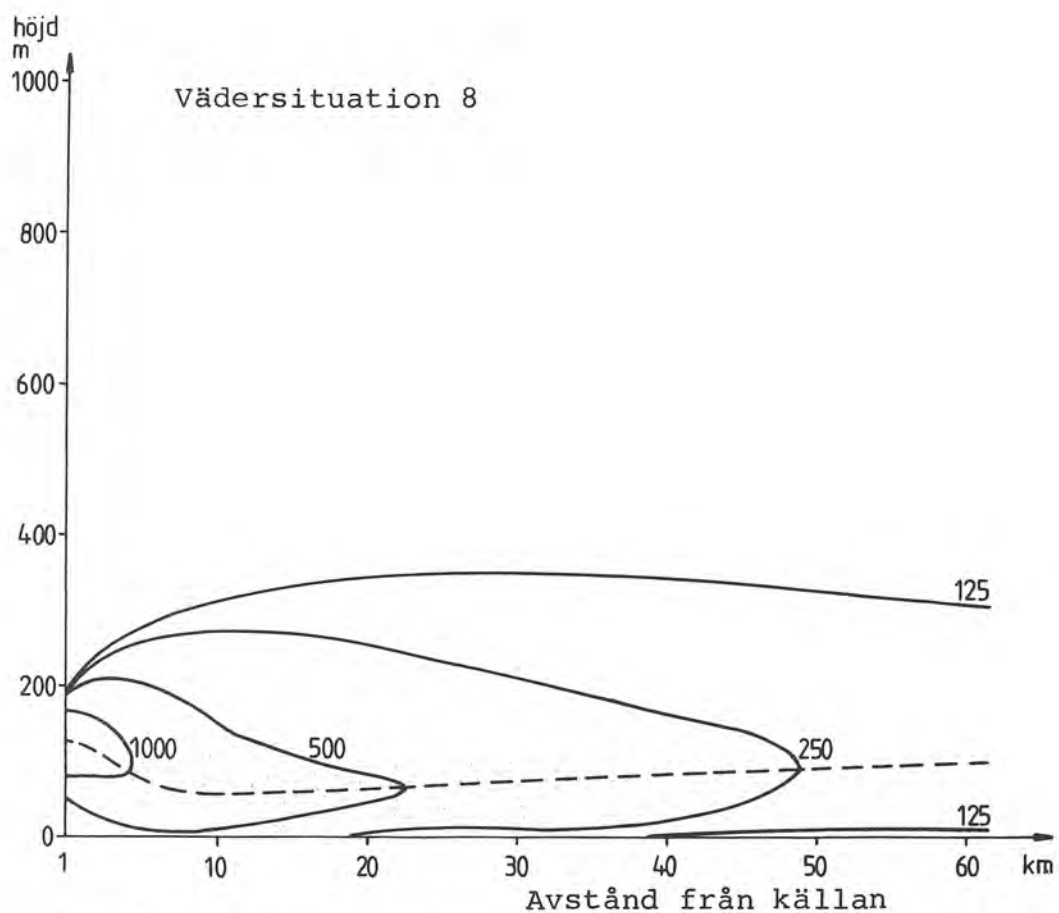
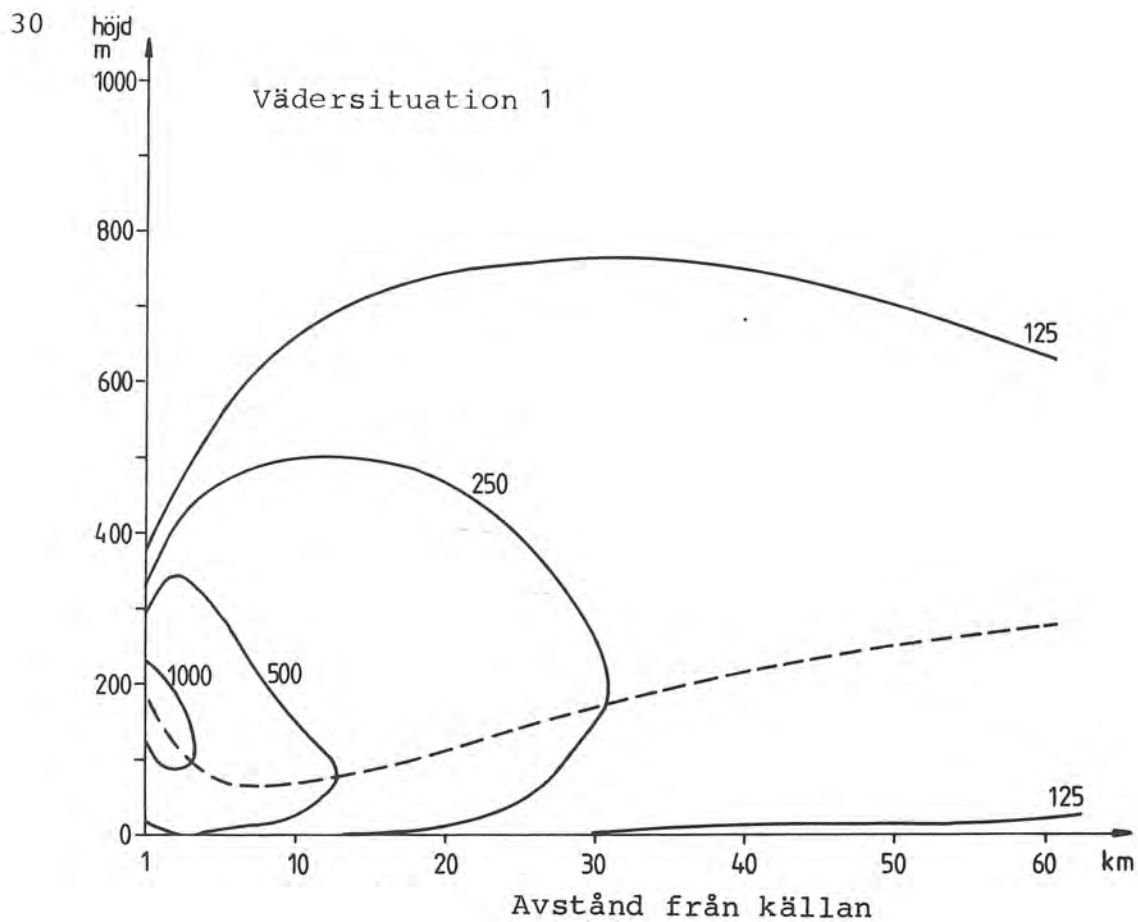
Figur 7. Beräknade bågvis integrerade koncentrationsfördelningar (relativa enheter) för partiklar i storleksintervallet 1-10 μm för vädersituationerna 1, 2, 5, 6, 8 och 9. Samtliga fall avser sommarförhållanden utan nederbörd vid emissionstillfället. Streckad linje anger höjden till maximal koncentration.



Figur 7 forts.

