

Försvarets Forskningsanstalt
Huvudavdelning 2
Box 27322
102 54 STOCKHOLM

FOA rapport
C 20678-9.2
November 1987
ISSN 0347-3694

RESUSPENSIONSMÄTNINGAR

Andra halvåret 1986

Björn Bjurman, Robert Finck,
Rune Arnsting, Lars-Erik De Geer,
Siv Jakobsson, Ingemar Vintersved

Antal sidor: 24

Kostnadsbärare: 5326038

Sändlista: Statens Strålskyddsinstitut (20 ex), Studsvik
Energiteknik AB (2 ex), FOA 1 (2 ex), FOA 4 (4 ex)
FOA 2: 21 (3 ex), 215 (50 ex)

Dokumentets utgivare Försvarets Forskningsanstalt Huvudavdelning 2 Box 27322 102 54 STOCKHOLM	Dokumentets namn och dokumentbeteckning FOA rapport C 20678-9.2	
	Dokumentets datum November 1987	Kostn.bärare 5326038
	Projektets namn (ev förkortat)	
Upphovsman (män) Björn Bjurman, Robert Finck, Rune Arnsting, Lars-Erik De Geer, Siv Jakobsson, Ingemar Vintersved	Uppdragsgivare Undersökningen har utförts på uppdrag av Forskningsnämnden vid Statens Strålskyddsinstitut, projektnummer SSI P 359.86 samt på uppdrag av Nordiska Kontaktorganet för Atomenergifrågor. program AKTU. projekt 260 - Resuspension.	
Dokumentets titel RESUSPENSIONSMÄTNINGAR Andra halvåret 1986		
Huvudinnehåll Resuspensionen av radioaktiva partiklar har uppmäts vid fyra olika platser i Sverige under andra halvåret 1986. För Cs-134 och Cs-137 kontrollerades den varierar från $4 \cdot 10^{-9}$ till $3 \cdot 10^{-8}$ (m^{-3}) beroende på omgivningen. Den högsta resuspensionen erhöles i stadsmiljö i Stockholm och den lägsta i lands- bygdsmiljö över gräs och berg. Resuspensionen är sannolikt lokalt beroende av omgivningarna i storleksordningen några mil. Möjligen kan växtlighet, främst barrträd, ge ett väsentligt bidrag. Ytterligare mätningar krävs för att kunna dra mera långtgående slutsatser om resuspensionens olika mekanismer. Mätningar på mycket stora mängder marknära luft från åtta olika platser i Sverige har under andra halvåret 1986 inte kunnat påvisa någon enda "het" partikel. Den maximala mängden Ru-106 som kan ha funnits i någon in- samlad partikel uppskattas till 40 Bq och den maximala mängden Ce-144 till 300 Bq. Detta utgör ur strålskyddssynpunkt inget problem. Vårbruks- arbete på torra jordar kan dock ge upphov till att större och därigenom mera högaktiva partiklar virvlar upp. En separat undersökning av upp- damning vid jordbruksarbete har därför påbörjats.		
Nyckelord		
Anm		
Övriga bibliografiska uppgifter		Språk Svenska
ISSN 0347-3694		ISBN
Omfång 24 sid		Pris
Sekretessuppgifter		

Distributör (om annan än ovan)

Issuing organization National Defence Research Institute Department 2 P.O. Box 27322 S-102 54 STOCKHOLM		Document name and doc. ref. No. FOA report C 20678-9.2	
		Date of issue November 1987	Item designation 5326038
		Project name (abbreviated if necessary)	
Author(s) Björn Bjurman, Robert Finck, Rune Arnsting, Lars-Erik De Geer, Siv Jakobsson, Ingemar Vintersved		Initiator or sponsoring organization	
Document title RESUSPENSION MEASUREMENTS Second half year 1986			
Abstract <p>The resuspension of radioactive particles has been measured at four different locations in Sweden during the second half year 1986. For Cs-134 and Cs-137, the resuspension was found to be in the order from $4 \cdot 10^{-9}$ to $3 \cdot 10^{-8}$ (m^{-1}) depending on the environment. The highest resuspension value was measured in the town of Stockholm and the lowest value measured in the country above a surface of grass and bare rock. The effect of resuspension is probably depending on local conditions in the order of a few tens of kilometers. Plants, such as coniferous woods, could probably give an essential contribution. Further measurements are required in order to draw more far-reaching conclusions about the mechanisms of resuspension.</p> <p>Measurements on very high volumes of ground level air at eight different locations in Sweden during the second half year 1986 has not revealed one single "hot" particle. The maximum activity of Ru-106, which could have been present in a collected particle is estimated to 40 Bq and the maximum amount of Ce-144 to 300 Bq. This will not cause any radiation protection problems. Spring farming on dry soils, however, could give rise to high activity particles in the air. A separate investigation of resuspension during farm work has therefore been initiated.</p>			
Key words			
Notes			
Further bibliographic description			Language Swedish
ISSN 0347-3694		ISSN	
		Pages 24	Price
		<input type="checkbox"/> restricted distribution <input type="checkbox"/> unclassified	

Distributor (if not issuing organization)

INNEHÅLL	Sid
1. INLEDNING	5
2. MÄTNINGAR	6
3. RESULTAT OCH DISKUSSION	7
3.1 Möjliga källor till luftburet cesium	7
3.2 Resuspensionsfaktorer	8
3.3 "Heta" partiklar	9
REFERENSER	11

1. INLEDNING

Radioaktiva partiklar som fallit till marken, t ex partiklar från reaktorhaveriet i Tjernobyl, kan på nytt röras upp i luften genom påverkan av väder och vind eller genom mekanisk påverkan från exempelvis biltrafik eller jordbruksarbete. Effekten kallas resuspension och har till viss del studerats tidigare, bland annat för plutonium i U.S.A. (Anspaugh et al. 1975). Några noggrannare undersökningar av resuspensionen av radioaktiva partiklar i svensk miljö har dock inte utförts, mycket beroende på att effekten är liten och fältmässiga experiment svåra att genomföra. Tjernobylolyckans radioaktiva nedfall i Sverige har ökat möjligheterna att, under verkliga och för Sverige realistiska förhållanden, studera resuspensionens storlek, dess beroende av lokala faktorer och dess tidsvariation. En första studie påbörjades under andra halvåret 1986 och preliminära resultat från dessa undersökningar redovisas här.

Resuspensionen kan vara olika stor beroende på klimat och väderförhållanden. Under vintern då marken är snötäckt är endast små mängder radioaktiva partiklar tillgängliga för resuspension. Under våren då markens ytskikt är torrt, bör däremot luftens aktivitetssinnehåll kunna bli avsevärt högre på grund av att marken "dammar". Effekten av uppdamningen är speciellt påtaglig under vårbruket. Inom stora jordbruksområden, t ex skåneslätten, är resuspension av markmaterial en helt synlig process som kan ta sig uttryck i kraftiga jordstomar.

Uppdammningsprocessen har skapat en viss rädsla bland lantbrukare i de mest drabbade områdena efter Tjernobylolyckan. I nedfallet upptäcktes nämligen en mindre mängd "heta" partiklar, dvs partiklar som innehöll en ansamling av radioaktiva ämnen, främst molybden-, rutenium- och cerium-isotoper. Om sådana partiklar i stor omfattning skulle damma upp från marken i samband med jordbearbetning, så skulle inandningen av dessa kunna orsaka punktvis höga doser till lungorna. Undersökning av en sådan eventuell effekt har påbörjats i maj 1987. Preliminära resultat visar dock redan nu att uppdamningen av "heta" partiklar sannolikt är mycket liten.

