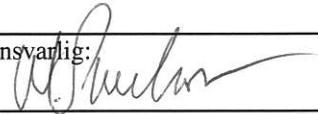


Rapport nr.: 2006.027		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen
Tittel: Bromerte flammehemmere og ftalater i byjord fra indre Oslo			
Forfatter: Toril Haugland, Ola Magne Sæther og Rolf Tore Ottesen		Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	
Fylke: Oslo		Kommune: Oslo	
Kartblad (M=1:250.000)		Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:		Sidetall: 20	Pris: 70
		Kartbilag:	
Feltarbeid utført: Oktober 2005	Rapportdato: 31. mars 2006	Prosjektnr.: 309600	Ansvarlig: 
Sammendrag:			
<p>Bromerte flammehemmere (BFH) og ftalater påvises over deteksjonsgrensenivå i 40 % av jordprøver samlet inn fra 20 barnehager i Oslo. For polybromerte difenyletere (PBDE) ligger nivået i en del av prøvene over tidligere rapportert bakgrunnsnivå. Deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen ligger for høyt til at man kan si om dette er noe som generelt gjelder for alle prøver tatt i Oslo.</p> <p>Påviste verdier av ftalater ligger under danske grenseverdier for mest følsomt arealbruk.</p> <p>Følgende anbefalinger gis for videre undersøkelser:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Utarbeide norske grenseverdier for BFH og ftalater for jord i barns lekemiljø</li> <li>• Både BFH og ftalater påvises i byjord fra barnehager i Oslo. For å få et sikrere anslag av hva det generelle nivået ligger på, bør det tas et større antall prøver.</li> <li>• Undersøke bakgrunnsnivået av ftalater, tetrabromobisfenol A<sub>1</sub> (TBBPA) og heksabromocyclododekan (HBCD) i jord i Norge. Undersøkelser av bakgrunnsnivå for PBDE er allerede i gang.</li> <li>• Undersøke mulige kilder for BFH og ftalater som har jord som resipient.</li> <li>• Være bevisst på at ulike laboratorier tilbyr analyser med svært ulike nedre deteksjonsgrenser.</li> </ul>			
Emneord:	Byjord		
Bromerte flammehemmere	Barnehager		
Ftalater	Oslo kommune		

## INNHold

1.	BAKGRUNN .....	4
1.1	Bromerte flammehemmere (BFH) .....	4
1.2	Ftalater.....	6
1.3	Utslipp av BFH og ftalater til miljøet.....	6
2.	TIDLIGERE UNDERSØKELSER .....	7
2.1	Tidligere undersøkelser av BFH i jord.....	7
2.1.1	PBDE.....	7
2.1.2	HBCD og TBBPA.....	7
2.2	Tidligere undersøkelser av ftalater i jord .....	9
3.	METODIKK.....	11
3.1	Prøvetaking.....	11
3.2	Analyser .....	11
4.	RESULATER OG DISKUSJON .....	12
4.1	Bromerte flammehemmere.....	12
4.1.1	PBDE.....	14
4.1.2	HBCD og TBBPA.....	14
4.2	Ftalater.....	16
4.3	Forurensning med BFH og ftalater i forhold til eksisterende grenseverdier.....	17
5.	KONKLUSJONER OG VIDERE ANBEFALINGER .....	18
6.	REFERANSER .....	19

## 1. BAKGRUNN

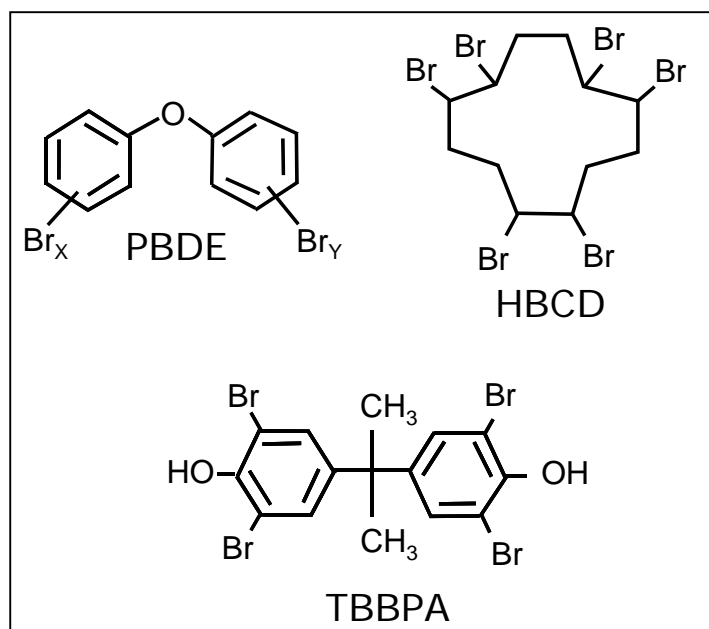
Små barn får daglig i seg jord gjennom lek og stor hånd-til-munn-aktivitet (Calabrese m.fl. 1989). Jorda i barns lekemiljø bør derfor ikke inneholde helseskadelige nivåer av miljøgifter. Undersøkelser viser derimot at jorda i barnehager ofte er forurenset, spesielt i byer, der bly og PAH oftest er de mest problematiske stoffene (Ottesen m.fl. 1999; Haugland m.fl. 2005).

De siste årene har det vært økt fokus på flere "nye" miljøgifter. I denne undersøkelsen ble det bestemt å undersøke innholdet av bromerte flammehemmere og ftalater i jord i barns lekemiljø, siden dette ikke har vært undersøkt i Norge tidligere. Prosjektet er utført av Norges geologiske undersøkelse (NGU) med finansiell støtte fra Statens forurensningstilsyn (SFT).

### 1.1 Bromerte flammehemmere (BFH)

For å begrense antallet og omfanget av branner, tilsettes i dag såkalte flammehemmere til en rekke produkter som plastikk, tekstiler, elektronisk utstyr og bygningsmaterialer. Det finnes flere ulike typer flammehemmere, men de mest benyttede er de bromerte. Disse virker ved at det ved sterk varmpåvirkning frigis bromradikaler som stopper kjedereaksjonen i forbrenningsprosessen (SFT-rapport 930/2005).