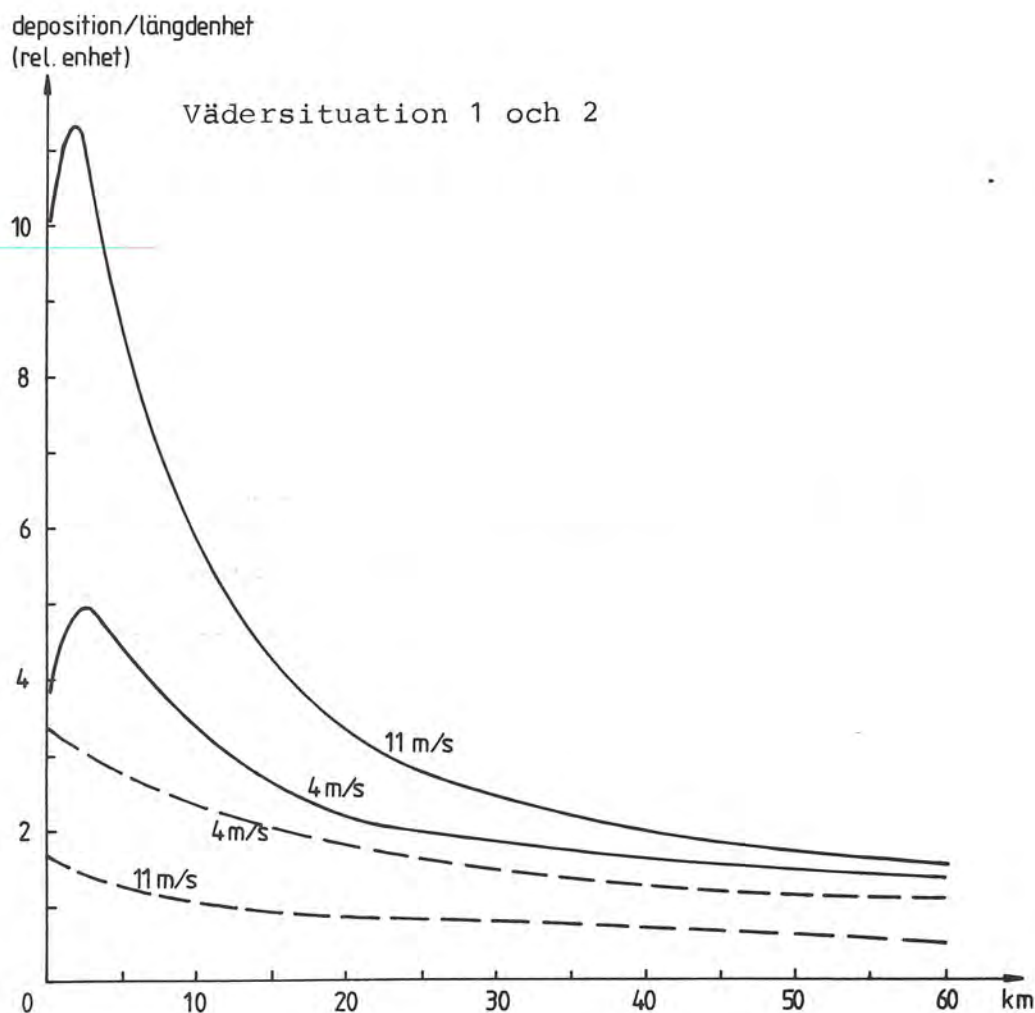




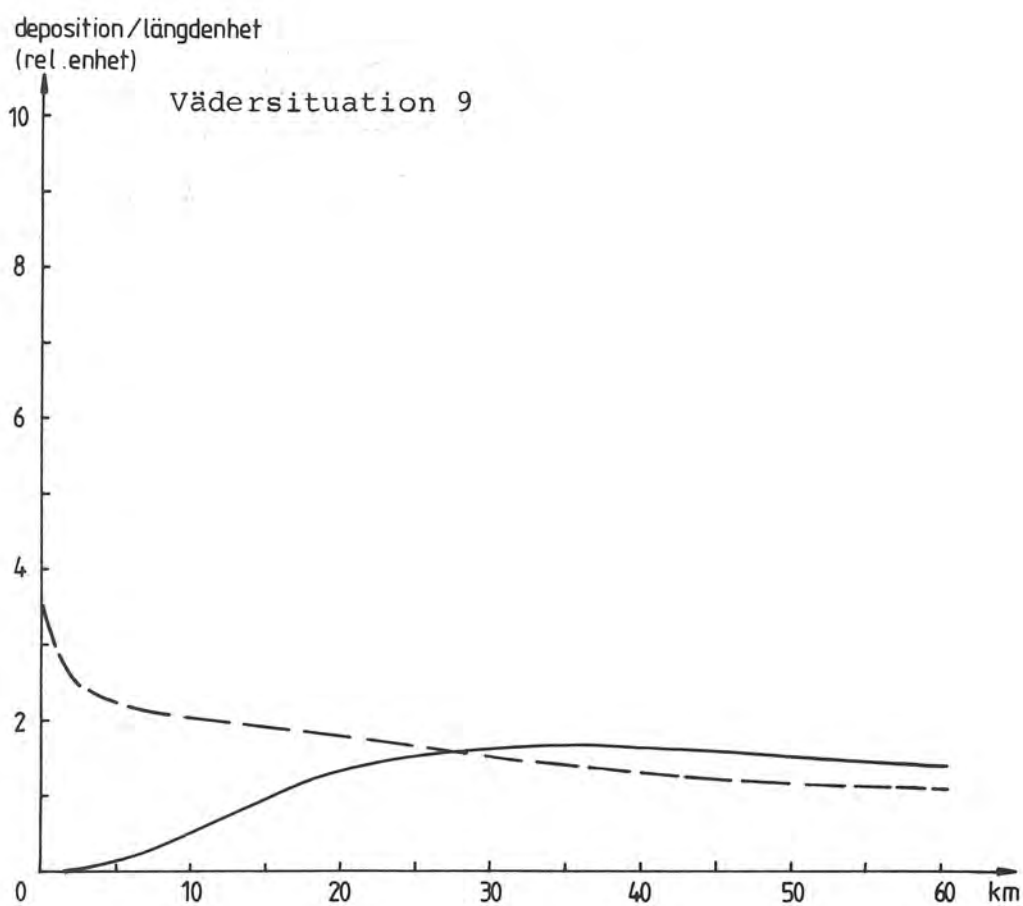
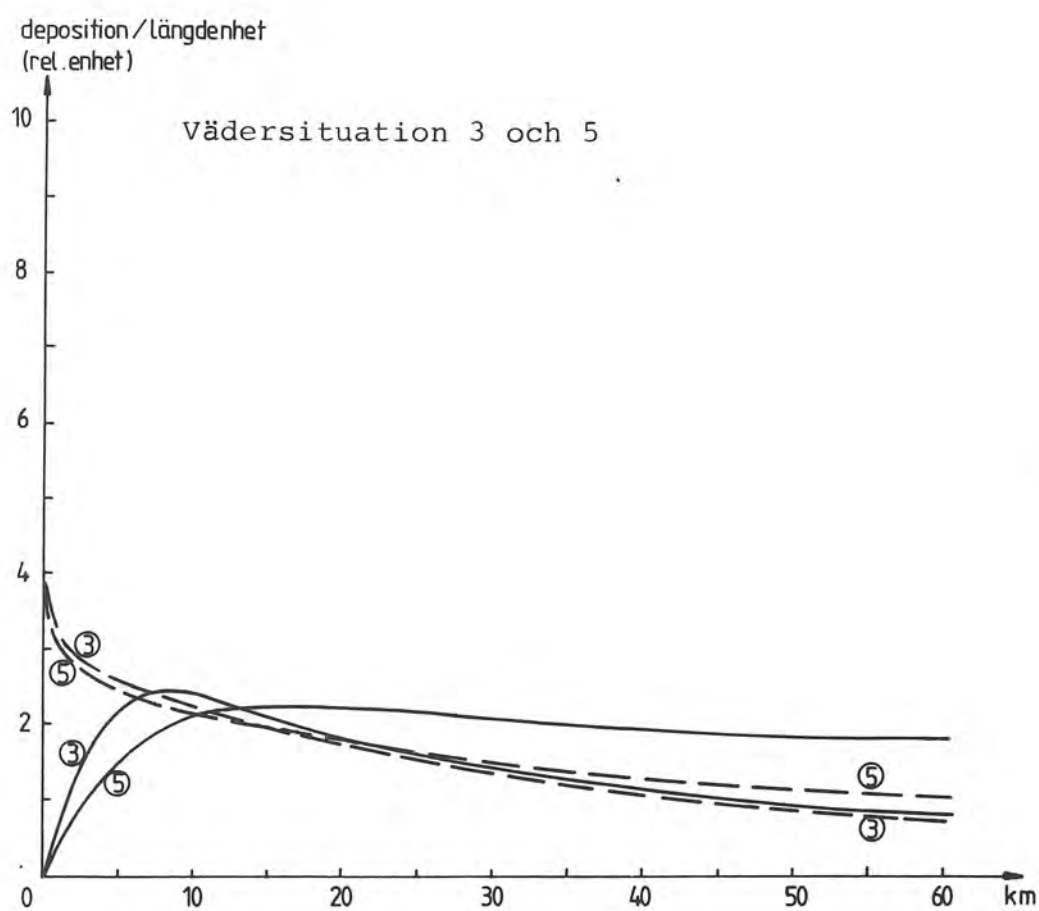


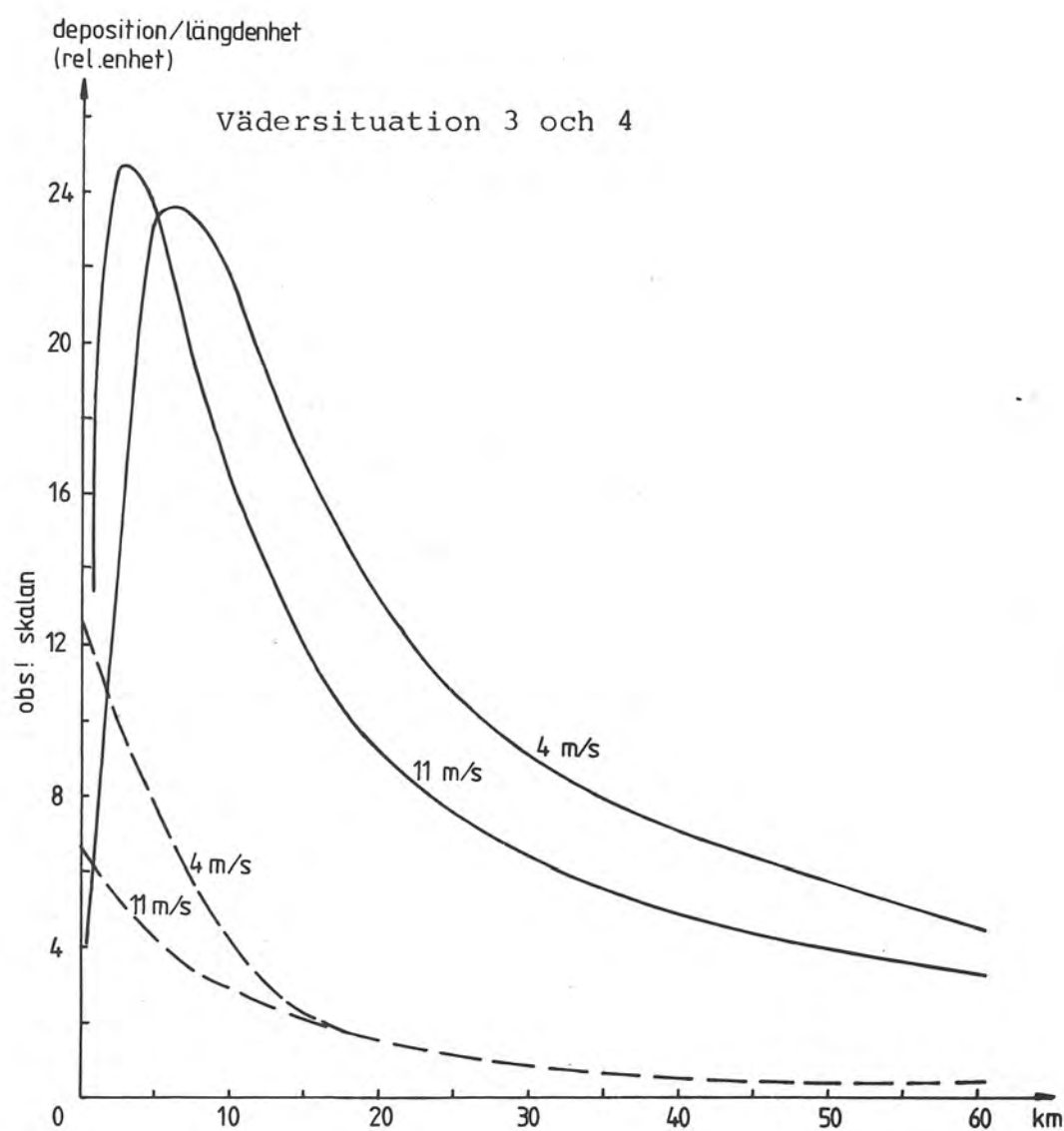
Figur 8. Samma som figur 7 men för partiklar i storleksintervallet 19.5 - 45 μm .

