

## **Dioxin måleprogram Statusrapport april 2004**

Jørgen Vikelsøe  
Afdeling for Atmosfærisk Miljø  
DMU Roskilde

### **Dioxinmissioner: Mere viden om kilder og emissioner**

Gennemførte aktiviteter og resultater

#### **Indhold**

Jord.....	2
Perkolat .....	10
Affaldsforbrænding. Bromerede dioxiner.....	12
Deposition .....	16
Luft.....	20
Sediment .....	23
Komælk.....	25
Modermælk.....	27
Referencer .....	29

## Jord

### Overordnede mål:

- At undersøge den geografiske fordeling af dioxin i jord i Danmark, herunder forskellen på land- og byzone
- At undersøge om der er en indflydelse af diffuse kilder og punktkilder

### Formål med denne opfølgende undersøgelse:

- At komplettere den geografiske undersøgelse (med bl.a. Sønderjyske og trekant område)
- At undersøge om park- og havejord i byer er særlig belastede
- At undersøge dybdeprofil fra højt slamgødet jord til 0,5 m dybde
- At undersøge jord nær affaldsforbrændingsanlæg for bromerede dioxiner (PBDD/F)

### Plan

Undersøgelse af dioxin (PCDD/F) niveauet i:

- Reference landbrugsjord i det Sønderjyske område
- Park- og/eller havejord fra København, og provinsbyer
- Jord ved DMU depositions stationer Fredensborg.
- Jord anvendt til græsning fra Rosenholm Kommune
- Dybdeprofil fra højt slamgødet jord ved Roskilde

Undersøgelse af bromeret dioxin (PBDD/F) i:

- Jord nær affaldsforbrændingsanlæg samt i fredet jord til sammenligning.

### Status

Prøverne i ovenstående plan blev udtaget af DMU 2002 og 2003. Der er hermed indsamlet i alt 72 jordprøver, indbefattet gamle prøver og prøver indsendt af amterne. Alle prøver er analyseret.

### Baggrund

Planen i første undersøgelse gik ud på at måle dioxinindholdet i jorden i landzoner øst for fladekilder (industriområder, byer) eller punktkilder (elværker, affaldsforbrændingsanlæg, stål- valseværket, cement-fabrik). I den fremherskende vestenvind må dioxinen forventes at blive transporteret til disse (eksponerede) zoner. Dette blev sammenlignet reference zoner fjernt fra kendte kilder, for at konstatere om der var forhøjet dioxin i jorden nær kilder. Men ud fra resultaterne kunne konkluderes:

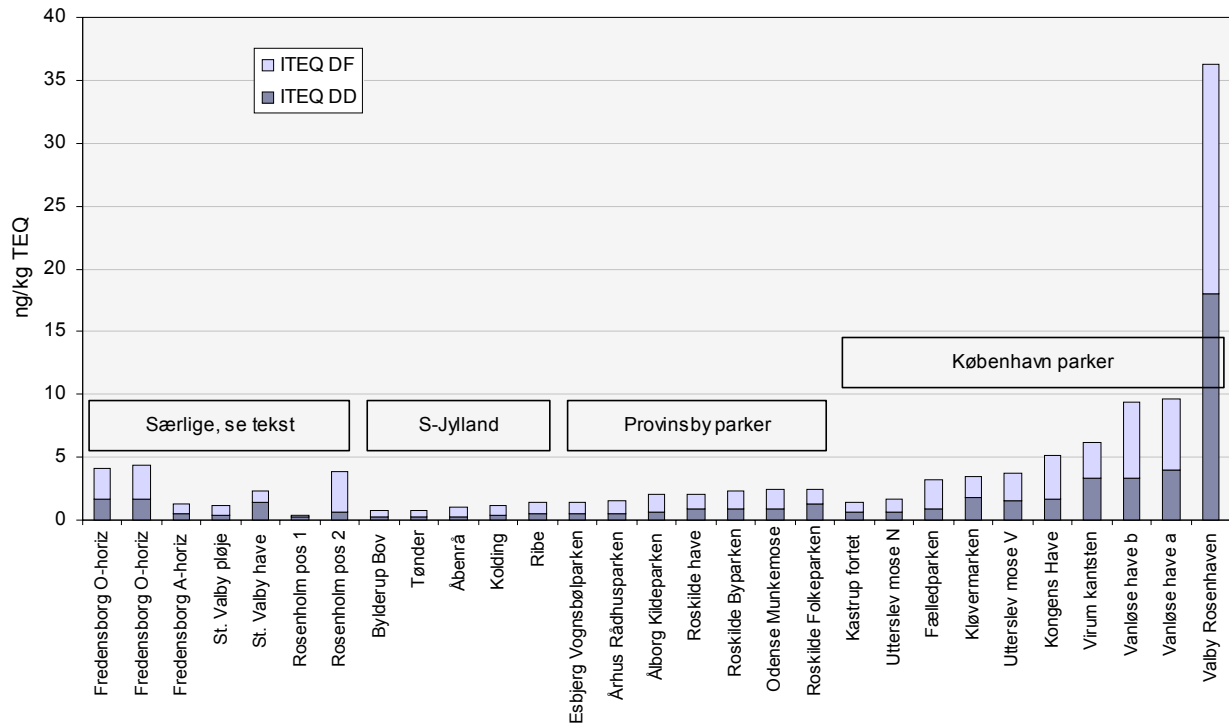
Ingen signifikant forskel mellem reference- og eksponerede landzoner  
Stærk forhøjede dioxin koncentrationer i byzoner (København & Nyborg)  
Tegn på en nord- syd gradient .

Nærværende undersøgelse tager udgangspunkt i dette og følger op på disse problemstillinger. Den Sønderjyske undersøgelse på nord- syd forskellene, idet det sydlige Jylland var underrepræsenteret i det hidtidige program. Derudover gennemføres en park- og have undersøgelse, der omfatter udvalgte større provinsbyer og et udvidet program i København. Den foregående undersøgelse er beskrevet i DMU Statusrapport (2002) og (2003), og af Vikelsøe (2002 og 2004).

### Resultater

Figur 1 giver en oversigt over de vigtigste resultater fra nærværende undersøgelse af den geografiske fordeling, vist efter delundersøgelse (Landzone i Sønderjylland, og parker (inkl. haver) i provinsbyer og København). Inden for hver kategori er data sorteret efter stigende I-TEQ værdi. Desuden specialundersøgelsen fra Fredensborg, St. Valby og Rosenholm (omtalt senere).

Det ses umiddelbart af Figur 1 at københavnske parker og haver generelt har væsentligt højere dioxin-niveau sammenlignet med provinsby parker, omend med et vist overlap. Desuden ses, at landbrugsjorden i det Sønderjyske område er lavere end provins-parkerne. I det følgende er de enkelte delundersøgelser beskrevet nærmere.



**Figur 1.** Oversigt over resultater fra nærværende undersøgelse af geografisk fordeling af dioxin i jord, arrangeret efter delundersøgelse. I Sønderjylland (landzone) og parker fra provinsbyer og København (heri indbefattet haver mm.) er data sorteret efter stigende I-TEQ værdi.

### **Særlig undersøgelse: St. Valby, Rosenholm og Fredensborg**

Prøverne fra St. Valby (en landsby nær DMU Roskilde) er analyseret for at undersøge om der er forskel på pløjemark og havejord fra samme lokalitet. Det er der, idet det ses at havejorden indeholder ca. det dobbelte. Dette kan ikke stamme fra tidligere brug af bekæmpelsesmidler i haven (f.eks. chlorphenoxysyrer), da man netop på denne lokalitet er sikker på at sådanne midler dette ikke har været brugt. Forskellen kan heller ikke være forårsaget af forskellig deposition, der er den samme på samme lokalitet. Det lave indhold i pløjejorden er sandsynligvis et generelt træk ved landbrugsjord, og kan skyldes en forøget dioxin-nedbrydning som følge af dyrknings aktiviteter. Dette resultat underbygger de øvrige resultater fra landbrugsjord, og af udenlandske undersøgelser (Yake et al., 2000). Derudover er det bemærkelsesværdigt, at niveauet i landsbyhaven er lige så høj som provinsby parker (mere herom senere).

Ved en undersøgelse af græs fra en lokalitet i Rosenholm kommune fandtes et højt dioxin indhold. Der blev derfor af DMU udtaget to prøver af jord fra lokaliteten (anvendt til fåregræsning) for at se om det høje indhold i græs var ledsaget af en tilsvarende forhøjelse i jord. Resultaterne ses i Figur 1, hvoraf det fremgår at prøven fra position 1 har et meget lavt indhold sammenlignet med de øvrige fra landzone (dvs. Sønderjylland og St. Valby), hvorimod position 2 har en meget højere indhold, som når op på niveau med Fælledparken i København. Det høje resultat underbygger resultatet fra græs-undersøgelsen, og skyldes formentlig, at marken lå tæt på et nedlagt forbrændingsanlæg.

På DMUs depositions station i en granplantage ved Fredensborg er udtaget to prøver fra O-horizonten (det overliggende organiske lag, som her mest består af grannåle) og en fra A-horizonten (0-10 cm dybde i det egentlige jordlag, som her er muld). Det ses af Figur 1, at dioxinkoncentrationen i A-horizonten ligger på niveau med landbrugsjord (Sønderjylland og St. Valby). Derimod har O-horizonten omkring 3 gange højere indhold, hvilket uden tvivl skyldes grannålens voksagtige overflade, som optager og binder dioxin fra luft og nedbør. Prøverne er også taget for at sammenligne koncentrationen i grannåle med depositionen på området, omtalt i afsnittet herom.

### ***Parker og haver i provinsbyer og København***

Resultater i dioxin måleprogrammet 2003 viste at jord i byzoner tilsyneladende er forurenede mere med dioxin end landzoner. Ganske vist var der kun analyseret 5 prøver i byzone hvoraf 4 i København, men konklusionen blev understøttet af en parallel undersøgelse af jord i København (NIRAS, 2002, omtalt i DMU Statusrapport april 2003).

Det ses i Figur 1 at Københavnske parkers og havers dioxin niveauer går fra 1,6-34 ng/kg I-TEQ, hvilket skal sammenlignes med provinsbyernes parker der går fra 1,5-2,5 ng/kg I-TEQ. Roskilde og Odense er lidt højere end de laveste Københavnske værdier Kastrupfortet og Utterslev mose N. Landsby haven i St. Valby ses at ligge på samme niveau som provinsby parkerne. Der er altså ikke tale om en generel tendens til høje værdier i byparker, men snarere at Københavnske niveauer er højere end provinsbyer generelt. Resultaterne er i overensstemmelse med de tidligere resultater fra måleprogrammet i 2002-3, men spænder over et større koncentrations område.

Den suverænt højeste værdi i Figur 1, 34 ng/kg I-TEQ, er målt i jord fra Valby Rosenhave i København, som er anlagt på en opfyldt deponi grund. Dette var også tilfældet med Tiøren (en Københavnsk park på det østlige Amager), hvor der i 2002 blev målt et højt dioxinindhold (Statusrapport april 02). Jorden fra Tiøren indeholdt slagger, som dengang formodedes at være årsag til den høje værdi, hvorimod jorden fra Rosenhaven ingen synlige slagger indeholder. Kastrupfortet, som ligger i nærheden af Tiøren og som har henligget uberørt siden det blev anlagt på Estrups tid, blev udvalgt for at konstatere om der er tale om en generel forurening af Østamager med dioxin, eller en specifik forurening af Tiøren. Hvis dioxinindholdet i jorden udelukkende stammede fra atmosfærisk deposition (nedfald fra luften), skulle dioxinindholdet på hele Østamager forventes at være højt. Luften må nemlig – ved sin passage over Københavnsområdet i den fremherskende vestlige vindretning – blive tilført dioxin fra kilder i hele dette område, hvilket vil ophobe dioxin i luftrummet i østlig retning. Østamager indtager derfor en særstilling. Det høje resultat fra Tiøren 2002 og resultaterne fra jordundersøgelsen 2003 sammenholdt med NIRAS Københavns undersøgelse kunne tolkes på denne måde. Men det lave resultat der nu er fundet på Kastrupfortet antyder at det ikke er så enkelt. Dette resultat understøttes af luft-målingerne (omtales i Luft-afsnittet). I samme retning peger resultatet fra Kløvermarken (et græsområde ligeledes på Østamager), her er fundet et mellemhøjt dioxinindhold omkring 4 ng/kg I-TEQ. Tilstedeværelsen af slagger i prøven fra Tiøren kunne meget vel - som formodet i Statusrapporten 2002 - være ansvarlig for denne prøves høje indhold. På den anden side viser det meget høje resultat fra Rosenhaven, at et højt dioxin indhold kan findes i jord uden slagger. Det er en nærliggende antagelse, at de høje dioxin indhold i Rosenhaven og Tiøren må hænge sammen med disse parkers anlæggelse på gamle deponier, og at dioxinen meget sandsynligt stammer fra affaldet eller fyldet (måske fra flyveaske, kemikalier, eller jord fra lossepladser hvor der har været afbrændt PVC).

Fælledparken og Kongens Have i det indre København udmærker sig ved at have henligget uforstyrret siden Chr. IV's tid. Her blev begge steder fundet mellemhøje værdier. Dette må skyldes en kombination af deposition og måske anvendelse af ukrudtsmidler. Den lave værdi på Kastrupfortet kunne i så fald forklares hvis der her ikke har været brugt sådanne midler.

Haven i Vanløse (villaområde i København) har – sammenlignet med de fleste Københavnske parker - et uforholdsmæssigt højt dioxin indhold, som er uforklaret. For at tjekke det gamle resultat fra 2003 (Vanløse a), er prøven blevet analyseret igen (Vanløse b), også for samtidig at tjekke analysemetodens reprodu-

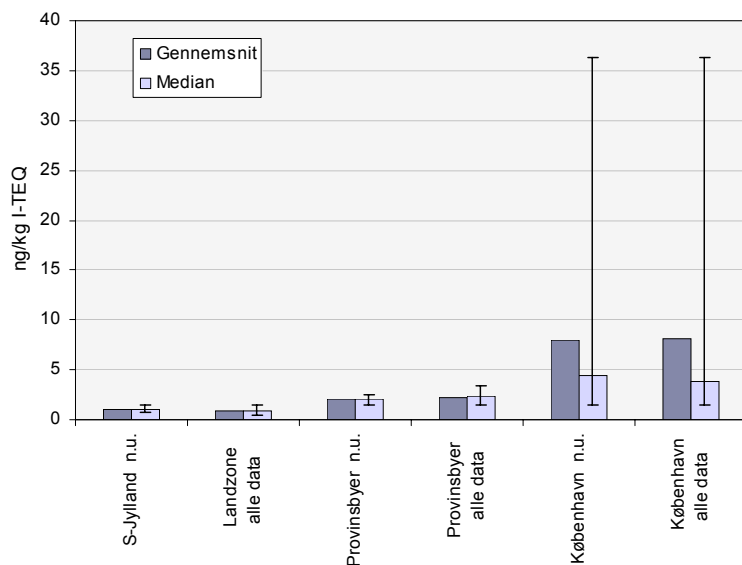
cerbarhed og langtidsstabilitet. Det ny resultat ligger meget nær det gamle, hvilket bekræfter denne høje indhold og tillige viser, at analysemetodens reproducerbarhed er tilfredsstillende.