2. MÄTNINGAR

FOA utför på uppdrag av utrikesdepartementet kontroll av luftinnehållet av radioaktiva ämnen i Sverige. (Vintersved et al. 1987). Insamling av luftburna radioaktiva partiklar sker kontinuerligt vid åtta luftfilterstationer på olika platser i landet (Ljunghed, Göteborg, Grindsjön, Stockholm, Gävle, Östersund, Umeå och Kiruna). Vid stationerna finns fläktar som suger ca 1100 m³ luft per timme genom glasfiberfilter. Mer än 99,9 % av alla partiklar som finns i insugningsluften fastnar i filtret. Varje filter är normalt uppsatt ca två dygn innan det byts och skickas till FOA's laboratorium i Stockholm för högupplösande gammaskpektrometrisk analys.

I den normala rutinen läggs tre filter samman till ett veckoprov innan de mäts. Den minsta detekterbara nuklidkoncentrationen i luft är för Cs-137 0.0000002 Bq/m³ (0.2 µBq/m³) och för Ru-106 0.000001 Bq/m³ (1 µBq/m³).

Mängden luft som sugs genom ett filter svarar mot drygt 1200 personers andningsluft. All luft från åtta luftfilterstationer motsvarar således andningsluften för ca 10000 personer.

I denna undersökning ingår filter från fyra stationer, Ljunghed i Skåne, Göteborg, Stockholm samt Gävle. Stationen i Gävle startades i mitten av juni 1986 och ligger inom ett av de högst belagda områdena i landet. Studien omfattar tidsperioden 1 juli 1986 till 31 januari 1987.

3. RESULTAT OCH DISKUSSION

3.1 Möjliga källor till luftburet cesium

Alltsedan de atmosfäriska kärnvapenproven inleddes har man kunnat mäta Cs-137 i marknära luft. Under den mest intensiva testperioden dominerades aktivitetsbilden av den direkta transporten av partiklar från bombproven genom atmosfären. Under 1980-talet då de atmosfäriska proven på norra halvklotet upphört, fortsatte mindre aktivitetsmängder att komma ned till marknivå från den kvarvarande aktivitetsreservoaren i stratosfären. En liten del resuspenderas förmodligen också från den gamla markbeläggningen. Mängden Cs-137 i luften har minskat år från år efter att de atmosfäriska bombproven upphört. Tydliga årtidseffekter i den nedåtgående kurvan framträder emellertid under vår och försommar. De beror i huvudsak på en ökad genomtränglighet från stratosfären som uppträder framför allt under våren. Effekterna från kärnvapenproducerat Cs-137 överlagras på resuspensions-effekterna från Tjernobylnedfallet och kan försvåra uttolkningen av mätdata i områden där nedfallet från Tjernobyl var lägst.

Figur 1 och 2 visar Cs-137 koncentrationens förändring i luft nära marken i Stockholm från 1957 till slutet av 1986. Av diagrammen kan man se att luftkoncentrationen i slutet av 1986 var lika hög som under senare hälften av 1970-talet. Det största delen av aktiviteten under 1986 härrör från Tjernobylproducerat cesium. Bidraget från bombproducerat cesium bör vara endast ca 0.1 - 0.3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ i slutet av 1986.

De huvudsakliga källorna till Cs-137 i marknära luft kan tänkas vara följande:

1. Resuspension av deponerad Tjernobylaktivitet i Sverige
2. Resuspension av deponerad Tjernobylaktivitet från Sovjet
3. Nedtransport av kvarvarande Tjernobylaktivitet ur atmosfären
4. Nedtransport av kvarvarande kärnvapenaktivitet från stratosfären
5. Resuspension av deponerad aktivitet från kärnvapenprov

Aktivitetskoncentrationen av Cs-137 låg under andra halvåret 1986 mellan 10 - 30 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$, dvs 100 gånger högre än vad som uppskattas vara det bombproducerade bidraget. Punkterna 4 och 5 kan således inte påverka mätresultatet särskilt mycket. De återstående punkterna 1, 2 och 3 kan alla teoretiskt sett ha väsentlig betydelse för luftaktiviteten.

Nedfallet från Tjernobyl har inte bara deponerats på marken utan även på växter. Radioaktivt cesium i marknära luft behöver således inte nödvändigtvis komma enbart från marken. Även växter, t ex barrträd, som visat sig kvarhålla ganska stora aktivitetsmängder (Bergman och Ericsson, 1987), skulle kunna tänkas bidra till aktiviteten i luften.

3.2 Resuspensionsfaktorer

Resuspensionsfaktorn (m^{-1}) definieras som kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i luften (Bq/m^3) och aktiviteten per ytenhet på marken (Bq/m^2).

Markbeläggningen av Cs-137 har med hjälp av in situ högupplösande gammaspektrometri uppmäts till storleksordningen $2 \text{ kBq}/m^2$ i Ljunghed, $3 \text{ kBq}/m^2$ i Göteborg, $1 \text{ kBq}/m^2$ i Stockholm och $100 \text{ kBq}/m^2$ i Gävle.

Mätresultaten för luftaktivitet visar att de högsta luftkoncentrationerna av Cs-137 som väntat uppträder i Gävle, eftersom denna plats fått den i särklass största depositionen. Aktivitetskoncentrationen är mellan $100 - 300 \mu Bq/m^3$, vilket är ca 10 gånger högre än i Stockholm. Detta är ändå oväntat lågt eftersom markdepositionen är ca 100 gånger högre i Gävle än i Stockholm. I Stockholm överförs således 10 gånger högre aktivitetsmängd till luften än i Gävle, dvs resuspensionen är 10 gånger högre i Stockholm än i Gävle.

För de fyra undersökta luftfilterstationerna erhålls följande resuspensionsfaktorer under andra halvåret 1986 om man antar att all Cs-137 aktivitet i luften härrör från resuspenderad deposition på respektive plats.

Plats	Omgivning	Resuspensionsfaktor
Ljunghed	Gräs med gles lövsly	$7 \cdot 10^{-9} \text{ (m}^{-1}\text{)}$
Göteborg	Gräs med berg i dagen	$4 \cdot 10^{-9} \text{ (m}^{-1}\text{)}$
Stockholm	Stadsbebyggelse	$3 \cdot 10^{-8} \text{ (m}^{-1}\text{)}$
Gävle	Grustäckt område	$3 \cdot 10^{-9} \text{ (m}^{-1}\text{)}$

Motsvarande värde på resuspensionsfaktorn kan under juni månad 1986 ha varit upp till en faktor 5 högre. De mätningarna är dock sannolikt kraftigt störda av ännu ej deponerad aktivitet.

Mätresultaten pekar på att omgivningen kring stationen har stor betydelse för resuspensionen. Framför allt har Stockholm en betydligt högre resuspension än de övriga orterna. Detta beror sannolikt på att luftprovtagaren är placerad i stadsmiljö.

Någon markant minskning av luftens koncentration av Cs-137 då marken blev täckt av snö i samband med vinterns inträde i slutet av december 1986, kan man inte upptäcka ur mätdata. Detta är ett ganska anmärkningsvärt faktum som möjligen kan antyda att markens bidrag till aktiviteten i luften inte är så stor. I stället skulle radioaktiva partiklar som deponerats i träd, framför allt barrträd, kunna utgöra en betydelsefull källa till resuspensionen. Detta kan dock inte bevisas utan ytterligare mätserier i olika omgivningsmiljöer och under olika årstider.

De andra tänkbara källorna till resuspension borde inte ge lika stort bidrag som den lokalt deponerade aktiviteten på mark och växter, eftersom det finns ett klart samband mellan luftkoncentration och markaktivitet för samtliga åtta filterstationer. Den dominerade källan bör således vara lokal, dvs ha en utsträckning av några mil. Endast mycket små aktivitetsmängder kan komma från höga luftlager i atmosfären eller direkt från området kring Tjernobyl.