Figur 9. Beräknad bågvis integrerad deposition, som funktion av avståndet från källan för vädersituationerna 1, 2, 3, 5 och 9. Samtliga fall avser partiklar i storleksintervallet 1 - 10 μm . Depositionen avser sommarförhållanden. Heldragna linjer anger torrdeposition och streckade linjer våtdeposition.

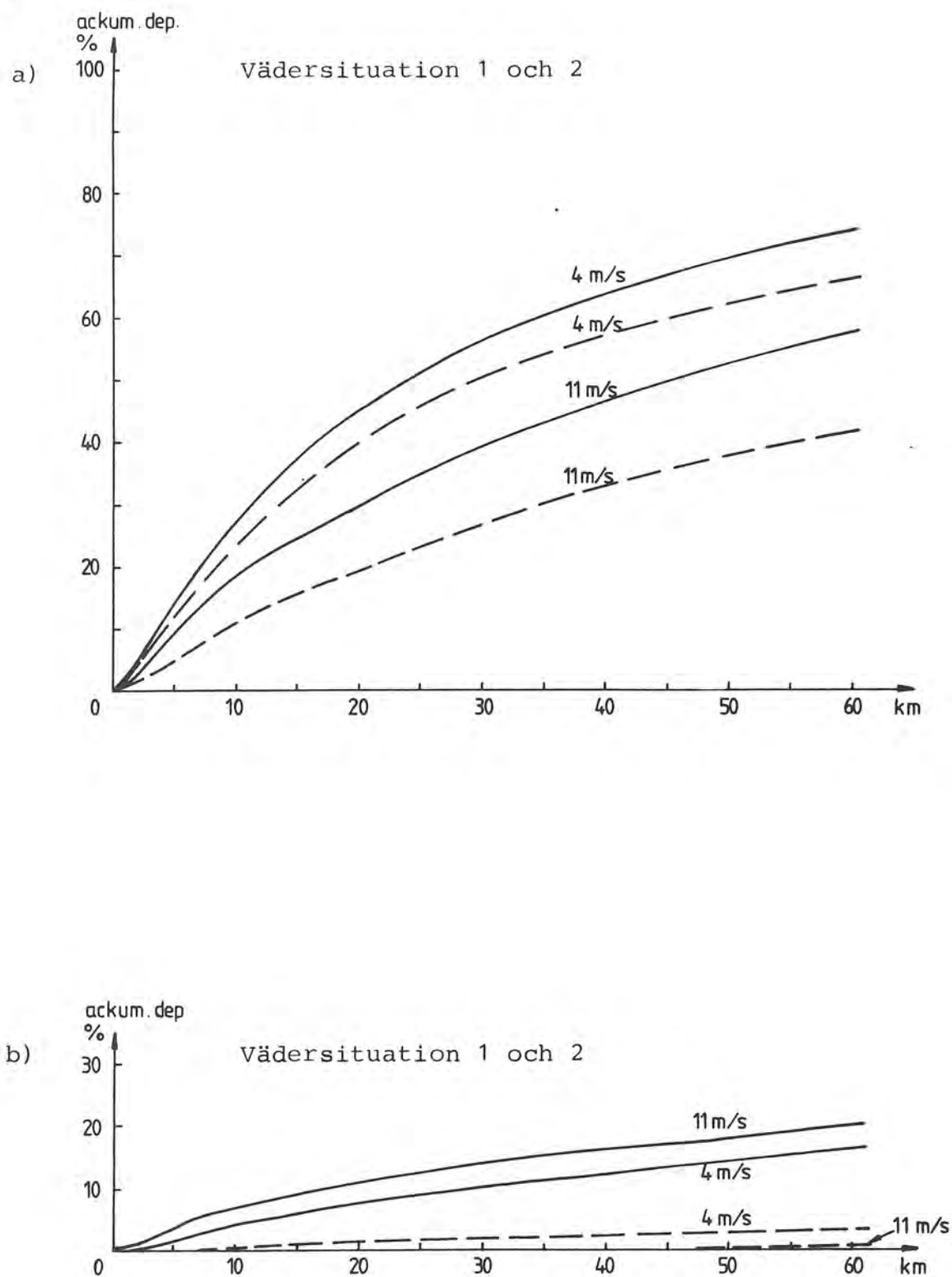


Figur 9 forts.



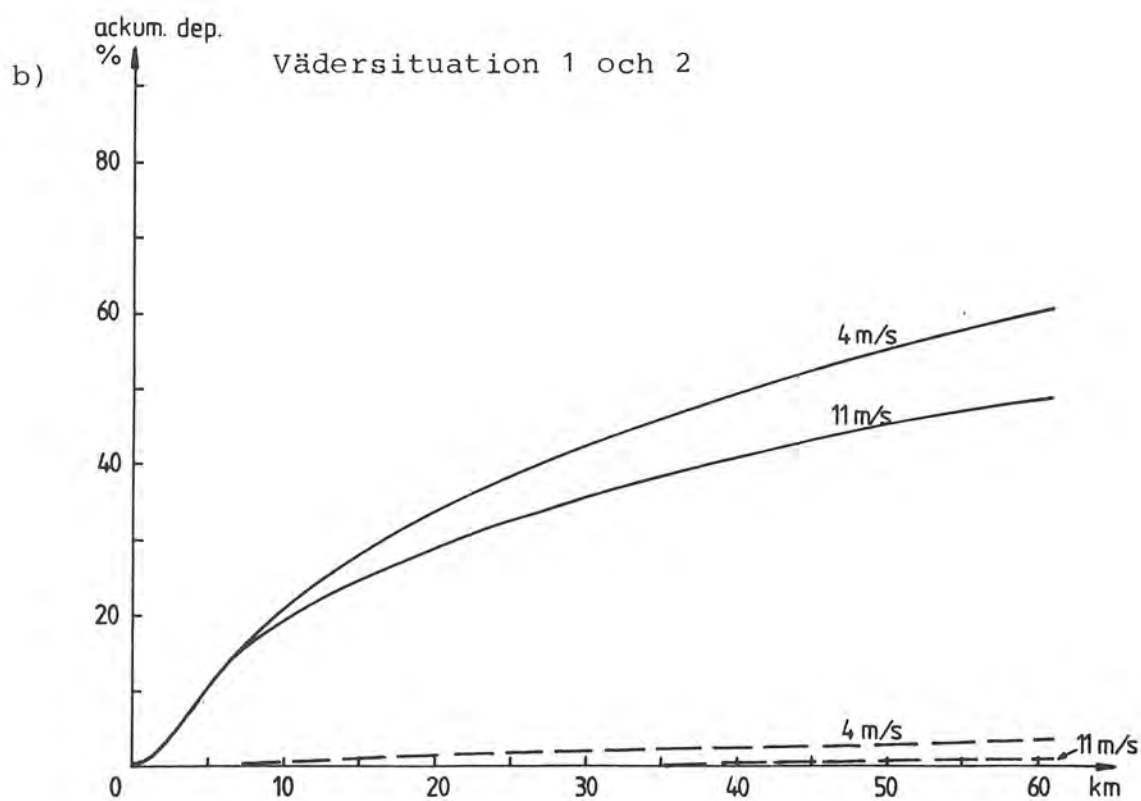
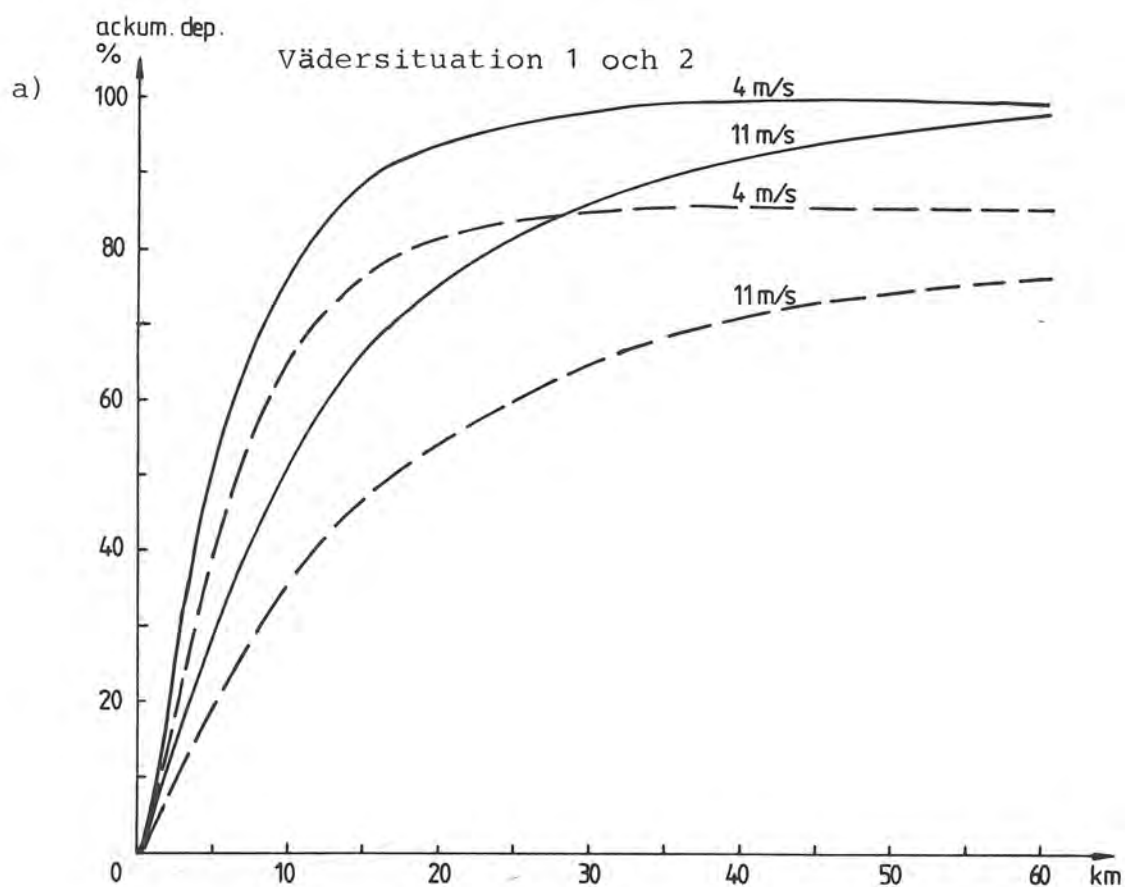


Figur 10. Samma som figur 9 för partiklar i storleksintervallet 19.5 - 45 μm .