Prøven fra Virum (et villaområde nord for København) består af jord der havde samlet sig i et tyndt lag i rendestenen i en villavej. Her er dioxinindholdet over det dobbelte sammenlignet med havejord fra samme sted.

Dioxin indholdet i jord fra provinsparkerne ligger alle i et meget snævert koncentrationsområde der går fra 1,5-2,5 ng/kg I-TEQ. Der er en næsten glidende overgang fra disse værdier til landbrugsjord, som går fra 0,8-1,3 ng/kg I-TEQ (alle data inkl. tidligere måleprogrammer 2002-03). Som nævnt ligger parker i provinsbyer på niveau med en enkelt prøve fra en landsbyhave (St. Valby, omtalt ovenfor), hvilket antyder at større provinsbyer ikke er specielt dioxin belastede.

### Sønderjylland

Det sydlige Jylland var ikke repræsenteret i dioxinmåleprogrammet 2002-3, hvorfor dette område, som også har betydning pga. beliggenheden nær grænsen, blev inddraget i nærværende undersøgelse. Der blev analyseret et antal prøver fra Sønderjylland for at undersøge om der her findes en forhøjet værdi, som kunne skyldes en mulig forurening sydfra. Resultaterne er vist i Figur 1, men en mere instruktiv sammenligning med den øvrige landzone er vist i Figur 2, som indeholder en deskriptiv statistik over nuværende undersøgelse samt en samlet statistik over alle tilsvarende data fra hele måleprogrammet.



**Figur 2.**

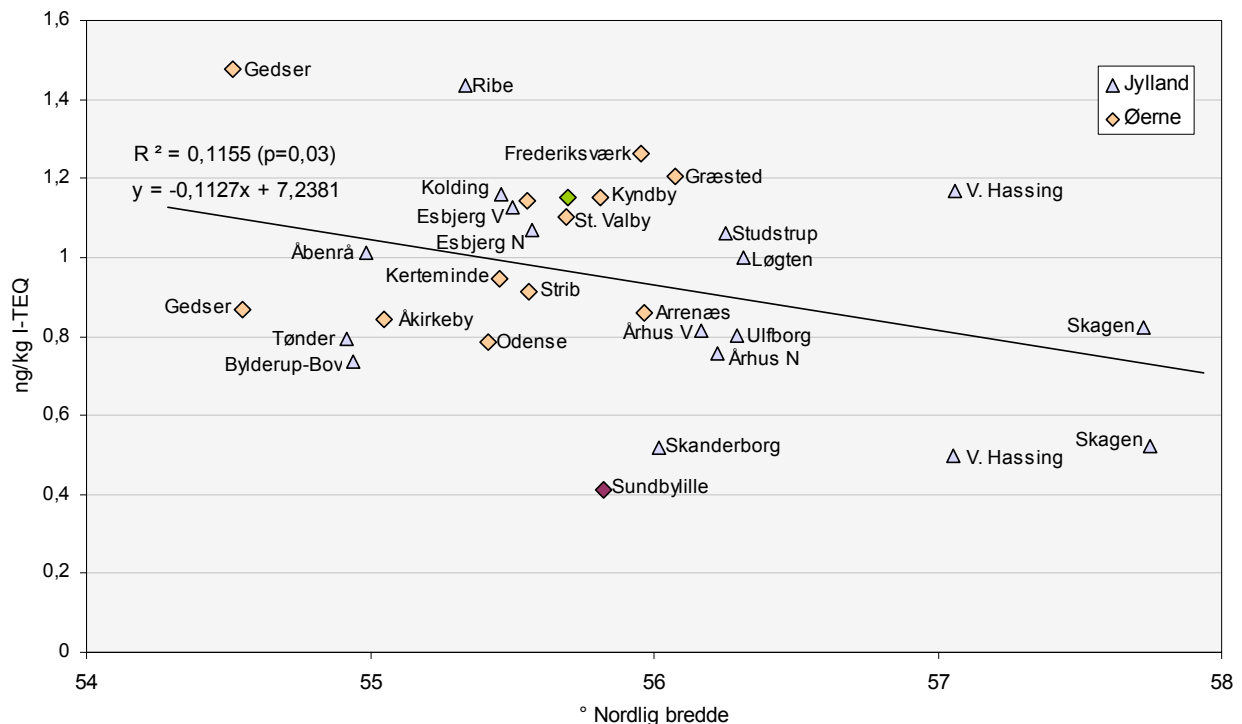
Gennemsnit, median, minimum og maksimum af dioxin i jord fra landzone i Sønderjylland samt fra parker og haver i provinsbyer og København. Nærværende undersøgelse (n.u.) sammenholdt med de samlede tilsvarende data fra hele måleprogrammet (alle data).

Det fremgår af figuren, at dioxin gennemsnittet i jord i Sønderjylland er af samme størrelsesorden som gennemsnittet i landzone i det samlede måleprogram. Gennemsnittet for Sønderjylland er ikke statistisk signifikant højere end gennemsnittet for den øvrige landzone ved t-test (enkelt-sided, fælles varians,  $p = 0,24$ ). Men t-testen er ikke særlig følsom bl.a. pga. det ringe antal prøver fra Sønderjylland, hvorimod regressionsanalyse er mere velegnet.

### Nord-Syd gradient

I dioxinmåleprogrammet 2003 fandtes en tendens til at koncentrationen steg fra nord mod syd i jordprøverne fra landzone (geografisk nord syd gradient). En sådan kunne forventes, fordi Danmark ligger mellem det mere forurenede Sydeuropa og det mindre forurenede Norden. Dette var en medvirkende årsag til at gennemføre Sønderjyllands programmet. For at studere dette fænomen nærmere, er der er udført re-

gressionsanalyse på alle landzone data arrangeret efter geografisk beliggenhed udtrykt i grader nordlig bredde. Der er endvidere udført regression på data fra Jylland og fra Øerne hver for sig, Figur 3. Som regressionsanalysen i figuren viser, er der en faldende tendens mod nord, idet koncentrationen aftager med omkring 0,11 ng/kg I-TEQ pr. breddegrad. Dette fald er statistisk signifikant, idet hældningskoefficienten i regressionsligningen er signifikant mindre end nul (enkelt-sided t-test,  $p = 0,03$ ). For Jylland alene er der en svag signifikant tendens ( $p = 0,06$ ), mens der ingen signifikans er for øerne alene ( $p = 0,36$ ; disse regressionsanalyser er for overskuelighedens skyld ikke vist i figuren). Det vil sige at signifikansen øges jo flere data der inddrages.



**Figur 3.** Dioxin i landzone i jord fra Jylland og Øerne iflg. geografisk placering efter breddegrad (Syd mod Nord). Fredet reference markeret med grønt (Ejby), lavt slamgødet jord med brunt (Sundbylille). Regressionslinie, ligning og korrelationskoefficient gælder for hele landet (alle data for landzone). Den aftagende tendens mod nord er et statistisk signifikant ( $p=0,03$ ).

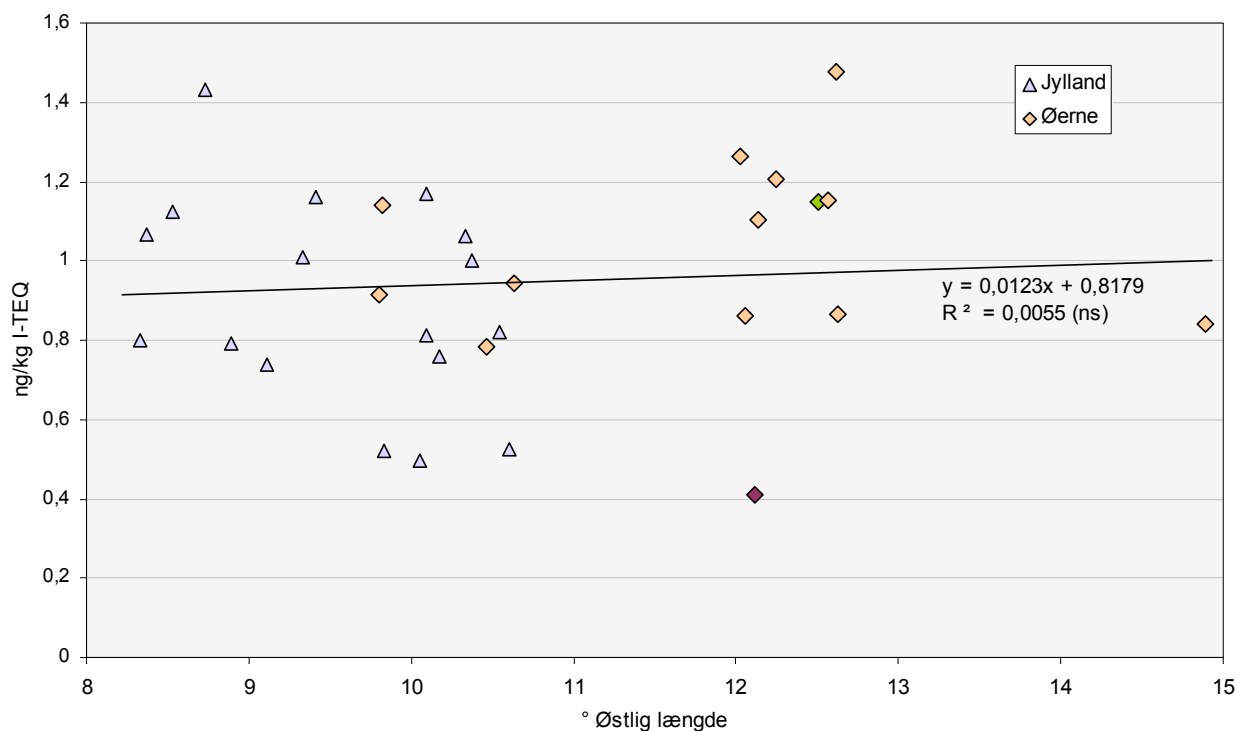
Der ses endvidere en vis tendens til lokal overensstemmelse. F.eks. befinder de Nordsjællandske prøver sig i en tæt gruppe øverst i midten (St. Valby/Kyndby/Frederiksværk/Græsted), hvilket sikkert skyldes befolkningstætheden i dette område. Også prøverne fra Århus N/Århus V, Studstrup/Løgten, Kolding/Esbjerg N/Esbjerg V samt Tønder/Bylderup-Bov/Åbenrå ligger i grupper. Derimod er der mærkeligt nok stor forskel på dobbeltprøverne fra Gedser, Vester Hassing og Skagen, som på hver lokalitet er taget med nogle km afstand.

Det rekord lave resultat fra Sundbylille (markeret med brunt i figuren) danner en bemærkelsesværdig undtagelse, idet denne lokalitet var lavt slamgødet. Det ville være meget interessant, hvis den lave koncentration hang sammen med slamgødningen. Men det er for usikkert at drage en sådan konklusion på grundlag af et enkelt resultat.

#### *Vest-øst gradient*

Et andet aspekt er ændringen i koncentrationen i fra vest mod øst. I Figur 4 er vist en tilsvarende regressionsanalyse arrangeret efter østlig længdegrad. Men som det ses, er regressionslinien næsten vandret, og

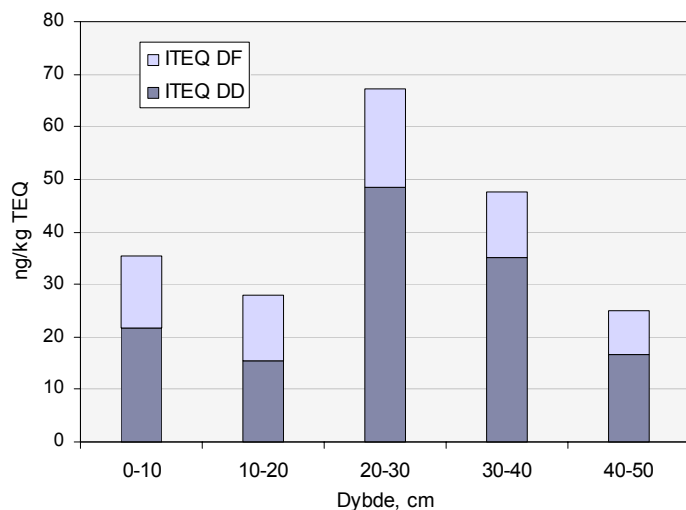
hældningen er ikke statistisk signifikant forskellig fra nul ( $p=0,35$ ). Dvs. at der ikke kan påvises nogen overordnede geografiske koncentrationsændringer i østlig retning.



**Figur 4.** Dioxin i landzone i jord fra Jylland og Øerne iflg. geografisk placering efter længdegrad (Vest mod Øst). Fredet reference markeret med grønt (Ejby), lavt slamgødet jord med brunt (Sundbylille). Regressionslinie, ligning og korrelationskoefficient gælder for hele landet (alle data for landzone). Der er ingen statistisk signifikant tendens.

#### Dybdeprofil på højt slamgødet jord

Bistrup ved Roskilde har været tilført store mængder slam gennem mange år, og i jorden på denne lokalitet er fundet store mængder af miljøfarlige stoffer, bl.a. phthalater, nonylphenoler, PAHer, bromerede flammehæmmere og PCBer (Vikelsøe et al., 2002) i en jordprofil ned til 50 cm dybde. De to øverste lag til 20 cm dybde (pløjelaget) blev analyseret for dioxin i måleprogrammet 2002, og indeholdt samme høje dioxin-mængde. I nærværende undersøgelse er jordprofilen blevet analyseret til fuld dybde. Resultaterne ses i Figur 4. Det fremgår, at de to øverste lag i pløjelaget begge indeholder omkring 30 ng/kg TEQ, hvorefter koncentrationen brat stiger til over det dobbelte i 20-30 cm dybde.



**Figur 5.**

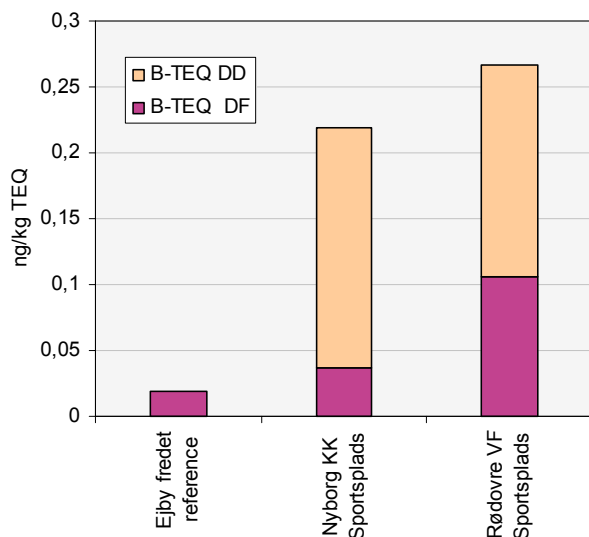
Dioxin i dybdeprofil af jord på Bistrup, en højt slamgødet lokalitet ved Roskilde.