3.3 "Heta" partiklar

De "heta" partiklar som upptäcktes strax efter Tjernobylolyckan innehöll flera olika radioaktiva ämnen, bland annat rutenium- och ceriumisotoper. (FOA 215, 1988). Partiklar med mera kortlivade ämnen hittades också, men de är inte lika allvarliga ur strålskyddssynpunkt. Ru-106 och Ce-144 har relativt långa halveringstider (362 respektive 284 dagar) och kan alltså finnas kvar som "heta" partiklar även ett år efter reaktorhaveriet.

Figurema 3b.3c...3i, 4b.4c...4i, 5b.5c...5i och 6b.6c...6i visar aktivitetskoncentrationen i marknära luft för fissionsprodukterna Zr-95, Nb-95, Ru-103, Ru-106, Cs-134, Ce-141 och Ce-144 i förhållande till aktivitetskoncentrationen för Cs-137. Som jämförelse visas även förhållandet mellan den naturliga isotopen Be-7 och Cs-137.

Den plats som har högst nuklidkoncentrationer i förhållande till Cs-137 är Stockholm, speciellt gäller detta nukliderna Ru-106 och Ce-144. Kvoten Ru-106/Cs-137 har uppmätts till maximalt 3 och kvoten Ce-144/Cs-137 till maximalt 25 under andra halvåret 1986. Utgående från dessa kvoter kan en högsta möjlig partikelaktivitet beräknas genom att multiplicera de maximala kvoterna med högsta uppmätta Cs-137 koncentration och mängden filterrad luft per vecka. Beräkningen ger att den största möjliga partikelaktivitet som hittats under andra halvåret 1986 kan högst vara ca 40 Bq för Ru-106 och ca 300 Bq för Ce-144.

Dessa överskattade värden på partiklars radionuklidinnehåll skall jämföras med de "heta" partiklar som hittades strax efter Tjernobylyckan i maj 1986. Det var ca 10000 Bq per partikel för Ru-106 och ca 4000 Bq per partikel för Cs-144. Det betyder att de partiklar som hittats i marknära luft under andra halvåret 1986 knappast kan kallas för "heta".

Med tanke på den mycket stora mängden luft som analyserats och att inga "heta" partiklar hittats i luftfilter efter juli 1986, bör man kunna dra slutsatsen att "heta" partiklar har en sådana storlek att sannolikheten för resuspension är liten.

Mätningar av luftaktivitet och markdeposition har tidigare visat att mängden "heta" partiklar var störst alldeles i början av nedfallet. (FOA 215, 1988). De områden som då drabbades var framför allt norra Gotland och området strax söder och norr om Stockholm. Man bör således inte ha några större problem med "heta" partiklar i de övriga av Cs-137 mest drabbade områdena, jordbruksarbete möjligen undantaget.

REFERENSER

Ansbaugh L.R., Shinn J.H., Phelps P.L. and Kennedy N.C., Resuspension and redistribution of plutonium in soils. *Health Physics* 29, pp 571-582. 1975.

Bjurman B., Arntsing R., De Geer L., Finck R., Jakobsson S., Persson G., Vintersved I. Results from In Situ Gamma-Ray Spectrometry Measurements in Sweden after the Chernobyl Accident. National Defence Research Institute. Stockholm. FOA Report D 20112-9.2. 1987.

Bergman R och Ericsson A. Försvarets Forskningsanstalt. Huvudavdelning 4 Personlig information. 1987.

Finck R., Svensson L., Johansson L., De Geer L-E., Bjurman B., Vintersved I., Arntsing R., Jakobsson S., Mellander H., Collective dose commitment in Sweden following the Chernobyl accident. National Defence Research Institute. Stockholm. FOA Report D-20109-A3. 1986.

FOA 215. Report to be published. National Defence Research Institute. Stockholm. 1988.

Vintersved I., De Geer L-E., Bjurman B., Arntsing R., Jakobsson S., Mellander H., Early measurements of the Chernobyl fallout in Sweden. *IEEE Transactions on Nuclear Science*. Vol 34, No 1, pp 590-595. 1986.

Cs-137 i markluft

Stockholm

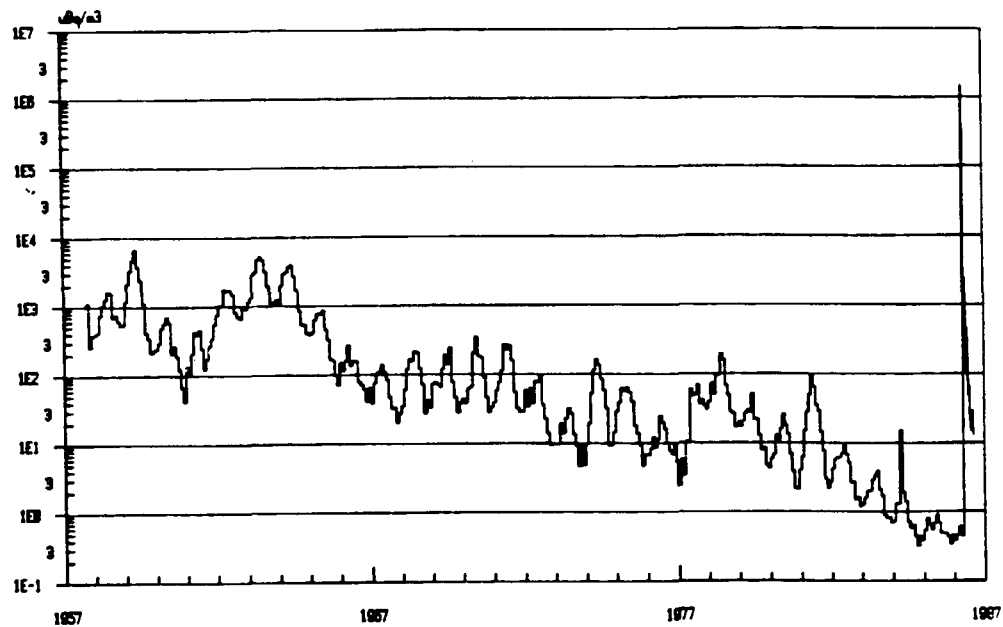


Fig 1. Cs-137 koncentrationen i marknära luft i Stockholm under åren 1957 till 1987 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

Cs-137 i markluft

Stockholm

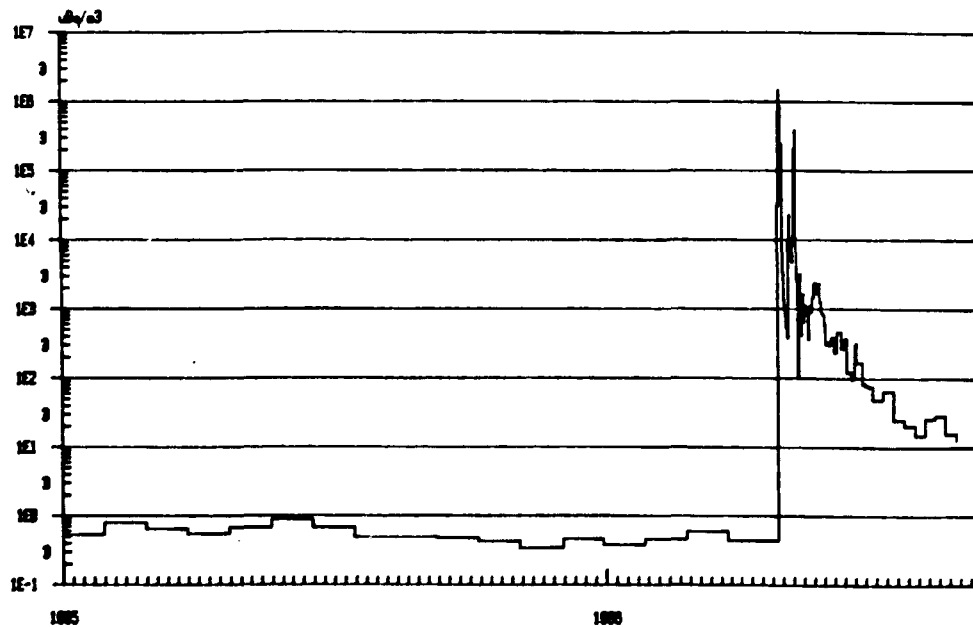


Fig 2. Cs-137 koncentrationen i marknära luft i Stockholm under åren 1985 till 1986 ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