Til tross for de positive effektene, har BFH også kommet i et negativt søkelys de siste årene. Flere studier har påvist stadig økende nivåer av forbindelsene i miljøet, de er lite nedbrytbare, de kan konsentreres i næringskjeden, de er påvist i levende organismer og i morsmelk og det finnes indikasjoner på at de kan være giftige (de Wit 2002).



Figur 1. De vanligste bromerte flammehemmere: Tetrabromobisfenol A (TBBPA), Hexabromocyclododekan (HBCD) og polybromerte difenyletere (PBDE)

Det eksisterer mer enn 75 ulike typer BFH. Disse kan være svært forskjellige, og det eneste de ofte har til felles, er et eller flere bromatom. Det er likevel fem hovedtyper BFH som dominerer: Tetrabromobisfenol A (TBBPA), hexabromocyclododekan (HBCD) og tre kommersielle blandinger av polybromerte difenyletere (PBDE) (Birnbaum og Staskal 2004). Det er disse hovedtypene som er undersøkt i denne rapporten. Figur 1 viser molekylstrukturen til TBBPA, HBCD og PBDE.

TBBPA den mest benyttede BFH i Norge og på verdensbasis. Foreløpige resultater fra risikovurderinger tyder på at TBBPA kan ha negative helse- og miljøvirkninger (SFT-rapport 930-2005; Birnbaum og Staskal 2004).

HBCD er ikke den mest benyttede BFH, men i Europa har man nå begynt å erstatte PBDE med HBCD i mange produkter (Birnbaum og Staskal 2004). Foreløpige resultater fra risikovurderinger viser at HBCD kan virke negativt på helse og miljø (SFT-rapport 930-2005; Birnbaum og Staskal 2004).

Teoretisk finnes det 209 kongenerer av PBDE, med ulikt antall og plassering av bromatomer på molekylet (se Figur 1). Det har hovedsakelig blitt produsert og benyttet tre hovedblandinger av PBDE, som hver består av bestemte BDE-kongenerer (Birnbaum og Staskal 2004):

- Penta-BDE (BDE-47, 99, 100, 153, 154, 85)
- Octa-BDE (BDE-183, 153 + noen ukjente BDE-kongenerer)
- Deca-BDE (97 % BDE-209 + noen ukjente BDE-kongenerer)

PBDE er de mest studerte bromerte flammehemmerne (Remberger m.fl. 2004). Generelt regnes de lavere bromerte BDE-kongenerne (de med lavest nummer) for å være mer helse- og miljøskadelige enn de høyest bromerte kongenerne (Birnbaum og Staskal 2004). Det ble derfor fra 1. juli 2004 forbudt i Norge å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke stoff og stoffblandinger som inneholder 0,1 vektprosent eller mer av penta- og okta-bromdifenyleter.

Selv om den fullbromerte kongeneren BDE-209 (hovedkomponenten i Deca-BDE) regnes for å være lite biotilgjengelig, er det studier som tyder på at sollys kan bryte den ned til lavere bromerte kongenerer (Birnbaum og Staskal 2004).

Bromerte flammehemmere kan være additive eller reaktive. En additiv flammehemmer tilsettes et produkt uten å reagere kjemisk med materialet. Forbindelsen kan derfor relativt lett skilles ut fra produktet igjen og på den måten forurense miljøet. Både PBDE og HBCD er additive flammehemmere. TBBPA er derimot et eksempel på en reaktiv flammehemmer. Denne gruppen flammehemmere reagerer kjemisk med materialet som skal brannhemmes, noe som medfører mye lavere utlekking fra materialet. Men også for denne type forbindelser er det ikke alltid at alt reagerer og studier viser at utlekking kan forekomme (de Wit 2002; SFT-rapport 901/2004).

## 1.2 Ftalater

Ftalater er plastmykningsmiddel som gjør produkter av poly-vinylklorid (PVC) plastiske, dvs. fleksible og seige (Shea 2006). Det er en rekke slike produkter vi omgir oss med til daglig, for eksempel bygningsmaterialer, innpakning på matvarer, klær, leker, forbruksprodukter rettet mot små barn samt medisinsk utstyr.

På samme måte som BFH (med unntak av TBBPA), er ftalatenes additiver, det vil si at de ikke er kjemisk bundet til produktene og derfor relativt lett lekker ut fra produktene til omgivelsene. Ftalater påvises i dag mange steder i miljøet. Forbindelsene brytes forholdsvis lett ned i vann, men brytes mye saktere ned i sediment og jord. Ftalater bioakkumuleres i varierende grad i organismer ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)).

Ftalater er organiske syntetiske forbindelser som består av en benzen-ring og én eller flere karboksyl-grupper med alkyl-kjeder koplet til denne (Staples m.fl. 1997). Det finnes minst atten forskjellige ftalater. I denne rapporten har vi analysert på butylbenzylftalat (BBP), dibutylftalat (DBP), dietylheksylftalat (DEHP), dietylftalat (DEP), diisodekylftalat (DIDP), diisononylftalat (DINP), dimetylftalat (DMP), dioktylftalat (DOP).

Den mest brukte av ftalatforbindelsene har tradisjonelt vært DEHP. Forbruket er nå synkende, trolig på grunn av den strenge klassifiseringen som stoffet har fått. DEHP, BBP og DBP er alle klassifisert som reproduksjonsskadelige. Det er ikke tillatt å omsette kjemiske produkter som inneholder 0,5 % eller mer av stoffene til private forbrukere ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)).

Basert på dagens dokumentasjon, regnes DIDP og DINP ikke som helse- eller miljøskadelige ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)).

Ftalater i tåtesmokker og andre produkter for småbarn kan føre til oral eksponering og inntak, og er derfor forbudt i produkter til barn under 3 år.

