

# Dioksininnhold i overflatejord fra Trondheim

Av Malin Andersson og Rolf Tore Ottesen

Malin Andersson er forsker ved Norges geologiske undersøkelse (NGU)  
Rolf Tore Ottesen er lagleder for miljøgeokjemi ved NGU og professor II ved NTNU

## Sammendrag

Norges geologiske undersøkelse (NGU) har i 2004 gjennomført en kartlegging av innholdet av klorerte dioksiner og furaner i 50 prøver av overflatejord (0-2 cm) i Trondheim. De påviste nivåene av dioksiner i overflatejorden er lave og representerer ingen risiko for human helse. Undersøkelsen vil kunne sammenlignes mot tilsvarende undersøkelser i bunnsediment. De høyeste konsentrasjonene er påvist i de eldste bydelene i Trondheim sentrum. Lavest innhold av dioksiner har prøvene fra den sydligste del av Trondheim i området ved avfallsforbrenningsanlegget. Det finns en rekke mulige punktkilder for dioksin i byen i tillegg til de diffuse kildene. To dioksinkilder i sentrale bystrøk i Trondheim (St. Olavs hospitals forbrenningsanlegg og Tilfredshet krematorium) er ikke lenger i bruk. Kongenprofilene i røykgassen fra Heimdal varmesentral (avfall), St Olavs Hospital forbrenningsanlegg og Marienborg varmesentral (biobrensel) er svært like. Det er vanskelig å skille disse dioksinkildene i jordprøvene.

## Abstract

The Geological Survey of Norway (NGU) has in 2004 had 50 surface soil samples (0-2 cm) analysed for the content of chlorinated dioxins and furans in Trondheim, Norway. Low concentration levels of dioxins are detected in surface soils in Trondheim. The highest concentrations were found in the oldest parts of the city. The southern part of the town, the area near the solid waste incinerator has the lowest concentration level of dioxins in surface soils investigated. Several possible point sources for dioxines, as well as diffuse sources, exist in the city. Two dioxin sources in the center of Trondheim (hospital waste incinerator and crematory) are no longer in use. There are no great differences in congener profiles in the smoke gas between the analysed sources; therefore a distinction between sources to dioxins in the soil samples is difficult.

## Innledning

Norges geologiske undersøkelse (NGU) gjennomførte i 2004 en kartlegging av innholdet av metaller og

utvalgte organiske miljøgifter i overflatejord i Trondheim. Prøver ble samlet inn fra 320 lokaliteter jevnt fordelt ut over byen. Etter avtale med Trondheim kommune (TK) og Trondheim Energiverk Fjernvarme (TEV) ble det fra 50 av disse lokalitetene tatt ut en ekstra prøve for bestemmelse av klorerte dioksiner og furaner. Hensikten med bestemmelsene var å få en oversikt over dioksinnivået i overflatejord i de bebodde delene av Trondheim og, om mulig, å indikere viktige dioksin-kilder.

Dioksiner er en kort populærvitenskapelig betegnelse på en gruppe forbindelser som kjemisk betegnes som polyklorerte dibenzo-para-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzo-furaner (PCDF) (Benestad 1994, Jensen og medarbeidere 1995, Dam-Johansen 1996, Jensen 1997). Antallet substituerte kloratomer i de enkelte forbindelsene kan variere mellom 1 og 8. Det medfører mulighet for opptil 75 forskjellige PCDD- og 135 ulike PCDF-forbindelser. Disse betegnes kongener. Halogenerte dioksiner og furaner opptrer i miljøet i kompliserte blandinger av mange kongener.

Dioksiner dannes generelt ved oppheting eller forbrenning av organisk materiale ved tilstedeværelse av halogenforbindelser og eventuelt en katalysator som kobber (Jensen 1997). Dannelsen vil være proporsjonal med temperaturen med et optimum ved 300 – 400 °C, inntil temperaturen blir så høy (800–1200 °C) at nedbrytning av dioksinene dominerer. I en skorstein etter forbrenning, er temperaturen lavere, og ved

oksygenoverskudd kan dioksiner dannes på nytt og feste seg til partikler (Jensen og medarbeidere 1995, Jensen 1997).

I luft forekommer dioksinene hovedsakelig absorbert på partikler (Jensen og medarbeidere 1995). Fra luften vil forbindelsene avsettes på overflatejorden. Nedbrytning av dioksinforbindelser foregår meget langsomt. I nordisk klima er det estimert en halveringstid på mellom 17 og 270 år (Sinkkonen og Paasivirta 2000). I overflatejord vil derfor dioksinene akkumuleres og gi et bilde som representerer en gjennomsnittlig belastning over flere år. Overflatejord er derfor egnet som prøvetakingsmedium som kan beskrive dioksinfordelingen i byen.

Dioksiner og furaner tilføres hovedsakelig overflatejord via nedfall fra atmosfæren. Luftens stabilitetsforhold og vindhastighet har betydning for hvordan utslipp fra en kilde spres. Svak vind og ustabil atmosfære gir vanligvis maksimalkonsentrasjoner nær utslippspunktet. Ved sterk og stabil atmosfære vil maksimalkonsentrasjonene forekomme lengre fra utslippet. I Trondheim dominerer vind fra sør/sørvest (Borgnes 2004). Det betyr at luftforurensning fra en kilde oftest vil spres i form av en vifte mot nord/nordøst.