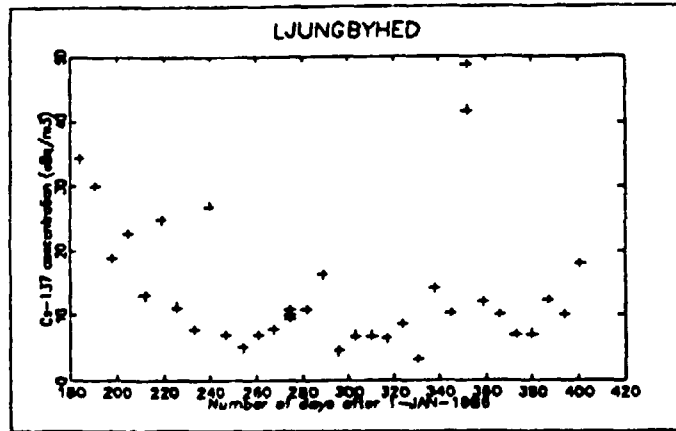


Fig 3a. Cs-137 koncentrationen i luft (Bq/m³) under andra halvåret 1986 och början av 1987.

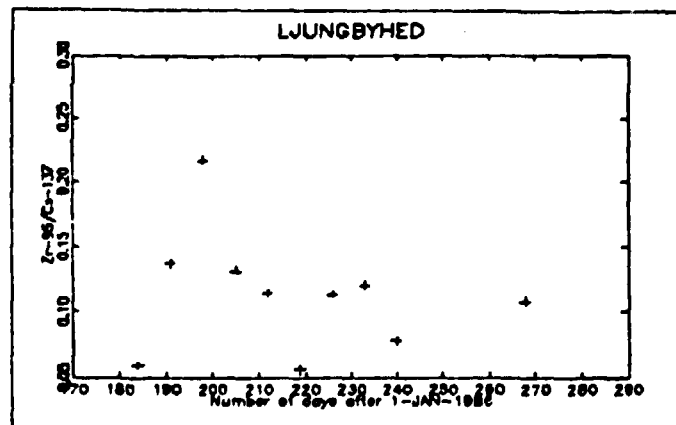


Fig 3b. Aktivitetsförhållandet Zr-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

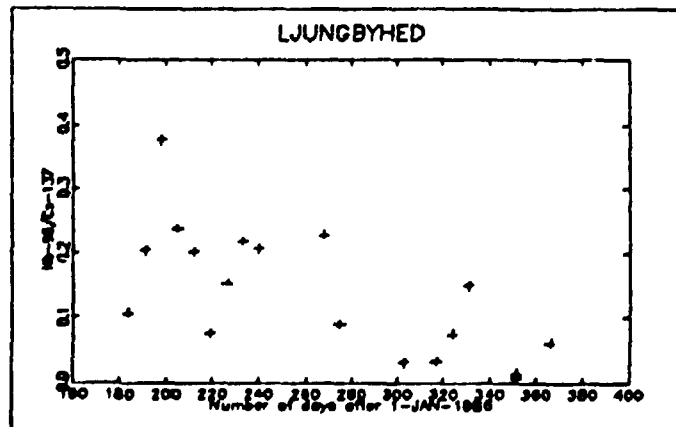


Fig 3c. Aktivitetsförhållandet Nb-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

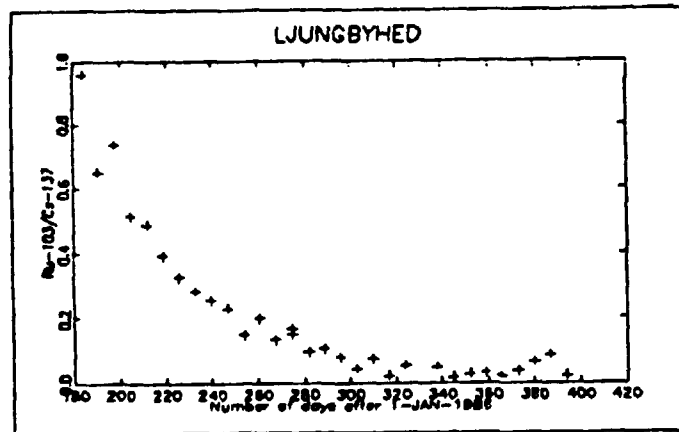


Fig 3d. Aktivitetsförhållandet Ru-103/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

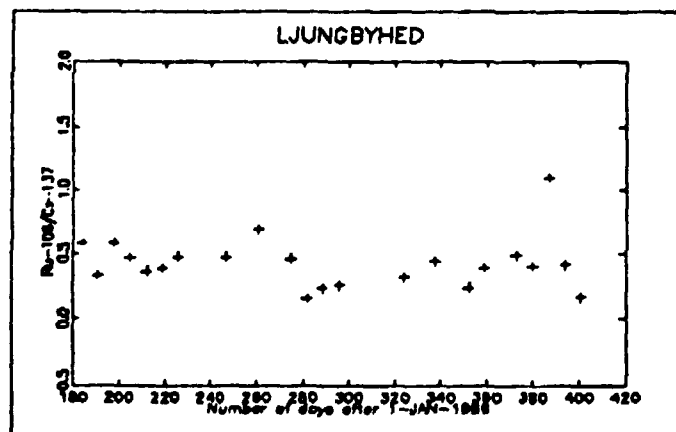


Fig 3e. Aktivitetsförhållandet Ru-106/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

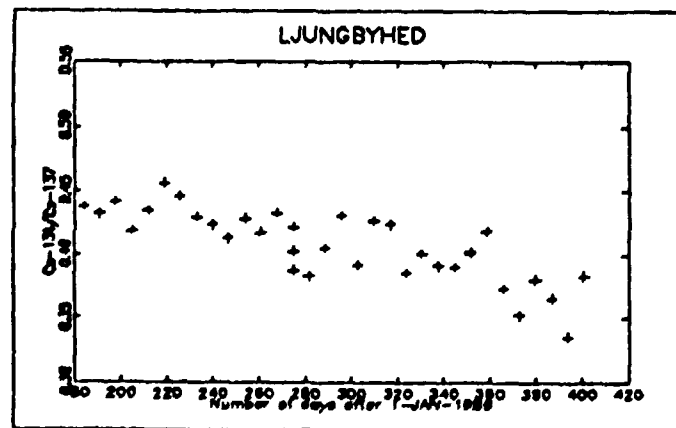


Fig 3f. Aktivitetsförhållandet Cs-134/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

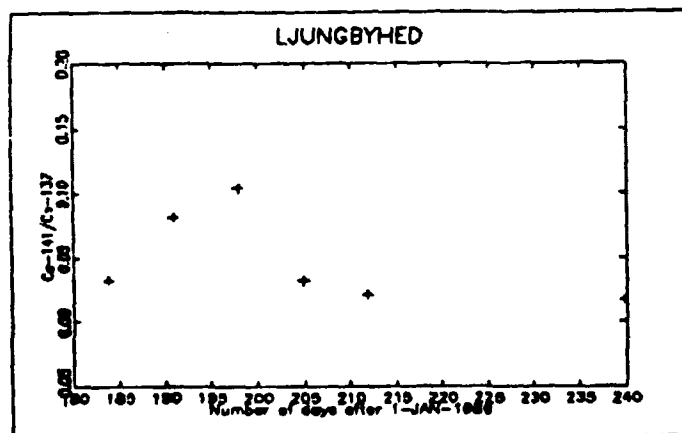


Fig 3g. Aktivitetsförhållandet Ce-141/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