## 1.3 Utslipp av BFH og ftalater til miljøet

BFH og ftalater kan slippes ut i miljøet via produksjon, tilsetning til produkter, bruk av produkter, kasting og gjenvinning. Diffuse utslipp av BFH og ftalater fra produkter vil forventes å være høyere i urbane områder, der befolkningstettheten og dermed forbruket er høyere (Remberger m.fl. 2004).

## 2. TIDLIGERE UNDERSØKELSER

### 2.1 Tidligere undersøkelser av BFH i jord

Mens det er utført en rekke undersøkelser av BFH i sedimenter, slam og ulikt biologisk materiale (de Wit 2002), er det gjort få analyser av BFH i jord. I dette avsnittet oppsummeres resultatene fra noen publiserte undersøkelser.

#### 2.1.1 PBDE

Tabell 1 oppsummerer noen rapporterte verdier av PBDE i jord.

PBDE er den bromerte flammehemmeren som er best undersøkt, også i jord. Det er spesielt de lavbromerte kongenerne som er analysert, mens BDE-209 (hovedkomponenten i det kommersielle produktet Deca-BDE) ofte er utelatt. Dette kan både ha sammenheng med at BDE-209 anses å være lite helseskadelig, i tillegg til at kongeneren er vanskelig å analysere på grunn av lav flyktighet, noe som medfører problemer med å få den til å forgasse i gasskromatografen (Hale m.fl. 2003).

I 2004 ble det publisert bakgrunnsverdier for PBDE i jord fra Norge og Storbritannia (Hassanin m.fl. 2004). Bakgrunnsnivået i Norge lå generelt noe lavere enn i Storbritannia. BDE-209 ble ikke inkludert i denne undersøkelsen på grunn av manglende analyseresurser. I etterkant er det derimot analysert bakgrunnsverdier for PBDE i jordprøver fra hele verden, der det er påvist høye nivåer av BDE-209 i en rekke prøver, spesielt i prøver tatt i industrialiserte land i den nordlige hemisfære. Disse resultatene vil trolig bli publisert senere i år (Gareth Thomas, Lancaster University, pers. med. 2006).

I Norge er det ellers bare funnet informasjon om analyser av PBDE i én jordprøve som ble tatt på Okstadbrinken (Fjeld m.fl. 2004). Nivået av de ulike kongenerne er enten lavt eller under deteksjonsgrensen (Tabell 1).

I Danmark undersøkte man PBDE i landbruksjord som var tilført varierende mengde slam og fant en klar samvariasjon mellom mengde slam tilført og nivå av PBDE (Vikelsøe m.fl. 2002a). I USA og Kina har man undersøkt jord der det er forventet å finne forurensning (nær produksjonsanlegg og avfallsplasser) (Hale m.fl. 2002; Wang m.fl. 2005b).

Det er også rapportert en medianverdi og maksverdi for BDE-209 i tretti ulike jordprøver fra Japan (Hirai og Sakai, 2004).

#### 2.1.2 HBCD og TBBPA

Det er svært få rapporterte data i litteraturen om nivåer av HBCD og TBBPA i jord (Eljarrat og Barceló 2004).

I Sverige ble HBCD analysert i jord nær en fabrikk som benyttet produktet i sin produksjon av XPS (et plastbasert isolasjonsmateriale) (Remberger m.fl. 2003). Det ble påvist nivåer fra 140 til 1300 ppb.

Det er ikke funnet noen rapporterte verdier av TBBPA i jord.

Tabell 1 Rapporterte PBDE-verdier (ng/g tørrvekt) i jord

Ref.	Land	Prøvested og kommentar	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-190	BDE-209
a	Norge	Bakgrunn, skogsjord, median(maks), N= 24	0,029 (0,049)	0,250 (0,86)	0,360 (1,4)	0,058 (0,23)	0,044 (0,14)	0,051 (0,27)	0,046 (0,31)	0,033 (0,13)	u.d.	Ikke an.
a	Stor-britannia	Bakgrunn, grassland median(maks), N= 21	0,017 (0,021)	0,061 (0,52)	0,28 (3,2)	0,036 (0,47)	0,047 (0,068)	0,072 (0,6)	0,022 (0,240)	0,026 (0,9)	0,028 (0,059)	Ikke an.
a	Stor-britannia	Bakgrunn, skogsjord median(maks), N= 21	0,021 (0,200)	0,49 (1,4)	0,9 (3,2)	0,11 (0,36)	0,035 (0,27)	0,21 (1,2)	0,1 (0,42)	0,7 (7)	0,034 (0,11)	
b	Norge	Avfallsdeponi, N=1	0,05	0,05	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	Ikke an.	0,32
c	Danmark	Landbruksjord med mye tilført slam,		3,3	5,3	0,9	1,6					
c	Danmark	Samme sted som over – to år senere		11	23,5	3,5	2,1					
c	Danmark	Landbruksjord med moderate mengder tilført slam		0,03	0,05	0,01	0,01					
c	Danmark	Bakgrunn – ikke tilført slam, "rent område"		0,003	0,002	0,001	0,02					
d	USA	Prøver av overflatejord tatt i økende avstand fra bygning der det produseres polyuretan skum		31,6	41,2	3,15						
d	USA			8,11	4,75	0,77						
d	USA			<0,1	<0,1	<0,1						
e	Kina	Overflatejord, avfalls plass for plast, N=1	0,78	5,89	13,3	2,7	9,91	210	32	824		
e f	Kina	Overflatejord, avfalls plass for elektronisk utstyr, N=1	5,15	244	615	89,4	2,35	44,1	48,9	12,3		1026
g	Japan	Rapporterte innhold av BDE-209 i Japansk jord, median(maks), N=30										0,40 (195)

a) Hassanin m.fl. 2004  
b) Fjeld m.fl. 2004  
c) Vikelsøe m.fl. 2002a  
d) Hale m.fl. 2002

e) Wang m.fl. 2005a  
f) Wang m.fl. 2005b  
g) Hirai og Sakai, 2004

## 2.2 Tidligere undersøkelser av ftalater i jord

Det er ikke funnet rapporterte verdier av ftalater i norsk jord. Noen resultater fra undersøkelser utført i andre land er oppsummert i Tabell 2.