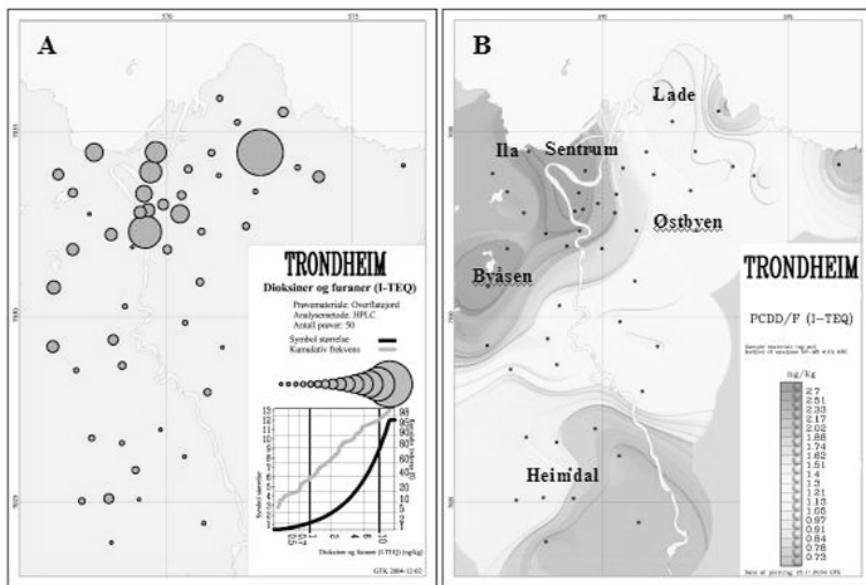
## **Materiale og metoder**

Prøver av overflatejord (0-2 cm) ble samlet inn fra 50 lokaliteter jevnt fordelt over den bebygde delen av Trondheim (Figur 1). Hver prøve bestod av ca 0,5 kg materiale. Prøvene ble emballert i glass som umiddelbart

ble sendt laboratoriet (AnalyCen AS). Bestemmelsene ble utført med GC-HRMS (US EPA metode 1613) for 17 kongener. Laboratoriet er akkreditert for den anvendte metoden.

## Resultater og kommentarer

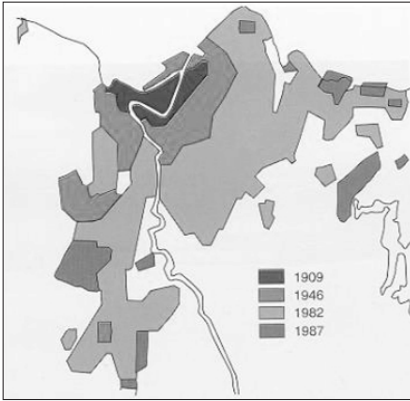
I figur 1 vises den geografiske fordelingen av toksisitetsekivalenten (I-TEQ) i prøvene. Kartene viser at sentrum og Byåsen har de høyeste dioksinkonsentrasjonene. Lavest innhold av dioksin har prøvene på Heimdal.



Figur 1. Den geografiske fordeling av I-TEQ (ng/kg) i overflatejord fra Trondheim. A) viser prøvepunkt og størrelsen på sirkelen viser konsentrasjonsnivået. B) er de samme dataene fremstilt som løpende median. Medianverdien er kalkulert som veid median avhengig av avstanden fra sentrum av en sirkel med radius 15 km.

Utviklingen av de bebygde arealene i Trondheim er vist i figur 2. Den eldste bydelen (sentrum) har den høyeste medianverdi for dioksin, etterfulgt av Byåsen og Østbyen (Lade–Ranheim), mens Heimdalsområdet i syd har de

laveste dioksinkonsentrasjonene. En sammenligning mellom figurene 1 og 2 viser at der eksisterer en klar samvariasjon mellom bydelenes alder og dioksinkonsentrasjon (Tabell 2 og Figurene 1 og 2).



Figur 2. Byutvikling i Trondheim

### Statistiske parametre

Statistiske parametre (aritmetrisk gjennomsnitt-, median-, minimum og maksimumsverdier) for datasettet er vist i tabell 1.

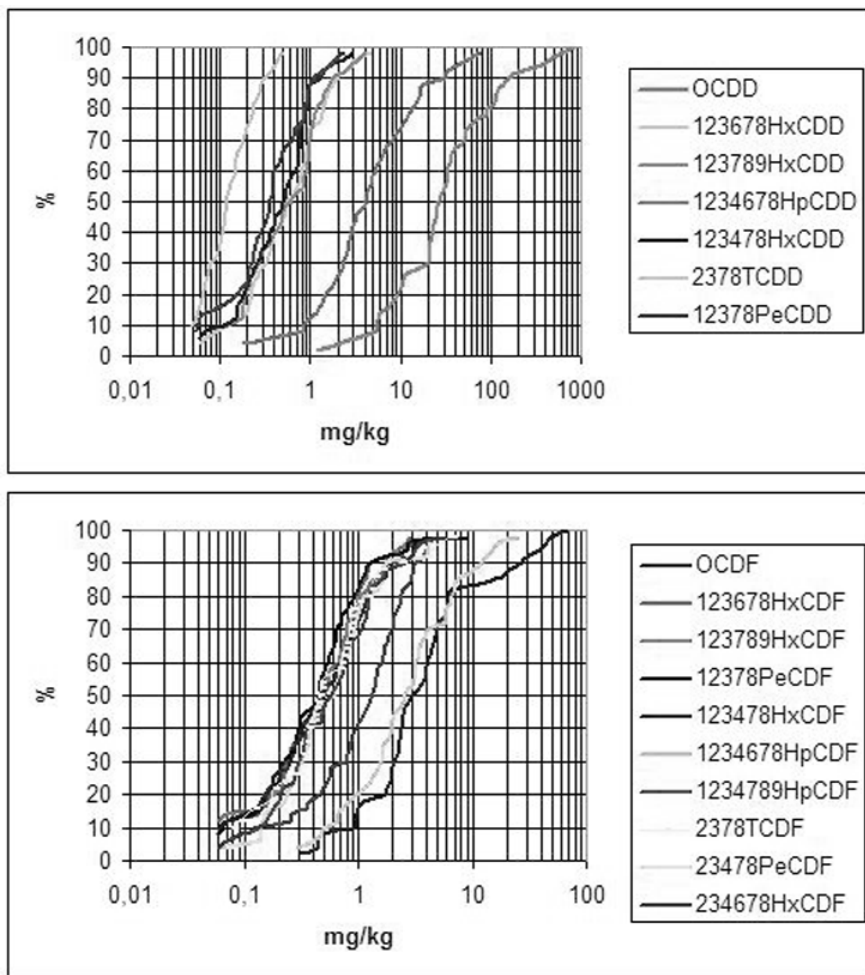
Dioksin kongen	Aritmetrisk gjennomsnitt	Median	Spredning
2,3,7,8-TCDF ng/kg	1,09	0,46	0,02 – 9,0
1,2,3,7,8-PeCDF ng/kg	0,82	0,46	0,06 – 6,4
2,3,4,7,8-PeCDF ng/kg	1,13	0,62	0,06 – 10
1,2,3,4,7,8-HxCDF ng/kg	1,1	0,52	0,06 – 9,6
1,2,3,6,7,8-HxCDF ng/kg	0,89	0,51	0,06 – 6,0
2,3,4,6,7,8-HxCDF ng/kg	1,09	0,61	0,06 – 9,3
1,2,3,7,8,9-HxCDF ng/kg	0,75	0,53	0,06 – 4,9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ng/kg	5,21	2,7	0,22 – 46
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF ng/kg	1,7	1,4	0,06 – 8,6
OCDF ng/kg	8,58	3,2	0,31 – 66
2,3,7,8-TCDD ng/kg	0,17	0,12	0,04 – 0,64
1,2,3,7,8-PeCDD ng/kg	0,56	0,37	0,05 – 2,5
1,2,3,4,7,8-HxCDD ng/kg	0,7	0,52	0,06 – 4,4
1,2,3,6,7,8-HxCDD ng/kg	0,97	0,58	0,06 – 5,0
1,2,3,7,8,9-HxCDD ng/kg	0,95	0,64	0,06 – 5,6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ng/kg	10,99	4,25	0,12 – 77
OCDD ng/kg	84,19	28	1,2 – 830
Toksisitets-ekvivalenter	Aritmetrisk gjennomsnitt	Median	Spredning
ng WHO TEQ/kg	2,27	1,6	0,18 – 14
ng I-TEQ/kg	2,1	1,35	0,16 – 14