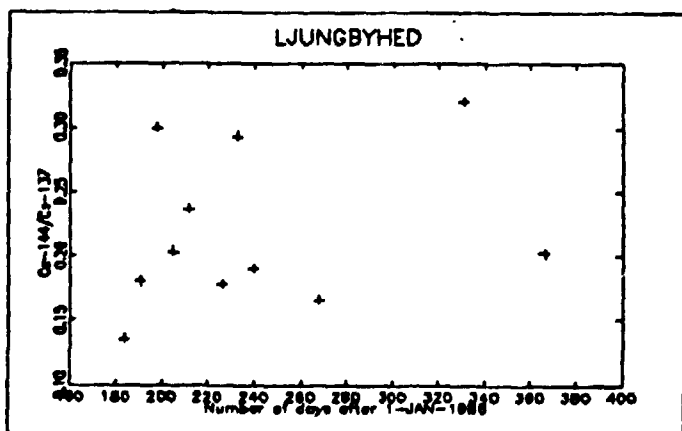


Fig 3h. Aktivitetsförhållandet Ce-144/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

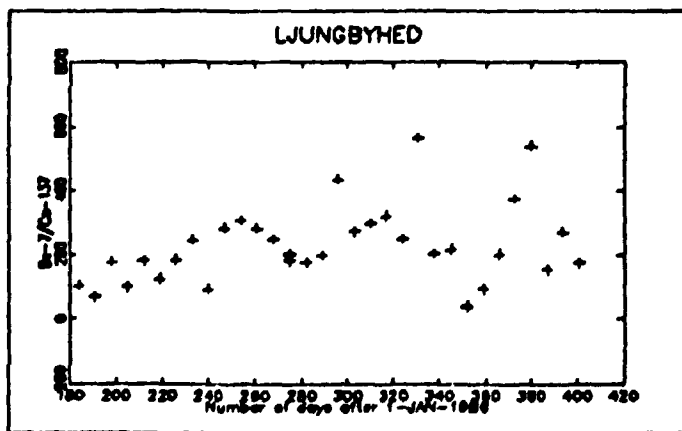


Fig 3i. Aktivitetsförhållandet Be-7/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

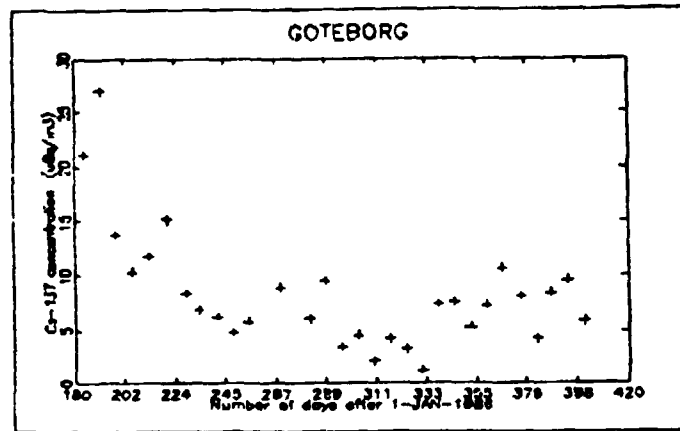


Fig 4a. Cs-137 koncentrationen i luft (Bq/m³) under andra halvåret 1986 och början av 1987.

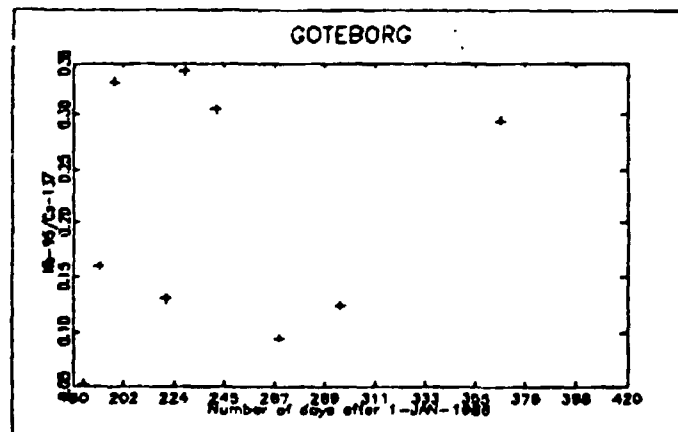


Fig 4c. Aktivitetsförhållandet Nb-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

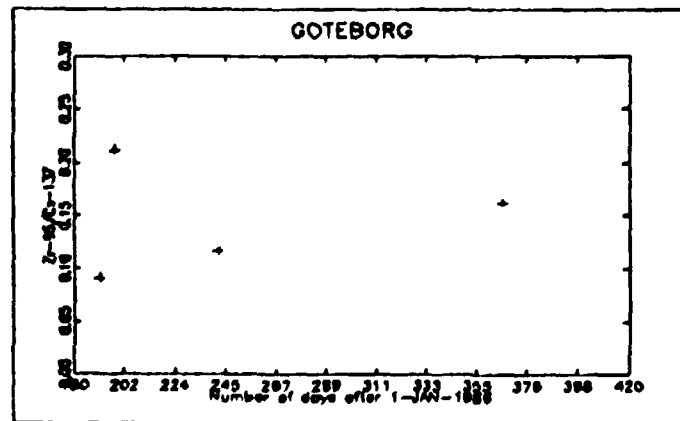


Fig 4b. Aktivitetsförhållandet Zr-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

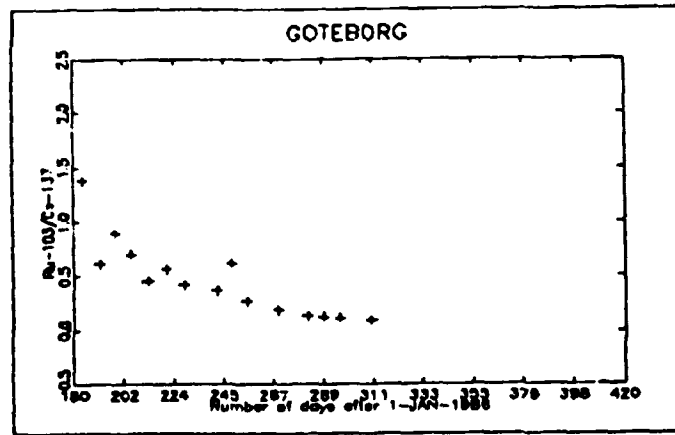


Fig 4d. Aktivitetsförhållandet Ru-103/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

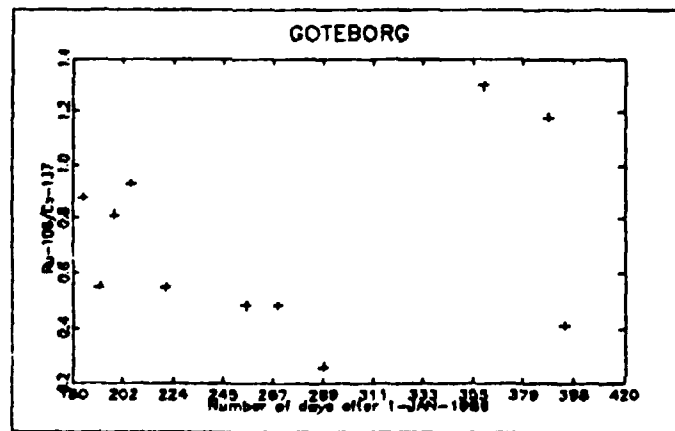


Fig 4e. Aktivitetsförhållandet Ru-106/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