I USA ble ftalat-forbindelsene DBP og BBP undersøkt i jordprøver fra ti barnehager (Wilson m.fl. 2001). Mediannivået for summen av DBP og BBP lå på 0,26 mg/kg. Forbindelsene ble også undersøkt i luft, støv og mat. Det ble konkludert med følgende betydning av ulike eksponeringsveier for ftalater for barn: inntak av mat > annet oralt inntak > inhalering.

Innholdet av ftalater er også undersøkt i dansk landbruksjord tilført varierende nivåer av slam (Vikelsøe m.fl. 2002b) og i kinesisk landbruksjord (Hu m.fl. 2003). En sammenligning mellom disse undersøkelsene viser at nivået av ftalater i Kina er høyere enn i Danmark. Som for PBDE finner man i den danske undersøkelsen en klar sammenheng mellom tilført mengde slam og innholdet av ftalater.



Tabell 2. Rapporterte ftalat-verdier (mg/kg tørrvekt) i jord

Ref.	Land	Prøvested og kommentar	BBP	DBP	DEHP	DEP	DIDP	DINP	DMP	DOP	Sum Ftalater	
a	USA	10 barnehager, én prøve fra hver barnehage median (maks)									0,264 (1,24) *	
b	Danmark	Landbruksjord med mye tilført slam,		0,44	1,1			0,17		0,052		
b	Danmark	Samme sted som over – to år senere		0,45	1,9			0,25		0,067		
b	Danmark	Landbruksjord med moderate mengder tilført slam		0,016	0,04			0,0005		0,0006		
b	Danmark	Bakgrunn – ikke tilført slam, "rent område"		0,003	0,01			0,0001		0,001		
c	Kina	Landbruksjord, N=23, median (maks)		0,38 (1,56)	2,15 (7,11)	0,18 (2,61)			u.d. (0,2)		3,43 (10,03) **	

a) Wilson m.fl. 2001

b) Vikelsøe m.fl. 2002b

c) Hu m.fl. 2003.

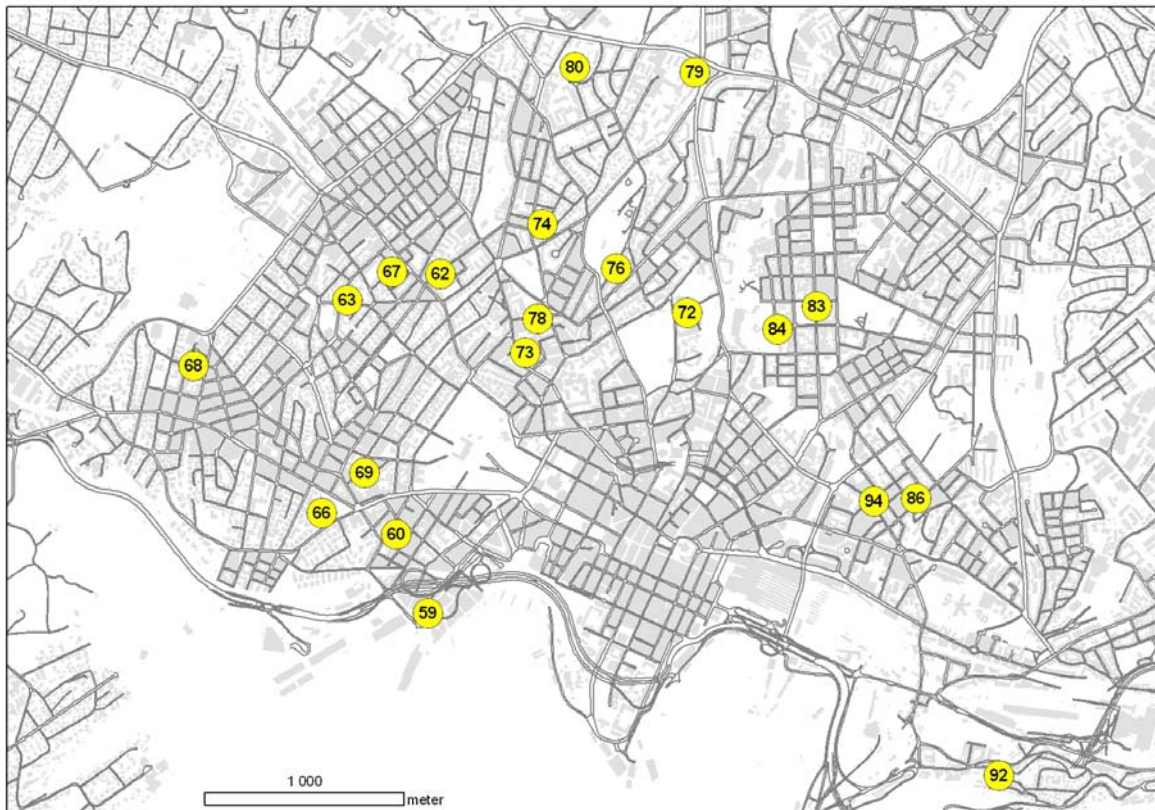
\*) Summen av BBP+DBP

\*\*) Summen av DBP+DEHP+DEP+DMP

### 3. METODIKK

#### 3.1 Prøvetaking

I oktober 2005 ble det samlet inn tjue prøver av overflatejord fra tjue ulike barnehager innenfor Ring 2 i Oslo. Lokaliseringen av prøvepunktene er vist i Figur 2. Prøvene ble oppbevart i Rilsan®-poser ved romtemperatur inntil de ble analysert i november 2005.



Figur 2. Lokalisering av barnehagene der det ble tatt jordprøver for bestemmelse av bromerte flammehemmere og ftalater.

#### 3.2 Analyser

Prøvene ble ekstrahert med ISTD-løsning, inndampet og deretter gjenløst med sykloheksan. Ekstraktene ble deretter analysert med gasskromatograf med massespektrometer (GC/MS).