Tabell 1. Innholdet (ng I-TEQ/kg tørrvekt) av 17 dioksin- og furan-kongener i 50 prøver av overflatejord fra Trondheim.

OCDD-, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, OCDF og 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF er de kongenene som forekommer i høyest konsentrasjon i datasettet. Høye konsentrasjoner av OCDD brukes som kildeindikator for forbrenningsanlegg og trafikk (Lee og medarbeider, 2004). De to giftigste dioksin-kongenene (2,3,7,8-TCDD og 1,2,3,7,8-PeCDD) forekommer i lave

konsentrasjoner i overflatejord fra Trondheim.

Analyseresultatene for hver enkelt kongen er fremstilt som kumulative frekvensfordelinger i figur 3. Furan-kongenene har gjennomgående større spredning enn de tilsvarende dioksin-kongenene. Unntak fra dette er OCDD og 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD som har datasettet største spredning.



Figur 3. Kumulativ frekvensfordeling av 17 dioksin- og furankongener

Konsentrasjonen (medianverdien) av giftighetsekvivalenten I-TEQ i ulike bydeler er vist i tabell 2 og figur 1. Høyeste konsentrasjon er påvist i

sentrumsområdet. Konsentrasjonen her er 4 ganger høyere enn i Heimdalsområdet, der de laveste konsentrasjonene er målt.

Bydel	Arealtype	Median	Spredning	Antall prøver
Sentrum	By- og parkjord	3,5	1,5 – 5,7	10
Heimdalen	Hage- og plenjord	0,79	0,19 – 2,0	10
Byåsen	Hage- og plenjord	2,3	0,37 – 9,3	13
Østbyen	Hage- og plenjord	1,9	0,16 – 14,00	17

Tabell 2. Innholdet av dioksin (ng I-TEQ/kg) i 4 bydeler i Trondheim

Dioksininnhold i overflatejord i 8 andre byer og tettsteder er vist Tabell 3. En direkte sammenlikning er vanskelig ettersom undersøkelsene er

utført på forskjellige måter og jordtyper. Innholdet av dioksin i jordprøvene fra Trondheim er på samme nivå som i andre byer.

By	Arealtype	Median	Spredning	Antall prøver
Trondheim <sup>1</sup>	Byjord	1,54	0,26 – 17,8	6
Bergen <sup>2</sup>	Byjord	4,6	0,4 – 11,7	8
Orkanger <sup>3</sup>	Branntomt		10,7	1
København, Danmark <sup>4</sup>	Byjord	2,9	2,1 – 15,3	6
Antwerpen, Belgia <sup>5</sup>	Jord rundt FA	10,35	3,9 – 27,7	16
Hsinchu, Taiwan <sup>6</sup>	Jord rundt FA	1,73	0,52 – 5,02	8
Kocaeli, Tyrkia <sup>7</sup>	Byjord	0,7	0,4 – 4,26	8
Tarragona, Spania <sup>8</sup>	Byjord	1,26	0,45 – 2,65	19
Veneto, Italia <sup>9</sup>	Jord rundt FA	1,01	0,08 – 1,5	12

<sup>1</sup> Ottesen og medarbeidere (1995)

<sup>2</sup> Ottesen og Volden (1999)

<sup>3</sup> Volden og medarbeidere (2001)

<sup>4</sup> Vikelsøe (2003)

<sup>5</sup> Nouwen og medarbeidere (2001)

<sup>6</sup> Cheng og medarbeidere (2003)

<sup>7</sup> Bakoglu og medarbeidere (2005)

<sup>8</sup> Schuhmacher og medarbeidere (2004)