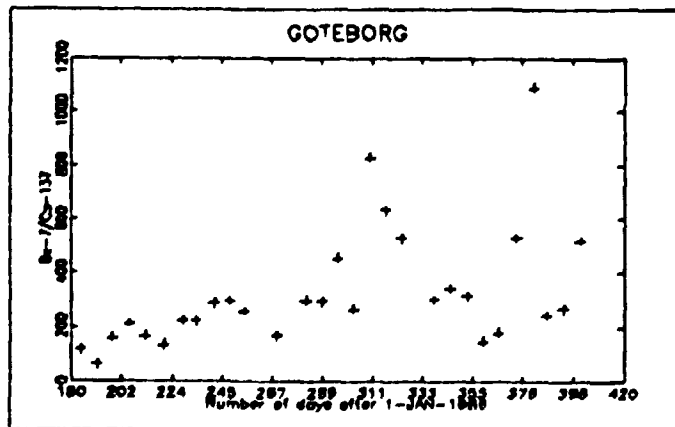


Fig 4i. Aktivitetsförhållandet Be-7/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

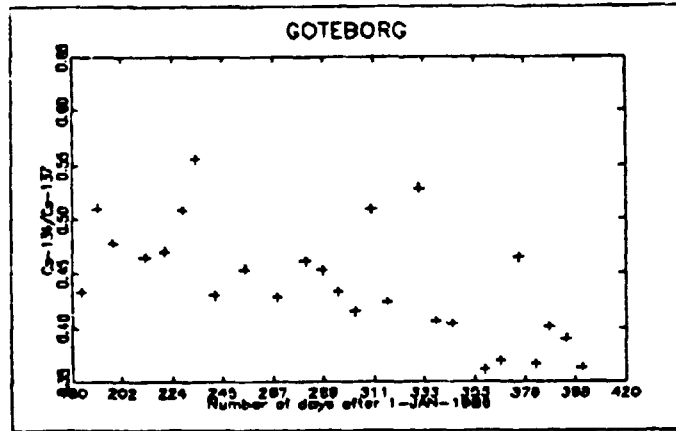


Fig 4f. Aktivitetsförhållandet Cs-134/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

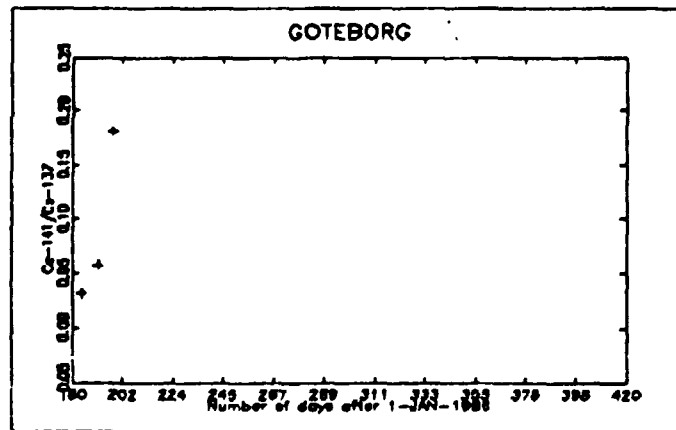


Fig 4g. Aktivitetsförhållandet Ce-141/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

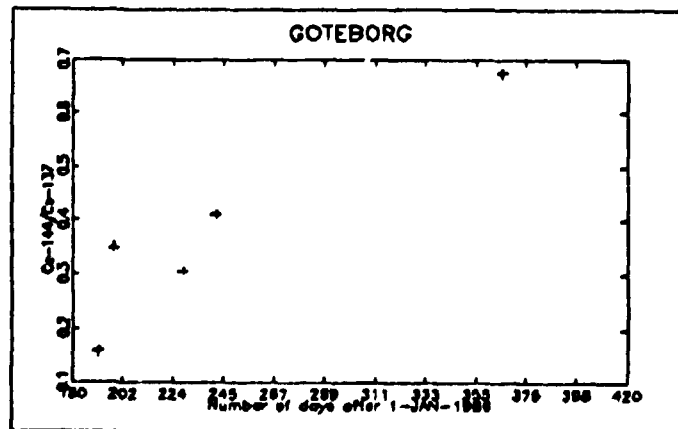


Fig 4h. Aktivitetsförhållandet Ce-144/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

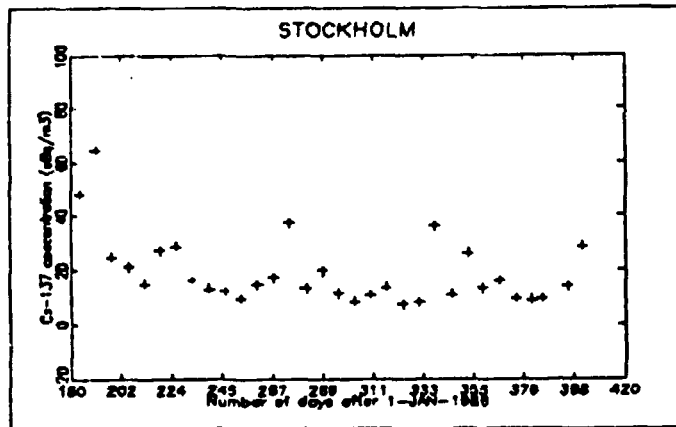


Fig 5a. Cs-137 koncentrationen i luft (Bq/m³) under andra halvåret 1986 och början av 1987.

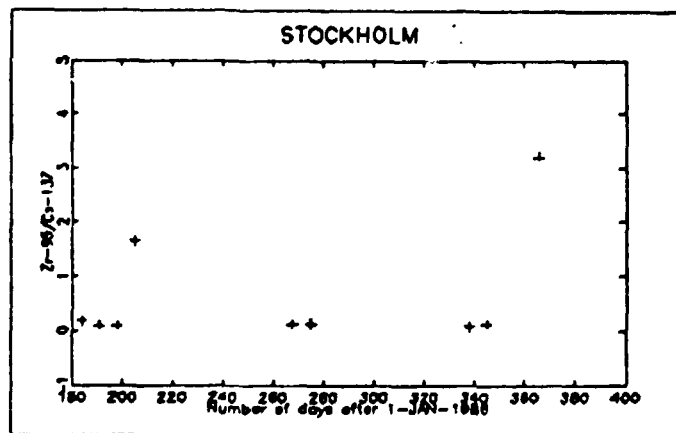


Fig 5b. Aktivitetsförhållandet Zr-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

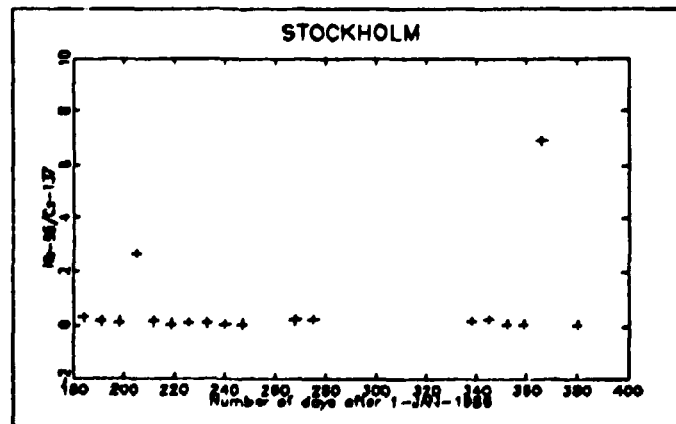


Fig 5c. Aktivitetsförhållandet Nb-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