Denne koncentration betegner det højeste der er målt i jord i dioxinmåleprogrammet overhovedet. Derefter aftager koncentrationen jævnt indtil lidt under værdien i pløjelaget. Denne bemærkelsesværdige profil må formentlig være opstået ved at dioxin er trængt ned på en tid hvor slammet indeholdt større mængder dioxin end i dag, ellers er det umuligt at forklare fremkomsten af så høje koncentrationer. Hvorledes det er sket er kan være vanskeligt at sige, da dioxin er praktisk taget uopløseligt i vand, og de øvrige undersøgelser bl.a. af fredet jord viser at dioxinen ikke i kendeligt omfang transporteres ned under 10 cm dybde. Transportmekanismen er ukendt. Muligvis kan der være tale om emulgering som følge af detergenter i slammet, der indeholder mange andre miljøfremmede stoffer. Men det kan også dreje sig om opblanding, f.eks. i forbindelse med dybdepløjning. Der kan derefter være sket en delvis nedbrydning af dioxinen i pløjelaget, hvilket ville give en plausibel forklaring på springet ved 20 cm dybde, der jo netop er pløjedybden. Det er foruroligende, at der findes så høj en koncentration i så stor dybde.

### **Bromerede dioxiner (PBDD/F) i jord nær affaldsforbrændingsanlæg.**

I forbindelse med undersøgelsen af røggas fra Vestforbrænding (VF) og Kommune Kemi (KK) blev udtaget jordprøver øst for anlæggene i den eksponerede zone. Disse prøver er analyseret for PCDD/F, og omtalt i Statusrapporten fra 2002. Da røggassen er analyseret for såvel PBDD/F som PCDD/F, vil det være vigtigt at konstatere om der findes en evt. forurening med PBDD/F i jorden disse steder. For at have et sammenligningsgrundlag blev reference-jorden fra Ejby ligeledes analyseret for PBDD/F.

Resultaterne ses i Figur 5, anført som toksiske ækvivalenter. Desværre findes ikke noget officielt TEQ system for PBDD/F. Men hvis man forudsætter at de bromerede og de mixede er lige så toksiske som de chlorerede med samme halogen-positioner, bliver det muligt at tildele hver enkeltcongener en toxicitets ækvivalent faktor svarende til internationale I-TEQ, ved at tildele hvert bromeret congener (enkeltstof) samme toxicitetsfaktor som den tilsvarende chlorerede congener med samme halogen positioner. I figurens stablede søjlediagram med B-TEQ for henholdsvis PBDD (DD) og PBDF (DF). Det fremgår af figuren, at jorden nær affaldsforbrændingsanlæg er domineret af PBBD, mens den fredede jord kun har PBDF og i meget lavere koncentration. Dette kunne umiddelbart tyde på en lokal forurening med PBDD/F, selvom det ikke med sikkerhed kan tilskrives affaldsforbrændingsanlæggene.



**Figur 6.**

PBDD/F (bromeret dioxin) i jord nær forbrændingsanlæg for hhv. farligt (KK) og kommunalt (VF) affald. Til sammenligning et fredet område (Ejby på Hornsherred, Sjælland).

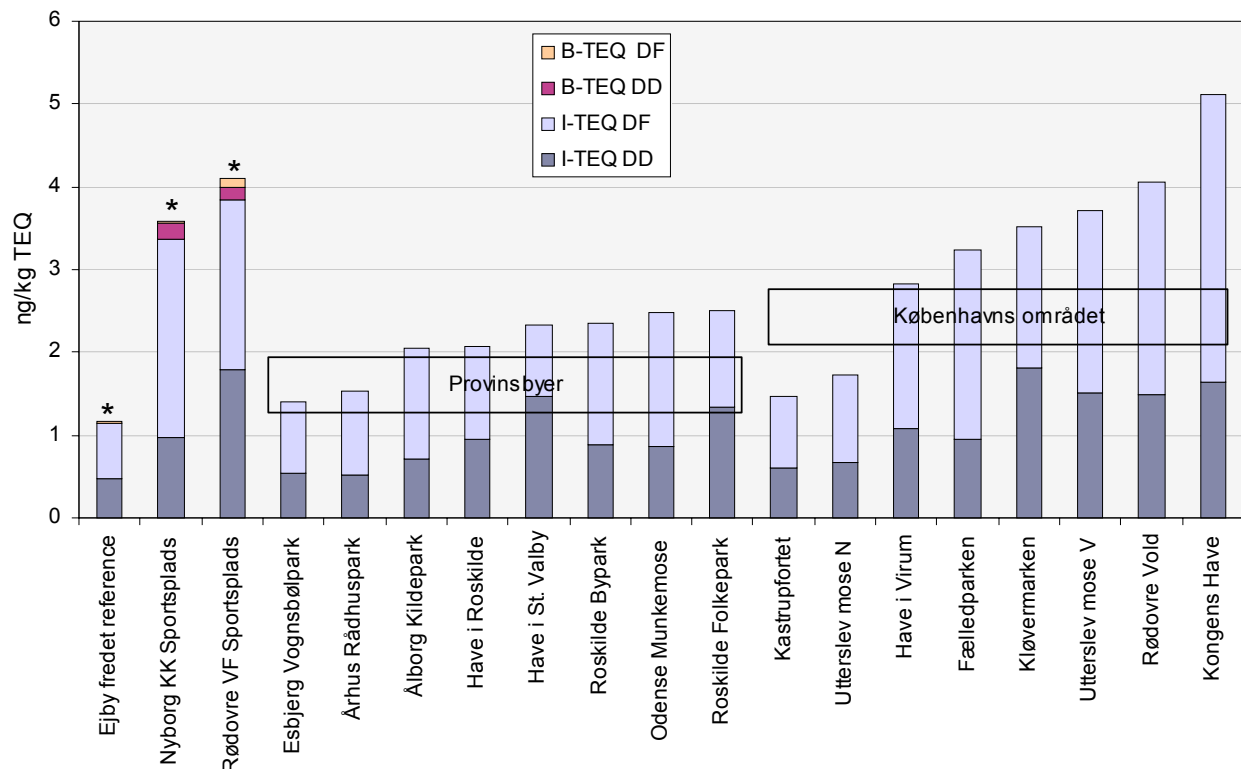
De uofficielle B-TEQ er fremkommet ved at tildele hver PBDD/F congener samme toxicitetsfaktor (I-TEF) som den tilsvarende fuldt chlorerede PCDD/F congener med samme halogen positioner.

En sammenligning af indholdet af PBDD/F og PCDD/F i de samme prøver ses i Figur 7. Som det fremgår, er koncentrationen af PBDD/F langt mindre end af PCDD/F. Desuden er PCDD/F af samme størrelsesorden for Ejby og Nyborg, men væsentlig højere for Rødovre, hvorimod som nævnt PBDD/F er af lignende størrelsesorden for disse lokaliteter, men Ejby er forsvindende i sammenligning. Ved målingerne



i røggas blev der fundet et større indhold af PBDD/F i KK, som brænder affald med et stort brom indhold, sammenlignet med VF, som kun brænder kommunalt affald (Statusrapporten 2003). Det større indhold af PBDD/F i røggassen fra KK afspejles således ikke i jorden i nærheden af anlægget, hvilket er en vigtig konklusion, og taler imod at hele PBDD/F indholdet i jorden stammer fra affaldsforbrænding. Forklaringen kunne ligge i andre kilder; en mulighed er udslip fra brande, bl.a. har en svensk undersøgelse vist at en brand i et TV-apparat omdannede de bromerede flammehæmmere næsten helt til PBDD/F (Söderström & Marklund, 1999).

Et yderligere aspekt er sammenligning med det generelle niveau for tilsvarende områder. Figur 7 viser en sådan sammenligning af PBDD/F for de tre prøver med PCDD/F niveauet i provinsbyer og i Københavnsområder, i hver region sorteret efter stigende I-TEQ. Som det ses, skiller Ejby sig ud med et lavt B-TEQ niveau, hvilket antyder at PBDD/F belastningen i landzone er ubetydelig. Det er bemærkelsesværdigt at KK sportsplads har højere I-TEQ end de øvrige provinsbyer. I statusrapport 2002 blev konkluderet – på det dengang tilgængelige datagrundlag – at der ikke var beviser for en forhøjet værdi nær KK.



**Figur 7.** PBDD/F (bromerede dioxiner) i jord fra fredet område i Ejby, Nyborg nær KK og Rødovre nær VF, sammenligning med PCDD/F i jord fra provinsbyer og Københavnsområdet.  
\*) analyseret for PBDD/F

## Perkolat

### Formål:

At undersøge om dioxin i perkolat fra lossepladser udgør et miljøproblem, f.eks. for grundvand eller overfladevand.

### Plan

Foruden de tidligere analyserede perkolater fra Hedeland losseplads nær Roskilde og Seden Strand nær Odense (Statusrapporter 2002 og 03) er indsamlet yderligere perkolat fra Avedøre Holme i København, Gerringe Losseplads ved Rødby, Hasselø Nor Losseplads ved Nykøbing F og Føvling i Sydjylland.

### Status

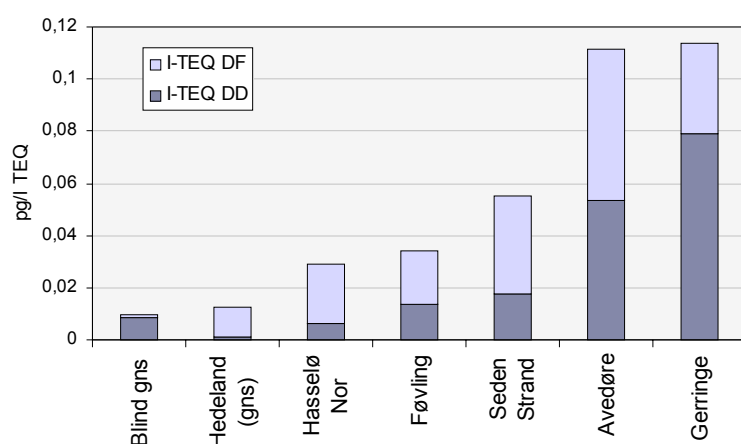
Alle planlagte prøver er indsamlet og analyseret.

### Metode

Der analyseres 20 l perkolat fordelt i 4 stk. 5 l glasflasker, som ekstraheres med toluen umiddelbart efter prøvemodtagelsen.

### Resultater

Figur 8 viser en samlet oversigt over alle resultater inklusive de tidligere analyserede prøver fra Hedeland nær Roskilde (almindeligt affald) og Seden strand nær Odense (særligt affald). Til sammenligning er gennemsnittet af de i alt 4 blindbestemmelser vist i figuren, dette er i praksis det samme som detektionsgrænsen. I prøven fra Hedeland kan der ikke med sikkerhed påvises noget, fordi der anvendtes et mindre prøvolumen. Usikkerheden er stor så tæt på detektionsgrænsen, men der kan påvises dioxin i alle de øvrige prøver. Gerringe og Avedøre fremtræder som de højeste, fulgt af Seden Strand, disse er alle deponier for særligt affald, mens lave værdier findes på almindelige deponier Hedeland, Hasselø og Føvling. Der ser altså ud til at være en sammenhæng med deponi-typen, hvilket kunne tyde på at affaldet afgiver dioxin. Et yderligere træk er at PCDF er mere eller mindre konstant i alle prøver, mens PCDD varierer meget mere. Det medfører, at prøverne med de højeste koncentrationer er domineret af PCDD, mens de laveste domineres af PCDF.



**Figur 8.**

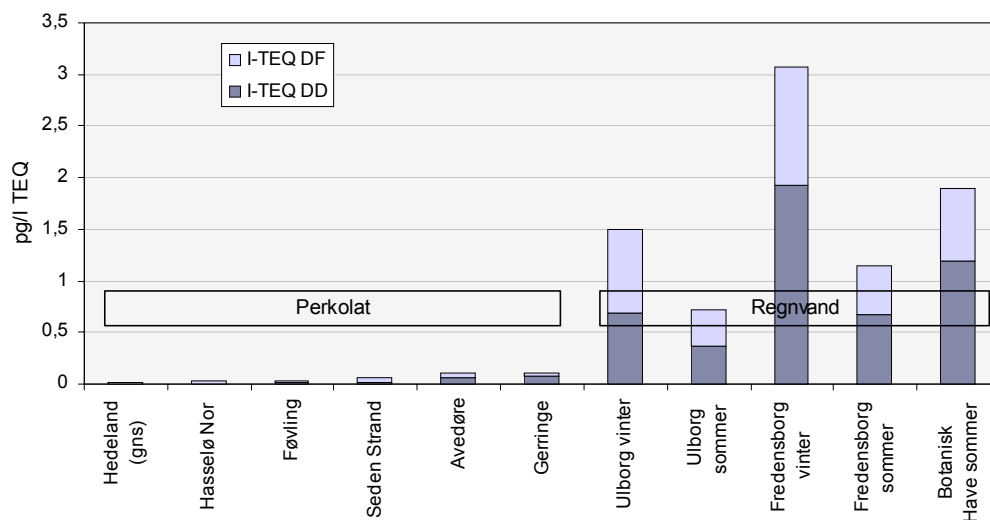
Dioxin i Perkolat fra lossepladser.

I-TEQ bidrag for henholdsvis: PCDD (I-TEQ DD) og for PCDF (I-TEQ DF)

Detektionsgrænsen kan i praksis sættes til blind-gennemsnittet (gns)

Men selv de højeste perkolat-koncentrationer er små sammenlignet med regnvand. Figur 9 viser en sådan sammenligning, som er opdateret med de nyeste resultater fra depositions-programmet (omtalt i afsnittet herom) i Ulfborg, Fredensborg og Botanisk Have i Kbh. hhv. sommer og vinter.

Koncentrationen i perkolat fra Gerringe og Avedøre er omkring 0,1 pg/l I-TEQ, mens koncentrationen i regnvand fra Fredensborg vinter er ca 3 pg/l I-TEQ, hvilket er omkring 30 gange så meget. Dvs. at dioxin i perkolat må have væsentligt mindre miljømæssig betydning end regnvand, f.eks. for grundvand eller vandløb. Også selv om dioxin denne gang er påvist i perkolat i større koncentrationer end tidligere. En lignende konklusion blev allerede draget i statusrapporten 2003, men nu kan det samme siges på et mere fuldstændigt grundlag.



**Figur 9.**  
PCDD/F i perkolat og regnvand.

Den væsentlig mindre koncentration i perkolat skyldes dels at dioxin er meget tungtopløseligt i vand, og dels at det hovedsageligt er bundet til partikler, hvorfor det har svært ved at trænge gennem deponilagene. Teoretisk set kunne al dioxin i det undersøgte perkolat stamme fra nedbør, men som nævnt ovenfor er tyder de højere værdier fra specielle deponier på, at deponi-lagene sandsynligvis afgiver noget.

## Affaldsforbrænding. Bromerede dioxiner

### Formål overordnet

- At vurdere udslip til røggas og restprodukter af bromerede dioxiner (PBDD/F) fra forbrænding af hhv. farligt og kommunalt affald.
- At sammenligne udslippet af PCDD/F med PCDD/F.

### Særlige formål med nærværende undersøgelse

- At undersøge PCDD/F og PBDD/F i restprodukter fra røggasrensning.
- At udføre en masse balance beregning mellem røggas og restprodukter

### Plan

Der blev på VF og KK (foruden røgprøver) udtaget prøver af restprodukter fra røggasrensning under måleprogrammet 2002. Et udvalg af disse analyseres for såvel PBDD/F som PCDD/F.

### Status

Alle planlagte analyser er udført.