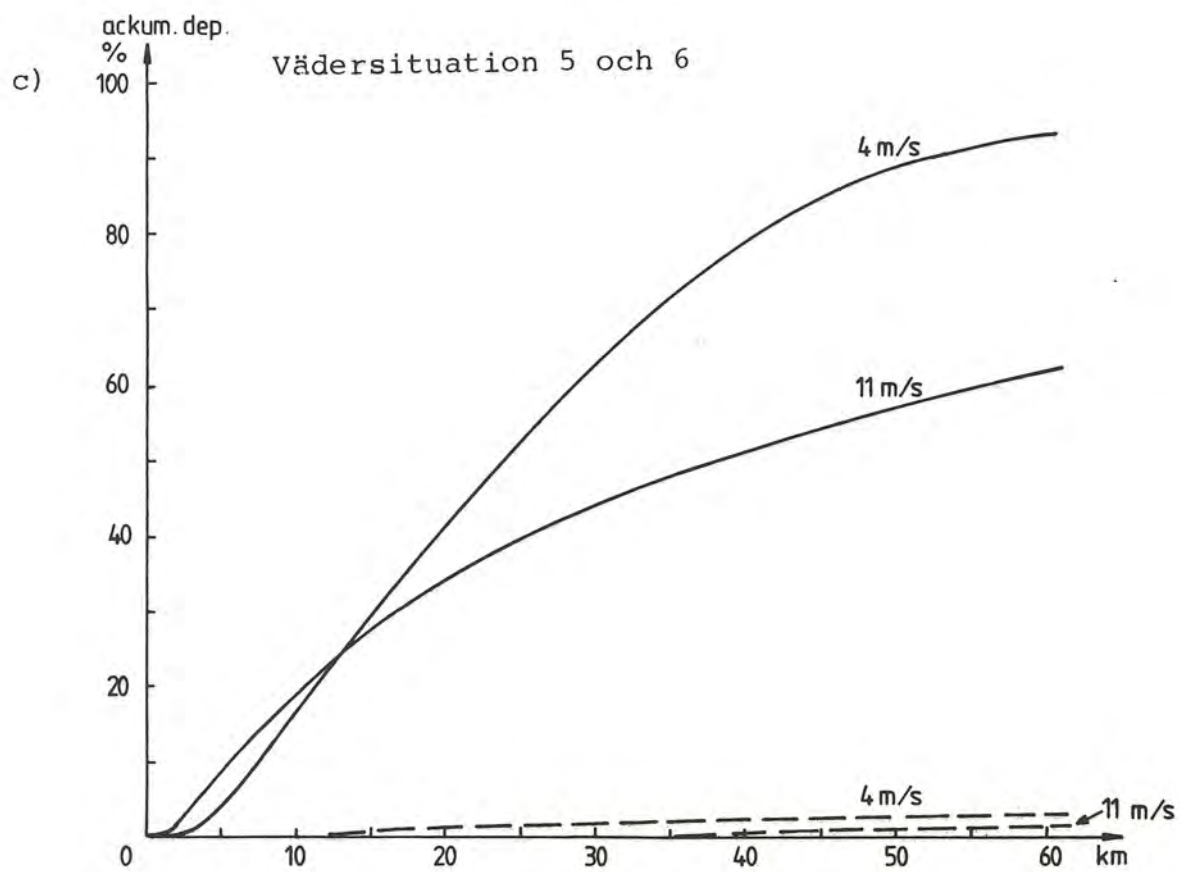


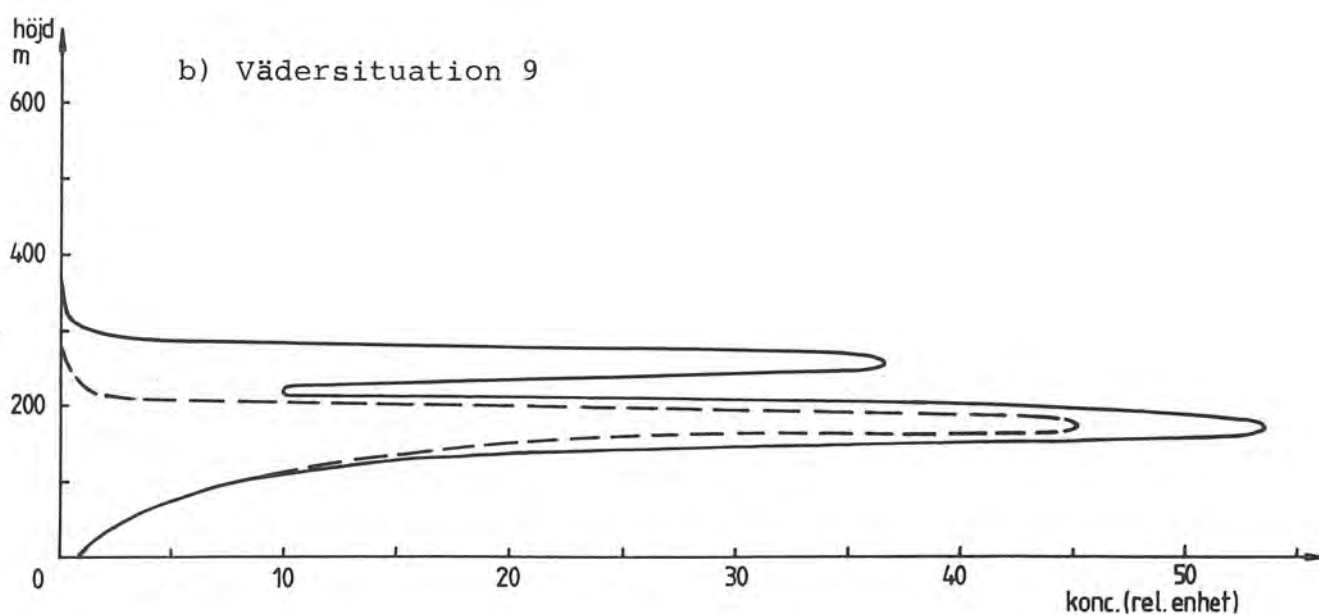
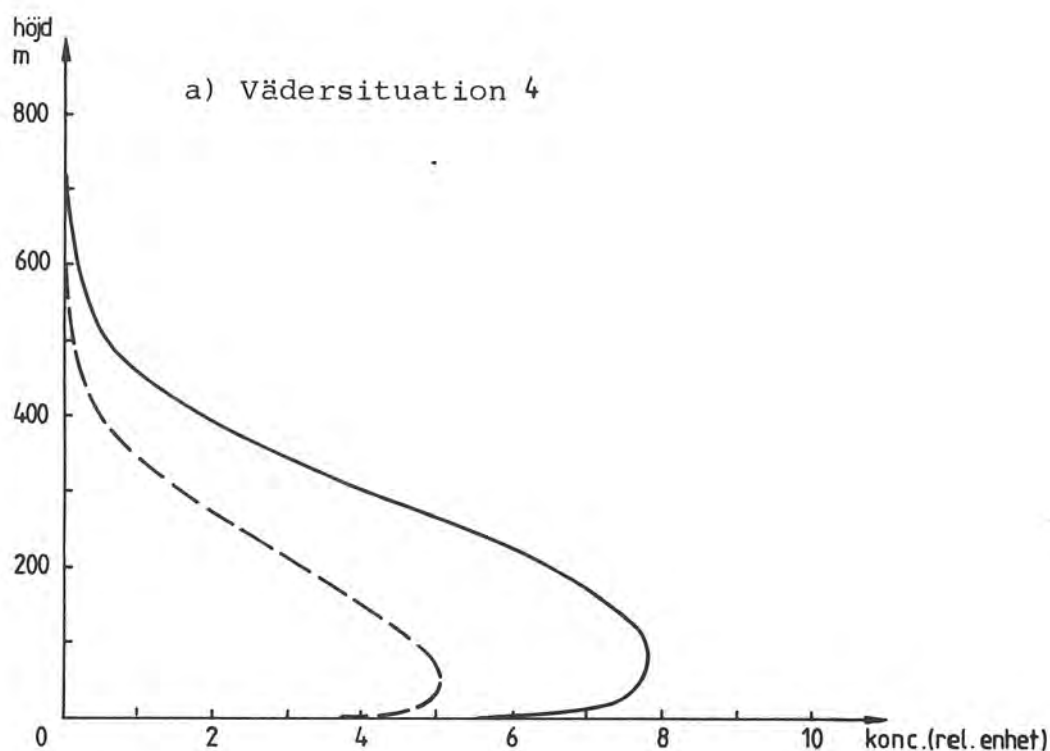
Figur 11. Beräknad ackumulerad deposition som funktion av avståndet från källan för partiklar i storleksintervallet 1 - 10 μm för vädersituation 1 och 2. Beräkningarna avser sommarförhållanden. Helt dragen linje anger totaldeposition, streckad linje anger våtdeposition. a) avser fall med nederbörd medan b) avser fall med uppehållsväder vid emissionstillfället.

Figur 12. Samma som figur 9 för partiklar i storleksintervallet 19.5 - 45 μm . a) avser fall med nederbörd medan b) och c) avser fall med uppehållsväder vid emissionstillfället.