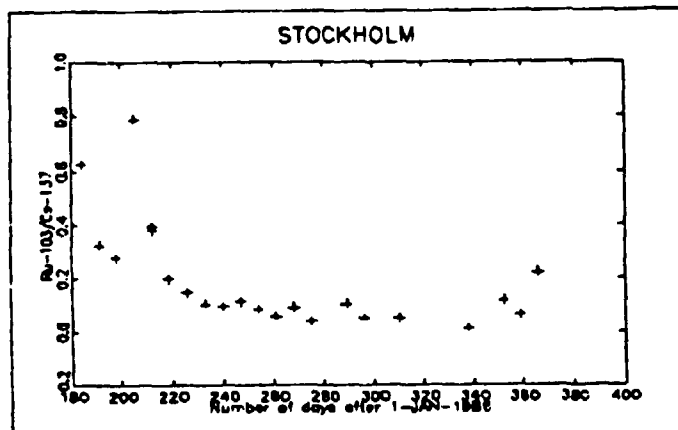


Fig 5d. Aktivitetsförhållandet Ru-103/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

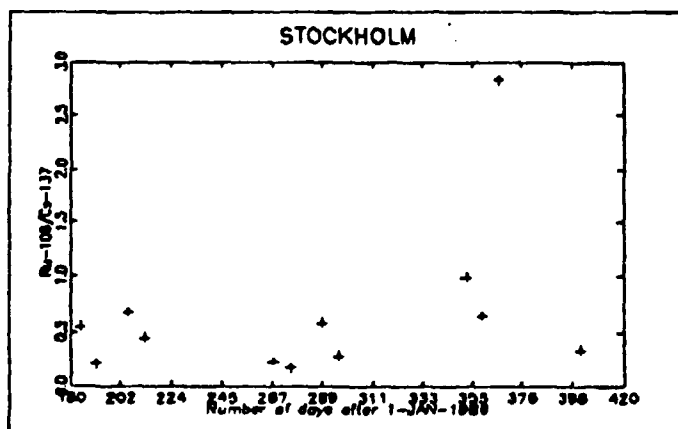


Fig 6e. Aktivitetsförhållandet Ru-106/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

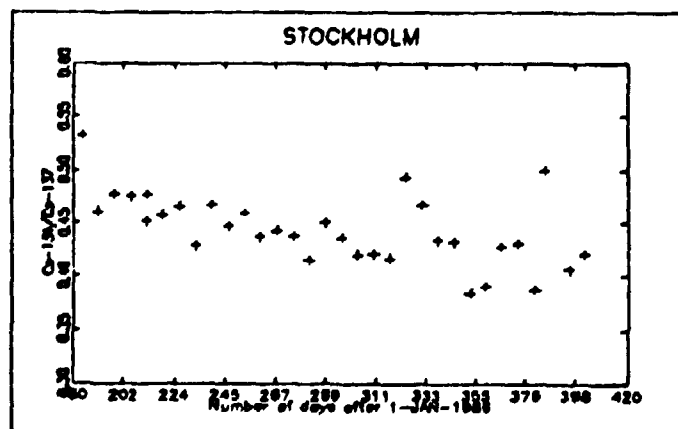


Fig 6f. Aktivitetsförhållandet Cs-134/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

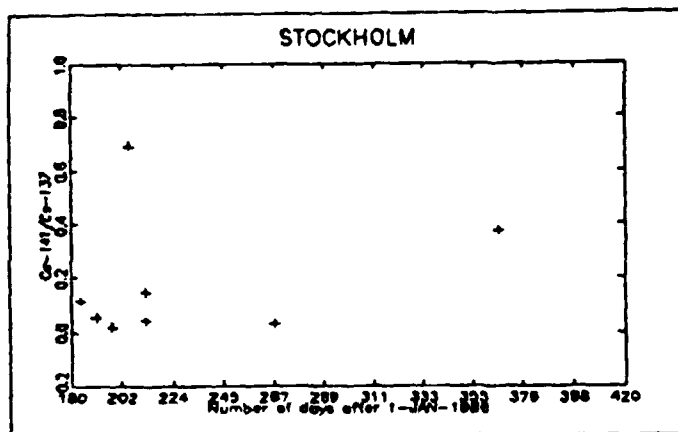


Fig 6g. Aktivitetsförhållandet Ce-141/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

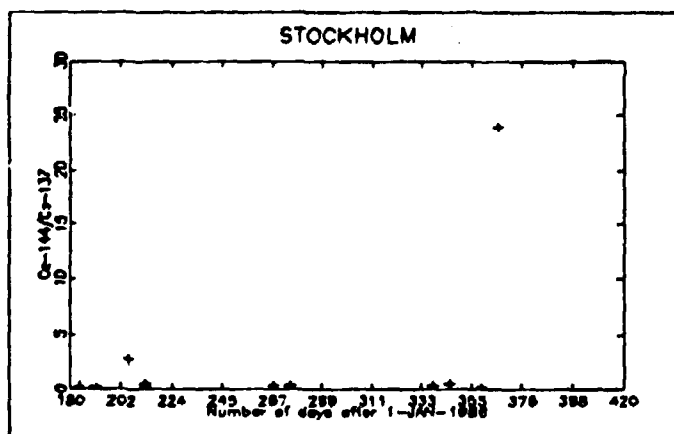


Fig 6h. Aktivitetsförhållandet Ce-144/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

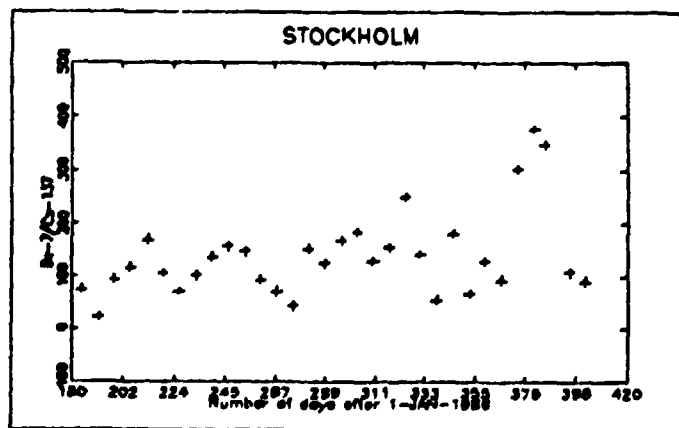


Fig 6i. Aktivitetsförhållandet Be-7/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

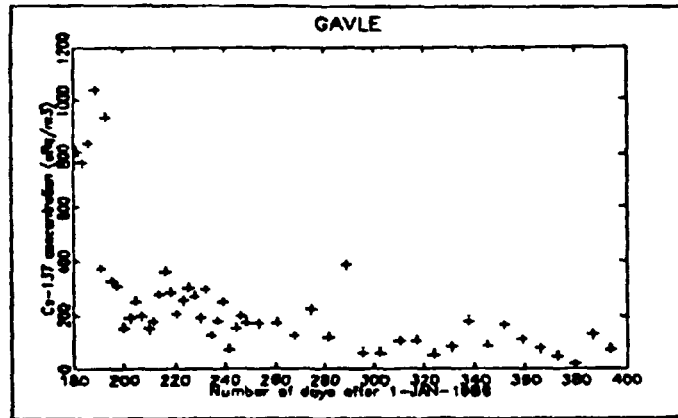


Fig 7a. Cs-137 koncentrationen i luft (Bq/m³) under andra halvåret 1986 och början av 1987.