### Beskrivelse af anlæg

Vestforbrænding (VF) i Rødovre i Københavns vestegn modtager kommunalt affald fra en stor del af Københavnsområdet, og har en total kapacitet omkring 73 t affald i timen. Anlægget har 4 gamle ovnløner (1-4) som i 2001 blev udbygget med et fælles røggasrensningssystem for dioxin; samtidig blev en ny ovnlinie 5 taget i brug, født med dioxinrensning. Røggasrensningen for de gamle og for den nye ovnlinie er noget forskellige, men i begge sker dioxinfjernelsen med aktivt kul i posefiltre ("Politifiltre"). Det brugte aktive kul genindføres i ovnen. De vigtigste anlægsdata findes i Tabel 1.

Kommune Kemi (KK) i Nyborg modtager farligt affald fra hele landet, herunder flydende affald og elektronikskrot med et højt brom indhold, og er det eneste danske anlæg i sin art. Den totale kapacitet er omkring 30 t farligt affald i timen. Anlægget har 4 ovnløner udstyret med næsten ens røggasrensningssystemer, også her sker dioxinfjernelsen i posefiltre med aktivt kul som efter brug genindføres i ovnen. De vigtigste anlægsdata findes i Tabel 2.

Under prøvetagninger var anlæggene i normal drift. Der blev udtaget omkring 1 kg af forskellige restprodukter fra samme ovnlinie som røggasprøverne, og så vidt muligt samtidigt hermed. På grund af den tekniske konstruktion af anlægget på VF blev der kun udtaget flyveaske og et restprodukt på VF ovnlinie 5, mens der på KK blev gennemført et mere udførligt program på både ovnlinie 3 og 4, som foruden flyveaske omfattede slagge, gips, filterkage og aktivt kul (retudadsorbent).

**Tabel 1.** Røggasrensning på VF og KK

<i>VF Ovn 5</i>	<i>KK Ovn 3</i>	<i>KK Ovn 4</i>
Elektrofilter	Elektrofilter	Posefilter
Krydsvarmeveksler 1.	Gas/gas varmeveksler	Gas/gas varmeveksler
Sur skrubber	Quench/surt vasketrin	Quench/surt vasketrin
Basisk skrubber (kalk)	Skrubber	Skrubber
Krydsvarmeveksler 1.	Gas/gas varmeveksler	Gas/gas varmeveksler
Dosering af aktivt kul /carbonat	Dosering af aktivt kul	Dosering af aktivt kul
Posefilter (politifilter)	Posefilter (politifilter)	Posefilter (politifilter)
Afkast via skorsten	Afkast via skorsten	Afkast via skorsten

### Bromerede dioxin betegnelser

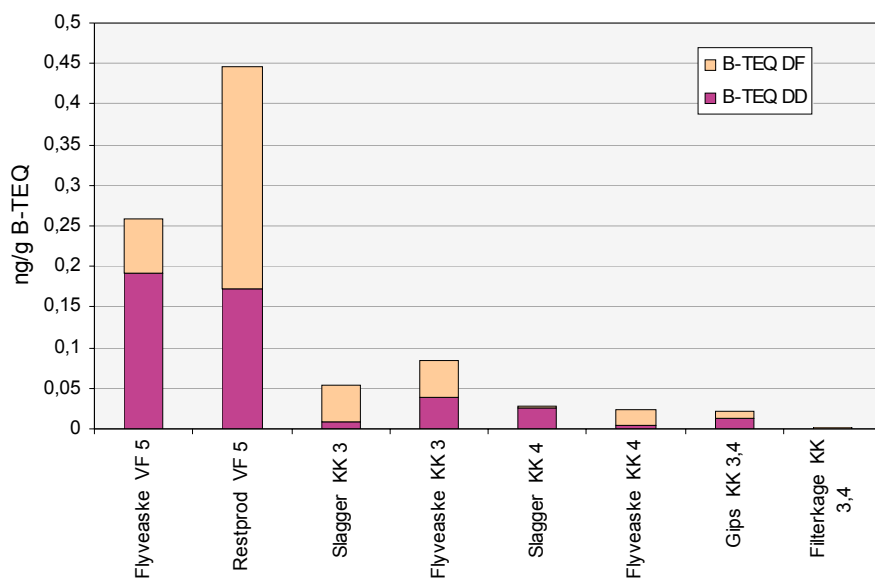
Tabel 2 viser hvordan PBDD/F og PCDD/F anføres i figurer og tabeller i denne rapport. Her tilsigtes en forenklet fremstilling som er overskuelig uden at væsentlige oplysninger går tabt. Der findes dels dibenzo-p-dioxin (forkortet DD), dels dibenzofuran (forkortet DF). Disse kan enten være rent chloreret, rent bromeret eller mixet chloreret/bromeret. Desuden kan resultatet udregnes som toksiske ækvivalenter (TEQ), hvilket jo er brugt til figurer og tabeller i de øvrige afsnit i nærværende rapport. Desværre findes ikke noget officielt TEQ system for PBDD/F. Men hvis man forudsætter at de bromerede og de mixede er lige så toksiske som de rent chlorerede (dvs. ”almindelige” PCDD/F) med samme halogen- positioner, bliver det muligt at tildele hver bromeret enkeltcongener en toxicitets ækvivalent faktor baseret på f.eks. I-TEF systemet, selvom dette egl. kun gælder for rent chlorerede congenere. Herudfra kan så de uofficielle ”B-TEQ” udregnes ved at multiplicere koncentrationen af hver congener med tilsvarende I-TEF og addere produkterne. For yderligere at forenkles angives i det flg. resultaterne som summen af de rent bromerede og de mixede forbindelser, udtrykt i B-TEQ DD hhv. B-TEQ DF. På denne måde kan PBDD/F-resultaterne koges ned til kun to størrelser, ligesom det er tilfældet for PCDD/F. Et mere udførligt – men også uoverskueligt - system findes i statusrapporten 2003.

**Tabel 2.** Anvendte forkortelser for PCDD/F og PBDD/F

<i>Halogenering</i>	<i>Dibenzo-p-dioxiner (DD)</i>	<i>Dibenzofuraner (DF)</i>	<i>Sum DD+DF</i>
Chlorerede	I-TEQ DD	I-TEQ DF	I-TEQ
Bromerede inkl. mixede chloreret/bromeret	B-TEQ DD	B-TEQ DF	B-TEQ

### Resultater

Figur 10 viser resultaterne for PBDD/F, udtrykt i B-TEQ som anført i Tabel 2, i røggasrensningsprodukter på VF og KK. Figuren udelader returadsorbent på KK, idet niveauet i dette er for højt til kunne vises sammen med de øvrige (mere herom senere).



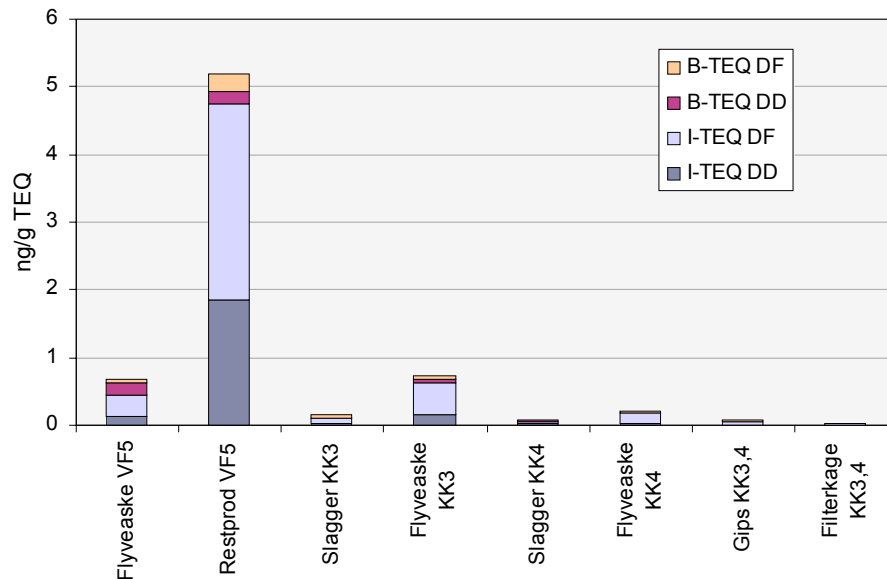
**Figur 10.**

PBDD/F i restprodukter fra forbrænding af hhv. kommunalt affald (VF) og farligt affald (KK). Gips og filterkage fra fælles vandbehandling KK oven 3 og 4

Som det ses, er niveauet i flyveaske og restprodukt fra VF betydeligt højere end tilsvarende produkter på KK. Restprodukt på VF svarer teknisk set nærmest til filterkage på KK. Et andet træk er at fordelingen mellem PBDF og PBDD (hhv. DF og DD i figuren, inklusive mixede Cl-Br) tilsyneladende ikke udviser nogen systematisk forskel, idet PBDD sommetider er højest, sommetider PBDF. Niveauet i slagger, fly-

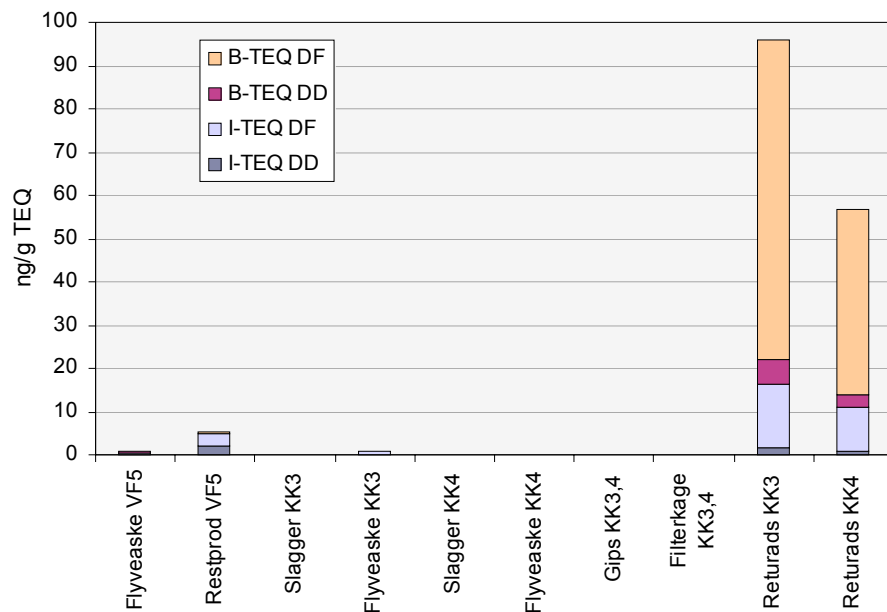
veaske og gips er ret ensartet på KK; filterkagen fra behandling af surt skrubbervand indtager den suverænt laveste værdi, hvilket er betryggende, idet filtrervandet udledes. Den højeste værdi i Figur 11 indtager restprodukt på VF, men dette produkt tilbageføres til ovnen og udledes således ikke til miljøet.

Et vigtigt spørgsmål er om der er sammenhæng mellem PCDD/F (chloreret, dvs. ”alm.” dioxin) og PBDD/F (bromeret dioxin). En sammenligning for de samme prøver som i Figur 10 er vist i Figur 11, udtrykt hhv. i I-TEQ og B-TEQ i et stablet søjlediagram separat for DD og DF. Som det ses, udgør de bromerede dioxiner i de fleste tilfælde en mindre del i forhold til de chlorerede, idet dog flyveaske VF oven 5 og slagger KK oven 3 viser en næsten ligelig fordeling.



**Figur 11.** PCDD/F (I-TEQ) sammenlignet med PBDD/F (B-TEQ) i restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg for hhv. kommunalt (VF) og farligt (KK) affald. Eks. Returadsorbent.

I Figur 12 er resultater for alle restprodukter dvs. inklusive returadsorbent, vist i et lignende diagram som Figur 11.

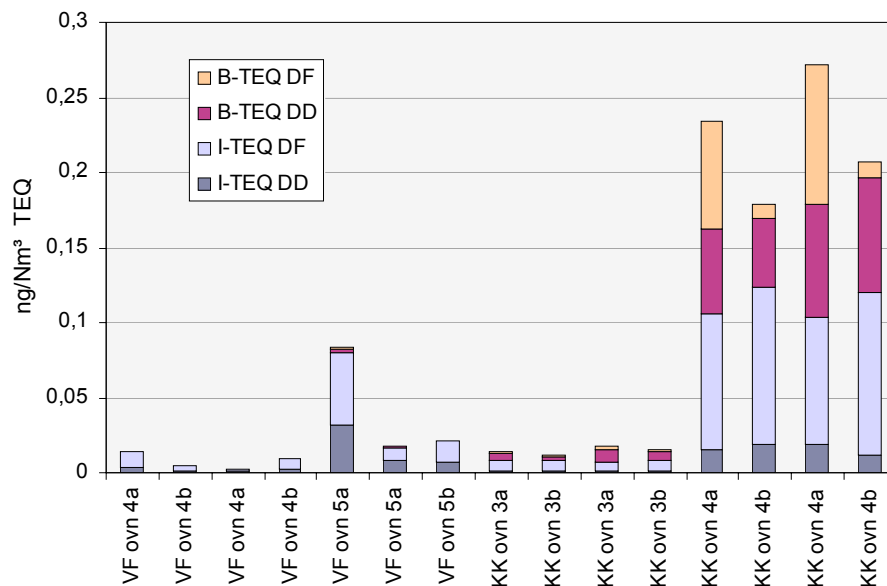


**Figur 12.** Samme som Fig. 11 inkl. returadsorbent. Det ses at koncentrationen i denne langt overstiger de øvrige restprodukter.

Returadsorbenten består af aktivt kul opsamlet i et posefilter, der fungerer som ”politifilter” for dioxinrensning, dvs. at tilbageholde den sidste dioxin i røggassen. Det fremgår, at niveauet i returadsorbenten er

meget højt på begge ovnlinier, især for PBDF, i sammenligning med de øvrige restprodukter. Returadsorbenten tilbageføres og genindføres i ovnen, og udledes således ikke i miljøet. Da det består af kul er det brændbart, og flere undersøgelser viser at dioxin indført i ovnen – ved de rette forbrændingsbetingelser – bliver destrueret i efterforbrændingskammeret. Denne praksis med genindføding vil derfor teoretisk set ikke føre til opbygning af dioxin i anlægget. Det må dog siges, at de fleste undersøgelser gælder for PCDD/F og ikke PBDD/F; men sidstnævnte er mindre termisk stabilt og skulle derfor teoretisk set destrueres lettere.

Figur 13 viser til sammenligning de tilsvarende resultater på røggas, udtrykt i  $\text{ng}/\text{Nm}^3$  TEQ. Det er de samme resultater som i statusrapport 2003, men her i form af enkeltmålinger vist i samme type diagram som restprodukterne. Det ses, at på VF spiller PBDD/F en ret underordnet rolle sammenlignet med PCDD/F, mens der på KK hersker en mere ligelig fordeling på begge ovnlinier. Det må konkluderes, at ved forbrænding af farligt affald spiller PBDD/F en lige så stor rolle for udslippet som PCDD/F. Det fremgår også at KK ovn 5 har et meget højt indhold af både PCDD/F og PBDD/F sammenlignet med de øvrige ovnlinier. Paradoksalt nok er denne ovnlinies slagter og flyveaske præget af lave værdier; der kan derfor ikke være tale om en forøget produktion af dioxin, da dette ville vise sig ved et stort indhold specielt i flyveasken, hvor en stor del af dioxindannelsen finder sted. En mulig forklaring ville være at røgrensningen ikke har fungeret optimalt under prøvetagningsperioden, dette ville netop bevirke at røggassen indeholdt forholdsvis mere end restprodukterne, hvilket det lavere niveau af returadsorbent fra ovn 4 kunne tyde på.