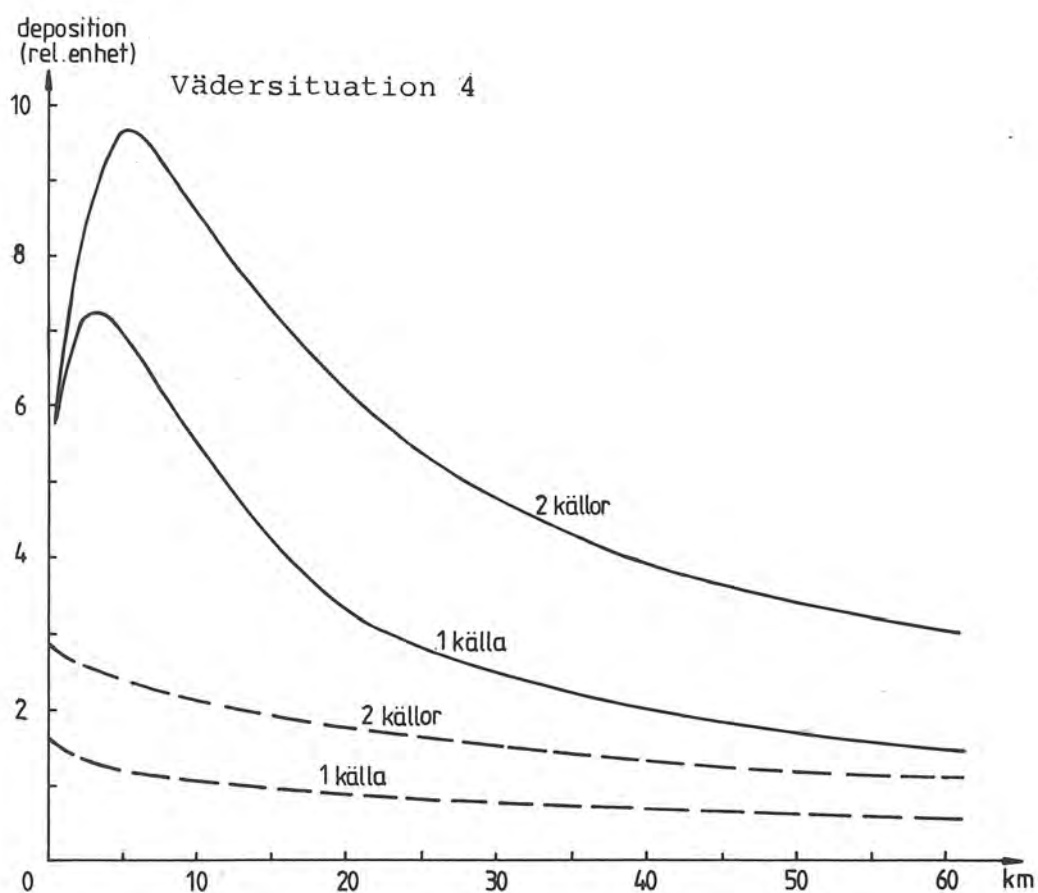


Figur 12 forts.

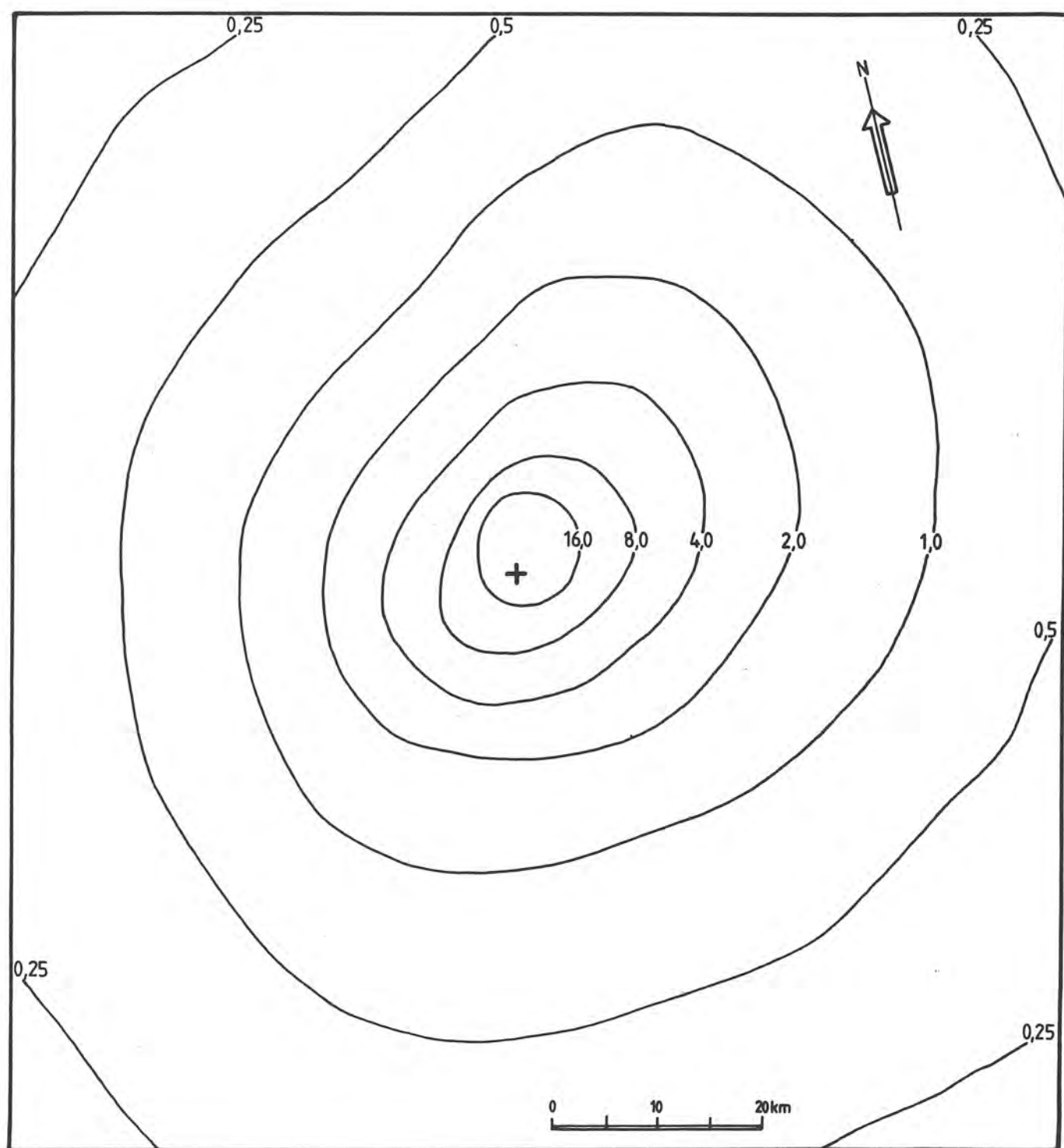




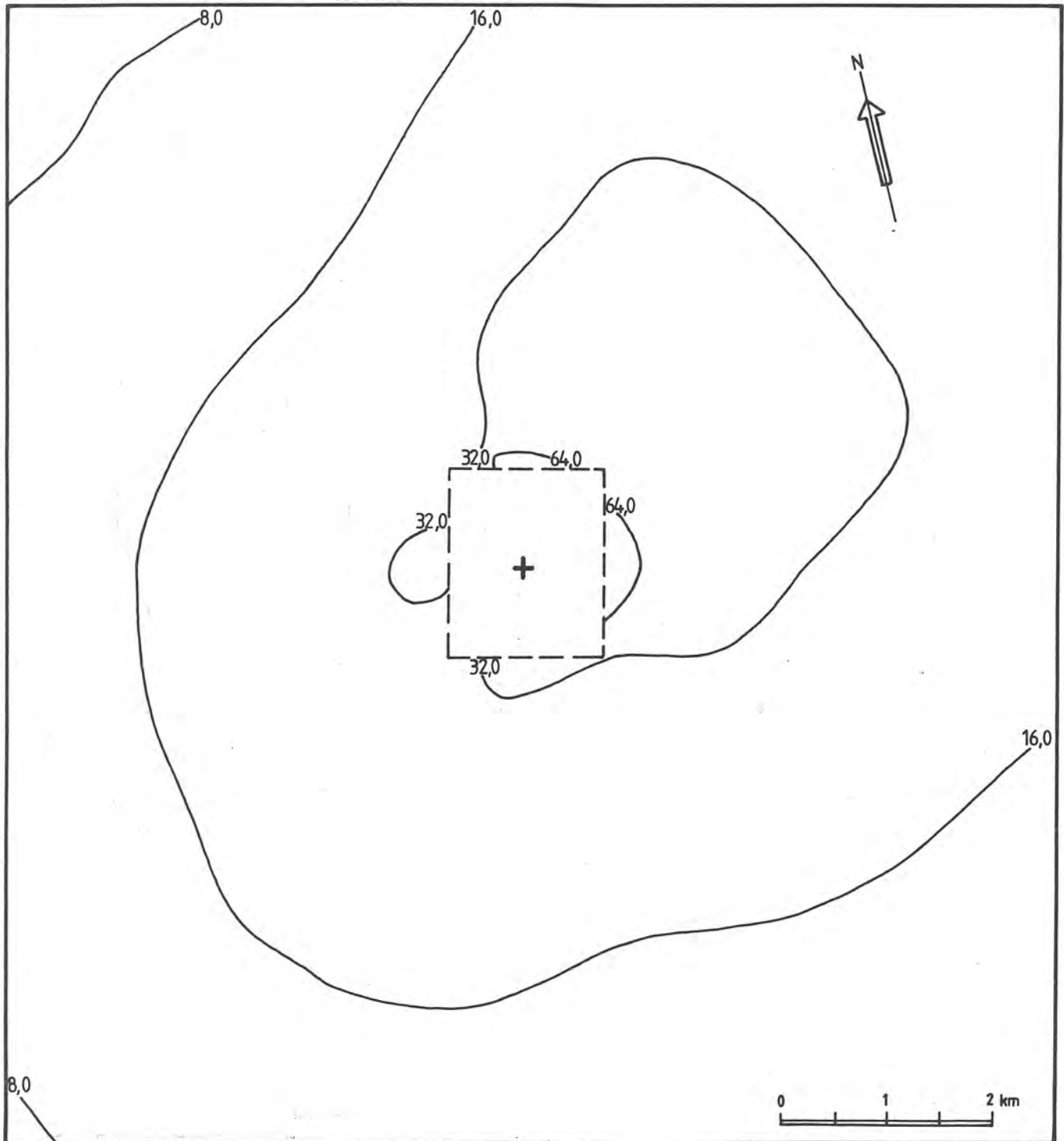
Figur 13. Beräknad vertikal koncentrationsprofil (bågvis integrerad) på ett avstånd av 7.5 km från skorstenarna. Streckade linjer avser en skorsten på 60 m medan heldragna linjer avser två skorstenar på 60 och 180 m. De båda källorna är i övrigt lika. a) representerar vädersituation 4 och b) vädersituation 9. Kurvorna gäller för sommarförhållanden utan nederbörd vid emissionstillfället.