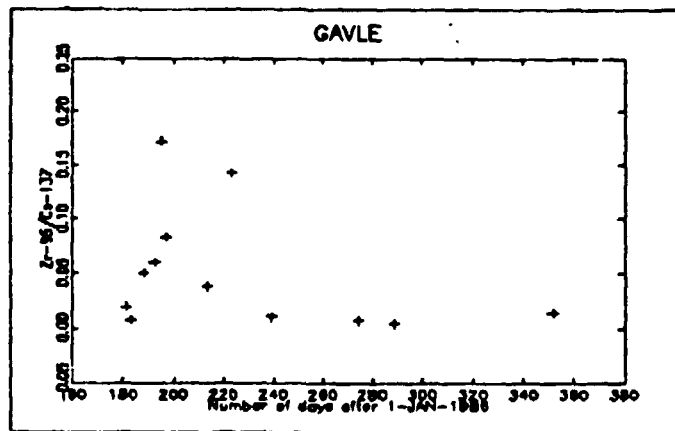


Fig 7b. Aktivitetsförhållandet Zr-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

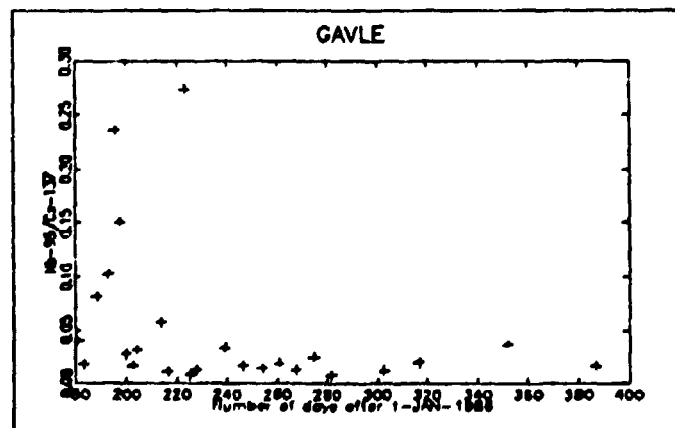


Fig 7c. Aktivitetsförhållandet Nb-95/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

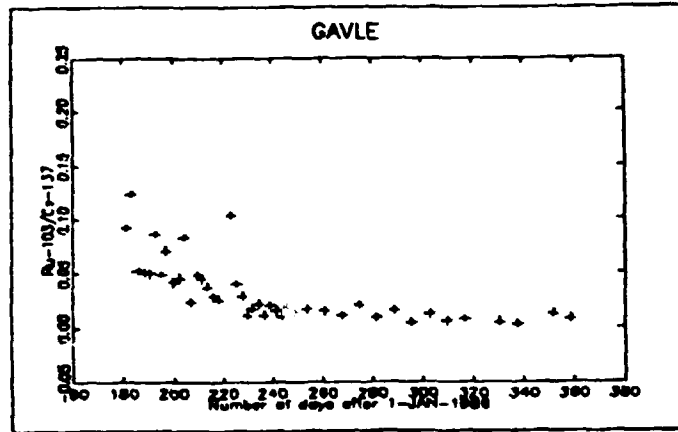


Fig 7d. Aktivitetsförhållandet Ru-103/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

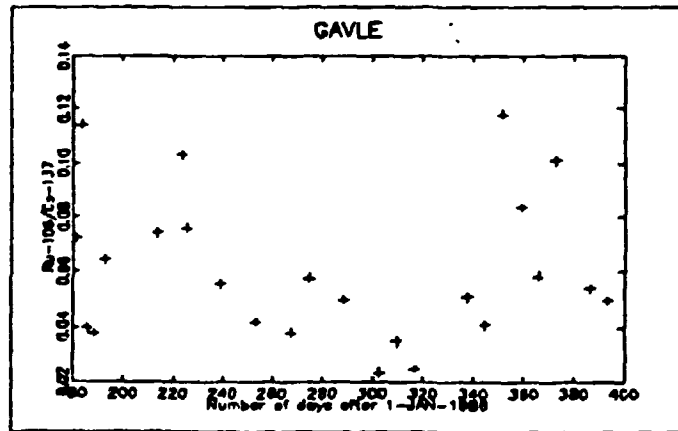


Fig 7e. Aktivitetsförhållandet Ru-106/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

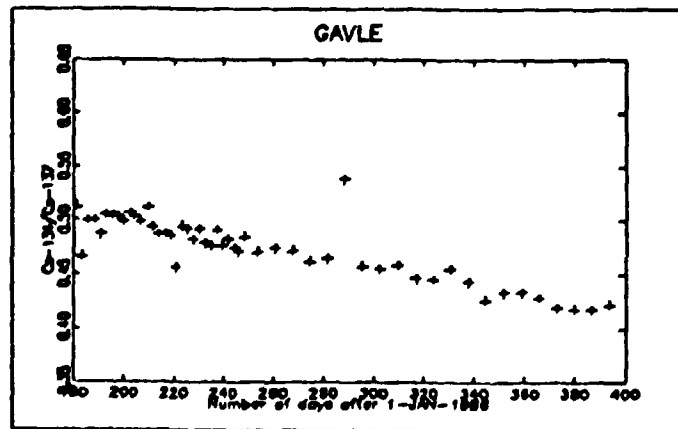


Fig 7f. Aktivitetsförhållandet Cs-134/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

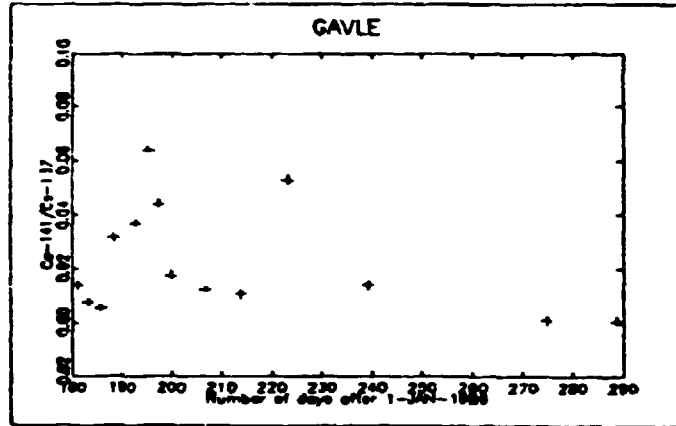


Fig 7g. Aktivitetsförhållandet Ce-141/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

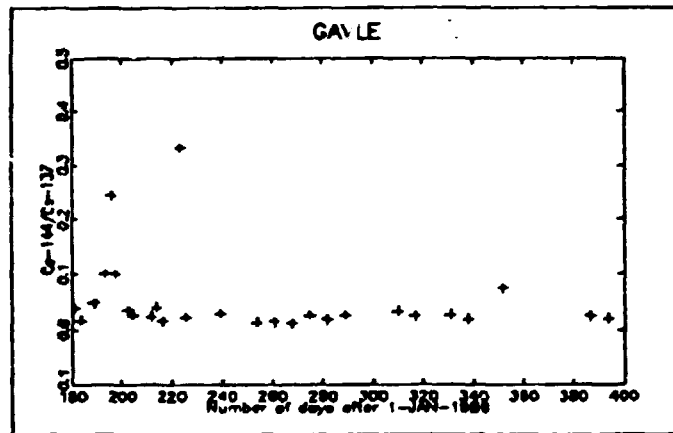


Fig 7h. Aktivitetsförhållandet Ce-144/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.

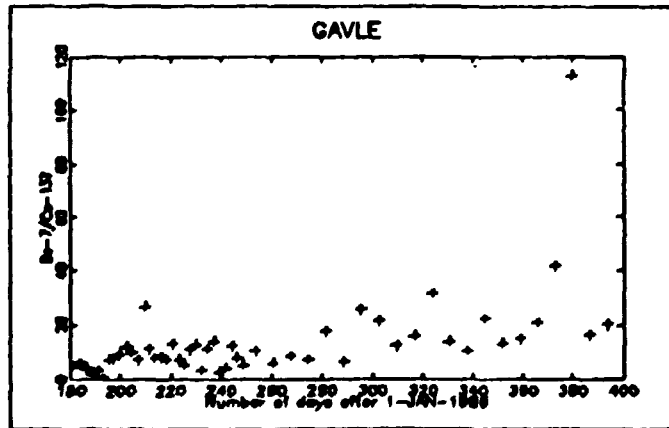


Fig 7i. Aktivitetsförhållandet Be-7/Cs-137 i luft under andra halvåret 1986 och början av 1987.