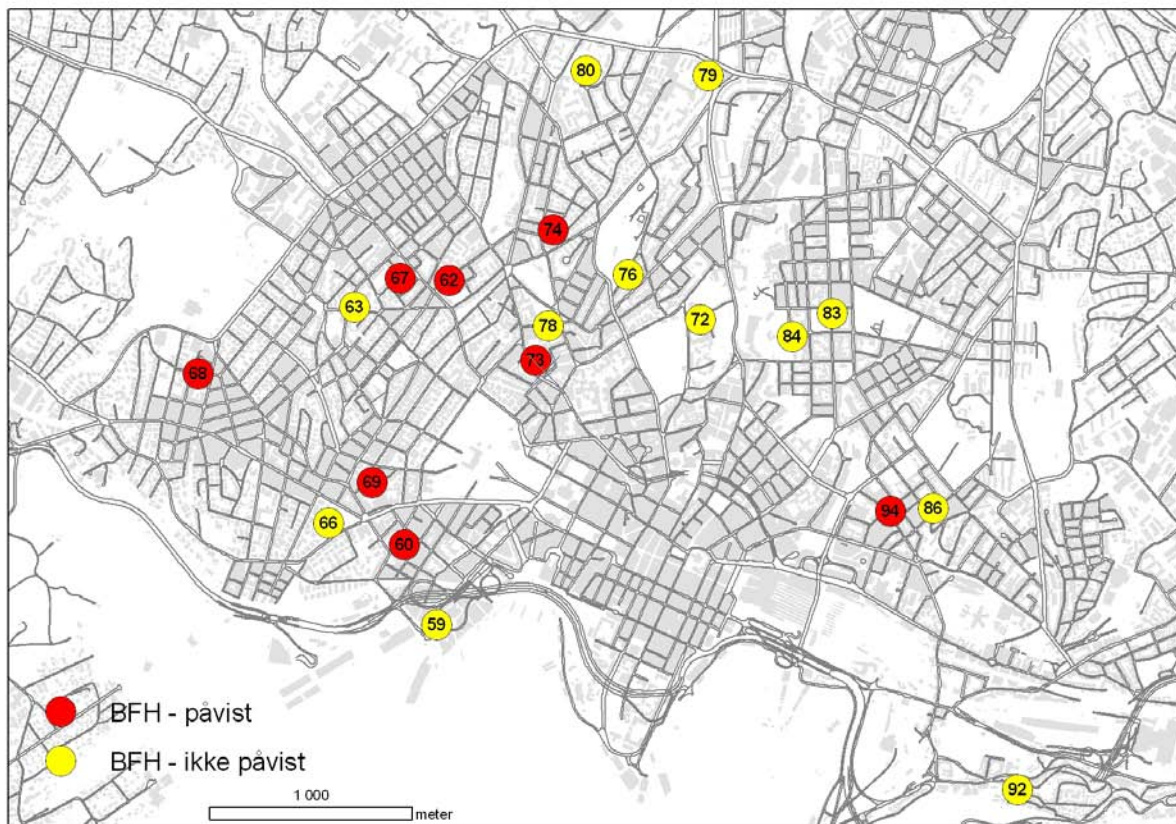
## 4. RESULTATER OG DISKUSJON

### 4.1 Bromerte flammehemmere

Totalt påvises BFH i åtte av de tjue undersøkte barnehagene (Figur 3). PBDE påvises i seks barnehager, HBCD påvises i fire barnehager, mens TBBPA ikke påvises.

Tabell 3 og 4 oppsummerer resultatene for PBDE, HBCD og TBBPA i de undersøkte jordprøvene fra barnehager i Oslo.

Deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen ligger vesentlig høyere enn det som er tilfelle i mange andre rapporterte undersøkelser (Hassanin m.fl. 2004; Fjeld m.fl. 2004). Dette gjør det vanskelig å sammenligne med tidligere undersøkelser. Laboratoriet forklarer de høye deteksjonsgrensene for disse prøvene med såkalte matrikseffekter, dvs. at det var andre stoffer tilstede i prøvene som forstyrret signalene. Dette kan f.eks. være klorerte parafiner eller ftalater. I etterkant har det også vist seg at det er stor variasjon i hvilke nedre bestemmelsesgrenser de ulike laboratoriene kan tilby for BFH – dette er det viktig å ta hensyn til ved senere undersøkelser.



Figur 3. Barnehager der BFH ble påvist i jorda.

Tabell 3. PBDE-konsentrasjoner (ng/g tørrvekt) i overflatejord fra 20 barnehager i Oslo

Prøve	BDE-28	BDE-47	B DE-99	BDE-100	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-190	BDE-209
59	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
60	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<b>270</b>
62	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
63	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
66	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
67	<2	<2	<2	<1	<1	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>24</b>	<b>1</b>	<b>47</b>
68	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<b>3</b>
69	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
72	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
73	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<b>52</b>
74	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<b>5</b>
76	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
78	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
79	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
80	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
83	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
84	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
86	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2
92	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3
94	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<b>3</b>

#### 4.1.1 PBDE

For de lavest bromerte kongenerne BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100 og BDE-138 ligger samtlige analyseverdier under deteksjonsgrensen. Det er vanskelig å si om nivåene er helt nede på bakgrunnsnivå, siden rapporterte bakgrunnsverdier for både Norge, Storbritannia og Danmark er svært lave (Hassanin m.fl. 2004; Vikelsøe m.fl. 2002a) og ligger under deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen. Høye verdier av disse kongenerne er tidligere påvist i jord, men da i jord på avfallsplasser, jord nær produksjonsanlegg som benytter BFH eller jord tilført mye slam som gjødsel (Vikelsøe m.fl. 2002a; Wang m.fl. 2005b).