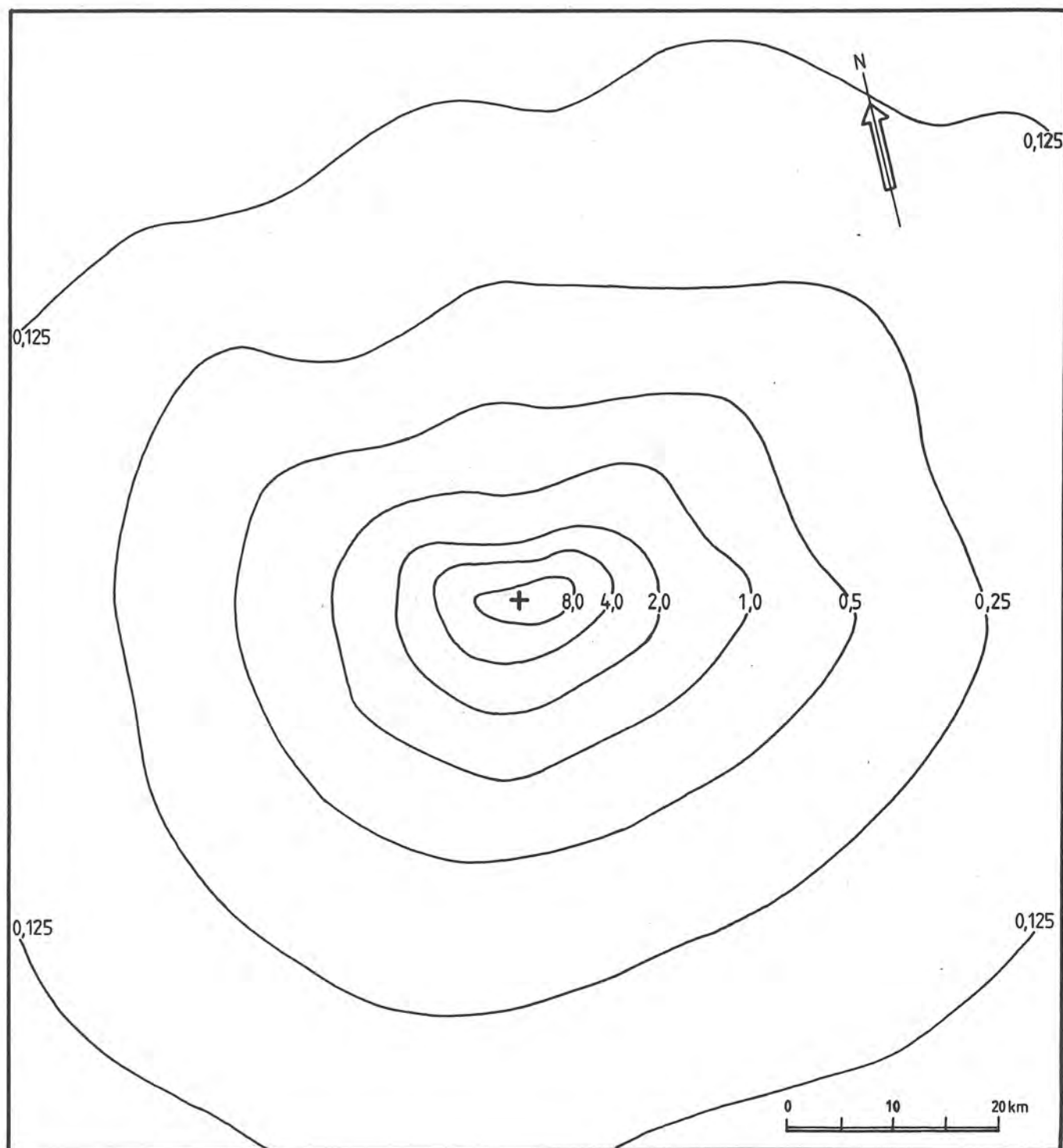
Figur 14. Bågvis integrerad deposition för en respektive två källor för partikelintervall 1 - 10 μm vid vädersituation 4. Hel- dragen linje anger torrdeposition, streckad linje anger våtdeposition.



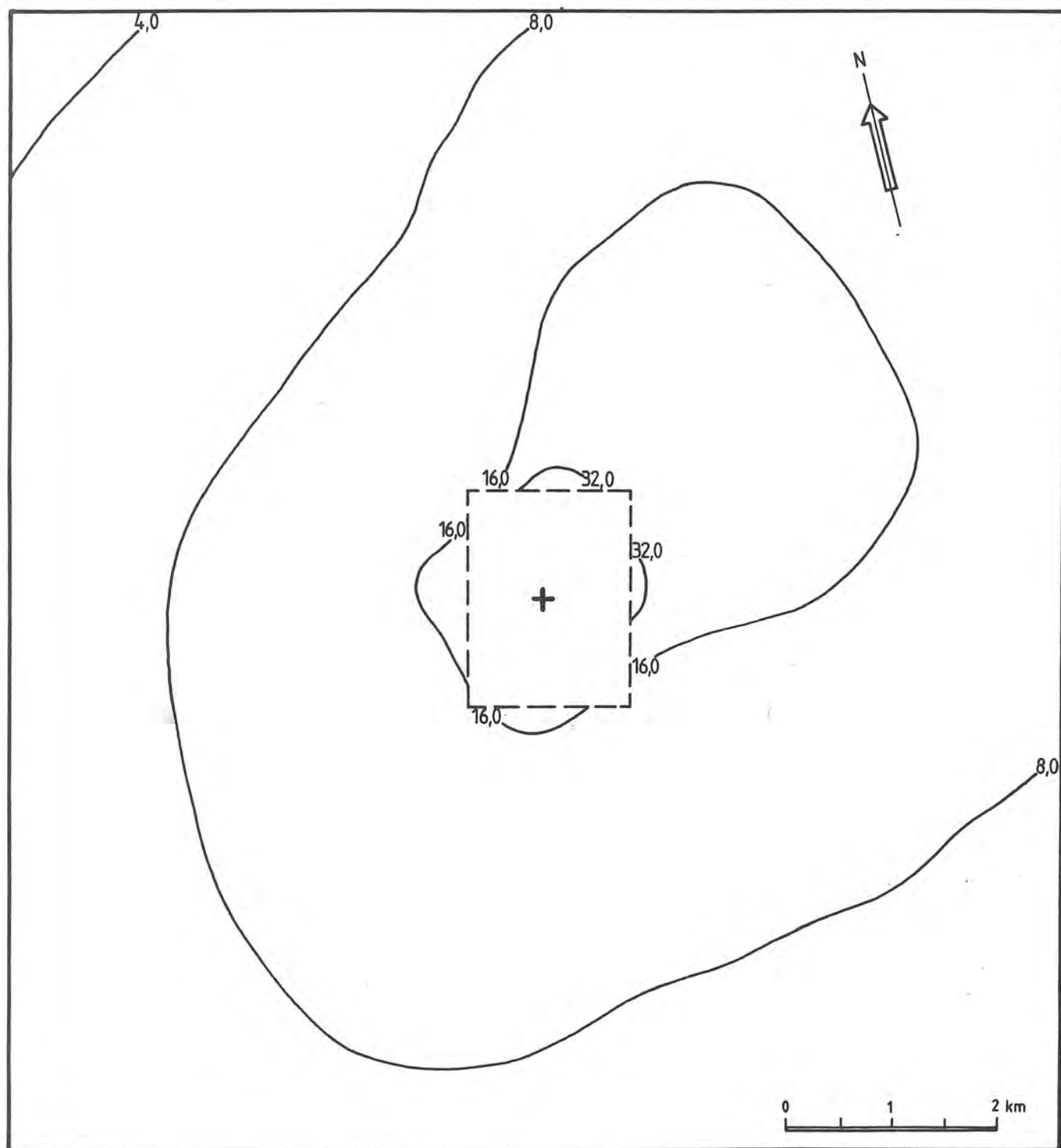
Figur 15. Beräknad torrdeposition av stoft ($\text{mg m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$) i omgivningen av källan (markerad med x) då hänsyn tagits till samtliga partikelstorlekar.



Figur 16. Samma som figur 15 för en mera detaljerad kartpresentation. Innanför den streckade fyrkanten har depositionen inte beräknats.



Figur 17. Beräknad våtdeposition av stoft ($\text{mg m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$) i omgivningen av källan, som är markerad med x, då hänsyn tagits till samtliga partikelstorlekar.



Figur 18. Beräknad torrdeposition av stoft under sommarhalvåret. Innanför den streckade fyrkanten har depositionen inte beräknats.

5.1.3 Spridningsberäkningar vid varierande markförhållanden

I följande avsnitt visas ett räkneexempel där vi låtit markförhållandena - och därmed också z_0 samt vertikalprofilerna för θ , K och u - successivt variera längs rökplymens transportväg. Vi har valt ett exempel där ett utsläpp med stort energiinnehåll (38 MW) sker från en låg skorsten (25 m). Föroreningarna transporteras först över en kall (0°C) vattenyta och når efter 7.5 km land med stadsbebyggelse. Förutsättningarna framgår av figur 19. Vi antar att uppvärmningen i staden har medfört en temperatur på $+6^\circ\text{C}$ i de centrala delarna, vilket inte alls är något extremt antagande. Tillväxten av stadens interna gränsskikt har uppskattats med hjälp av formler givna av Smedman-Högström (1977).

Modellberäkningarna visar, vilket också framgår av figur 19, att man får ett betydande nedslag (fumigation) av rökplymen samt kraftigt ökad torrdeposition över de bortre delarna av staden. Det är emellertid viktigt att komma ihåg att beräkningsmodellen inte är tidsberoende. Vi måste därför antaga stationära spridningsförhållanden inom varje karakteristiskt område (A, B, C och D i figur 19). I det presenterade fallet tar vi inte heller hänsyn till konvergens över staden. Möjlighet finns dock att göra vissa korrigeringar för detta, vilket skulle leda till en höjning av plymen över staden och därmed lägre halter.