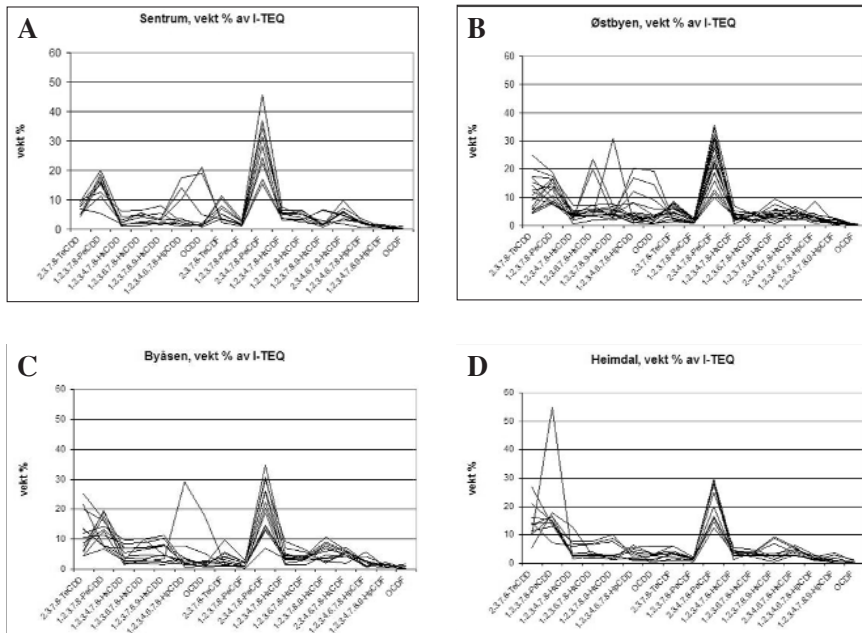
<sup>9</sup> Caserini og medarbeidere (2004)

Tabell 3. Dioksininnhold i overflatejord (ng I-TEQ/kg) i en del byer og tettsteder. FA står for forbrenningsanlegg

## Kongenprofiler

Kongenprofiler for alle jordprøvene (Figur 4) er fremstilt uavhengig av

konsentrasjon (vekt % av kongene mot I-TEQ). Disse varierer noe fra bydel til bydel.



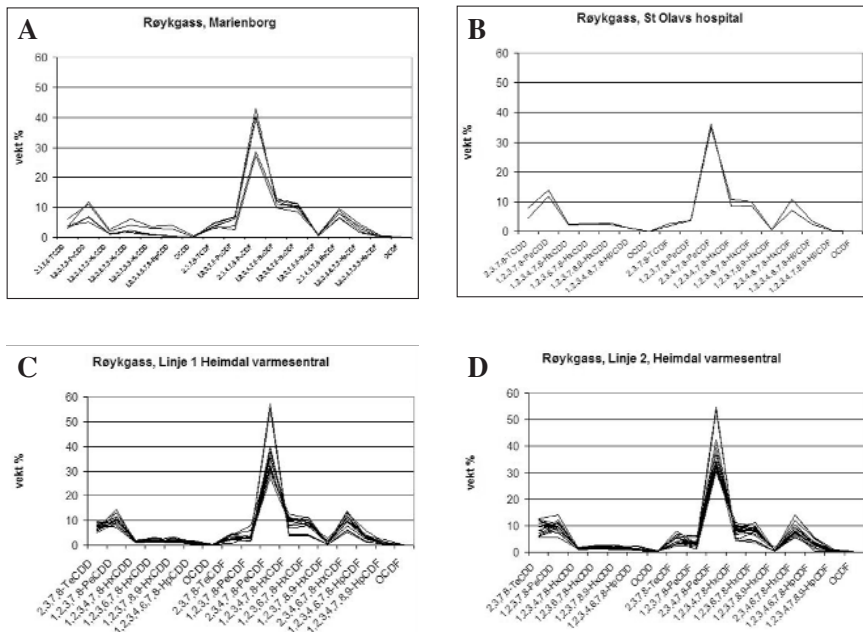
Figur 4. Kongenmønster i de fire undersøkte bydelene (A) Sentrum, (B) Østbyen, (C) Byåsen og (D) Heimdal.

Jordprøvene fra Heimdal har svært lik kongenfordeling. Dette kan tyde på en dominerende dioksinkilde i denne bydelen. Kongenprofilene i jordprøvene har likhetstrekk med det mønsteret som er påvist i røykgassen fra Heimdal fjernvarmeanlegg (Figur 5C og D).

Jordprøvene fra Byåsen har et kongenmønster som i hovedtrekk likner på det som forekommer på Heimdal, med unntak av en prøve med en topp for 1,2,3,4,6,7,8-HP-CDD og OCDD.

Disse toppene går igjen i flere prøver fra sentrum. I Østbyen opptrer det i tillegg topper for 1,2,3,7,8,9-HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD og OCDD. Kongenprofilene i sentrum og Østbyen indikerer flere dioksinkilder i disse bydelene.

Det er målt dioksiner i røykgass fra tre kjente dioksinkilder i Trondheim (Figur 5): Marienborg biobrenselanlegg (A), det tidligere forbrenningsanlegget til St Olavs hospital (B) og Heimdal varmesentral (C og D).



Figur 5. Kongenprofiler i røykgassen fra 3 forbrenningsanlegg (A) Marienborg varmesentral (biobrensel), (B) forbrenningsanlegget til St Olavs hospital (sykehusavfall), (C) og (D) Heimdal varmesentral (restavfall).

Røykgassen fra de tre undersøkte forbrenningsanleggene med ulike type brensel (biobrensel, sykehusavfall og restavfall fra husholdnings- og produksjonsavfall) og renseteknologi, har svært like kongenprofiler (Figur 5). Ettersom disse dioksinkildene har veldig lik kongenprofil, er det vanskelig å gjenkjenne disse kildene i jordprøvene

## Dioksinkilder i Trondheim hvor det er utført målinger i røykgass

Det eksisterer mange mulige aktive og nedlagte kilder til dioksinforurensning av overflatejord i Trondheim. De kilder som listes i Tabell 4 har utslipp som er målt for dioksiner.