Kongenerne BDE-153, BDE-154, BDE-183 og BDE-190 påvises i én av jordprøvene fra Oslo. BDE-154 og BDE-190 ligger like over deteksjonsgrensen, mens innholdet av BDE-153 er 4 ng/g og innholdet av BDE-183 er 24 ng/g. Dette er høyere enn de høyeste verdiene som ble påvist i undersøkelsen av bakgrunnsjord i både Norge og Storbritannia. Alle de andre prøvene ligger under deteksjonsgrensene for BDE-153, BDE-154, BDE-183 og BDE-190, men igjen er det vanskelig å si om nivåene ligger helt nede på bakgrunnsnivå på grunn av relativt høye deteksjonsgrenser.

Den fullbromerte kongeneren, BDE-209, skiller seg ut ved å være påvist i 5 av de 20 undersøkte prøvene og finnes i de høyeste konsentrasjonene. Dette er ikke uventet siden kongeneren er lite vannløselig, og i tidligere undersøkelser har det vært denne kongeneren som har vært påvist i høyest konsentrasjon i sedimenter og annet suspendert materiale (Alaee, 2003; Fjeld m.fl. 2004). Nivået i de fem jordprøvene fra Oslo varierer fra like over deteksjonsgrensen (3 ng/g) til 270 ng/g (Figur 4). Som før nevnt finnes det lite å sammenligne med når det gjelder tidligere undersøkelser av denne kongeneren i jord. I en jordprøve fra Kina tatt fra en avfallsplass for elektronisk avfall rapporteres et innhold på 1026 ng/g. I Japan rapporteres et medianinnhold på 0,40 ng/g og et maksimumsnivå på 195 ng/g i 30 undersøkte jordprøver.

#### 4.1.2 HBCD og TBBPA

HBCD påvises i fire av tjue prøver (Tabell 4). Det er få rapporterte verdier å sammenligne med, men nivået ligger godt under påviste verdier i jord nær en fabrikk i Sverige som benyttet HBCD i produksjonen (Remberger m.fl. 2004).

Selv om TBBPA er den mest benyttede BFH i Norge, påvises denne ikke i noen av jordprøvene. Dette skyldes mest sannsynlig at dette er en reaktiv flammehemmer som ikke lekker så lett ut av produktene den er tilsatt.

Tabell 4. Konsentrasjoner av HBCD og TBBPA (ng/g tørrvekt) i overflatejord fra 20 barnehager i Oslo

<b>Prøve</b>	<b>HBCD</b>	<b>TBBPA</b>
<b>59</b>	<6	<6
<b>60</b>	<6	<6
<b>62</b>	<b>1</b>	<8
<b>63</b>	<6	<6
<b>66</b>	<6	<6
<b>67</b>	<b>41</b>	<7
<b>68</b>	<6	<6
<b>69</b>	<b>13</b>	<6
<b>72</b>	<6	<6
<b>73</b>	<7	<7
<b>74</b>	<8	<8
<b>76</b>	<6	<6
<b>78</b>	<6	<6
<b>79</b>	<6	<6
<b>80</b>	<7	<7
<b>83</b>	<6	<6
<b>84</b>	<6	<6
<b>86</b>	<6	<6
<b>92</b>	<7	<7
<b>94</b>	<b>8</b>	<6



## 4.2 Ftalater

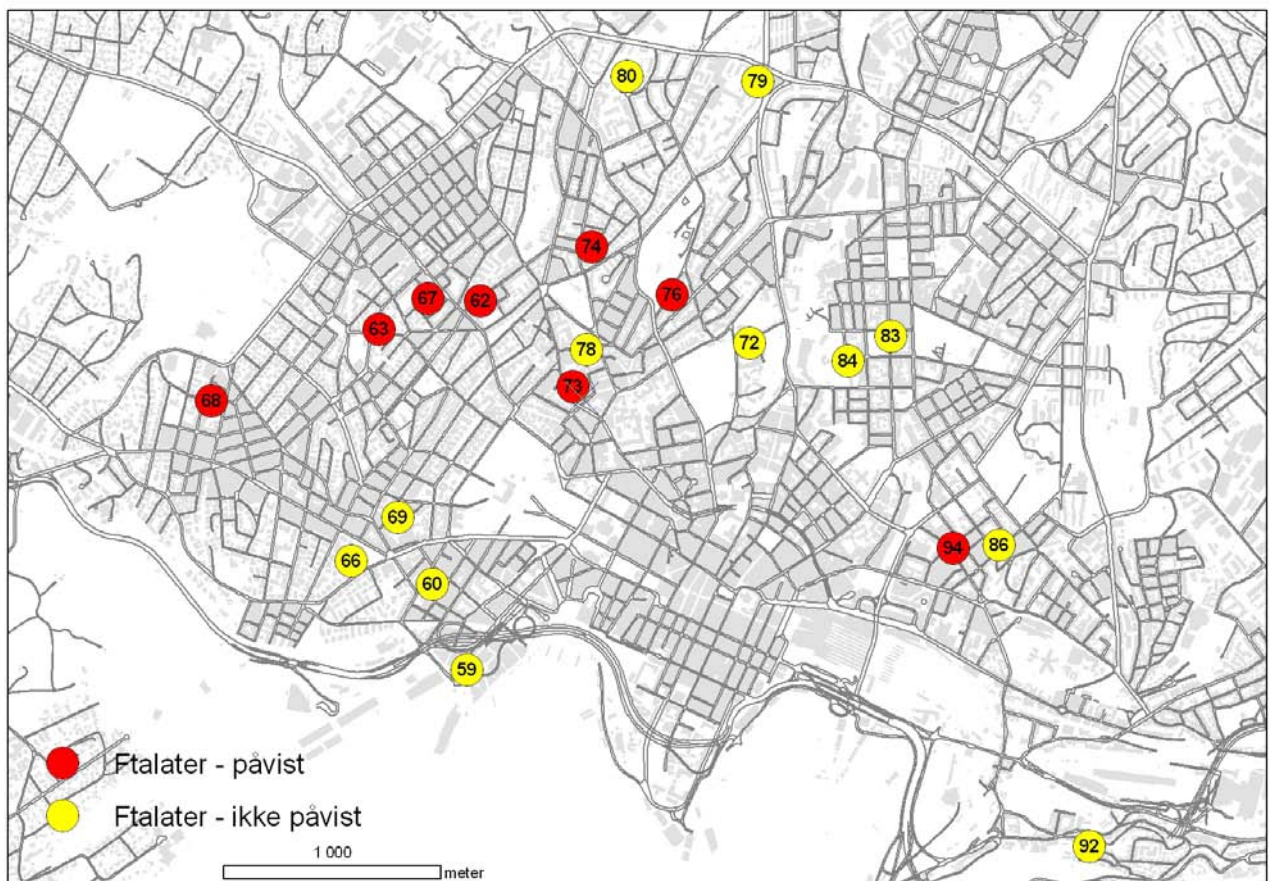
Ftalater påvises i åtte av de tjue undersøkte barnehagene (Figur 4). Resultatene er oppsummert i Tabell 5.