**Figur 13.**

PCDD/F og PBDD/F i røggas fra VF og KK. Enkeltmålinger udtrykt i  $\text{ng}/\text{Nm}^3$  B- hhv. I-TEQ. Der er udtaget parallelle målinger på hvert anlæg og ovnlinie (a og b).

Som det ses, ligger alle værdier for PCDD/F lige ved eller under den gældende grænseværdi for PCDD/F i røggas fra affaldsforbrænding,  $0,1 \text{ ng}/\text{Nm}^3$  I-TEQ. Hvis man medregner PBDD/F ligger KK ovn 4 over, men som bekendt findes ingen grænseværdi for PBDD/F i røggas.

PBDD/F i jord nær affaldsforbrændingsanlæg har været omtalt i Jord-afsnittet.

## Deposition

### Formål

- At undersøge deposition af PCDD/F over land- og havområder i Danmark på udvalgte stationer
- At undersøge årstidsvariationen
- At sammenligne PCDD/F i deposition med gennemdryp og luft.
- At studere den geografiske variation
- At estimere den årlige deposition af dioxin, og at sammenligne med udslippet fra kilder.

### Plan

- Målinger af PCDD/F i bulk deposition ved stationerne Fredensborg (DMU referencestation i Nordsjælland), Ulfborg (Vestjylland, nær Vesterhavet), Åkirkeby (Bornholm, overvågning af Østersøen), København (Botanisk Have, undersøgelse af bymiljø).
- Målinger af gennemdryp af dioxin i grannåle ved Fredensborg
- Målinger ledsages af dioxin i luft på stationerne Fredensborg og Botanisk Have.

Stationen på Bornholm er oprettet, da der for nyligt er kommet international fokus på dioxin i Østersøen. En oversigt over planen inkl. luft er vist i Tabel 3.

**Tabel 3.** Plan for måling af bulk deposition af dioxin, inkl. gennemdryp og luft

<i>Station</i>	<i>I eller nær</i>	<i>Måling</i>	<i>Periode</i>
Fredensborg	Nordsjælland, Esrum sø	Depo, dryp, luft	jan 2002 – dec 2004
Ulfborg	Jysk vestkyst, Nordsøen	Depo	jul 2002 – dec 2004
Botanisk Have	København, bymiljø	Depo, luft	mar 2003 – dec 2004
Åkirkeby	Bornholm, Østersøen	Depo	mar 2003 – dec 2004

### Metode

Der anvendes en metode specielt udviklet til projektet, som går ud på at opsamle bulk-deposition (dvs. både våd og tør deposition) i glastragte tilsluttet dioxin-adsorberende filtre med kvartsuld og XAD-2 (DMU Statusrapport april 2003, Vikelsøe et al., 2003). Til gennemdryp anvendes samme metode. Der anvendes flere parallelle opsamlere på hver station. Sommermånederne samles og blandes (pooles) parvis for at opnå tilstrækkelig stofmængde, således at året inddeles i 9 perioder.

### Status

Opsamling af bulk-deposition og gennemdryp er gennemført efter planen. Alle prøver indtil november 2003 er analyseret.

### Indledning

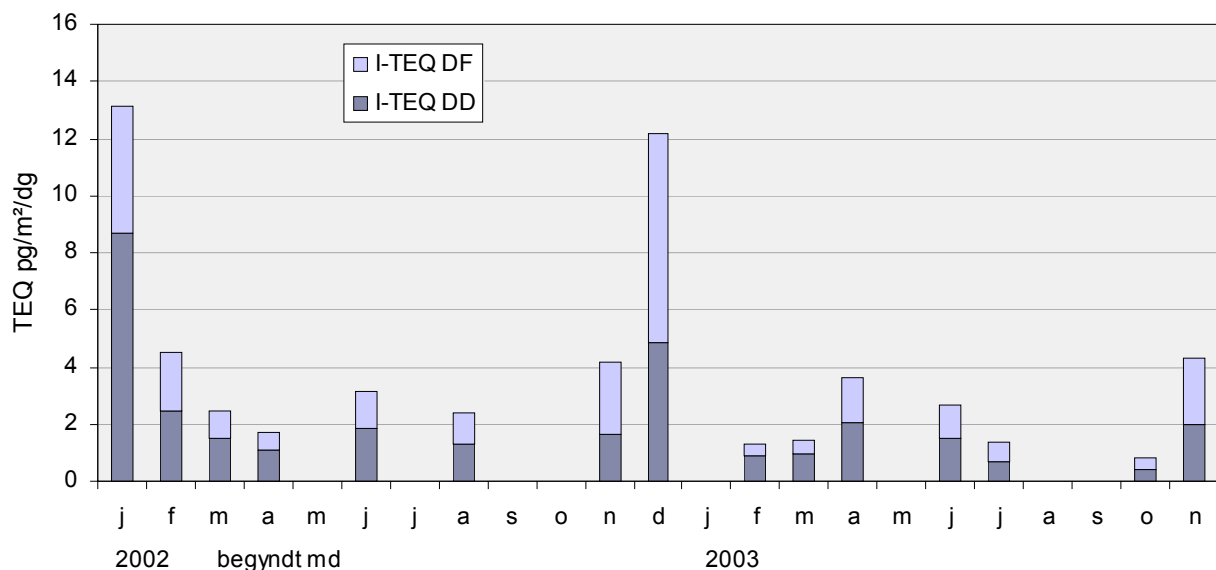
Deposition af dioxin – især over havet - er af væsentlig betydning for den humane eksponering, som især sker gennem indtagelse af fødevarer. Depositionsmålinger er et egnet værktøj til at følge udbredelsen af dioxin fra kilder til eksponering, hvilket skyldes flere forhold. Måling af dioxin i røggas fra skorstene anvendes i udstrakt grad til at vurdere dioxin udslippet til atmosfæren, men dioxin kan også udsendes til atmosfæren fra diffuse kilder og fra fordampning. Sådanne kilder kan måles ved depositions bestemmelser. Endvidere fokuserer emissionsmålinger hovedsageligt på industrielle kilder, mens depositions målinger også kan anvendes til ikke-industrielle kilder, f.eks. boligområder. Hertil kommer, at emissionsmålinger foregår på kendte kilder, hvorimod eksistensen af ukendte kilder kan konstateres ved depositions målinger. Endelig er depositionen direkte udtryk for eksponerings intensiteten af et geografisk område, hvilket er mere direkte relateret til den modtagne mængde i området end f.eks. emissionen fra kendte kilder. Problemet med depositions målinger er at de er langvarige og omstændelige, og at resultaterne afhænger af vejrforholdene.



Som et vigtigt supplement til den fri bulk deposition gennemføres et program for opsamling af gennemdrøp gennem grantræer ved samme metode, hvilket giver et uafhængigt tjek af resultaterne. Filosofien bag drøp- metoden er at en granplantage kommer i ligevægt med atmosfæren, og i det lange løb modtager lige så meget dioxin fra atmosfæren som den afgiver til gennemdrøp.

### Resultater

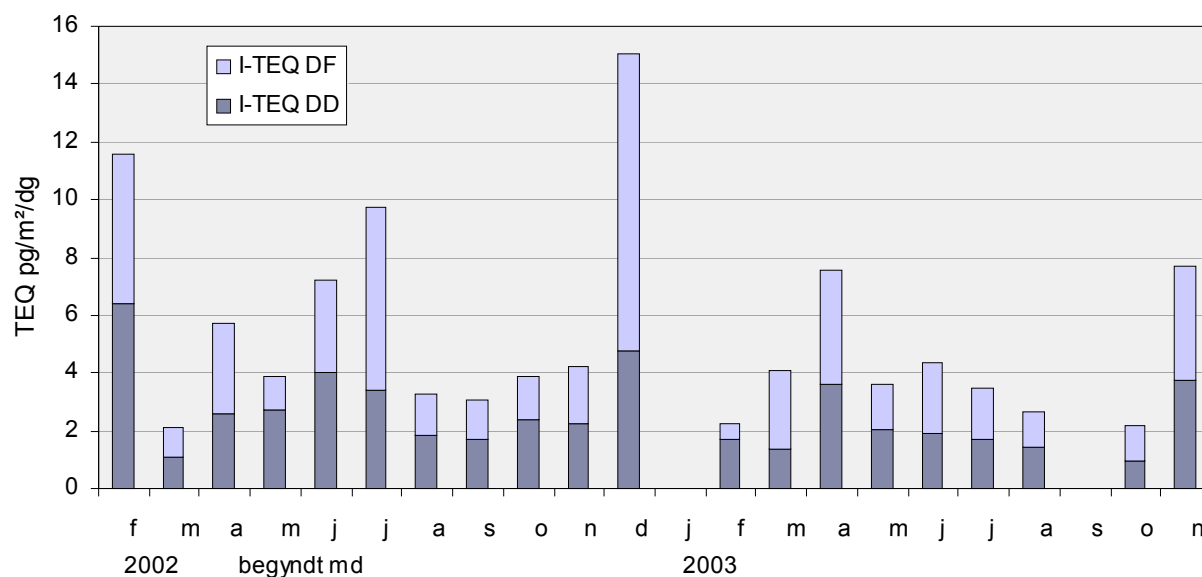
Resultaterne for deposition ved Fredensborg 2002-02 er vist i Figur 14, som sammenfatter alle depositionsresultater fra denne station, der er hovedstation i undersøgelsen. Resultaterne er anført i den internationale foretrukne enhed  $\text{pg}/\text{m}^2/\text{dg}$  (picogram pr. kvadratmeter i døgnet,  $1 \text{ pg} = 10^{-12} \text{ g}$ ).



**Figur 14.** PCDD/F i deposition ved Fredensborg 2002-03. Sommer prøver er poollet af flere enkeltprøver, anført ved begyndelsesmåned.  $\text{pg}/\text{m}^2/\text{dg}$  I-TEQ hhv. PCDF (DF) og PCDD (DD).

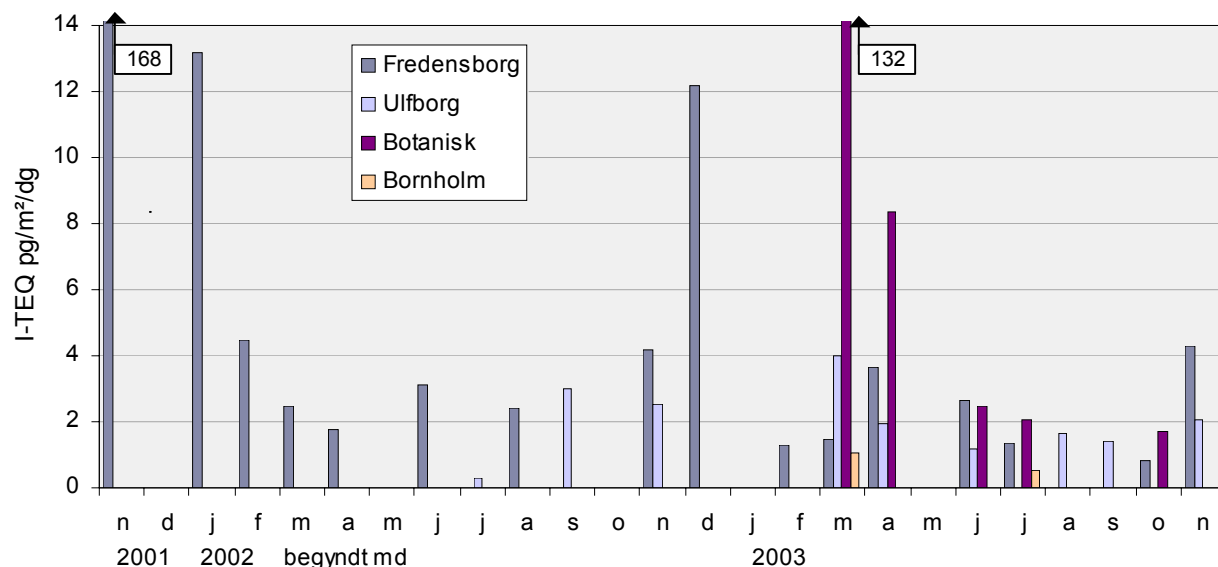
Det ses af Figur 14, at der er vinter maksimum i begge måleår. Muligvis skyldes det høje resultat januar 2002 en geografisk forskel, da netop denne prøve som et led i metodeudviklingen blev udtaget i Roskilde. (der findes yderligere et resultatet fra Roskilde november 2001, som omtales i det flg.). Forholdene om sommeren er mere komplicerede; mens 2002 har et veldefineret minimum i april, har 2003 lokale minima i februar og oktober, og et lokalt maksimum i april. Den højere værdi om vinteren skyldes uden tvivl hovedsagelig et større udslip f.eks. fra forbrænding til opvarmning (mere herom i Luft- afsnittet). Medvirkende til det lavere niveau om sommeren er formentlig en forøget fotokemisk nedbrydning af dioxin i atmosfæren og muligvis også i prøvetageren pga. sollys. Den højere temperatur om sommeren fremskynder desuden nedbrydningen. Depositionen i 2003 er noget mindre end i 2002, hvilket næppe er udtryk for en aftagende trend, men snarere for meteorologiske forskelle.

Figur 15 sammenfatter alle resultaterne for gennemdrøp ved Fredensborg. Som det ses er forløbet mere kompliceret end ved fri deposition, idet der er flere minimum og maksimum om året. Det ses at 2002 og 2003 er meget forskellige i så henseende. Således har 2002 minimum i marts og september og et lokalt maksimum i juli, mens 2003 har minimum i februar og oktober og et lokalt maksimum i april. Placeringen af minima og maksima svarer til deposition for 2003 men ikke for 2002. En væsentlig årsag til dette er at nedfaldet af grannåle varierer både gennem året og fra år til år, dels pga. naturlig nåle fældning, dels pga. ekstraordinært nedfald ved stormepisoder og tørkeperioder. Maksimum- og minimum- værdierne er imidlertid nær de samme som for deposition på samme station. Ligesom for deposition er der også for gennemdrøp et noget lavere niveau i 2003 end i 2002.



**Figur 15.** PCDD/F i gennemdryp gennem grantræer ved Fredensborg 2002-03,  $\text{pg/m}^2/\text{dg}$  I-TEQ PCDD (DD) og PCDF (DF).

Alle depositions resultater er sammenfattet i Figur 16. Programmet startede i Roskilde november 2001 og fortsatte i Fredensborg februar 2002, Ulfborg kom til juli 2002 og Bornholm og Botanisk Have i Kbh. marts 2003.