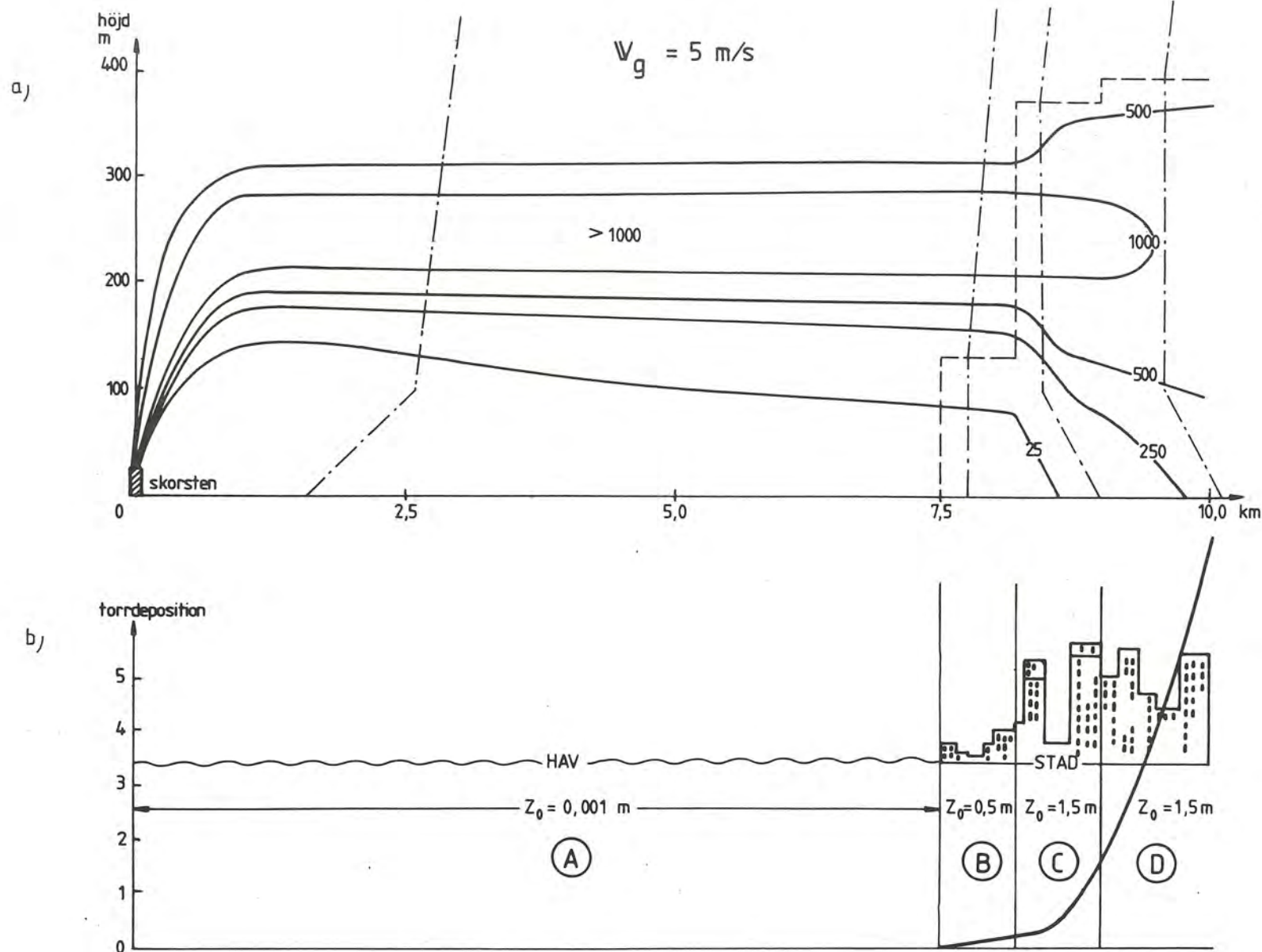
Det är givetvis mycket angeläget att få möjlighet att testa något beräkningsfall av ovanstående typ mot uppmätta föroreningshalter. Innan något sådan gjorts är det mycket svårt att bedöma osäkerheten i resultaten.

5.2 Linjekälla

Det är naturligt att också tillämpa den tvådimensionella K-modellen på en linjekälla, eftersom modellen i det fallet direkt ger den tredimensionella koncentrationsfördelningen. För att illustrera denna möjlighet att utnyttja modellen, har vi valt att göra några beräkningar av koncentration och deposition av bly i närheten av en större motorväg. Utgångspunkt för beräkningarna har varit en studie, presenterad av Little & Wiffen (1978), runt en större motorväg i sydöstra England.

Undersökningen omfattade mätningar under vissa kortare perioder av blykoncentrationen i luft och torrdepositionen av bly till markvegetationen (uppmätt på speciella brickor med gräs). Under mättillfällena blåste vinden ungefär tvärs motorvägen och de utsläppta blymängderna uppskattades till i genomsnitt $2.5 \text{ g}/(\text{m} \cdot \text{dygn})$. Mätningar visade att huvuddelen av blyet fanns på partiklar med en diameter mindre än $0.1 \mu\text{m}$ åtminstone inom ett avstånd av 100 m från vägkanten.

I modellberäkningarna antog vi att blyutsläppet var förlagt till motorvägens mitt och att varje väghalva hade en bredd av 10 m. Den initiala spridningen över vägbanan beskrevs med hjälp av den analytiska lösningsmetoden som redovisats i avsnitt 2.1.1, vilket innebär att depositionen till vägbanan försummas. Vi antog neutral temperaturskiktning, en geostrofisk vind på cirka 11 m/s och depositionshastigheten $v_d = 1 \text{ cm/s}$, ett grovt uppskattat - men inte orimligt - värde.



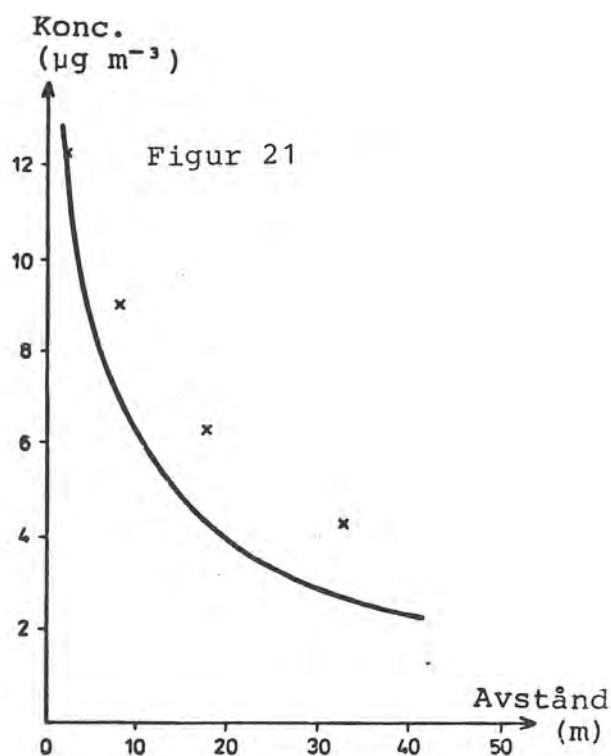
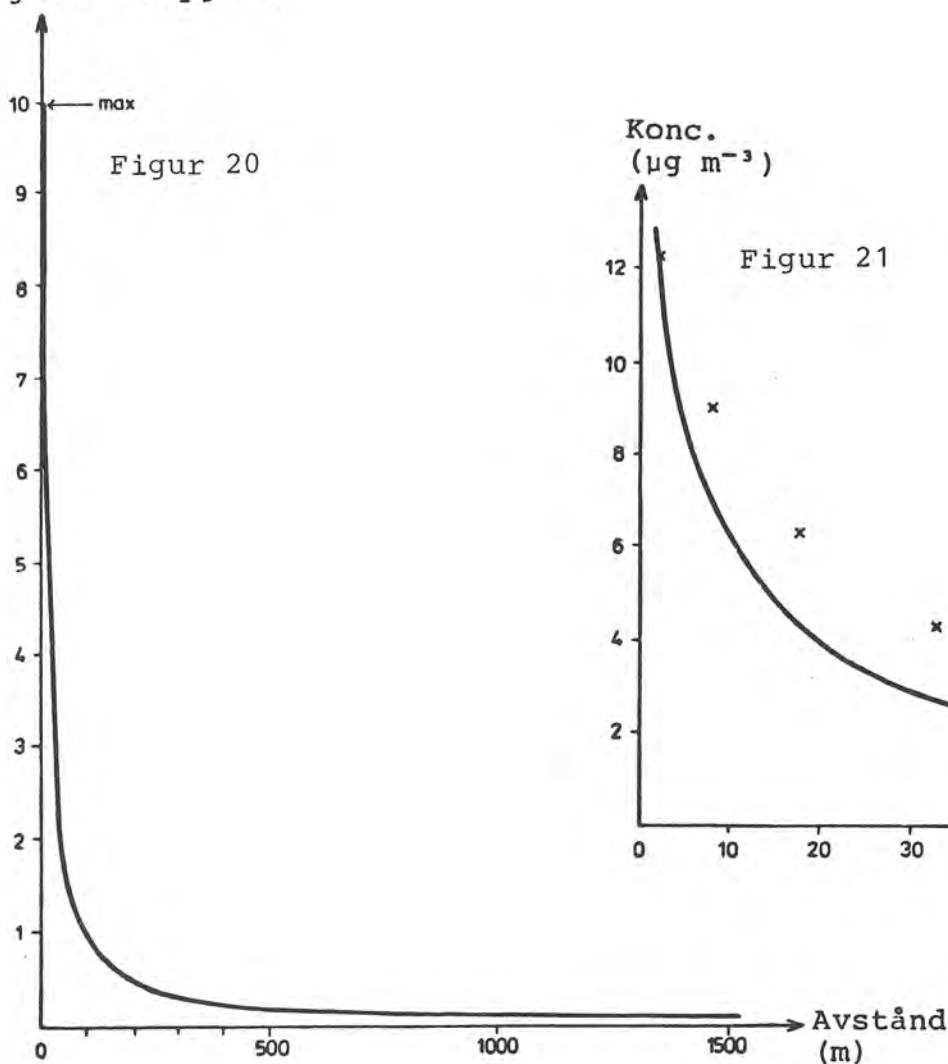
Figur 19. a) Beräknad bågvis integrerad vertikal koncentrationsfördelning (relativa enheter), som funktion av avståndet från källan. --- anger det interna gränsskiktets höjd över staden och - · - · - anger de antagna vertikalprofilerna för potentiella temperaturen (θ). b) A, B, C och D anger de olika regionerna med olika z_0 och θ -profiler. — anger beräknad torrdeposition.