Som for BFH, ligger deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen høyere enn det andre undersøkelser rapporterer (Vikelsøe m.fl. 2002b; Hu m.fl. 2003).

DEHP påvises i flest jordprøver (fem prøver). Dette er som forventet, i og med at DEHP er den mest benyttede ftalat-forbindelsen. I tillegg fører DEHP-molekylets lange alkylkjeder til at molekylet bindes sterkere til jord i forhold til ftalater med lavere molekylvekt (for eksempel DBP) (Hu m.fl. 2003). Det er få andre undersøkelser å sammenligne nivåene med, men alle de påviste verdiene er høyere enn DEHP-verdier i landbruksjord som var tilført mye slam i Danmark (Vikelsøe m.fl. 2002b).

De to andre ftalat-forbindelsene som regnes som reproduksjonsskadelige, BBP og DBP, påvises i henholdsvis to og én prøve. Disse er tidligere undersøkt i ti barnehager i North Carolina, USA, der de ble påvist i samtlige prøver. Deteksjonsgrensene lå imidlertid betydelig under de som ble benyttet i denne undersøkelsen, så direkte sammenligning av nivåer er igjen vanskelig. Artikkelen oppgav medianverdien for summen av BBP og DBP til å være 0,264 mg/kg, som synes å være omtrent på samme nivå som innholdet i jorda i Oslo i de prøvene der forbindelsene påvises.

DIDP og DOP påvises i én prøve, DINP i tre prøver, mens DEP og DMP ikke påvises.



Figur 4. Barnehager der ftalater ble påvist i jorda.

Tabell 5. Ftalat-konsentrasjoner (mg/kg tørrvekt) i overflatejord fra 20 barnehager i Oslo

Prøve	BBP	DBP	DEHP	DEP	DIDP	DINP	DMP	DOP
59	< 0,12	< 0,12	< 1,2	< 0,12	< 1,2	< 1,2	< 0,12	< 0,12
60	< 0,13	< 0,13	< 1,3	< 0,13	< 1,3	< 1,3	< 0,13	< 0,13
62	<b>0,31</b>	< 0,15	< 1,5	< 0,15	< 1,5	< 1,5	< 0,15	< 0,15
63	< 0,12	< 0,12	< 1,2	< 0,12	< 1,2	< 1,2	< 0,12	<b>0,12</b>
66	< 0,12	< 0,12	< 1,2	< 0,12	< 1,2	< 1,2	< 0,12	< 0,12
67	< 0,14	< 0,14	<b>2,3</b>	< 0,14	< 1,4	<b>2,3</b>	< 0,14	< 0,14
68	<b>0,11</b>	<b>0,11</b>	<b>1,6</b>	< 0,11	< 1,1	< 1,1	< 0,11	< 0,11
69	< 0,13	< 0,13	< 1,3	< 0,13	< 1,3	< 1,3	< 0,13	< 0,13
72	< 0,12	< 0,12	< 1,2	< 0,12	< 1,2	< 1,2	< 0,12	< 0,12
73	< 0,15	< 0,15	< 1,5	< 0,15	< 1,5	<b>1,6</b>	< 0,15	< 0,15
74	< 0,16	< 0,16	<b>1,6</b>	< 0,16	< 1,6	< 1,6	< 0,16	< 0,16
76	< 0,12	< 0,12	<b>3,4</b>	< 0,12	<b>16</b>	<b>5,7</b>	< 0,12	< 0,12
78	< 0,11	< 0,11	< 1,1	< 0,11	< 1,1	< 1,1	< 0,11	< 0,11
79	< 0,12	< 0,12	< 1,2	< 0,12	< 1,2	< 1,2	< 0,12	< 0,12
80	< 0,13	< 0,13	< 1,3	< 0,13	< 1,3	< 1,3	< 0,13	< 0,13
83	< 0,13	< 0,13	< 1,3	< 0,13	< 1,3	< 1,3	< 0,13	< 0,13
84	< 0,11	< 0,11	< 1,1	< 0,11	< 1,1	< 1,1	< 0,11	< 0,11
86	< 0,11	< 0,11	< 1,1	< 0,11	< 1,1	< 1,1	< 0,11	< 0,11
92	< 0,14	< 0,14	< 1,4	< 0,14	< 1,4	< 1,4	< 0,14	< 0,14
94	< 0,13	< 0,13	<b>2,5</b>	< 0,13	< 1,3	< 1,3	< 0,13	< 0,13

### 4.3 Forurensning med BFH og ftalater i forhold til eksisterende grenseverdier

SFT har fastsatt normverdier for mest følsom arealbruk for en rekke miljøgifter (SFT-veileder 99:01a). I tillegg har Nasjonalt Folkehelseinstitutt utarbeidet et sett med anbefalte tiltaksgrenser for barns lekemiljø (Alexander 2002). For BFH og ftalater eksisterer det derimot ingen slike verdier i Norge.

Ved søk i databaser og på Internett er det heller ikke funnet at andre land har etablert grenseverdier for BFH i jord.

Danmark har utarbeidet grenseverdier for mest følsom arealbruk for ftalater. Disse ligger på 25 mg/kg for DEHP og 250 mg/kg for summen av ftalater. Denne undersøkelsen viser at ingen av de undersøkte prøvene har nivåer av ftalater som overskrider disse grenseverdiene. Prøveantallet er derimot for lavt til å kunne si at dette gjelder all jord i barnehager i Oslo.