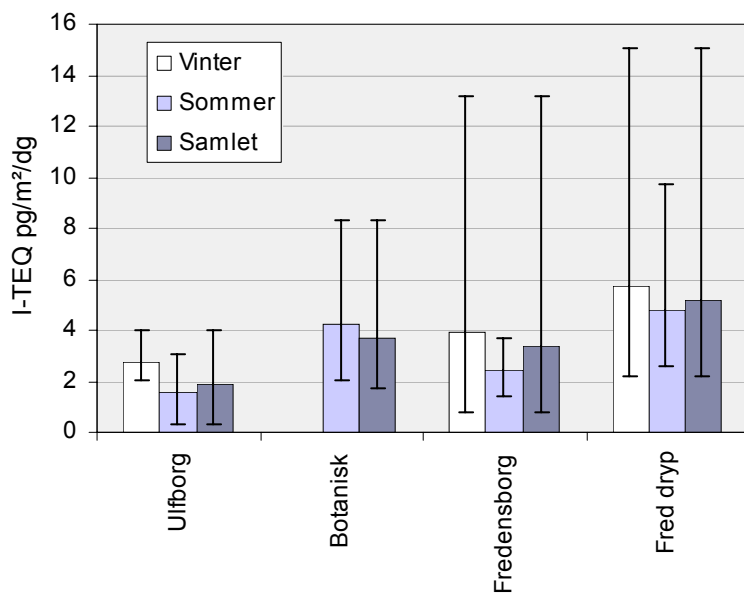
**Figur 16.** PCDD/F i deposition ved alle stationer 2001-03. Alle resultater samlet på fælles tidsakse. y-aksen er afkortet, poolede prøvers er vist ved begyndelsesmåned.

Det første resultat fra Roskilde nov. 02 er meget højt i sammenligning med de flg. i samme serie. Da det er meget usandsynligt at depositionen har varieret så meget indenfor en måned, må det høje resultat betragtes som en afviger (outlyer). Måske kan det skyldes at nyt udstyr tages i brug. En tilsvarende høj værdi er fremkommet ved første måling i Botanisk Have, hvor nyt udstyr også blev taget i brug. Men en til-

svarende effekt ses ikke ved første måling i Ulfborg eller Bornholm, selvom nyt udstyr også her blev taget i brug, hvorfor årsagen ikke er fundet. Det kunne se ud som om det ny udstyr ved ibrugtagning somme tider er forurenset med dioxin. Men det er vanskeligt at finde kilden til en sådan forurening, da alt nyt udstyr er rengjort omhyggeligt, og det er en alm. erfaring at nyt glasudstyr er dioxinfrit, ligesom det er mærkeligt at forureningen optræder sporadisk. Men det ser ud til at effekten forsvinder efter at udstyret er akklimatiseret i miljøet.

Ser man bort fra de to afvigere i Figur 16, kan de øvrige stationer sammenlignes med hovedstationen i Fredensborg. Ulfborg første resultat juli 02 er uforholdsmæssigt lavt, mens øvrige resultater er generelt noget lavere end Fredensborg. Der findes ikke noget udtalt vinter maksimum eller sommer minimum, og både niveau og årstidsvariationerne er mindre her end i Fredensborg. Muligvis skyldes dette en stabiliserende indflydelse fra Nordsøen. I Botanisk Have er depositionen i de fleste tilfælde omkring dobbelt så høj som i Fredensborg. Et højere niveau måtte forventes ud fra beliggenheden i byzone. Men en tilsvarende forhøjelse afspejles ikke i luft-koncentrationerne som beskrevet i Luft- afsnittet. Bornholm har en meget lav deposition af dioxin for de to foreliggende resultater, men det er for spinkelt et grundlag til at kunne drage videre konklusioner.

Figur 17 viser en statistisk oversigt over alle resultater med vægtet gennemsnit, minimum og maksimum for sommer-, vinter- og samlet periode for hver station (Bornholm er udeladt pga. de få data, og der er endnu ikke vinterresultater fra Botanisk Have).



**Figur 17.**

Deposition og gennemdrup, opdelt i sommer- og vinterperioder samt samlet periode for alle stationer (på nær Bornholm).

Vægtede gennemsnit, minimum og maksimum I-TEQ  $\text{pg/m}^2/\text{dg}$ .

De allerede fremdragne konklusioner fremgår af Figur 17 med større tydelighed. Det lavere niveau både sommer og vinter i Ulfborg sammenlignet med Fredensborg. Variationen sommer og vinter i Ulfborg er omtrent lige store og af samme størrelse som sommer variationen i Fredensborg, som til gengæld har en høj vinter- variation. Endelig er vinter- niveauer i Ulfborg og Fredensborg omkring halvanden gange så høje som sommer niveauer for fri deposition. Forskellen mellem sommer og vinter for gennemdrup er derimod mindre udtalt, sikkert pga. en udjævnende virkning fra grantræerne. Sommerniveauet i Botanisk Have er næsten dobbelt så højt som i Fredensborg, og også sommer- variationen i Botanisk Have er betydeligt større. Samlet niveau for gennemdrup er omkring halvanden gange så højt som fri deposition i Fredensborg. Dette skyldes at gran grannålenes voksagtige overflade optager dioxin fra luften, og at prøvopsamlerne i granplantagen befinder sig i skygge, hvilket forhindrer foto degradering. Men disse forhold taget i betragtning er der rimelig overensstemmelse mellem gennemdrup og fri deposition på Fredensborg, hvilket bidrager til at bestyrke opsamlings- metodens troværdighed.

## Luft

### Formål

- At måle baggrundskoncentrationen og årstidsvariationen af dioxin i luft
- At måle forskellen mellem by- og landzone.
- At undersøge forskellen mellem lokale kilder og fjerntransport
- At finde om der er sammenhæng mellem dioxin i luft og i deposition.

### Plan

Målingerne ved Fredensborg påbegyndt februar 2002 fortsætter gennem 2004.

Målinger i Botanisk Have i København påbegyndt marts 2003 fortsætter gennem 2004.

Målinger i villakvarter i Gundsømagle nord for Roskilde august til december 2003. Samtidig måles her dioxin i røggas fra brændeovne.

### Metode

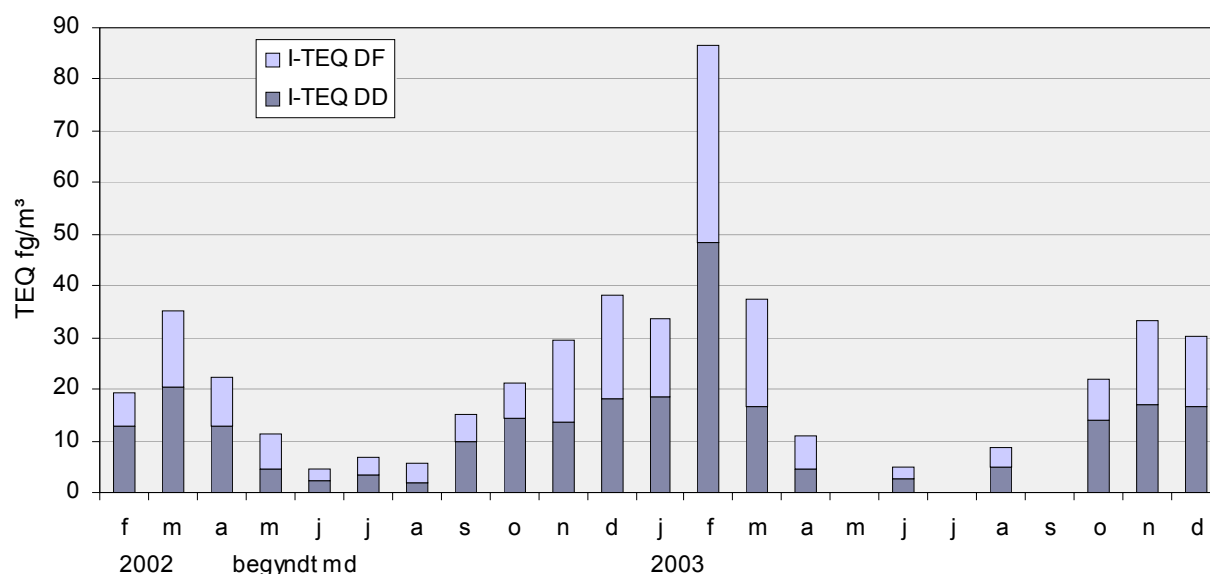
Der anvendes samme metode som i det amerikanske måleprogram for dioxin i luft (Ferrario et al., 2001), baseret på at et stort luftvolumen suges gennem dioxin- absorberende filtre.

### Status

Alle luft prøver indtil december 2003 er analyseret. Luftmåleprogrammet fortsætter 2004 efter planen. Alle røgprøverne fra Gundsømagle er udtaget og klar at blive analyseret.

### Resultater

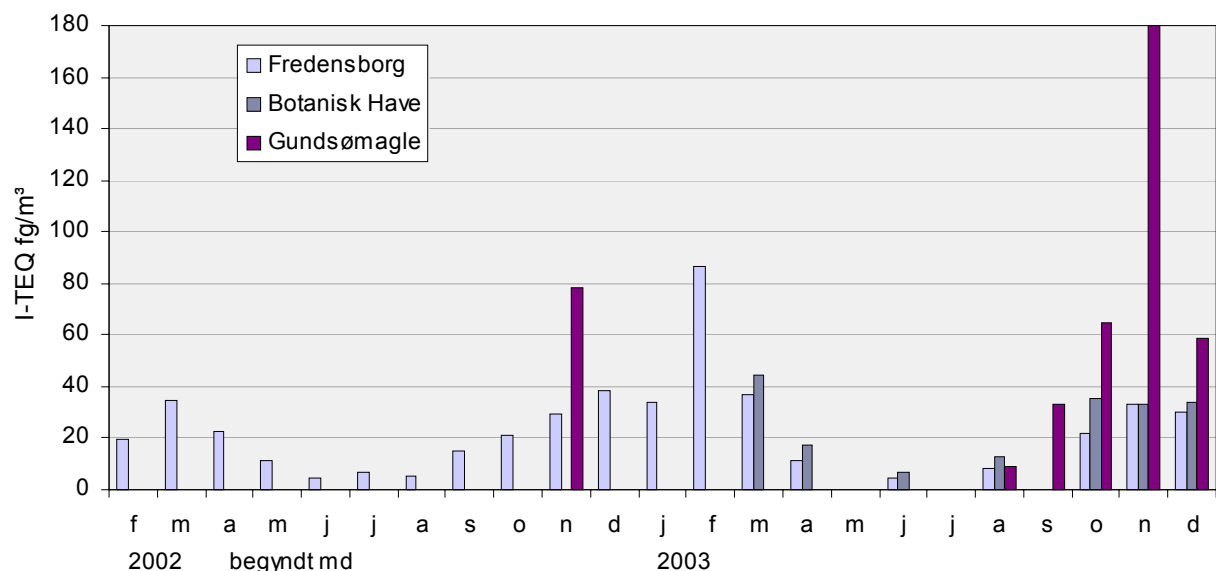
Figur 18 viser alle resultater fra Fredensborg anført i den internationalt foretrukne enhed, fg/m<sup>3</sup> I-TEQ (femtogram pr. kubikmeter, 1 fg = 10<sup>-15</sup> g) separat for PCDD og PCDF i et stablet søjlediagram. Mens hele 2002 er analyseret i separate månedsprøver, er sommer prøverne for 2003 poollet parvis (anført ved begyndelsesmåned). Som det ses findes begge år minimum i juni og maksimum i februar eller marts. Maksimum i februar 2003 er rekordhøjt og må uden tvivl skyldes en helt usædvanlig forureningsepisode; men ellers er de to år meget ens. Variationen spænder over en faktor 19 og er mere udtalt end for deposition på samme station, hvor variationen spænder over en faktor 16. Det ses desuden, at der hersker en næsten ligelig fordeling mellem PCDD og PCDF for de fleste målinger i hele perioden.



**Figur 18.** PCDD/F i luft ved Fredensborg 2002-03. I-TEQ bidrag fra PCDD (DD) og PCDF (DF).

Figur 19 viser resultater fra alle stationer på fælles tidsakse, idet Fredensborg resultaterne er medtaget igen for sammenligningens skyld. Det er bemærkelsesværdigt, at dioxin- koncentrationen i Botanisk Have følges næsten synkront med Fredensborg på trods af den (efter danske forhold) store afstand og beliggenheden i hhv. land- og byzone. Dette tyder på at et væsentligt bidrag til dioxin i luft disse steder stammer fra fjerntransport, da det er usandsynligt så forskelligartede områder kan have synkrone udslip fra lokale kilder. Der er en svagt forhøjet tendens i Botanisk Have, hvilket sikkert skyldes lokale kilder i Københavnsområdet. Men denne tendens er mindre end forventet ud fra resultaterne for deposition og jord, hvilket er en vigtig og overraskende konklusion.

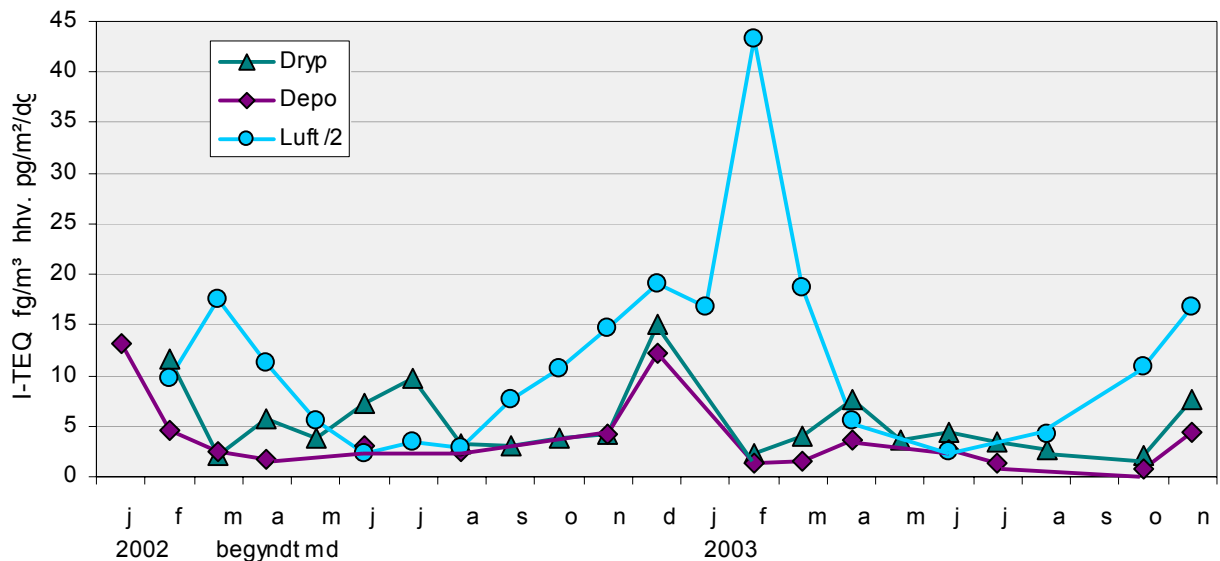
I modsætning hertil fremviser resultaterne fra Gundsømagle et stærkt afvigende mønster. Gundsømagle er et villakvarter med mange brændeovne, og i forbindelse med DMUs måleprogram for PAH i luft blev der udtaget en enkelt luftprøve for dioxin november 2002, som viste en stærkt forhøjet værdi sammenlignet med Fredensborg (Statusrapport april 2003, også vist på Figur 19). Dette gav anledning til at der blev iværksat en særlig dioxin undersøgelse i Gundsømagle, som foruden målinger af dioxin i luft også omfattede et antal røgprøver fra brændeovne.