Dioksinkilde	Målt utslipp	Teoretisk utregnet utslipp/år	Beliggenhet
Heimdal varmesentral	0,003-0,44 ng/Nm <sup>3 1)</sup> (2003-2005)	260-880 mg I-TEQ (1994-2000) <sup>1)</sup> , 2000-2200 mg I-TEQ (2001-2002) <sup>1)</sup> , 102-140 mg I-TEQ (2003-2004) <sup>1)</sup>	Heimdal
Marienburg varmesentral <sup>2)</sup> Briketter Briketter/Flis Flis Pellets/Flis Pellets Pellets	0,79 ng/Nm <sup>3</sup> 0,66 ng/Nm <sup>3</sup> 0,47 ng/Nm <sup>3</sup> 0,29 ng/Nm <sup>3</sup> 0,15 ng/Nm <sup>3</sup> 0,04 ng/Nm <sup>3</sup>	Ikke beregnet	Sentrum
Sykehusets forbrenningsanlegg	125 ng/Nm <sup>3</sup> 38 ng/Nm <sup>3 3)</sup>	74,3-271 mg I-TEQ <sup>3)</sup>	Sentrum
Fesil	-	80-130 mg I-TEQ <sup>1)</sup> (1992-2002)	Sentrum/Øst
Energos Ranheim Energi	0,006 ng/Nm <sup>3 4)</sup>	0,1-7 mg I-TEQ <sup>1)</sup> (1998-2003)	Østbyen

<sup>1)</sup> SFT bedriftsdatabase (www.sft.no).

<sup>2)</sup> Test utført med forskjellige typer brensel.

<sup>3)</sup> Heie 2004

<sup>4)</sup> Borgnes og Rikheim 2004

Tabell 4. Dioksinkilder i Trondheim hvor det er bestemt dioksin i røykgass, alle målte konsentrasjoner er angitt i I-TEQ og korrigert til 11 % O<sub>2</sub>

#### Heimdal varmesentral

Avfallsforbrenningsanlegg er i litteraturen (Dam-Johansen og Jensen 1996, Cheng og medarbeidere 2003, Caserini og medarbeidere 2004) antatt å være en viktig kilde til dioksinutslipp til luft og dioksinforurensning i overflatejord. TEVs avfallsforbrenningsanlegg på Heimdal i Trondheim ble satt i drift i 1985. Utslippskravene for dioksin, som opprinnelig var 2 ng/Nm<sup>3</sup> for forbrenningsanlegg, ble fra 01.01.2003 revurdert til 0,1 ng/Nm<sup>3</sup>. Anlegget overholder utslippskravene.

#### St. Olav Hospitals forbrenningsanlegg

Dioksinutslipp fra forbrenningsanlegg ved sykehus er antatt å være relativt store (Dam-Johansen og Jensen

1996). Dette skyldes sykehusavfallet som inneholder mye klor (biologisk/organisk materiale og PVC), og at anleggene ofte mangler røykgassrensing. Høsten 2003 ble det målt høyt dioksininnhold i røykgassen fra forbrenningsanlegget ved St. Olavs hospital i Trondheim, 124 og 34 ng/Nm<sup>3</sup> (Gunnæs, E.G., 2003 og Heie, 2004). Anlegget ble satt i drift i 1986. Etter at rapporten fra målingene ble offentliggjort våren 2004, bestemte Fylkesmannen i Sør-Trøndelag v/Miljøvernavdelingen at driften av anlegget måtte stoppes umiddelbart.

Spredningsviften fra St. Olav Hospital faller i stor grad sammen med dioksinmønsteret i overflatejord (Figur 2). Røykgassen fra anlegget til St. Olavs Hospital ble ikke rensert på

samme måte som røykgassen fra kommunale avfallsforbrenningsanlegg (Heie 2004).

### Marienburg biobrenselanlegg

Dioksininnholdet i røykgassen ved Marienburg biobrenselanlegg varierer med brenseltype (Å. Heie, pers. medd. 2004). Høyest var innholdet i røykgassen når det ble fyrte med briketter av rivningstrevirke. Lavest innhold gir pellets av innervirke. Det fyres med ca 10000 tonn tremateriale per vintersesong i Marienburganlegget. Anlegget bruker nå kun pellets som gir meget lavt utslipp av dioksin.

### Fesil

Fesil-Lilleby smelteverk (Østbyen – Lade) fremstilte ferrosilisium og silisiummetall frem til 2003. For

produksjon av ferrosilisium brukte man 1300 kg kull/tonn og for silisiummetall 2800 kg/tonn. Det gir et årlig kullbruk på ca 47000 tonn på 90-tallet. Estimerte dioksintall indikerer at det dannes ca 6,5-169 mg I-TEQ/år fra kullforbrenning + 30 mg I-TEQ fra ferrosilisiumproduksjonen (1,6 µg I-TEQ/t – EU 1999).

### Energos Ranheim Energi

Forbrenningsanlegget på Ranheim ble tatt i bruk i 1998. Anlegget forbrenner 10 000 tonn avfall per år, fremst fra Peterson Ranheim Linerboard.

## Mulige dioksinkilder i Trondheim

Det finnes en rekke mulige dioksinkilder i Trondheim der det ikke er utført målinger (Tabell 5).