De erhållna beräkningsresultaten anges i figurerna 20 och 21. Vi ser av figur 21 att överensstämmelsen med de uppmätta halt-erna är god. Detsamma gäller den beräknade ackumulerade depositionen inom 100 m från vägkanten. Beräkningarna gav en ackumulerad deposition på cirka 10%, vilket även episodmätningarna med "gräsbrickor" gjorde.

Analyser av mark och vegetation gav en totalt ackumulerad deposition på 22% inom de närmsta 100 metrarna för tiden sedan motovägen öppnades. Några jämförande beräkningar för det fallet har dock inte gjorts.

Även om överensstämmelsen mellan uppmätta värden och beräknade i det här fallet blev mycket bra, får de presenterade beräkningarna endast ses som illustrerande räkneexemplar. Någon känslighetstest av parameterintervall har exempelvis inte gjorts.

Deposition
($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dygn}^{-1}$)



Figur 20. Beräknad blydeposition som funktion av avståndet från vägkanten.

Figur 21. Beräknad blykoncentration i luften strax ovan markytan, som funktion av avståndet från vägkanten. Uppmätta halter (medelvärden av 3 fall) från engelska mätningar (Little & Wiffen 1978) har markerats med x.

6. AVSLUTANDE KOMMENTARER

Avsikten med föreliggande projekt har varit att utveckla en för praktiskt bruk användbar spridningsmodell för studier av torr- och våtdeposition av föroreningar på lokal- och mesoskala. Den första delen i detta arbete är nu avslutad. I det fortsatta arbetet är det givetvis viktigt att modellen testas mot mätdata.

Svårigheterna att få fram lämpliga testdata är emellertid betydande. Detta gäller speciellt uppgifter på torrdepositionen. De mätningar av tungmetaller i mossor, som gjorts runt några olika industrianläggningar och kraftverk (av främst G Tyler och Rühling) torde vara de bäst lämpade mätningarna som för närvarande finns tillgängliga. Dessa ger ungefärliga långtidsmedelvärden av den totala depositionen. De mätningar av kromhalten i luft och mossor i Vänersborg-Trollhättere-regionen, som luftvårdsförbundet i regionen utfört, är också av speciellt intresse därför att de lokala källorna för krom är relativt väl kartlagda och det lokala bidraget är väsentligt större än bakgrunden.

Modellen har för närvarande också vissa brister då det gäller ingångsdata. För att få en bättre beskrivning av säsongsmedelvärden för deposition och koncentration är det väsentligt att få fram en ϕ_i -statistik, dvs uppgifter på hur frekventa olika vädersituationer är, grundad på relevanta mätningar. Denna statistik bör dessutom innehålla flera vädersituationer än vad som är fallet i de ovan redovisade beräkningarna och - om möjligt göras tillgängliga för ett större antal platser i Sverige.

I det fortsatta arbetet med förbättring och vidareutveckling av modellen ligger båda ovanstående punkter närmast till hands. På längre sikt är en inkludering av viktiga kemiska reaktioner en naturlig och angelägen uppgift. Det torde i första hand gälla reaktioner som påverkar svavel- och kväveföroreningarnas deposition samt partikelstorleksfördelningar vid metallutsläpp.

7. REFERENSER

- Bache D.H. (1979) Particulate transport within plant canopies. II Prediction of deposition velocities. *Atm. Env.* 13, 1681 - 1687.
- Bodin S. (1979) A predictive numerical model of the Atmospheric Boundary Layer based on the Turbulent Energy Equation. SMHI Rapporter, nr RMK 13.
- Bolin B. and Persson C. (1975) Regional dispersion and deposition of atmospheric pollutants with particular application to sulfur pollution over Western Europe. *Tellus* 27, 281 - 310.
- Bringfelt B. (1969) A study of buoyant chimney plumes in neutral and stable atmospheres. *Atm. Env.* 3, 609 - 623.
- Businger J.A., Wyngaard J.C., Izumi Y., Bradley E.F. (1971) Flux-profiles relationships in the Atmospheric surface layer. *Journ. Atm. Sc.* 28, 181 - 189.
- Garland J.A. (1977) The dry deposition of sulphur dioxide to land and water surfaces. *Proc. R. Soc. Lond. A.* 354, 245 - 268.
- Garland J.A. (1978) Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. *Atm. Env.* 12, 349 - 362.
- Hales J.M. (1978) Wet removal of sulfur compounds from the atmosphere. *Atm. Env.* 12, 389 - 399.
- Hill A.C. (1971) Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 21, 341 - 346.
- Högström U. (1968) A statistical approach to the air pollution problem of chimney emission. *Atm. Env.* 2, 251.
- Högström U. (1969) Kompendium i turbulensteori och det atmosfäriska gränsskiktet. *Met. Inst. Uppsala Universitet.*
- Högström U. (1974) A field study of the turbulent fluxes of heat, water vapour and momentum at a typical agricultural site. *Quart. J. Roy. Met. Soc.* 100, 624 - 639.
- Little P. & Wiffen R.D. (1977) Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb: - I Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. *Atm. Env.* 11, 437 - 447.
- Little P. & Wiffen R.D. (1978) Emission and deposition of lead from motor exhaust - II Airborne concentration, particle size and deposition of lead near motorways. *Atm. Env.* 12, 1331 - 1342.
- Long P.E. (1975) Dissipation dispersion and difference schemes. *NOAA Techn. Memo NWS TDL-56.*
- Maul P.R. (1977) The mathematical modelling of the meso-scale transport of gaseous pollutants. *Atm. Env.* 11, 1191 - 1195.
- McHahon & Denison (1979) Empirical atmospheric deposition parameters — a survey. *Atm. Env.* 13, 571 - 585.

- Omstedt G. and Rodhe H. (1977) Transformation and removal processes for sulfur compounds in the atmosphere as described by a one-dimensional time-dependent diffusion model. *Atm. Env.* 12, 503 - 509.
- Owers & Powell (1974) Deposition velocity of sulfur dioxide on land and water surfaces using a ^{35}S tracer method. *Atm. Env.* 8, 63 - 67.
- Pasquill F. (1974) *Atmospheric diffusion*. Halsted Press.
- Rodhe H. and Grandell J. (1972) On the removal time of aerosol particles from the atmosphere by precipitation scavenging. *Tellus* 24, 442 - 454.
- Rodhe H. (1978) Estimate of wet deposition of pollutants around a point source. WMO - No. 510, WMO Symposium in Norrköping 1978.
- Shepherd J.G. (1974) Measurements of direct deposition of sulphur dioxide on to grass and water by the profile method. *Atm. Env.* 8, 69 - 74.
- Smedman-Högström A-S. & Högström U. (1977) A practical method for determining wind frequency distributions for the lowest 200 meters from routine meteorological data. *Met. Inst. Uppsala Universitet*.
- van Ulden A.P. (1977) Similarity predictions for vertical diffusion from a source at the ground. *Royal Netherlands Met. Inst. De Bilt*.
- Wesely M.L. and Hicks B.B. (1977) Some factors that affect the deposition rates of sulfur dioxide and similar gases on vegetation. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 27, 1110 - 1116.

SMHI Rapporter, METEOROLOGI OCH KLIMATOLOGI (RMK)

- Nr 1 Thompson, T, Udin, I och Omstedt, A:
Sea surface temperatures in waters surrounding Sweden (1974)
- Nr 2 Bodin, S:
Development on an unsteady atmospheric boundary layer model (1974)
- Nr 3 Moen, L:
A multi-level quasi-geostrophic model for short range weather predictions (1975)
- Nr 4 Holmström, I:
Optimization of atmospheric models (1976)
- Nr 5 Collins, W G:
A parameterization model for calculation of vertical fluxes of momentum due to terrain induced gravity waves (1976)
- Nr 6 Nyberg, A:
On transport of sulphur over the North Atlantic (1976)
- Nr 7 Lundqvist, J-E och Udin, I:
Ice accretion on ships with special emphasis on Baltic conditions (1977)
- Nr 8 Eriksson, B:
Den dagliga och årliga variationen av temperatur, fuktighet och vindhastighet vid några orter i Sverige (1977)
- Nr 9 Holmström, I och Stokes, J:
Statistical forecasting of sea level changes in the Baltic (1978)
- Nr 10 Omstedt, A och Sahlberg, J:
Some results from a joint Swedish-Finnish Sea Ice Experiment, March, 1977 (1978)
- Nr 11 Haag, T:
Byggnadsindustrins väderberoende, seminarieuppsats i företagsekonomi, B-nivå (1978)
- Nr 12 Eriksson, B:
Vegetationsperioden i Sverige beräknad från temperatur-observationer (1978)
- Nr 13 Bodin, S:
En numerisk prognosmodell för det atmosfäriska gränsskiktet grundad på den turbulenta energiekvationen (1979)
- Nr 14 Eriksson, B:
Temperaturfluktuationer under senaste 100 åren (1979)
- Nr 15 Udin, I och Mattisson, I:
Havs- och snöinformation ur datorbearbetade satellitdata - en metodstudie (1979)

- Nr 16 Eriksson, B:
Statistisk analys av nederbördsdata. Del I. Arealnederbörd (1979)
- Nr 17 Eriksson, B:
Statistisk analys av nederbördsdata. Del II. Frekvensanalys
av månadsnederbörd (1980)
- Nr 18 Eriksson, B:
Årsmedelvärden (1931-60) av nederbörd, avdunstning och av-
rinning (1980)
- Nr 19 Omstedt, A:
A sensitivity analysis of steady, free floating ice (1980)
- Nr 20 Persson, C och Omstedt, G:
En modell för beräkning av luftföroreningars spridning och
deposition på mesoskala (1980)