**Figur 19.** PCDD/F i luft ved alle stationer 2002-03. Gundsømagle er et villakvarter med mange brændeovne N for Roskilde. I-TEQ fg/m<sup>3</sup>.

Det er bemærkelsesværdigt, at mens august resultatet stemmer helt overens med Fredensborg, indtræder en stigning i oktober, hvorefter der nås et rekord højt niveau i november. De stærkt forhøjede koncentrationer sammenlignet med Fredensborg (der som omtalt hovedsagelig afspejler fjerntransport) må skyldes lokale kilder, og at stigningen sker samtidig med at fyringssæsonen indledes, viser at opvarmning må være ansvarlig. Dette støttes af DMUs målinger af PAH i luft, som også viser en stigning i fyringssæsonen (Wählin et al., 2003). Når analyserne af røggas fra brændeovne er afsluttet, vil det være muligt at bedømme om emissionen fra denne kilde vil kunne forårsage den observerede stigning i luftkoncentrationen.

Figur 20 viser resultaterne for luft, deposition og gennedryp i Fredensborg samlet på fælles tidsakse (bemærk de forskellige enheder). Det ses, at der hersker en vis – men ikke fuldkommen - synkroni mellem de forskellige matrixer. F.eks. det lange minimum marts - december 02 som optræder både i deposition og luft. Også gennedryp forløbet i denne periode passer med deposition, bortset fra det lokale maksimum i juni-juli som kan skyldes en nåle-nedfalds episode. Og i alle matrixer er der et maksimum i december. I hele den resterende måleperiode følges gennedryp med deposition, idet førstnævnte konsekvent ligger noget højere. Men koncentrationen i luft afviger fra dette forløb, især i februar 03 med det rekord høje maksimum, som ikke findes i de øvrige matrixer. Dette ligner som nævnt ovenfor en luftforurenings-episode. Omvendt er april- maksimummet for deposition og dryp ikke afspejlet i luften. I sidste kvartal af måleperioden derimod, følges alle matrixer ad igen.



**Figur 20.** PCDD/F i luft, deposition og gennedryp i Fredensborg 2002-03 samlet på fælles tidsakse. Bemærk: Deposition og dryp ( $\text{pg}/\text{m}^2/\text{dg}$ ). Luft- resultater ( $\text{fg}/\text{m}^3$ ) er divideret med 2 for at tydeliggøre figuren.

Det er bemærkelsesværdigt og overraskende, at der kan findes så høje koncentrationer i luft uden at det resulterer i forøget deposition. Ud fra kurveforløbet kunne de se ud som om december-02 maksimummet for deposition og dryp følges af et tidsforsinket maksimum i luft i februar 03. Men dette kan næppe være tilfældet, da der ikke findes nogen kendte fysiske mekanismer der kan forårsage så store tidsforsinkelser i atmosfæren. Tværtimod stammer depositionen fra den samme luftmasse (omend fra større højde) og en tids- korrelation må derfor teoretisk forventes at være synkron på time til time basis. Muligvis sker der i virkeligheden noget tilsvarende i marts 02, hvor der også er et (ganske vist mindre udtalt) luft- maksimum der heller ikke afspejles i deposition og dryp. Derimod følges lave værdier i luft konsekvent af lave depositions værdier. Samlet må konkluderes, at en høj dioxin- koncentration i luft er en nødvendig – men ikke tilstrækkelig – betingelse for en høj depositions- værdi. Årsagen til høj luft koncentration samtidig med lav depositions værdi må skyldes at visse betingelser skal være til stede for at dioxin indhold i luft falder ned som deposition. Dette kunne være nedbør, eller ligge i luftens fugt- eller partikel indhold (eller mangel på samme). Årsagen kunne også være en lokal luftforurening i lav højde (f.eks. fra en brand), som ikke vil give anledning til forhøjet dioxin indhold i deposition.

## Sediment

### Formål

- At undersøge dioxin- forureningen i søer og fjorde
- At finde den geografiske variation
- At undersøge om der er sammenhæng mellem dioxin i sediment og deposition.
- At finde tegn på naturlig dioxindannelse i indsøer

### Plan

Sediment fra 18 søer og fjorde.  
2 havsediment til sammenligning

### Status

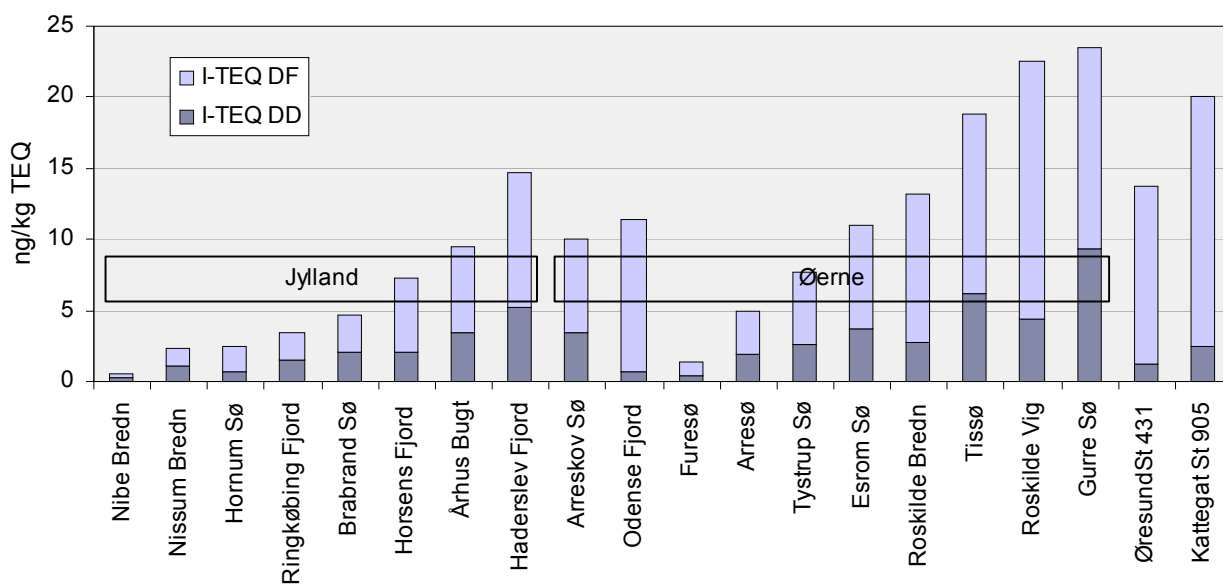
Alle planlagte prøver iflg. planen er indsamlet og analyseret.

### Baggrund

Dioxin indholdet i sediment fra indsøer er ikke tidligere er undersøgt i Danmark. Dioxin kan stamme fra nedfald fra luften (depositionen), eller fra tilførsel fra vandløb eller udløb af spildevand. Nogen forskere mener at dioxin kan dannes naturligt i sedimentet i indsøer.

### Resultater

Resultaterne er vist i Figur 21 i ng/kg I-TEQ separat for hhv. PCDD og PCDF. Resultater for Jylland, Fyn og Sjælland er vist separat, sorteret efter I-TEQ koncentration. Til sammenligning er medtaget to havsedimenter fra hhv. Øresund og Kattegat.



**Figur 21.** PCDD/F i sediment fra indsøer og fjorde, sorteret efter stigende koncentration i hhv. Jylland, Fyn og Sjælland. ng/kg ts I-TEQ for PCDD (DD) og PCDF (DF).

Det ses af Figur 21, at der er en bemærkelsesværdig stor variationer mellem de forskellige søer. Der er tilsyneladende en glidende overgang mellem niveauet i søer og fjorde. Variationen spænder over en faktor 41. Umiddelbart ser det ikke ud til at variation kan forklares ved variationer i deposition, der kun spænder over en faktor 2 fra Ulfborg i Vestjylland til Fredensborg i Nordsjælland iflg. depositions resultaterne (se Figur 17).

Niveauet i Jylland ligger generelt lavere end på Sjælland. Det er måske forventet at finde lave niveauer i Nord- og Vestjylland, og det ses at Limfjordens Nisum og Nibe Bredning samt Hornum Sø og Ringkøbing Fjord er lave. Men der er mange overraskende resultater, f.eks. det høje niveau i Århus Bugt og Haderslev Fjord, og det moderate i Brabrand Sø, som ellers er meget forurenet.

På øerne overrasker Furesøen, der ligger i Københavnsområdet, ved et meget lavt niveau, mens den landlige idylliske Gurre Sø i Nordsjælland er rekordhøj, fulgt af den også landligt beliggende Tissø i Vestsjælland. Arresø har ord for at være forurenet, men indtager en moderat værdi. Og Esrum Sø, Tystrup sø og Arreskov sø indtager mellemhøje værdier. Prøven i Esrum sø er taget på det dybeste sted (22 m) for at sikre uforstyrret sediment.

Der er øjensynlig ikke er nogen simpel sammenhæng mellem dioxin-niveauet i sediment og den geografiske beliggenhed, herunder om placeringen er i land- eller byzone.

Formentlig spiller lokal vandbåren forurening en større rolle, f.eks. fra spildevandsudledning. Dette er uden tvivl tilfældet de steder som modtager spildevand f.eks. Roskilde Vig og Esrum Sø.

Vandgennemstrømninger kan også være vigtig del af årsagen til variationen. F.eks. har Furesøen en stor gennemstrømning, som kunne bidrage til at forhindre opbygning af PCDD/F i sedimentet. Dette kan dog ikke være hele forklaringen, da f.eks. har Esrum sø også stor gennemstrømning (Frederiksborg Amt, 2001) men her er niveauet alligevel betydeligt højere.

De høje uforklarede værdier i Gurre sø kunne få det til se ud som om at der sker naturlig dioxindannelse, hvilket er beskrevet af Rappe et al. (1999). Gurre Sø ligger i et skovområde, hvilket er en betingelse for tilførslen af organisk materiale til denne formodede proces, og måske også i Esrum sø der har Gribskov på vestsiden. Men Furesøen grænser også op til flere skovområder uden at det resulterer i et højt niveau. Hertil kommer, at naturlig dannelse iflg. Rappes undersøgelser er karakteriseret ved at koncentrationen af PCDD er meget højere end af PCDF, hvilket ikke er tilfældet hverken for Gurre Sø eller for de øvrige søer. Teorien om naturlig dannelse af dioxin kan således ikke bekræftes i nærværende undersøgelse.

Ved at gå ud fra resultaterne for deposition  $0,7 \text{ pg/m}^2/\text{dg}$  i Ulfborg eller  $1,2 \text{ pg/m}^2/\text{dg}$  i Fredensborg kan udregnes hvilken koncentration i sedimentet dette vil give anledning til ved forskellige sedimentationsrater. Disse antages at være 1-3 mm om året (Madsen & Larsen, 1979) ved brug af  $^{210}\text{Pb}$  datering. Herved får man koncentrationer fra  $0,2 - 1,2 \text{ ng/kg}$ , hvilket er i overensstemmelse med de laveste sedimentresultater. Dette viser, at i de fleste tilfælde spiller andre tilførsler en større rolle end deposition, dvs. vandbåren forurening.

Det fremgår at niveauet i Kattegat og Øresund er sammenligneligt med indsøerne.



## Komælk

### Formål:

- At finde baggrundsværdien for PCDD/F og coplanar PCB i mælk fra køer på græs.
- At konstatere eventuelle geografiske eller regionale forskelle
- At konstatere en eventuel indflydelse af punktkilder eller diffuse kilder

Det er således ikke formålet at vurdere mælkenes egnethed som fødemiddel for mennesker

### Plan

I alt 42 prøver er indsamlet med bistand fra bl.a. Fødevareregionerne og Dansk Kvæg (DK, Landbrugets Rådgivnings Center, Århus). Der er opnået en geografisk dækning af hele landet. Efter forslag fra DK er antallet af prøver i de Jyske amter proportionalt med malke kvægholdet i hvert amt. Der er for hver prøve indhentet oplysninger om landbruget, besætningen, mælkeydelse mv.

### Status

Der er gennemført et metodeudviklingsarbejde for at forbedre detektionsgrænsen og reproducerbarhed, og for at analysere for coplanare PCB på samme prøve, i forbindelse med modernælkprojektet. Alle de planlagte prøver er indsamlet og analyseret. En analyseserie med utilstrækkelig følsomhed er på GC/MS er kørt om. Der er yderligere udført blindforsøg, med 3 blindprøver. Prøver med højeste dioxin-indhold er kontrol analyseret på Dansk Fødevarer og Veterinær Forskning (DFVF).

### Metodeudvikling

Fedt, som indeholder PCDD/F og PCB, ekstraheres fra mælken med pentan/ether efter samme metode som beskrevet for modernælk af Sundhedsstyrelsen og Fødevaredirektoratet (1999). Fedtet fjernes fra prøven ved destruktion med kiselgel/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, hvorefter prøven oprenses ved væskrokromatografi på kiselgel NaOH // kiselgel H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> // sur Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (normal DMU metode). Derefter oprenses yderligere samtidig med at PCDD/F adskilles fra coplanar PCB ved kromatografi på aktivt kul. Prøven analyseres derefter ved højtopløsende GC/MS. Der er lavet forsøg med fedtrensning ved diffusion gennem silicone membraner, og desuden er forsøgt on-column injektion på GC. Men ingen af disse metoder fungerede tilfredsstillende og er derfor forladt.

### Grænseværdi og indgrebsværdi

Kommissionens forordning nr. 466/2001 som ændret ved Rådets forordning nr. 2375/2001 med grænseværdier for dioxiner og furaner i fødevarer har indført en grænseværdi på 3 pg/g fedt WHO-TEQ for mælk, og en såkaldt indgrebsværdi på 2 pg/g f WHO-TEQ.

### Resultater

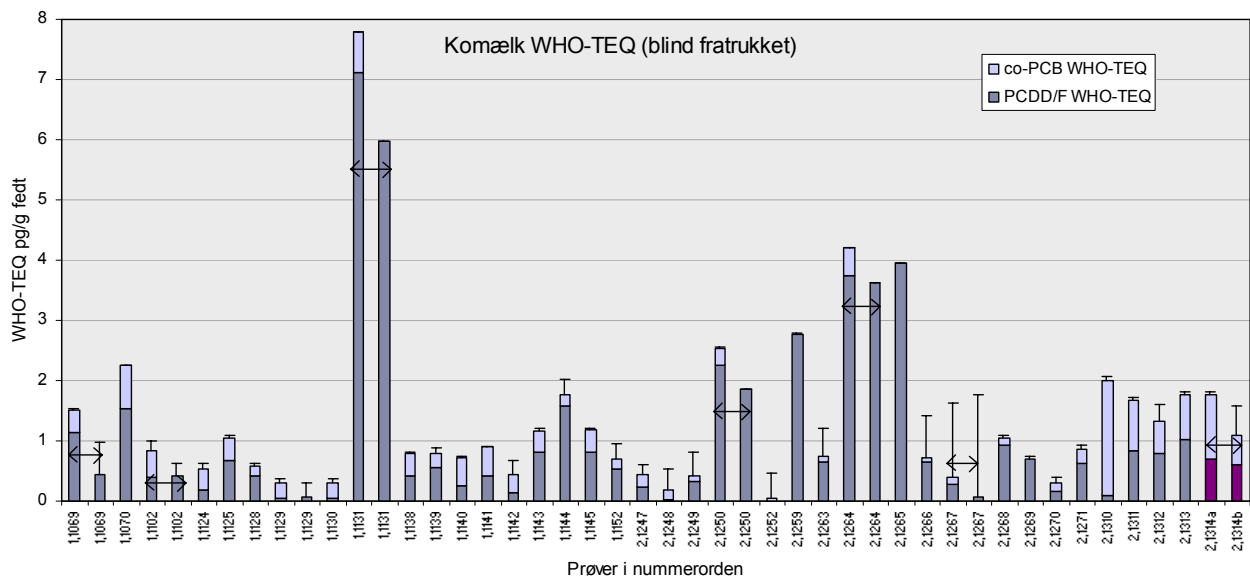
Resultaterne ses i Figur 22. Det fremgår af figuren, at fleste prøver har værdier under 2 pg/g f WHO-TEQ (indgrebsværdien). Men der er 3 prøver der overstiger grænseværdien 3 pg/g f WHO-TEQ og yderligere 3 der overskrider indgrebsværdien.