Mulig dioksinkilde	Teoretisk konsentrasjon i røykgass hentet fra litteratur	Teoretisk utregnet utslipp i Trondheim	Beliggenhet
Boligoppvarming med ved	0,01-1,2 ng I-TEQ/Nm <sup>3</sup> <sup>(2)</sup> 0,76 ng I-TEQ/Nm <sup>3</sup>	113 mg I-TEQ/år <sup>(1)</sup> (9 % lett forurenset materiale) <sup>(5)</sup> 13-107 mg I-TEQ/år <sup>(3)</sup>	Hele byen men mest i Sentrum og Byåsen <sup>9</sup>
Krematorier	0,11-71,3 ng I-TEQ/Nm <sup>3</sup> <sup>(2)</sup> 0,3 ng I-TEQ/Nm <sup>3</sup> <sup>(3)</sup> 10 µg I-TEQ/kremasjon <sup>(1)</sup> 350 ng I-TEQ/kremasjon <sup>(3)</sup>	425 mg I-TEQ totalt (1925-dd) <sup>(1)</sup> 14,9 mg I-TEQ totalt <sup>(3)</sup>	Sentrum/Østbyen
Kullforbrenning i industrien <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ila Jern</li> <li>• Gassverk</li> <li>• Rockwool</li> </ul>	0,14-3,6 µg I-TEQ/tonn kull <sup>(1)</sup>	–	Sentrum/Østbyen
Papirindustri	10 µg I-TEQ/tonn masse <sup>(6)</sup>	–	Østbyen
Veitrafikk	0,1 µg I-TEQ/tonn blyfri bensin og diesel <sup>(1)</sup>	5,8 mg I-TEQ/år <sup>(7)</sup> (2004)	Sentrum
Asfaltverk	0,002-0,05 µg I-TEQ/tonn asfalt <sup>(1)</sup>	0,2-6,1 mg I-TEQ/år	
Bybranner	170 µg I-TEQ/tonn materiale <sup>(4)</sup>	–	Sentrum
Halmbrenning	17 µg I-TEQ/tonn materiale <sup>(4)</sup>	–	

<sup>1)</sup> Finstad og medarbeidere 2002

<sup>2)</sup> EU 1999

<sup>3)</sup> Schleicher og medarbeidere 2001

<sup>4)</sup> SFT 2001

<sup>5)</sup> Finstad og medarbeidere 2004

<sup>6)</sup> Jensen og medarbeidere 1995

<sup>7)</sup> [www.ssb.no](http://www.ssb.no)

Tabell 5. Mulige kilder i Trondheim (nåværende og historiske). Teoretisk utslipp er hentet fra litteraturkilder. Teoretisk årlig utslipp av dioksin er beregnet for noen kilder

## Vedfyring

Statistisk sentralbyrå har beregnet at privat vedfyring for boligoppvarming bidrar med 23 % av de totale dioksinutslippet i Norge (Finstad og medarbeidere, 2002 og 2004). Utslippene varierer mye med type ildsted og type brensel (ren ved, impregnerte trevirke og papp/papir). Miljøstyrelsen i Danmark har undersøkt dioksinutslipp fra vedovner i bolighus. Forbrenning av rent trevirke ga utslipp i intervallet 1,5 - 184 ng/Nm<sup>3</sup> (Jensen 1997).

Environment Canada (2000) utførte en undersøkelse av utslipp av dioksiner fra gamle vedovner og fra nye rent brennende ovner. I denne undersøkelsen ble det påvist høyest utslipp av dioksin i de moderne rentbrennende ovnene. Årsaken til at utslippene er høyere i en ovn med moderne teknologi enn i en tradisjonell ovn, kan skyldes "de novo-syntese" av dioksiner og furaner ved temperaturer på 250 – 500 °C på katalytisk aktive overflater (Hansen 2000, Hansen og Hansen 2003).

Fyring med ved og olje kan gi opphav til liknende kongenprofil som den i krematorier (Schleicher og medarbeidere 2001).

## Krematorier

Det foreligger ikke norske dioksinmålinger fra krematorier. Vanligvis brukes olje som støttebrensel. Kister av tre eller sponplater må forventes å gi utslippsfaktorer av samme størrelsesorden som flisfyrte anlegg. For anlegg med fortykning av røykgassen umiddelbart etter brennkammeret, vil det skje en hurtig nedkjøling, slik at dioksin dannelsen i anleggets kaldere deler ikke vil finne sted.

Kongenprofiler fra røykgass i danske krematorier (Schleicher og medarbeidere 2001) viser at det i krematorier dannes røykgass som har en profil med topper på kongenene OCDD og 1234678-HpCDD. Dette er topper som finnes igjen i noen jordprøver fra Sentrum (Tilfredshet krematorium) og Østbyen (Lademoen/Moholt krematorium).

## Kullforbrenning i industrien

Metallindustri og gassverkene i Trondheim er historie. Utslippene fra disse kildene ligger lagret i jorden. En aktiv industribedrift benytter kull i produksjon av steinull. Det er ikke krav om dioksinmåling i røykgassen fra denne bedriften.

## Papirindustri

Problematikken knyttet til dioksin dannelse ved produksjon av papir og cellulose ble kjent for 20 år siden. Dannelsen av PCDD og PCDF skjer i blekningsprosessen hvor klor blir benyttet. Det er ikke gjennomført målinger av dioksin i røykgassen på Peterson Ranheim (Østbyen). Den nåværende produksjon i fabrikken gir ikke grunnlag for dioksin dannelse.

## Veitrafikk

Den tidligere blyholdige bensinen var tilsatt < 0,1 % av en blanding av 1,2-dikloretan og 1,2-dibrometan. Formålet med denne tilsetningen var å binde de blyatomer som ble frigjort fra tetraalkylbly i motoren som flyktige halogenider. I de senere år ble det oppdaget at disse tilsetningsstoffene tilførte halogenatomer til forbrenningskammeret, som kunne

være basis for dannelse av kompliserte organiske halogenforbindelser, blant annet dioksiner og furaner. Blyfri bensin og diesel har en mye lavere utslippsfaktor av dioksiner enn blyholdig bensin.

### Asfaltverk

Asfaltproduksjon og resirkulering av asfalt kan være en dioksinkilde, særlig der man bruker resirkulert asfalt fra veier som blir saltet på vinteren (Finstad og medarbeidere 2002).

### Branner

Schleicher og Jensen (2004) har undersøkt betydningen av bybranner som kilde for dioksin. De konkluderer med at selv om branner kan være betydelige kilder til utslipp av dioksin, så viser både målinger, beregninger og vurderinger at det meget sjelden vil medføre forurensning av omgivelsene i et omfang som kan påvirke lokalbefolkningens helsetilstand. I Trondheim sentrum har det vært en bybrann (større omfang enn et kvartal) hvert 100 år i byens historie (tidligere Brannmester Gunnar Aadne Solbakken i Trondheim kommune personlig meddelelse 2004).