## 5. KONKLUSJONER OG VIDERE ANBEFALINGER

Bromerte flammehemmere (BFH) og ftalater påvises over deteksjonsgrensene i 40 % av jordprøver samlet inn fra 20 barnehager i Oslo. For polybromerte difenyletere (PBDE) ligger nivået i en del av prøvene over tidligere rapportert bakgrunnsnivå. Deteksjonsgrensene i denne undersøkelsen ligger for høyt til at man kan si om dette er noe som generelt gjelder for alle prøver tatt i Oslo.

Påviste verdier av ftalater ligger under danske grenseverdier for mest følsomt arealbruk.

Følgende anbefalinger gis for videre undersøkelser:

- Utarbeide norske grenseverdier for BFH og ftalater for jord i barns lekemiljø
- Både BFH og ftalater påvises i byjord fra barnehager i Oslo. For å få et sikrere anslag av hva det generelle nivået ligger på, bør det tas et større antall prøver.
- Undersøke bakgrunnsnivået av ftalater, tetrabromobisfenol A (TBBPA) og heksabromocyclododekan (HBCD) i jord i Norge. Undersøkelser av bakgrunnsnivå for PBDE er allerede i gang.
- Undersøke mulige kilder for BFH og ftalater som har jord som resipient.
- Være bevisst på at ulike laboratorier tilbyr analyser med svært ulike nedre deteksjonsgrenser.

## 6. REFERANSER

- Alaee, M., 2003. Recommendations for monitoring of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian Environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88, s. 327-341.
- Alexander, J., 2002. Forslag til akseptkriterier av forurenset grunn basert på helsevurderinger. Nasjonalt Folkehelseinstitutt.
- Birnbaum, L.S. og Staskal, D.F., 2004. Brominated Flame Retardants: Cause for Concern? *Environmental Health Perspectives*, 112, s. 9-17.
- Calabrese, E.J., Barnes, R., Stanek, E.J., Pastides, H., Gilbert, C.E., Veneman, P., Wang, X., Lasztity, A., Kostecky, P.T., 1989. How much soil do young-children ingest - an epidemiologic study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 10, s.123-137.
- de Wit, C. A., 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46, s. 583-624.
- Eljarrat, E. og Barceló, D., 2004. Sample handling and analysis of brominated flame retardants in soil and sludge samples. *Trends in Analytical Chemistry*, 23, s. 727-736.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. og Gundersen, H., 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. NIVA-rapport 4809-2004
- Hale, R.C, La Guardia, M.J., Harvey, E. og Mainor, T. M., 2003. Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the US environment. *Chemosphere* 46, s. 729-735.
- Hassanin, A., Breivik, K., Meijer, S.N., Steinnes, E., Thomas, G.O. og Jones, K.O., 2004. PBDEs in European background soils: Levels and factors controlling their distribution. *Environmental Science of Technology*, 38, s. 738-745.
- Haugland, T., Ottesen, R.T., Volden, T. og Jartun, M., 2005a. Jordforurensning i OBY-barnehager innenfor Ring 2. NGU-rapport 2005.064, 128 s.
- Hirai, Y. og Sakai, S., 2004. Atmospheric emission of BDE-209 in Japan. *Organohalogen Compounds*, 66, s. 3761-3766.
- Hu, X., Wen, B. og Shan, X., 2003. Survey og phtalate pollution in arable soils in China. *Journal of Environmental Monitoring*, 5, s. 649-653.
- Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. og Alexander, J., 1999: Jordforurensning i Bergen – Undersøkelse av barnehager, barnepark og lekeplasser på Nordnes, Jekteviken og Dokken: Helserisikovurdering. NGU-rapport 99.077, 57 s.
- Remberger, M., Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L., Strömberg, K. og Brorström.Lundén, E., 2004. The environmental occurrence of hexabromcyclododecane in Sweden. *Chemosphere*, 54, s. 9-21.

SFT-rapport 901/2004: Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2003.

SFT-rapport 930/2005: Kartlegging av miljøgifter i humane blodprøver fra Taimyr, Russland og Bodø, Norge – en pilotstudie av ”nye” miljøgifter

SFT-veiledning 99:01a: Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn

Shea, K. M. 2006. Pediatric exposure and potential toxicity of phthalate plasticisers. *Pediatrics* v. 111, s. 1467-1474.

Staples, C. A., Peterson, D. R., Parkerton, T. F. and Adams, W. J., 1997. The environmental fate of phthalate esters: a literature review. *Chemosphere*, v. 35, s. 667-749.

Thomas, G., 2006, Lancaster University, personlig meddelelse.

Vikelsøe, J., Thomsen, M., Carlsen, L. og Johansen E., 2002a. Persistent organic pollutants in soil, sludge and sediment. a multianalytical study of selected organic chlorinated and brominated compounds. NERI Technical Report No. 402. Ministry of the Environment, Danmark.

Vikelsøe, J., Thomsen, M. og Carlsen, L., 2002. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. *The Science of the Total Environment*, 2002, s. 105-116.

Wang, D., Cai, Z., Jiang, G.,; Wong, M.H., Wong W.K., 2005a. Gas chromatography/ion trap mass spectrometry applied for the deetermination of polybrominated diphenyl ethers in soil. *Rapid Communication in Mass Spectrometry*, 19, s. 83-89

Wang, D., Cai, Z., Jiang, G., Leung, A., Wong, M.H. og Wong W. K., 2005b. Determination of polybrominated diphenyl ethers in soil and sediment from an electronic waste recycling facility. *Chemosphere* 60, s. 810-816

Wilson, N.K., Chuang, J.C. og Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2001, s. 449-458.

www.miljostatus.no. Miljøstatus internettside om ftalater. Eksakt URL:  
[http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing\\_\\_\\_\\_\\_2839.aspx](http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing_____2839.aspx) (sjekket av O.M.Sæther 29.03.2006)