DMU har iflg. aftale med MST genanalyseret de af prøverne som ikke havde tilfredsstillende kvalitet på GC/MS. De herved fremkomne dobbeltbestemmelser er vist ved pile på figuren.

Resultaterne blev sendt til DFVF iflg. en aftale om gensidig udlevering af resultater, og for at sikre overensstemmelse. Det blev derfor besluttet at DFVF skulle analysere disse prøver som en kontrol, hvilket netop er sket. Men i alle tilfælde har DFVF fundet værdier under indgrebsværdien.

### Konklusion

Konklusionen er derfor være, at der ikke er fundet overskridelser af indgrebsværdien, og derfor heller ikke af grænseværdien, i de undersøgte prøver af komælk. Det er heller ikke lykkedes at finde en tydelig geografisk variation.



Figur 22. Resultater for komælk, PCDD/F og co-PCB anført i pg/g fedt WHO-TEQ. Gennemsnittet af alle blindværdier er fratrukket. GC/MS gentagelser vist med pile. Prøve 2,1314 er analyseret i egl. dobbeltbestemmelse, vist med mørk farve. Upper bound er vist med streger.

### Diskussion af analysekvalitet

Det fremgår af Figur 22 at gentagelser ved GC/MS, markeret med pile, viser god overensstemmelse. Prøve 2,1314 (markeret med mørk farve) der er analyseret i egl. dobbeltbestemmelse, viser også en god overensstemmelse. Også følsomheden på MS ser ud til at være tilstrækkelig, om end det ikke altid er muligt at komme ned på den ønskede detektionsgrænse på 0,1 pg/g fedt på hver enkelt-congener. Metoden fungerer acceptabelt mht. følsomhed og reproducerbarhed. Men det er ikke lykkedes at opnå en tilfredsstillende lav blindværdi. De første blindværdier lå på hhv. 0,1 og 0,3 pg/g f WHO-TEQ, hvilket anses for acceptabelt. Men det særlige blindforsøg der netop er blevet udført, viste hhv. 2,1, 0,6 og 0,7 pg/g f WHO-TEQ, hvilket er højere end mange af resultaterne. Dette er klart utilfredsstillende. Da blindværdierne forårsages af glasbåren forurening, optræder de sporadisk. Det kan derfor ikke udelukkes, at de meget høje værdier i mælkeresultaterne skyldes en sådan forurening, selv om dette er usandsynligt, da der aldrig er fundet så høje blindværdier. Blindværdi problemet kan ikke undgås i et laboratorium, hvor der arbejdes med stærke miljøprøver som f.eks. røggas og aske, da det i praksis er umuligt helt at undgå afsmitning.

## Modermælk

Modermælk er den foretrukne internationale matrix til overvågning af det humane niveau af dioxin og derfor den foretrukne indikator for human eksponering.

Det nærværende projekt har til formål at

- fastslå det aktuelle niveauet af dioxin i dansk modermælk,
- konstatere om der er regionale forskelle.
- konstatere om niveauet er stigende eller aftagende (time trend)

### Baggrund for undersøgelsen

Modermælk er en vigtig indikator for miljø og sundhed, og det er af denne grund vedtaget at denne matrix skal indgå i overvågningsprogrammet fremover. Der findes et meget stort materiale af resultater fra mange forskellige undersøgelser af dioxin i modermælk, som til sammen giver indsigt i dioxin niveauet hos mennesker i forskellige geografiske regioner, samt i trend. Geografisk set findes sammenlignelige niveauer i N- Europa. Trenden i Europa har iflg. tyske og svenske studier vist aftagende tendens siden midt i 80erne, men har nået et plateau i løbet af 90erne.

### WHO-krav til mødre

Mødrene skal opfylde WHO-protokollen, som foreskriver førstegangsfødende mellem 25 og 30 år. Dette alderskrav udgør et problem for sådanne undersøgelser i Danmark, idet der efterhånden ikke findes mange så unge mødre, ligesom disse ikke kan være repræsentative for befolkningen som helhed.

### Rigshospitalets modermælksprøver. Kohorte undersøgelsen

Rigshospitalets Afd. for Vækst & Reproduktion (RH) disponerer over et større antal prøver af modermælk. Mødrene og de nyfødte børn er undersøgt klinisk, hvorfor dette prøvemateriale er unikt. I

### Prøver

Iht. krav fra WHO skal modermælks prøver være fra førstegangsfødende mødre under 30 år. Der blev først indsamlet 9 prøver gennem mødregrupper i Roskilde og København. Det viste imidlertid sig vanskeligt på denne måde at opnå prøver iht. WHO's krav, idet de fleste nybagte mødre er for gamle. Derfor er der derefter indsamlet 10 prøver iflg. WHO i samarbejde med Rigshospitalets afd. for Vækst og Reproduktion. Der er kliniske data for disse mødre og deres børn, og RH ønsker at dette indgår i en større undersøgelse. De første prøver er indsamlet som et tilfældigt udsnit af mødre, og er derfor sandsynligvis mere repræsentative for dansk modermælk end WHO- prøver, der har en aldersfordeling der afviger fra befolkningsgennemsnittet i Danmark.

### Status

De 10 prøver fra Rigshospitalets er analyseret.

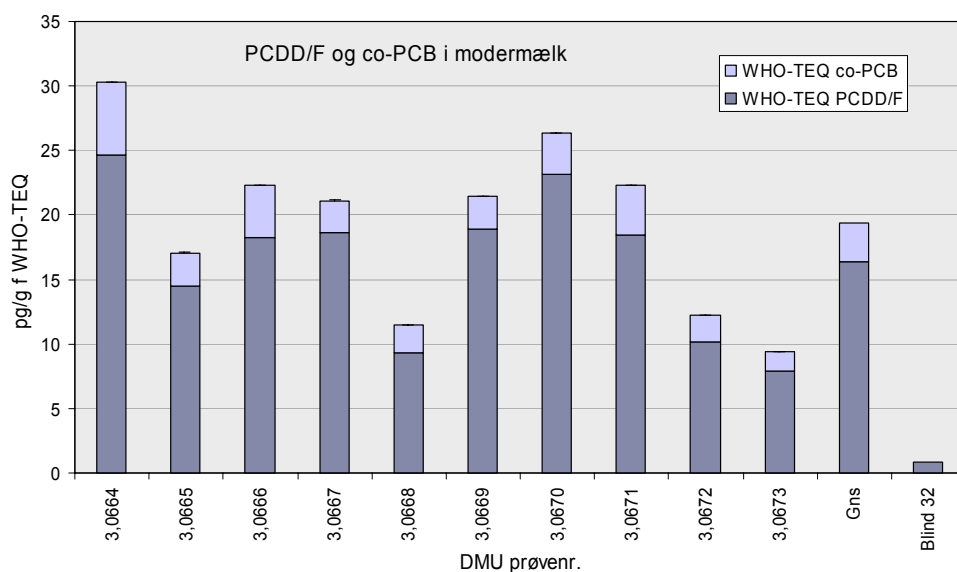
### Metode

Metodeudviklingen for analysen er gennemført på komælk, og beskrevet under dette. Dette skyldes at modermælksprøverne var for kostbare og sparsomme til dette meget prøve-krævende arbejde. Desuden er komælks analyserne betydelig vanskeligere at udføre pga. den lavere koncentration.

### Resultater

Resultaterne ses i Figur 23 anført i pg/g fedt WHO-TEQ for PCDD/F og co-PCB (non-ortho) i et stablet søjlediagram. Det fremgår af figuren at der er en ret stor variation i de analyserede prøver. Variationen ser ud til at være større for PCDD/F end for PCB.

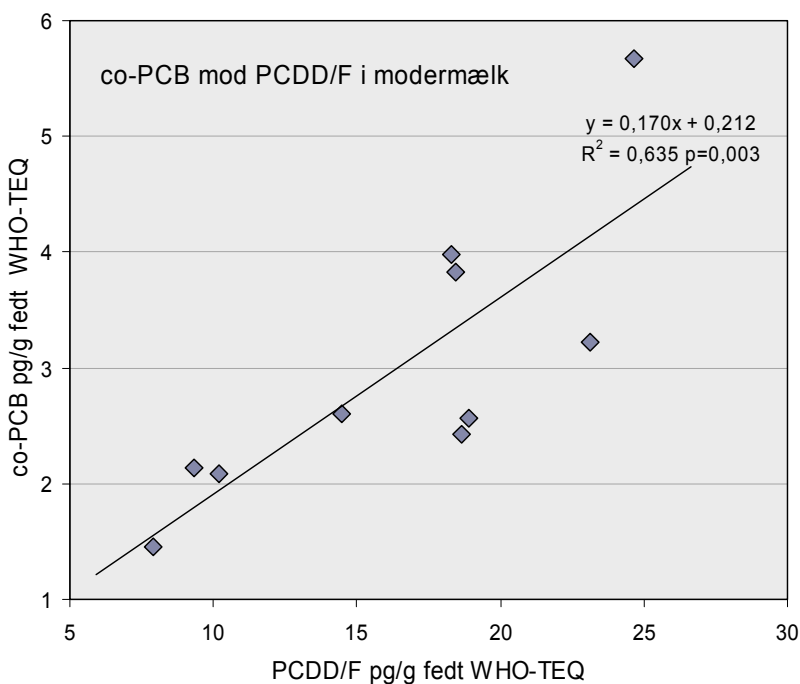
En statistik over resultaterne er vist i Tabel 4, som også omfatter undersøgelsen udført af Sundhedsstyrelsen og Fødevarerdirektoratet (1999). Det fremgår, at gennemsnittet for PCDD/F i nærværende undersøgelse er 16,4, mens FDIR rapporterede hhv. 16,7 og 15,2. For co-PCB (non-ortho) er gennemsnittet 3,0 mens Fdir havde hhv. 6,1 og 2,3. Der er således god overensstemmelse mellem resultaterne af denne undersøgelse og FDIR 1999.



**Figur 23.** PCDD/F og co-PCB i modermælk, pg/g fedt WHO-TEQ. Gns = gennemsnit. Den viste blindværdi er fratrukket. Mødrene er udvalgt iht. WHO krav.

**Tabel 4.** Dioxin og co-PCB i Modermælk

WHO-TEQ	pg/g fedt	PCDD/F	co-PCB	Sum TEQ	
Undersøgelse.	Statistik.				
	Denne	Gns 10 pr	16,4	3,0	19,4
		Median	18,4	2,6	21,3
		Min.	7,9	1,5	9,4
		Maks.	24,6	5,7	30,3
FDIR 1999	Gns 10 pr.	16,7	6,1	22,8	
	Pool 48 pr.	15,2	2,3	17,5	



**Figur 24.** Plot af co-PCB mod PCDD/F med regressionsanalyse. Korrelationskoefficient er statistisk højt signifikant forskellig fra 0 (p = 0,03 ved t-test). Dette antyder at PCB kan være en kilde til dioxin i mennesker, men kan også skyldes en covariation med en tredje ukendt parameter.

## Referencer

- DMU (2002). Dioxin måleprogram. Mere viden om kilder og emissioner Statusrapport april 2002.
- DMU (2003). Dioxin måleprogram. Mere viden om kilder og emissioner Statusrapport april 2003.
- Frederiksborg Amt. Esum Sø, tilstand og udvikling 1997-98 (2001). Vandmiljøovervågning nr. 74, Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø, Miljøafdelingen.
- Ferrario J, Byrne C, Cleverly DH, Winters D, Dupuy AE Jr., Schaum J (2001). US EPA's National Dioxin Air Monitoring Network: Analytical Issues. *Organohalogen Compounds* 50, 35-40.
- Lieshout L van, Desmedt M, Roekens E, De Fré, Van Cleuvenbergen R, Wewers M (2001). Deposition of dioxins in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values. *Atmospheric Environment* 35 Supplement No. 1, 23-90.
- Madsen PP & Larsen B (1979). Bestemmelse af Akkumulations rater i marine sedimentations områder ved Pb-210 Datering. *Vand* 5, 2 - 6.
- NIRAS 2002. Dioxin i jord i København.(MST 2002)
- Rappe C, Bergek S, Andersson R, Cooper K, Fiedler H, Bopp R, Howell F, Bonner M (1999). PCDDs in naturally-formed lake sediment cores from southern Mississippi, USA. *Organohalogen Compounds* 43, 111-116.
- Sundhedsstyrelsen og Fødevarerdirektoratet (1999). Indhold af dioxiner, PCB, visse chlorholdige pesticider, kviksølv og selen i modermælk hos danske kvinder 1993-94.
- Söderström G, Marklund S (1999). Fire of a Flame Retarded TV. *Organohalogen Compounds*, 269-272
- Vikelsø J (2002). Dioxins in Danish Soil. Contribution to Dioxin 2002, 22<sup>nd</sup> International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs, August 11-16, 2002, Barcelona, Spain. *Organohalogen Compounds* 57, 373-376
- Vikelsø J (2004). Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I.NERI Technical Report No. 486
- Vikelsø J, Hovmand M, Andersen HV (2003). PCDD/F in deposition, spruce throughfall and air in Denmark. Præsenteret på Dioxin 2003, 23<sup>rd</sup> International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs, Boston, USA, 24-29 august. *Organohalogen Compounds* 61, 454-457.
- Vikelsø J, Thomsen M, Carlsen L, Johansen E (2002). Persistent Organic Pollutants in Soil, Sludge and Sediment - A Multianalytical Field Study of Selected Organic Chlorinated and Brominated Compounds.. NERI technical report, no. 402, 100 pages. Electronic publication [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk)
- Vikelsø J, Thomsen M, Johansen E (1998). Sources of phthalates and nonylphenoles in municipal waste water - A study in a local environment. NERI technical report No. 225.
- Vikelsø J, Thomsen M, Johansen E, Carlsen L (1999). Phthalates and Nonylphenols in Soil – A Field Study of Different Soil Profiles. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, Department of Environmental Chemistry, Technical Report No. 268.
- Wählin P, Mønster JG, Glasius M, Ketznel M, Berkowicz R, Palmgren F Measurements of wood burning emissions in denmark – first results. Poster presented at the NOSA 2003 Aerosol Symposium, Copenhagen, Denmark, 13-14 November 2003.
- Yake B, Rogowski D, Goldstein L, Pelletier G (2000). Dioxins in Washington State Soils. *Organohalogen Compounds* 46, 324-345.