### Halmbrenning

I tillegg til disse mulige kilder er halmbrenning også en tidligere kilde. Halmbrenning er nå forbudt inne i byen.

## **Oppsummering – Hvilke dioksinkilder er viktige i Trondheim?**

Nedbryting av dioksiner er langsom. Det som påvises i jordprøvene er et

resultat av nedfall fra både historiske og aktive kilder. Historiske kilder som bybranner, forbrenning av ved og halm samt forbrenning av kull i nedlagte industrier, er kilder som sannsynligvis har hatt stor betydning for konsentrasjonsnivået i overflatejorden i dag, særlig i Sentrum og Østbyen.

Blant aktive stasjonære kilder er boligoppvarming og avfallsforbrenning de viktigste. Utslippene av dioksin fra avfallsforbrenningsanlegget er betydelig redusert de senere årene. Utslippene fra vedfyring er ikke kontrollert med målinger, men basert på data fra Danmark og Canada og antall vedovner i Trondheim, konkluderes det med at denne kilden er meget viktig.

Veitrafikken er den viktigste av de mobile kildene, men utslippene er små i forhold til de stasjonære kildene.

Jorden kan være en forurensningskilde i seg selv for havnesediment, som tidligere er vist av Jartun og medarbeidere (2005), der overflatejord lekker ut i sjøen via avløpsnett.

## **Grenseverdier for dioksiner i jord i andre land**

I Norge eksisterer det ikke grenseverdier eller normverdier for innhold av dioksiner i jord, men i en del saker tilknyttet forurenset grunn har verdien 10 ng I-TEQ/kg tørr jord blitt benyttet som "normverdi". Det er etablert grenseverdier for dioksininnhold i jord i Tyskland, Sveits og Sverige (Schleicher og Jensen, 2004).

I 1992 fastsatte tyske myndigheter

(Oehme 1998) en rekke foreløpige grenseverdier for innholdet av dioksin i jord (Tabell 5). De sveitsiske grense-

verdiene følger samme konsentrasjonsintervaller (Tabell 6) (Schleicher og Jensen 2004).

Konsentrasjon	Restriksjoner
< 5	Ingen restriksjoner eller forholdsregler
5 – 40	Flere målinger
> 40	Jorden må ikke anvendes til landbruk
> 100	Jorden utskiftes på lekeplasser
> 1000	Jorden utskiftes i boligområder
> 10000	Jorden utskiftes i alle områder

Tabell 5. Tyske grenseverdier for dioksin i jord (ng I-TEQ/kg). (Prøvetakingsdybden er 30 cm for landbruksjord, 10 cm for gressbevekste områder og 2 – 10 cm for lekeplasser)

Konsentrasjon	Restriksjoner
< 5	Ingen restriksjoner eller forholdsregler
> 5	Kilden til påvirkningen skal identifiseres og emisjonen reduseres
> 20	Kumelk skal undersøkes for signifikante avvik fra det normale bakgrunnsnivå, dvs > 5 ng I-TEQ/ kg melkefett.
> 100	Opprensing av lekeplasser, dvs fjerning av jord.
> 1000	Opprensing av landbruksjord og hager.

Tabell 6. Sveitsiske grenseverdier for dioksin i jord (ng I-TEQ/kg)

I Sverige er det utviklet et system for vurdering av forurenset jord basert på avvik fra bakgrunnsnivå (Tabell 7)

samt et sett grenser for klassifisering av dioksin i jord (Tabell 8) (Schleicher og Jensen 2004).

Målt konsentrasjon	< bakgrunnsverdi	1 – 5 ganger bakgrunnsverdi	5 – 25 ganger bakgrunnsverdi	> 25 ganger bakgrunnsverdi
Påvirkning	Ingen eller kun liten påvirkning fra punktkilde	Sannsynlig påvirkning fra punktkilde	Stor påvirkning fra punktkilde	Meget stor påvirkning fra punktkilde
Vurdering	Mindre alvorlig	Litt alvorlig	Alvorlig	Meget alvorlig

Tabell 7. Prinsipper for klassifisering av avvik fra bakgrunnsverdier

Mindre alvorlig	Litt alvorlig	Alvorlig	Meget alvorlig
< 10	10 - 30	30 - 100	> 100

Tabell 8. Svenske grenser for klassifisering av dioksin i jord (ng I-TEQ/kg)

## Konklusjon

Innholdet av dioksin i overflatejord i Trondheim er lavt. 94 % av jordprøvene har <5 ng I-TEQ / kg tørrstoff. Dette er klassifisert som jord hvor det er "ingen restriksjoner eller forholdsregler" etter tyske og sveitsiske regler. Kun 2 % av prøvene har I-TEQ >10 ng I-TEQ / kg tørrstoff. Høyeste konsentrasjon er 14 ng I-TEQ / kg tørrstoff. Nivået er ikke høyere enn hva som er påvist i andre byundersøkelser.

De høyeste konsentrasjonene er påvist i de eldste bydelene i Trondheim sentrum. Lavest innhold av dioksiner har prøvene i den sydlige delen av Trondheim. Det finnes en rekke mulige punktkilder og diffuse kilder for dioksin i Trondheim.

Det er målt dioksin i røykgass fra fem anlegg (Heimdal varmesentral, Marienborg varmesentral, St. Olavs Hospitals forbrenningsanlegg, Energos Ranheim og Fesil). Røykgassen fra de tre første kildene er lik i kongensammensetning.

Teoretisk beregnede tall indikerer at dioksinutslipp fra vedfyring i boliger er en viktig kilde. Informasjon fra Canada indikerer at nye rentbrennende ovner har større dioksinutslipp enn de gamle ovnene. Det anbefales å måle utslipp fra vedfyring og biobrenselsanlegg for å få bedre kunnskapsgrunnlag for denne type dioksinkilde, som sannsynlig er en av de viktigste utslippskildene i Trondheim.

TEV arbeider kontinuerlig og systematisk for å redusere sine dioksinutslipp ved Heimdal varmesentral

og Marienborg varmesentral. En viktig kilde (St. Olavs Hospitals forbrenningsanlegg) er ikke lenger i bruk.

## Referanser

Bakoglu, M., Karademir A., Durmusoglu E. 2005. Evaluation of PCDD/F levels in ambient air and soils and estimation of deposition rates in Kocaeli, Turkey. *Chemosphere* 59, 1373-1385.

Benestad, C., 1994: Dioksiner. Statens forurensningstilsyn, SFT-dokument 94:04, 74 sider.

Borgnes, D. 2004: Spredningsberegninger – forbrenningsanlegg for sykehusavfall. St. Olavs Hospital. Kjeleforeningen Norsk Energi 25955, 15 sider.

Borgnes D., Rikheim B. 2004. Målinger ved forbrenning av bromholdig avfall. Rapport fra Norsk renholdverks-forening 3/04.

Caserini S., Cernuschi S., Giugliano M., Grosso M., Lonati G., Mattaini P., 2004. Air and soil dioxin levels at three sites in Italy in proximity to MSW incineration plants. *Chemosphere* 54, 1279-1287.

Cheng P.S., Hsu, M.S, Ma, E., Chou, U. Og Ling, Y.C., 2003: Levels of PCDD/FS in ambient air and soil in the vicinity of a municipal solid waste incinerator in Hsinchu. *Chemosphere* 52, 1389-1396.

- Dam-Johansen, K. og Jensen, L.S., 1996: Dioxin fra affaldsforbrænding. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr 14 1996. 39 sider.
- EU, 1999. European dioxin inventory-Results. <http://europa.eu.int/comm/environment/dioxin/download.htm>
- Finstad A., Haakonsen G., Rypdal K., 2002. Utslipp til luft av dioksiner i Norge- Dokumentasjon av metode og resultater. Rapport 2002/7. Statistisk sentralbyrå.
- Finstad A., Flugsrud K., Haakonsen G., Aasestad K., 2004. Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv. Undersøkelse om vedforbruk og fyringsvaner i Trondheim og Bergen 2003. Rapport 2004/27. Statistisk sentralbyrå.
- Gunnes, E.G., 2003: Utslippsmåling i avgassen ved St. Olavs Hospital den 15.10.2003. Molab as – rapport M110/03.
- Heie, Aa., 2004: Utslipp fra St. Olavs Hospital. NORSAS notat 2004-04-15.
- Hansen, E., 2000: Substance flow analysis for dioxin in Denmark. Environmental project 570. Miljøstyrelsen, Miljø- og energiministeriet.
- Hansen, E. og Hansen, C.L., 2003: Substance flow analysis for dioxin 2002. Environmental project 811 2002. Miljøstyrelsen, Miljø- og energiministeriet.
- Jartun, M., Volden, T., Ottesen R.T., 2005. PCB-innhold i sandfangsmasser i Bergen – foreløpige resultater. VANN, nr 1.
- Jensen, A.A., 1997: Dioxines – Sources, levels and exposures in Denmark. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 50 1997, 91 sider.
- Jensen, A.A., 2003: Kortlægging af dioxinforurening samt kilder til dioxinforurening i Østersjøen. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr 796-2003.
- Jensen, A.A., Grove, A. Hoffmann, L., 1995: Kilder til dioxinforurening og forekomst af dioxin i miljøet. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr 81, 91 sider.
- Lee, W.-S., Chang-Chien, G.-P., Wang, L.-C., Lee, W.-J., Tsai P.-J., Wu, K.-Y., Lin C. 2004. Source identification of PCDD/Fs for various atmospheric environments in a highly industrialized city. Environmental Science and Technology, 38, 4937-4944.
- Nouwen, J., Cornelis, C., De Fré, R., Wevers, M., Mensink, C., Patyn, J., Verschaeve, L., Hooghe, R., Mares, A., Collier, M., Schoeters, G., Van Cleuvenbergen, R. og Geuzens, P., 2001: Chemosphere, 909-923.
- Oehme, M. 1998: Handbuch dioxib. Heidelberg – Berlin. Spektrum Akademischer Verlag.

- Ottesen, R.T., Almklov, P. & Tjihuis, L., 1995: Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatejord fra Trondheim. Miljøavdelingens rapporter 95/06.
- Ottesen, R.T. & Volden, T., 1999: Jordforurensning i Bergen. NGU-rapport 99.022.
- Schleicher, O. og Jensen, A.A., 2004: Håndbog om vurdering af apredning af dioxin og andre miljøskadelige stoffer fra ukontrollerede brande. Miljøproject Nr. 918 – 2004. Miljøstyrelsen, Danmark. 64 sider.
- Schleicher, O. Jensen, A.A., Blinksbjerg P., 2001. Måling av dioksine-missionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljørapport nr 649. Miljøstyrelsen, Danmark.
- Schuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J.L. 2004. Levels of PCDD/Fs, PCBs, and PCNs in soils and vegetation in an area with chemical and petrochemical industries. Environmental Science and Technology, 38, 1960-1969.
- SFT 1995. Forbrenningsanlegg - Veiledning for saksbehandlere, Rapport 95/13, Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- SFT 2001. Harmonized Quantification and Reporting Procedures (HARP-HAZ Prototype), Rapport 1789/2000, Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- Sinkkonen S., Paasivirta J., 2000. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. Chemosphere 40, 943-949.
- Volden T., Finne T.E., Haugland T., Ottesen R.T., 2001. Jordforurensning i Orkdal. NGU-rapport 2001.053.
- Vikelsøe, J., 2003: Dioxin måleprogram. Statusrapport april 2003. DMU Roskilde, Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi.