

# Barns kjemiske lekemiljø

Nivå og kilder til PAH i barnehagejord i Trondheim

**Stine Lindset Frøland**

Master i lærerutdanning med realfag  
Oppgaven levert: Mai 2008  
Hovedveileder: Rolf Tore Ottesen, CHEM  
Biveileder(e): Lise Støver, Trondheim Kommune



## **FORORD**

Jeg vil først og fremst starte denne oppgaven med en hyllest til alle personene som har hjulpet meg og stått meg nær i denne spennende, men travle tiden. Dette gjelder så klart min veileder Rolf Tore Ottesen, forsker ved NGU og professor II ved NTNU, som har stilt opp og drevet meg framover. Du har en sjelden evne til å inspirere og motivere! Jeg er veldig takknemlig for vårt samarbeid. Jeg vil også takke Ola Eggen ved NGU som alltid har stilt opp og svart på spørsmål. Nå skal du få fred fra alle dumme spørsmål om GIS.

Så er det dere LURinger. Det hadde ikke vært det samme å gå til skolen hver dag hadde det ikke vært for dere! Og da spesielt dere kjemijenter, og Aslak da. Våre (lange) kaffepauser med latter og fjas kommer jeg til å savne nå som vi går hvert til vårt. Sammen med dere går det an å koble av og bare la verden gå forbi et øyeblikk. Det er godt når stresset er på det verste.

Til slutt i denne hyllesten, kjære Jørgen, må jeg bare få takke deg for at du er du.

Så over til mer faglige opplysninger. Det vil i oppgaven bli presentert datasett fra tidligere undersøkelser. Datamaterialet for disse er fått fra min veileder, Rolf Tore Ottesen, og fra Miljøenheten i Trondheim kommune. Ved behandling av dataene er prøveantall og analyseverdier basert på disse.

Det er også i enkelte sammenhenger i oppgaven benyttet referanser fra Internett. I teksten er det henvist til hovednettside. Mer spesifikke nettsider er vist under ”Internettreferanser” bak i oppgaven.

Trondheim, 30.mai 2008

Stine Lindset Frøland



## **SAMMENDRAG**

Innholdet av 16 PAH-forbindelser og sumPAH(16) ble bestemt i 107 prøver av overflatejord fordelt på 10 barnehager i Trondheim. Det ble funnet lave konsentrasjoner i alle barnehagene bortsett fra en. I denne barnehagen ble det av konsulenter gjennomført oppfølgende prøvetaking, og jorda ble i et bestemt område klassifisert som moderat til sterkt forurenset. Et tjærebelagt tak er kilden til de forhøyede verdiene i denne barnehagen. Det ble innhentet analyseverdier for tre barnehager kartlagt under prosjekt ”Ren barnehagejord” i Trondheim der det ble påvist forhøyede verdier i forhold til kvalitetskriteriet for jord i barnehager. Kreosotimpregnerte stolper, byjord og forurenset beplantningsjord antas å være kilder til høye PAH-konsentrasjoner i disse barnehagene. I alle barnehagene der det ble påvist konsentrasjoner over tiltaksgrenser for benzo(a)pyren og sumPAH(16) må det gjennomføres tiltak i henhold til Statens forurensningstilsyns retningslinjer.

Sammenlignet med tidligere undersøkelser av PAH i Trondheim viser barnehagene det laveste innholdet av PAH. Det kan se ut som barnehager i sørlige og vestlige bydeler i Trondheim har lavere innhold av PAH enn sentrumsbarnehager. Dette bildet samsvarer med en tidligere undersøkelse av overflatejord i 2004.

I barnehagene er vedfyring og veitrafikk viktige kilder til den diffuse forurensningen av PAH. Tidligere undersøkelser av PAH-forurensning i Trondheim indikerer også dette. Innholdet av PAH i sandfangskummer viser at trafikkrelaterte kilder er utpreget i dagens situasjon. Prøvene av overflatejord angir derimot at vedfyring dominerer. Det antas at dette er fordi vedfyring har lengre fartstid enn veitrafikk, og vil dermed være mer synlig i jorda.

# INNHOOLD

1 INNLEDNING .....	1
1.1 Introduksjon .....	1
1.2 Mål for oppgaven .....	3
1.3 Tidligere undersøkelser av PAH i jord og sedimenter i Trondheim .....	4
2. TEORI .....	8
2.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner .....	8
2.1.1 Dannelse, kilder og utbredelse i miljøet.....	10
2.1.2 PAH i jord - nedbrytning og biologisk tilgjengelighet.....	16
2.1.3 Ratioer for klassifisering av kilder .....	18
2.2 Eksponering.....	21
2.2.1 Definisjon og eksponeringsveier .....	21
2.2.2 Barn .....	22
2.2.3 Eksponering for PAH.....	25
2.2.4 Normverdier og kvalitetskriterier for barnehagejord .....	27
2.3 Områdebeskrivelse .....	31
2.3.1 Grunnforhold .....	31
2.3.2 Byutvikling.....	35
3. METODER.....	36
3.1 Prøvetaking.....	38
3.2 Preparering av prøver .....	40
3.3 PAH-analyser ved AnalyCen, Moss.....	42
3.4 Koordinatfesting, kartlagning og statistiske beregninger.....	43
4. KVALITETSIKRING .....	44
5. RESULTATER OG KOMMENTARER .....	49
5.1. Resultater fra undersøkelse av PAH i utvalgte barnehager i Trondheim.....	49
5.1.1 Kumulativ frekvensfordeling .....	51

5.2 Undersøkte barnehager.....	54
5.2.1 Spannet barnehage.....	55
5.2.2 Voldsminde barnehage.....	61
5.2.3 Møllenberg barnehage.....	64
5.2.4 Kongsgården barnehage.....	67
5.2.5 Festningen barnehage.....	70
5.2.6 Singsaker barnehage.....	73
5.2.7 Dalsenget barnehage.....	76
5.2.8 Sunnland barnehage.....	79
5.2.9 Møllebakken barnehage.....	82
5.2.10 Ila barnehage.....	86
5.2.11 Fossekansen barnehage.....	89
5.2.12. Munkvoll gård barnehage.....	93
5.2.13 Skibua barnehage.....	97
6. DISKUSJON.....	101
6.1 Datasettet.....	101
6.2 Spannet barnehage.....	109
6.3 Fossekansen barnehage.....	114
6.4 Munkvoll gård barnehage.....	116
6.5 Skibua barnehage.....	117
6.6 Kilder til de påviste PAH-forbindelsene.....	119
7. KONKLUSJON OG ANBEFALINGER.....	130
A FELTSKJEMA.....	140

## 1 INNLEDNING

### 1.1 Introduksjon

Jordforurensning har fått stadig større oppmerksomhet her til lands. Jorda er et fysisk miljø for mennesker og dyr, og kilde til en rekke råstoffer. I tillegg regnes jorda som et reservoar for kjemikalier som både har naturlig og antropogent opphav (Pierzynski et. al 2005). Tidligere kartlegginger i de største byene i Norge, og på flere industristeder, har vist at grunnen noen steder er forurenset (Ottesen et. al 1995; Ottesen og Volden 1999). Det er også funnet høye verdier av miljøgifter i barnehager og lekeplasser (Haugland et. al 2005). Økt interesse for barns interaksjon med miljøgifter har medført undersøkelser i barns lekemiljø for å avdekke helsemessige problemer knyttet opp mot jordforurensning (Armstrong et. al 2002; Stanek og Calabrese 1995). Ved vurdering av eksponeringsveier og eksponeringsgrad må det tas hensyn til hvor barna oppholder seg. I 2006 hadde 235 000 barn i alderen 0-6 år et barnehagetilbud i Norge. Tatt i betraktning at over 177 000 av disse hadde en oppholdstid på over 41 timer per uke (<http://www.ssb.no>), er det klart at barnehagene er et viktig sted å avdekke eventuelle forurensninger som overskrider grenseverdiene. Det er viktig at barns lekemiljø er fritt for miljøgifter for å unngå unødvendig eksponering.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en gruppe organiske forbindelser det er knyttet flere miljøaspekter rundt. Det faktum at de har mange kilder, er persistente i naturen, og at noen antas å ha karsinogene egenskaper, har økt fokuset på disse forbindelsene og deres utbredelse. 16 utvalgte PAH-forbindelser er på EPAs (US Environmental Protection Agency) liste over skadelige stoffer (<http://www.epa.gov>). PAH er også på Statens forurensningstilsyns liste over prioriterte miljøgifter, og er et av stoffene det stilles krav til vesentlig utslippsreduksjon av innen 2010 (Statens forurensningstilsyn 2007).

I Norge er det utarbeidet tilstandklasser for jord, blant annet i barnehager. Total mengde av 16 PAH-forbindelser (sumPAH(16)) og benzo(a)pyren er to av stoffene som krever tiltak ved funn over kvalitetskriteriet. En undersøkelse av 700 barnehager i Oslo viste at det var behov for tiltak i 119 av dem på grunn av for høyt innhold av benzo(a)pyren (bl. a Haugland et. al 2005; Andersson et. al 2006a; Eggen et. al 2007a; Eggen et. al 2007b).

Det er ønskelig å øke kunnskapen om PAH-forbindelser i jord og å kunne identifisere spesifikke PAH-kilder. I den anledning la Regjeringen den 15. desember 2006 fram Stortingsmelding nummer 14 (2006-2007), ”Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for



en tryggere fremtid". Med denne stortingsmeldingen rettes søkelyset mot miljø- og helserisiko som enkelte kjemikalier kan utgjøre. Regjeringen vil hindre utslipp og eksponering av disse, samt å hindre spredning av "gamle" forurensninger i jord og vann.

Stortingsmeldingen slår fast at gjennom nye handlingsplaner skal det foretas opprydding i ulike miljø, deriblant forurenset jord i barnehager og på lekeplasser. Det har blitt gjennomført opprydding i gamle forurensninger i flere tiår, men mange lokaliteter gjenstår. Stortingsmeldingen angir at det fortsatt finnes flere tusen steder hvor det er påvist, eller er mistanke om, forurenset grunn.

Det er imidlertid ingen grunn til å tro at konsentrasjonsnivåene i Norge medfører akutt miljø- eller helsefare med dagens arealbruk. Økt fokus og kontroll på dette området vil likevel forhindre ukontrollert dumping av forurensete fyllmasser i for eksempel barnehager, som det finnes eksempler på i dag (Miljøverndepartementet 2006). Barn er særlig sårbare for eksponering av forurenset jord, og Miljøverndepartementet har i den anledning utarbeidet "Handlingsplan for opprydding i forurenset jord i barnehager og på lekeplasser".

Stortingsmeldingen angir følgende framdriftsplan:

1. I de 10 største byene og 5 store industriområder i Norge skal det gjennomføres undersøkelser av forurenset jord i barnehager og på særlig utsatte utendørs lekeområder innen utgangen av 2008.
2. Nødvendige tiltak som følge av undersøkelsene skal gjennomføres innen sommeren 2010.

Trondheim Kommune er inkludert i denne nasjonale handlingsplanen og er pålagt å kartlegge forurenset overflatejord i både kommunale og private barnehager, samt familiebarnehager. Dette har ført til at prosjektet "Ren barnehagejord" er blitt iverksatt. Prøvetakingen blir utført av innleide konsulenter med rapporteringsfrist innen november 2008. Eventuelle tiltak skal være gjennomført innen sommeren 2010.

Parallelt med prosjekt "Ren barnehagejord" har det blitt gjennomført prøvetaking av 9 sentrumsnære barnehager og en barnehage på Lade i en masteroppgave ved Institutt for kjemi ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) med fokus på nivå og kilder til polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i jord fra barnehager.

## **1.2 Mål for oppgaven**

Følgende målsettinger er gitt for oppgaven:

- Kartlegge fordelinger av PAH-forbindelser i jord i barnehager
- Sammenligne PAH-konsentrasjon og type i byjord og jord fra barnehager
- Identifisere kilder til PAH-forbindelser som er påvist i jord.

### **1.3 Tidligere undersøkelser av PAH i jord og sedimenter i Trondheim**

Det er tidligere gjort undersøkelser for å avdekke PAH-forurenset jord i Trondheim kommune (Ottesen et. al 1995; Ottesen et. al 2001; Andersson et. al 2006b). Det er hovedsakelig analyseverdiene fra Andersson et. al (2006) som vil danne sammenligningsgrunnlag for denne barnehageundersøkelsen.

I 1994 ble det tatt 314 jordprøver fordelt over hele byen. Jordprøvene ble hovedsakelig tatt fra parker, hager og enger. 11 prøver ble analysert for å avdekke PAH. Det ble bestemt innhold av 14 PAH-forbindelser. Prøvene viste et lavt innhold av total mengde PAH. Konsentrasjonene lå mellom 0,014 mg/kg og 0,41 mg/kg, og var alle under normverdien for jord som Statens forurensningstilsyn (SFT) opererer med. Undersøkelsen påviste regionale forskjeller innenfor Trondheim, der de høyeste konsentrasjoner av PAH ble funnet i området mellom Lade og Ranheim, mens de laveste ble funnet i de sørlige bydelene. I de sentrale bydelene lå konsentrasjonene mellom disse to. I sentrumsområdet og lokaliteter nær hovedvei ble det antatt at veitrafikk hadde forårsaket PAH-innholdet, mens i boligområder var ikke denne sammenhengen like tydelig. Vedfyring ble antatt å være en mulig kilde (Ottesen et. al 1995).

I 2000 ble det tatt boreprøver både på land og i havnesedimenter i Trondheim. Undersøkelsen skulle sammen med historiske undersøkelser danne datagrunnlag for å utarbeide et aktsomhetskart for grunnforurensning i Trondheim. Det ble kartlagt innhold av 16 PAH-forbindelser i 105 marine prøver og 304 jordprøver. Det ble tatt ut 2 prøver per hull (0-1 m og 4-5 m). Innhold av PAH-forbindelser ble bestemt i 34 av de ”dype” prøvene (4-5 m) for å bestemme naturlig bakgrunn for PAH i Trondheim. Undersøkelsen viste høye konsentrasjoner av benzo(a)pyren og total mengde PAH i sentrale og eldre bydeler. Det ble også funnet verdier over tiltaksgrensen for benzo(a)pyren på en lekeplass (56 mg/kg). I de sentrale og eldre bydelene ble det antatt at tidligere aktiviteter som industri og branner hadde bidratt til de forhøyede verdiene (Ottesen et. al 2001).

I 2004 ble det gjennomført jordprøvetaking på de samme lokalitetene som i 1994. Til sammen ble 321 lokaliteter prøvetatt. Det ble tatt ut prøver for bestemmelse av PAH på hver tredje lokalitet. Undersøkelsen viste en økning av PAH fra 1994 til 2004, men det ble påpekt at det i utgangspunktet ikke var et sammenligningsgrunnlag mellom de to prøvetakingsårene på grunn av forskjellige analysemetoder og antall prøver. Det ble antatt at analyseverdien fra 2004 var mer troverdig fordi flere lokaliteter ble prøvetatt, i tillegg til at analysemetodene var

forbedret. Det ble også i denne undersøkelsen funnet forhøyede verdier av PAH i Trondheim sentrum (Andersson et. al 2006b).

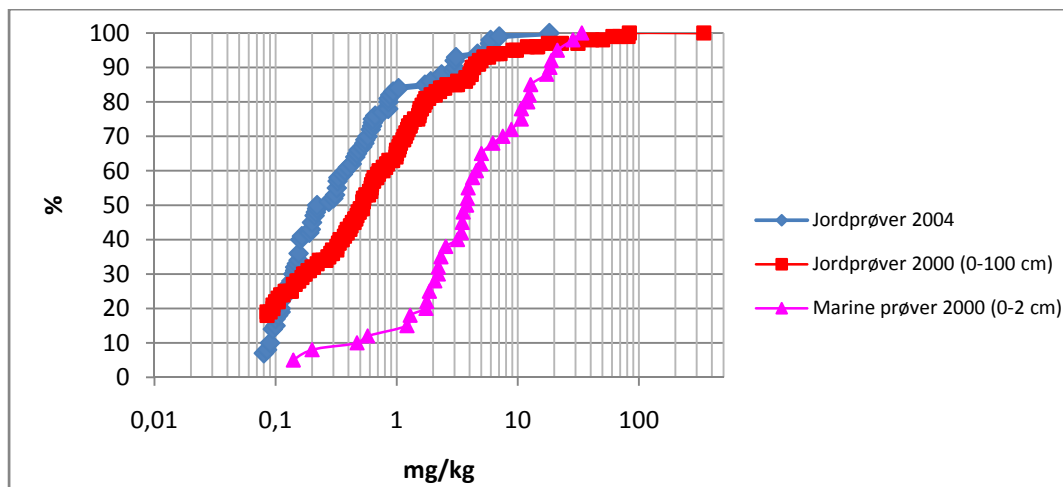
I 2005 ble 71 sandfangsprøver tatt fra 53 lokaliteter nær havneområdet i Trondheim. Sandfangskummer brukes til å identifisere aktive forurensningskilder i et urbant miljø. Innhold av PAH ble bestemt i prøver fra alle 53 lokalitetene. Undersøkelsen viste at det finnes aktive kilder til PAH. Sandfangskummene ble klassifisert fra moderat til sterkt forurenset med PAH. Områdene rundt Nyhavna, Ila og tildels langs Kanalen var spesielt forurensete områder (Bjervamoen et. al 2006).

Verdiene for benzo(a)pyren og sumPAH(16) for de ulike undersøkelsene, samt gjennomsnittsverdi og median, er vist i tabell 1. Analyseverdier under deteksjonsgrenser for prøvene i 2000 (land og marin) og 2004 er satt til halve verdien av minste deteksjonsgrense. Det er beregnet ny verdi for sumPAH(16) ut fra de nye verdiene. Resultatene for prøvene i 1994 er hentet fra Ottesen et. al (1995). Resultatene fra 2000 for de antatt naturlige grunnprøvene er hentet fra Ottesen et. al (2001). Tabell 2 sammenfatter minimum- og maksimumverdier, median, gjennomsnitt og antall prøver under deteksjonsgrensen for de 16 analyserte forbindelsene i undersøkelsen i 2004.

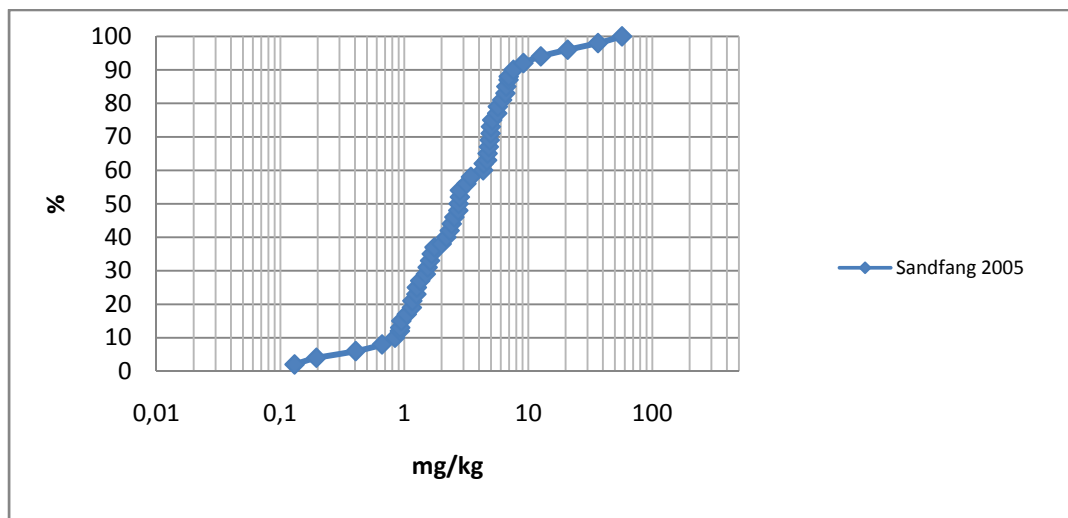
**Tabell 1.** Oversikt over resultater fra tidligere PAH-undersøkelser i Trondheim.

År	Antall prøver	Prøvetype	Benzo(a)pyren (mg/kg)				sumPAH(16) (mg/kg)			
			Min.	Maks.	Gj.snitt	Median	Min.	Maks.	Gj.snitt	Median
1994	11	Land	<0,01	0,01	-	-	0,14	0,41	0,23	0,22
2000	304 (land) 105 (marin) 34 (bunn)	Land	<0,01	56	0,04	0,43	0,01	342	0,4	3,8
		Marin topp (0-2 cm)	<0,01	2,8	0,55	0,35	0,014	34	7,1	3,8
		Marin bunn (> 2cm)	<0,01	11	0,63	0,3	0,014	251	10,58	3,27
	Antatt naturlige prøver (land)	-	-	-	-	<0,01	2,7	0,127	<0,01	
2004	88	Land	<0,01	2,7	0,1	0,02	0,01	18	1,01	0,235
2005	53	Sandfang	<0,01	2,8	0,24	0,16	0,13	56,9	5,53	2,77

Kumulativ frekvensfordeling for sumPAH(16) for jordprøver i 2004 og jordprøver (kun inntil 100 cm dybde) og marine prøver (0-2 cm) for undersøkelsene i 2000 (se figur 1), viser at de marine prøvene har høyere innhold av PAH enn jordprøvene både fra 2000 og 2004. Overflatejorda som ble analysert i undersøkelsen i 2004 viser det laveste innholdet. Jordprøvene fra 2000 som er blandprøver med dybde inntil 100 cm viser et noe høyere enn overflatejorda. Kumulativ frekvensfordeling for sandfangprøvene 2005 (se figur 2) viser at sandfangsprøvene har det høyeste innholdet av PAH.



**Figur 1.** Kumulativ frekvensfordeling for sumPAH(16) og B(a)P for 88 prøver av overflatejord prøvetatt i 2004, og 268 jordprøver (inntil 100 cm dybde) og 40 marine prøver fra 2000 (dybde 0-2 cm).



**Figur 2.** Kumulativ frekvensfordeling for sumPAH(16) for 53 sandfangsprøver 2005.

**Tabell 2.** Oversikt over maksimum - og minimumsverdier, median, gjennomsnitt og antall under deteksjonsgrensen for 16 PAH-forbindelser fra undersøkelse foretatt i 2004.

Forbindelse	Min (mg/kg)	Maks (mg/kg)	Median (mg/kg)	Gj. snitt (mg/kg)	Antall <DL	% <DL
Naftalen	<0,01	0,03	0,01	0,01	77	87,50
Acenaftalen	<0,01	0,49	0,01	0,02	62	70,45
Acenaften	<0,01	0,1	0,01	0,01	80	90,91
Fluoren	<0,01	0,09	0,01	0,01	73	82,95
Fenantren	<0,01	1,8	0,01	0,07	33	37,50
Antracen	<0,01	0,2	0,01	0,02	52	59,09
Fluoranten	<0,01	2,5	0,03	0,18	8	9,09
Pyren	<0,01	1,3	0,03	0,13	9	10,23
Benzo(a)antracen	<0,01	1,4	0,02	0,07	19	21,59
Crysen	<0,01	1,4	0,02	0,08	14	15,91
Benzo(b)fluoranten	<0,01	3,1	0,03	0,13	7	7,95
Benzo(k)fluoranten	<0,01	1	0,01	0,05	28	31,82
Benzo(a)pyren	<0,01	2,7	0,02	0,09	18	20,45
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,32	0,01	0,02	48	54,55
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	2	0,02	0,07	21	23,86
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	2,2	0,02	0,08	20	22,73
SumPAH(16)	0,08	18,2	0,2475	1,03	-	-

## 2. TEORI

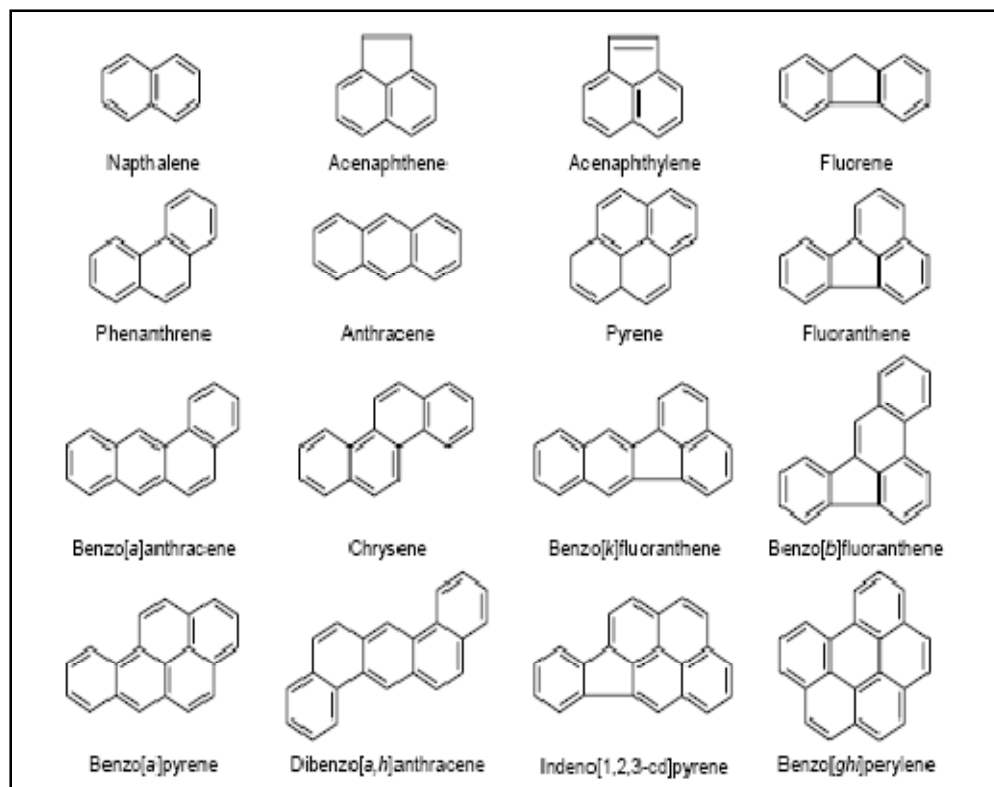
### 2.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en stor og mangfoldig gruppe av organiske molekyler. De kan også omtales som tjærestoffer, på folkemunn. Gruppen består av homogene  $\pi$ -elektronsystemer av hydrogenatomer og  $sp^2$ -hybridiserte karbonatomer, og består av to eller flere koblede aromatiske ringer (Neilson 1998).

Hundrevis av polysykliske aromatiske hydrokarboner er blitt identifisert og navngitt. De mest utbredte er likevel de som består av to til sju koblede aromatiske ringer (Neilson 1998). Ulike PAH-forbindelser skiller seg fra hverandre gjennom måten ringene er bundet til hverandre. Molekylenes ulike topologi gjør at både kjemiske, fysiske og biologiske egenskaper kan variere (Neilson 1998). PAH-forbindelsene som skal omtales i denne oppgaven, er vist med struktur og navn i figur 3. Det er disse 16 forbindelsene som normalt bestemmes ved analyser av jordprøver. Sammen går de under betegnelsen sumPAH(16). Tabell 3 sammenfatter utvalgte kjemiske egenskaper til hver enkelt forbindelse.

De ulike PAH-forbindelsene klassifiseres enten som alternante eller ikke-alternante. De alternante utledes fra benzen og legges til seksringede benzenoider. Eksempler på alternante forbindelser er naftalen, fenantren og pyren. De ikke-alternante inneholder, i tillegg til seksringene, ringer med enten færre eller flere karbonatomer enn seks. Fluoren og fluoranten er eksempler på slike (Neilson 1998).

I tillegg til de "klassiske" PAH-forbindelsene som er omtalt over, finnes det også alkyl-substituerte PAH-forbindelser og heterosykliske PAH-forbindelser som inneholder nitrogen, svovel og oksygen. Det finnes også oksiderte PAH-forbindelser. Sammen kalles de gjerne for polysykliske aromatiske forbindelser (engelsk: PAC) (Bergknut 2006).



**Figur 3.** 16 PAH-forbindelser som normalt bestemmes ved kjemiske analyser (Bergknut 2006).

**Tabell 3.** Egenskaper til de 16 PAH-forbindelsene (Bergknut 2006).

Forbindelse	Antall ringer	Molekylvekt	Løselighet i vann (mg/l)	Damptrykk	Log $K_{ow}^*$
Naftalen	2	128	31	$1 \cdot 10^2$	3,37
Acenaftalen	3	152	16	$9,0 \cdot 10^{-1}$	4
Acenaften	3	154	3,8	$3,0 \cdot 10^{-3}$	3,92
Fluoren	3	166	1,9	$9,0 \cdot 10^{-2}$	4,18
Fenantren	3	178	1,1	$2,0 \cdot 10^{-2}$	4,57
Antracen	3	178	0,045	$1,0 \cdot 10^{-3}$	4,54
Fluoranten	4	202	0,26	$1,2 \cdot 10^{-3}$	5,22
Pyren	4	202	0,13	$6,0 \cdot 10^{-4}$	5,18
Benzo(a)antracen	4	228	0,011	$2,8 \cdot 10^{-5}$	5,91
Crysen	4	228	0,006	$5,7 \cdot 10^{-7}$	5,91
Benzo(b)fluoranten	5	252	0,0015	-	5,8
Benzo(k)fluoranten	5	252	0,0008	$5,2 \cdot 10^{-8}$	6
Benzo(a)pyren	5	252	0,0038	$7,0 \cdot 10^{-7}$	5,91
Dibenzo(a,h)antracen	5	278	0,0006	$3,7 \cdot 10^{-10}$	6,75
Benzo(g,h,i)perylene	6	276	0,00026	$1,4 \cdot 10^{-8}$	6,5
Indeno(1,2,3,cd)pyren	6	276	0,00019	-	6,5

\* Oktanol-vann koeffisient.  $K_{ow}$  angir hydrofobe egenskaper. Forbindelser med høy verdi har lav polaritet.



### 2.1.1 Dannelse, kilder og utbredelse i miljøet

PAH-forbindelser dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale og ved geokjemisk dannelse av fossilt brensel (Lehndorff og Schwark 2004; Neilson 1998). De er produkter av termisk dekomponering (Lehndorff og Schwark 2004).

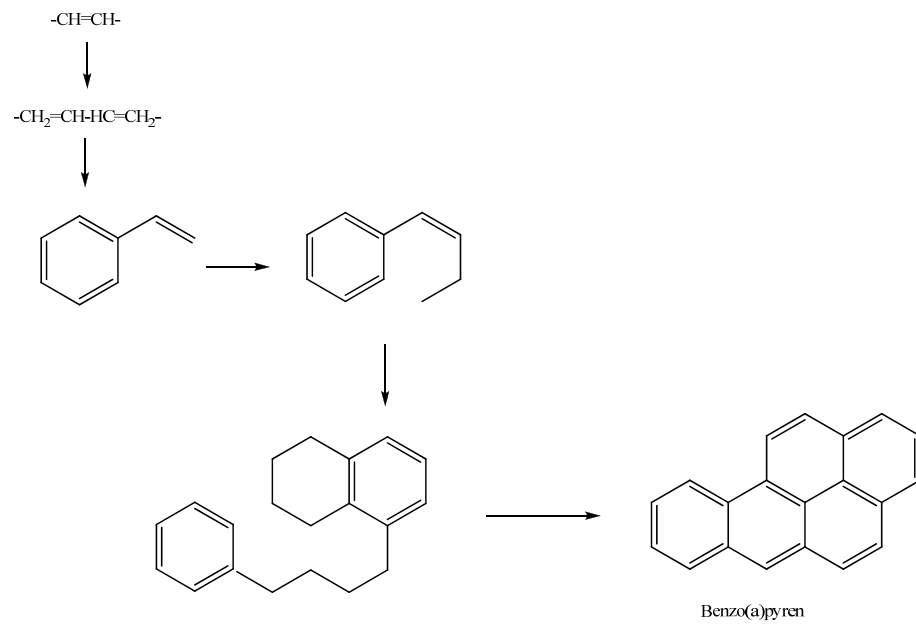
Dannelse av PAH fra forbrenningsprosesser antas å skje på to forskjellige måter:

1. Pyrolyse
2. Ufullstendig forbrenning

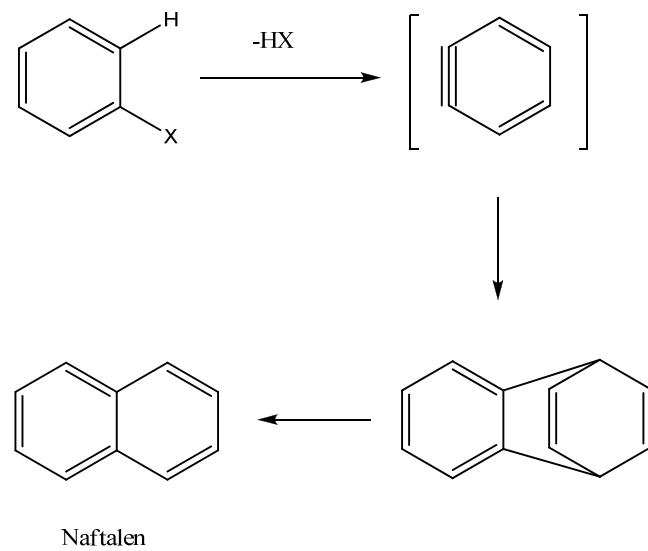
PAH-syntese drives av en prosess der C<sub>2</sub>- og C<sub>4</sub>- radikaler adderes og danner C<sub>6</sub> – C<sub>2</sub> og C<sub>6</sub> – C<sub>4</sub>-radikaler, som igjen blir byggesteiner for PAH-forbindelsene (se 1) i figur 4). Radikalene har høy energi fra oppdeling av alifatiske forbindelser eller komplekse organiske molekyler. En annen dannelsesmåte tar utgangspunkt i tap av vann fra benzenderivater (se 2) i figur 4) (Neilson 1998).

Temperatur og tid er viktige faktorer som påvirker dannelsen av PAH-forbindelser. Ofte spiller forholdene som forbrenningen skjer under større rolle enn type organisk materiale som forbrennes (Jacqueline et. al 2002; Schwark 2008). Under anaerobe forhold ved høye temperaturer dannes relativt enkle blandinger av PAH-forbindelser med lav molekylvekt. Under disse forholdene dannes ikke alkylsubstituerte PAH. Ved moderate temperaturer dannes mer komplekse blandinger med både innhold av substituerte og usubstituerte PAH-forbindelser. Ved lave temperaturer skjer fortsatt ringdannelse, men ved en betydelig lavere hastighet. Dannelse av alkylsubstituerte forbindelser favoriseres under slike forhold og blir det dominerende produktet (Neilson 1998).

1)



2)



**Figur 4.** To ulike reaksjonsmekanismer for dannelse av PAH-forbindelser ved forbrenning (Neilson 1998).

PAH klassifiseres ofte i 3 hovedgrupper; petrogene, pyrogene og biogene. Petrogene PAH-forbindelser kommer fra olje- og kullprodukter. Pyrogene PAH dannes ved forbrenning av fossilt brensel og plantemateriale. Biogene PAH har sitt opphav fra biologisk materiale eller ved tidlig diagenese i marine sedimenter (Jensen et. al 2007; Page et. al 1999).

Både for naturlige og antropogene PAH-kilder avgjør dannelsesforholdene om det blir et petrogent eller pyrogent produkt. Petrogene PAH dannes sakte og ved moderat temperatur, mens de pyrogene dannes raskt ved høy temperatur (Neilson 1998). Oljerelaterte PAH-produkter karakteriseres ofte ved et høyt innhold av lavmolekylære PAH-forbindelser (2- og 3-ringede). PAH-produkter fra pyrogene prosesser har et høyt innhold av høymolekylære (4-6-ringede) hydrokarboner. For biogene PAH brukes ofte perylen som indikator (Jensen et. al 2007). Basert på disse egenskapene gir forskjellige kilder opphav til ulike sammensetninger av PAH-forbindelsene, og dermed kan PAH-profilen indikere opphavet til konsentrasjonene. Dette omtales nærmere i delkapittel 2.1.3.

PAH er i større eller mindre grad forbindelser som omgir oss til daglig. Utslipp skjer både lokalt, regionalt og globalt, og både punktkilder og diffuse kilder bidrar. Forbindelsene finnes i bakken under oss og i luften rundt oss (Andersson et. al 2006b; Hantho 1996; Nielsen et. al 1996). I tillegg kan de finnes i marine miljø (Ottesen et. al 2001) og til en viss grad i grunnvann (Knudsen et. al 2001). PAH kan finnes i forholdsvis store konsentrasjoner innenfor et visst område og de kan finnes av en mer diffus karakter for eksempel i urbane områder. I tillegg kan PAH-forurensning komme både fra nylige utslipp og spores tilbake til gamle kilder. Diffus forurensning av PAH kjennetegnes ved lave konsentrasjoner innenfor et stort område uten dominerende punktkilder (Johnsen og Karlson 2007).

Til daglig ankommer PAH-forbindelser miljøet via flere kanaler, for eksempel via forbrenningsmotorer i biler, forbrenningsanlegg og vedfyring (Lehndorff og Schwark 2004). Veistøv fra asfalt gir også et bidrag (Jartun og Jørgensen 2006). I tillegg har undersøkelser vist at PAH-nivåer i jord og sedimenter enkelte steder kan spores tilbake til tidligere industrivirksomhet. Tjære og kreosotimpregnering har tidligere hatt utbredt anvendelse, og man kan finne spor etter dette i nyere tid (Jacqueline et. al 2002). Historisk virksomhet på et område kan være en viktig nøkkel i leting etter kilder (Nissen 2003).

PAH finnes naturlig i råolje, og dannes ved naturlige prosesser som skogbranner og vulkanutbrudd (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003). Biologisk dannelse av PAH skjer ved at enkelte plante- og bakterielle reaksjoner danner disse forbindelsene naturlig (Wilson og Jones

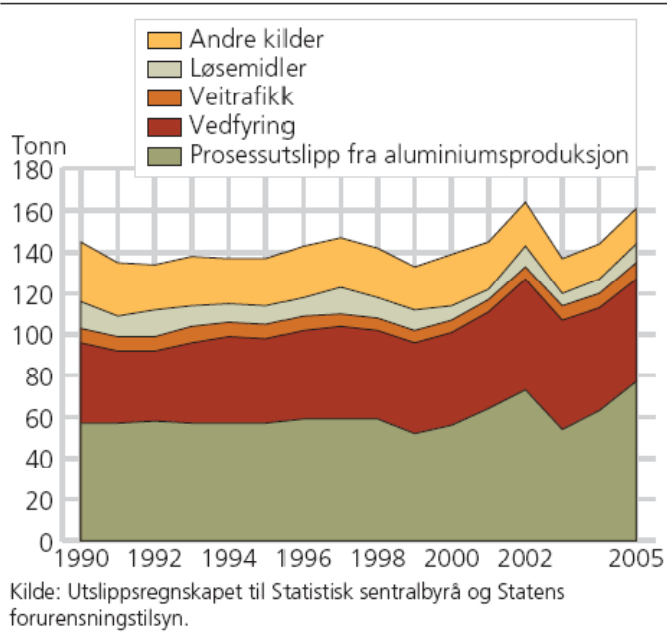
1993). Kommersielt er det, eller har vært, utstrakt bruk av PAH-forbindelser i asfalt, tjære og kreosot (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

Til tross for at naturlige prosesser som skogbranner og vulkanutbrudd kan generere store mengder PAH-forbindelser (Freeman og Cattell 1990), ankommer imidlertid de fleste fra antropogene kilder (Lehndorff og Schwark 2004). I Norge er det vedfyring og aluminiumsproduksjon som står for store deler av utslippene (Statistisk sentralbyrå 2007). Bruk av Søderberg-elektroder i aluminiumsproduksjonen er en viktig kilde ved at PAH fordampes fra elektrodemassen når høye temperaturer oppnås. Produksjon av elektrodemasse fører også til utslipp av PAH (Hagen 2002). Dannelse av PAH ved vedfyring kommer av forbrenning av ved. Forbrenningsprosesser skjer også i avfallforbrenningsanlegg og andre industriprosesser som for eksempel ved gassverk og papirfabrikker (Jacqueline et. al 2002). Eksos fra motorkjøretøy er også en vesentlig kilde til PAH (Lehndorff og Schwark 2004).

Andre kilder til PAH er grilling og røyking av mat (Larsson et. al 1983) og tobakkrøyking (McGrath et. al 2007). PAH-dannelse ved grilling av mat avhenger av matlagingsprosessen og type varmekilde som benyttes. De høyeste PAH-nivåene fås ved grilling over ilden der maten kommer i kontakt med flammene. Fettinnholdet og type fett i maten er også viktige faktorer. Smeltet fett fra maten drypper ned på kullet og gjennomgår pyrolyse. Det er denne prosessen som trolig danner PAH-forbindelsene, og gjør at de avsettes på maten når røyken stiger (Larsson et. al 1983).

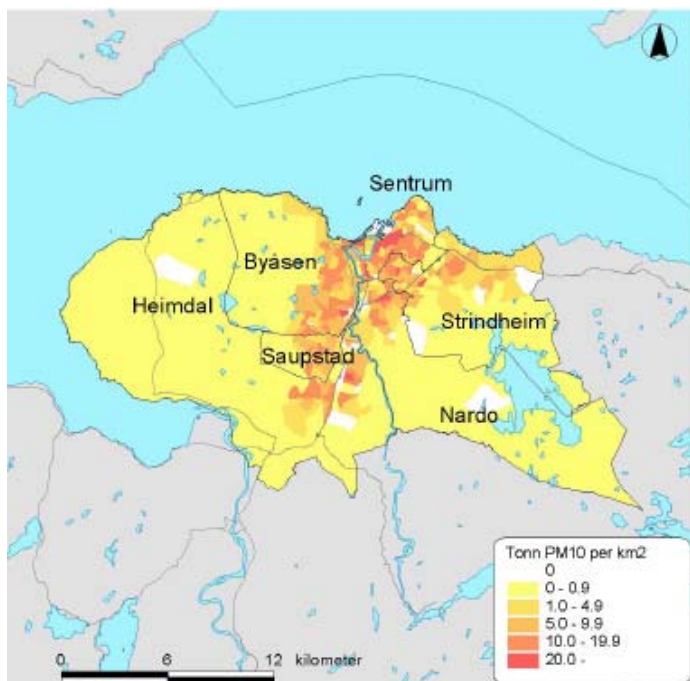
Det er blitt observert årstidsavhengige variasjoner av PAH-konsentrasjoner i luft (Hantho 1996; Prevedouros et. al 2004). Luftmålinger viste høyere konsentrasjoner i vintermånedene enn i sommermånedene, spesielt for høymolekylære PAH. Denne trenden kommer mest sannsynlig av sesongbaserte kilder som vedfyring og bruk av piggdekk på biler. Piggdekk øker slitasjen på asfaltdekket og danner støvpartikler (Hantho 1996). Konsentrasjonene av benzo(a)pyren kan være over en tier-potens større om vinteren enn om sommeren (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

Gjennom ulike konvensjoner og protokoller har Norge forpliktet seg til å redusere utslipp av flere miljøgifter, deriblant PAH. De siste årene har imidlertid utslipp av PAH økt som følge av økt metallproduksjon og vedfyring. Figur 5 viser utslipp av PAH fra ulike kilder fra 1990 til 2005 i Norge. I 2005 stod vedfyring og aluminiumsproduksjon for henholdsvis 31 % og 48 % av det totale utslippet (Statistisk sentralbyrå 2007).



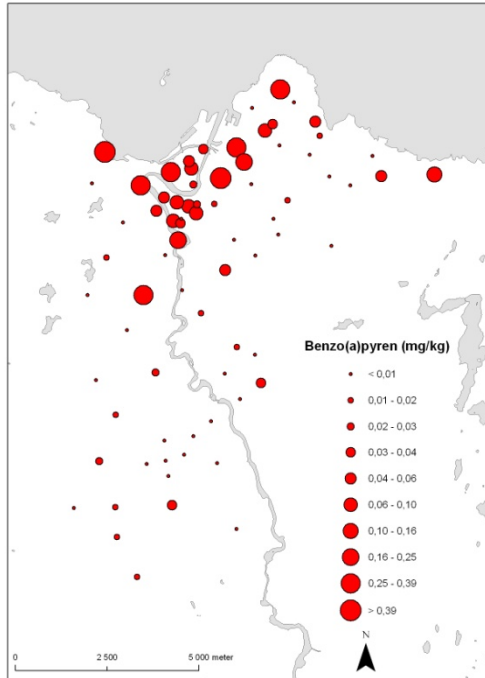
**Figur 5.** Utslipp av PAH til luft fra ulike kilder (Statistisk sentralbyrå 2007).

Vedfyring er også en viktig bidragsyter til PAH i dagens situasjon i Trondheim der Byåsen og Sentrum er bydelene det forekommer høyest forbruk (se figur 6) (Finstad et. al 2004).



**Figur 6.** Utslipp av partikler (PM<sub>10</sub>) fra vedfyring i Trondheim (Finstad et. al 2004).

I Trondheim er det generelt lave verdier av PAH (Ottesen et. al 2001; Andersson et. al 2006b). Av topologiske og historiske grunner (Jensen 2008) er det likevel mest opphopning av PAH i de sentrale bydelene som figur 7 viser.



**Figur 7.** Sentrumsnære områder i Trondheim har høyere innhold av benzo(a)pyren (Andersson et. al 2006b).

Noen av kildene til PAH i Trondheim er sammenfattet i tabell 4. Både tidligere industri og ”dagens” kilder er tatt med.

**Tabell 4.** Kilder til PAH i Trondheim

<b>Kilder:</b>	
Oppvarming av bopel (ved og oljefyring)	Jernbane
Veitrafikk	Ranheim papirfabrikk
Gassverk (3 stk)	Kreosotimpregnert trevirke
Ila og Lilleby smelteverk	Kullager på Kullkrankaia
Rock wool- fabrikk	Bybranner
Skipstrafikk	Biobrenselanlegg Marienborg
Kaianlegg (kreosot)	Kull/olje-fyrt kraftverk Ilsvika
Avfallsforbrenningsanlegg (Heggstadmoen, Lade, Sluppen, Ranheim, St. Olavs hospital, Kattem, Risvollan)	

### 2.1.2 PAH i jord - nedbrytning og biologisk tilgjengelighet

PAH er lipofile forbindelser og lite løselig i vann. I tillegg har de lavt damptrykk, som vist i tabell 3. Disse egenskapene påvirker PAH-forbindelsenes nedbrytning og fordeling i de forskjellige fasene i jordmiljøet. PAH vil i stor grad (>99%) finnes bundet til fraksjoner av det organiske materialet i jord (Grøn og Andersen 2008; Knudsen et. al 2001). PAH kan også finnes som løste, frie forbindelser, men dette er ofte i svært små mengder. Ved høye konsentrasjoner kan forurensningen danne en "fri fase" som utgjør en delfraksjon av det organiske innholdet i jorda. Det kan også forekomme en "fri fase" av forurensninger med lavere konsentrasjoner, gjennom for eksempel sotpartikler (Knudsen et. al 2001).

Flere prosesser bidrar til å bryte ned og fjerne PAH-forbindelser i jord. Fordamping og mikrobiell dekomponering er to av disse. De mest flyktige PAH-forbindelsene er de 2-3-ringede. Disse er også de mest biologisk nedbrytbare. Prosesser som bidrar til å fjerne PAH fra jorda har derfor sterkest påvirkning på de lavmolekylære forbindelsene. PAH-forbindelsene med høyere molekylvekt er mer persistent i naturen (Brenner et. al 2002; Jensen et. al 2007). Mikrobiell dekomponering kan skje gjennom to ulike mekanismer – metabolisme eller co-metabolisme. Ved vanlig metabolisme benytter mikroorganismene hvert enkelt stoff som energikilde, mens ved co-metabolisme katalyseres nedbrytningen ved hjelp av enzymer. Det antas at nedbrytningshastigheten avtar ved økende molekylmasse og økende grad av substituering. Generelt gjelder det at 2- og 3-ringede PAH-forbindelser brytes ned via metabolisme, mens 4-6-ringede forbindelser brytes ned via co- metabolisme (Knudsen et. al 2001).

Nedbrytning av PAH i jord avhenger også av eksterne faktorer. Blant annet har jordas vanninnhold stor betydning. Jo høyere vanninnhold i jorda, desto større nedbrytningspotensial. Grad av kontaminering spiller også inn ved at høyere konsentrasjoner av PAH medfører høyere nedbrytningshastighet. Likevel bør det poengteres at det trolig finnes en øvre grense for innhold av PAH der mikroorganismer hemmes som følge av de toksiske effektene til PAH-forbindelsene (Knudsen et. al 2001).

Halveringstiden for PAH-forbindelser er studert i laboratorieforsøk. Under aerobe forhold har det blitt observert halveringstider fra under tre dager for naftalen til 30-300 dager for høymolekylære forbindelser. Anaerobe forhold gir noe lengre nedbrytningstid. Nedbrytningshastigheten kan imidlertid variere fra feltforsøk og laboratorieforsøk. Det kan

tyde på at nedbrytningshastigheten er lavere i vanlig jord enn i laboratorieforsøk. Muligens spiller fordampingsprosessen mer inn enn selve nedbrytningen (Knudsen et. al 2001). I laboratoriet foregår ofte forsøkende under optimale forhold når det gjelder temperatur, omrøring, utvalgte PAH-forbindelser og tilsatte bakterier. Dette kan gi opphav til forskjellige resultater i forhold til feltundersøkelser (Johnsen og Karlson 2007).

Biotilgjengeligheten til PAH-forbindelser i jord er ofte studert i forbindelse med biologisk behandling av PAH-kontaminert jord (Cornelissen et. al 1998; Hughes et. al 1997; Lantz et. al 1997). PAH vil, som tidligere nevnt, binde seg til det organiske materialet i jord på grunn av lav vannløselighet og høy sorpsjon til jordpartikler (Uyttebroek et. al 2006). Dette medfører at PAH-forbindelser normalt ikke trenger dypt inn i jorda, og begrenser dermed utlekking til grunnvann og opptak i planter (Scientific Committee on Food 2001). Bindingsstyrken mellom jord og PAH-forbindelser øker ved økende kontakttid. Dette antas å ha reduserende effekt på biotilgjengeligheten for jordlevende organismer på grunn av at PAH-forbindelsene diffunderer inn og holder seg i de mindre porene i det organiske materialet (Hartnik og Amundsen 2001). Absorberte PAH-forbindelser i organisk jordmateriale vil dermed bli mindre og mindre skilt ut etter som tiden går. Dette innebærer at nylig kontaminert jord vil være mer biotilgjengelig enn ”gammel” jord som har samme PAH-sammensetning og konsentrasjon. Ut fra dette har det blitt argumentert for at man bør ta høyde for kontamineringstiden ved risikovurdering av forurenset jord (Grøn og Andersen 2008). En undersøkelse av Cornelissen et. al (1998) om biologisk behandling av PAH-kontaminert jord, viste at det er PAH-forbindelser som raskt skilles ut som fortrinnsvis blir degradert. En forklaring på dette var at disse var mer tilgjengelig for mikroorganismene enn de som sakte ble skilt ut. Men det ble påpekt at dette hovedsakelig gjaldt 2-4-ringede forbindelser. 5-6-ringede forbindelser viste tegn til å skilles raskt ut både før og etter biologisk behandling. Mikrobielle faktorer ble gitt som forklaring på den lave nedbrytningshastigheten til disse forbindelsene (Cornelissen et. al 1998). Det finnes flere indikasjoner på at biotilgjengeligheten av PAH i jord minker etter en tid (Knudsen et. al 2001; Uyttebroek et. al 2006).



### 2.1.3 Ratioer for klassifisering av kilder

Opprinnelige (engelsk: parent) og alkylsubstituerte PAH-forbindelser kan ha både naturlige og antropogene kilder. PAH-profilene fra de to kildene kan overlappe, og ved evaluering av kontaminering i et område må det tas høyde for dette. Det finnes en naturlig bakgrunn av PAH-forbindelser med opphav fra naturlige kilder, og dette må ses i sammenheng med de antropogene.

I flere studier har ratioer (engelsk: *molecular diagnostic ratios*) mellom utvalgte PAH-forbindelser blitt benyttet for å kunne indikere opphavet til PAH-kontaminering i et område (Lehndorff og Schwark 2004; Page et. al 1999; Yunker et. al 2002; Zhang et. al 2005). Flere ratioer finnes, og disse kan benyttes for å indikere petrogen eller pyrogen opphav, forbrenning av drivstoff eller tre, samt trafikkrelaterte kilder (Katsoyiannis et. al 2007). Tabell 5 sammenfatter noen grenseverdier og deres indikasjoner.

Vanlige ratioer som benyttes er (Zhang et. al 2005):

- antracene/fenantren (Ant/Phe)
- fluoranten/pyren (Fla/Pyr)
- benzo[*a*]antracene/crysen (B[*a*]a/Chr)
- benzo[*b*]fluoranten/benzo[*k*]fluoranten (BbF/BkF)
- indeno(1,2,3,cd)pyren/benzo(g,h,i)perylene (IP/BghiP)
- benzo[*a*]pyren/benzo(g,h,i)perylene (BaP/BghiP)

**Tabell 5.** Grenseverdier for utvalgte ratioer (Yunker et. al 2002).

Indikasjon	Ant/(Ant +Phe)	Fl/(Fl+Py)	B[ <i>a</i> ]a/(B[ <i>a</i> ]a + Chr)	IP/(IP+BghiP)
Petroleum	<0,1	<0,4	<0,2	<0,2
Sammensatt kilde			0,2 - 0,35	
Forbrenning	>0,1		>0,35	
Petroleum forbrenning		0,4-0,5		0,2-0,5
Forbrenning av gress,kull, tre o. l		>0,5		>0,5

Ratioene er utledet på bakgrunn av relativ termodynamisk stabilitet til ulike PAH-forbindelser, karakteristiske trekk fra ulike kilder og forandringer i PAH-sammensetningen mellom kilde og sediment. Det vil si forandringer i den relative stabiliteten til ulike PAH-isomerer og PAH-forbindelser fra ulike kilder. Kalkulering av ratioer er vanligvis avgrenset til forbindelser innenfor en viss molekylmasse. Dette er for å minimere påvirkning av faktorer som forskjell i flyktighet, vannløselighet og adsorpsjon (Yunker et. al 2002).

Det er viktig å poengtere at det er stor uenighet knyttet til bruken av disse ratioene, og hvorvidt de er egnet til å fastslå kilder. En av grunnene er at PAH- parene ikke nødvendigvis har like fysiokjemiske egenskaper. Dette vil trolig medføre en endring i ratioene fra kilde til reseptor, og dermed gi opphav til usikkerhet (Zhang et. al 2005). Bruk av PAH- ratioer på atmosfærisk forurensning kan avvike fra de angitte grenseverdiene til forholdstallene. Dette fordi enkelte PAH-forbindelser reagerer raskere i atmosfæriske kjemiske prosesser. For eksempel brytes benzo(a)pyren, benzo(a)antracen og antracen raskere ned fotolytisk i atmosfæren enn deres isomerer og andre PAH-forbindelser (Yunker et. al 2002). Det er også indikasjoner på at antracen brytes raskere ned enn fenantren (Yunker et. al 2002; Zhang et. al 2005). Isomerparene fluoranten/pyren og indeno(1,2,3,cd)pyren/benzo(g,h,i)perylene degraderes med lik hastighet i atmosfæren, noe som kan bety at PAH-sammensetningen holdes stabil ved transport (Yunker et. al 2002). I tillegg antas det at ratioer benyttet på de lavmolekylære forbindelsene er mer usikre enn de andre (Zhang et. al 2005).

Ved risikovurdering av et forurenset område kan ratioene være et kritisk, men nyttig verktøy for å finne kilder. Det er viktig at de benyttes med forsiktighet og ved nøye vurdering. Det kan være vanskelig å fastslå PAH-kilder på bakgrunn av ratioene, men noen indikasjoner kan kanskje komme frem. For å få en mer robust tolkning av PAH-profiler bør flere ratioer benyttes samtidig. Sammen utgjør de en sikrere indikasjon på opphavet til PAH-konsentrasjonen. Ved lave konsentrasjoner og flere gjeldende kilder, kan tolkninger basert på en enkel ratio være misvisende. Videre vil noen av ratioene bli omtalt.

Opprinnelige PAH-forbindelser kan benyttes for å indikere forbrenningsrelaterte PAH-forbindelser. Forbrenningsprosesser og/eller antropogene kilder inneholder ofte en større proporsjon av mindre stabile isomere (kinetiske) i forhold til de mer stabile (termodynamiske). På bakgrunn av dannelsesvarmen,  $H_f$ , har den relative stabiliteten til større PAH-molekyler blitt studert. Foruten forbindelser med masse 228, viser PAH-forbindelser innenfor en gitt masse samme stabilitetsgrad og man kan dermed sortere ut fra dette. Det er

vist at isomerer med masse 276 og 202 har størst stabilitetsspekter og kan dermed gi en god indikasjon på mindre stabile forbindelser kontra mer stabile. Forbindelser med masse 278 og 228 har derimot vist seg ikke å være like egnede indikatorer (Yunker et. al 2002). Dette innebærer at IP/Bghi og Fl/Py med henholdsvis molekylvekt 276 og 202 er regnet som gode indikatorer, mens B[a]a/Chr med molekylvekt 228 ikke er fullt så egnet.

Forbindelser med molekylmasse 178 og 202 kan brukes til å skille mellom forbrennings- og petroleumprosesser. Antracen (Ant) sammen med fenantren (Phe) utgjør en molekylmasse på 178. Et forhold mellom Ant og Ant pluss Phe på  $<0,1$  indikerer petroleum, mens et forhold på  $>0,1$  angir en forbrenningskilde. For forbindelser med masse 202 kan forholdet mellom fluoranten (Fl) og fluoranten pluss pyren (Py) benyttes. En Fl/(Fl+Py)-ratio på 0,5 er angitt som et skillepunkt mellom forbrenning og petroleum. Et forhold  $<0,5$  indikerer petroleum mens  $>0,5$  betyr at opphavet er fra forbrenning av gress, tre, kull og kreosot. Forbrenning av bensin, diesel, fyringsolje og emisjoner fra biler og lastebiler indikeres ved ratioer på  $<0,5$ . Grenseverdiene i dette tilfellet er regnet som mindre fastsatte enn for Ant/(Ant+Phe), og det antas at for petroleumskilder er en verdi på nærmere 0,4 er bedre enn 0,5 (Yunker et. al 2002).

Petroleumprodukter inneholder en mindre andel av høymolekylære forbindelser. Høyeste innhold av disse forbindelsene finnes i asfalt og muligens i bitumen eller kull. På grunn av ulike mengder av høymolekylære forbindelser i petroleumprodukter varierer innholdet av for eksempel benzo(a)antracen (B[a]a) og benzo(g,h,i)perylene (BghiP). Som indikator fra denne gruppen benyttes gjerne forholdet B[a]a/(B[a]a+Chr), og forholdet IP/(IP+BghiP). Petroleumprodukter har et lavt innhold av B[a]a eller IP, og en ratio på  $<0,2$  kan benyttes som en indikasjon på petroleumskilder. Forbrenningsprosesser kan indikeres ved B[a]a/(B[a]a+Chr) $>0,35$ . Et forhold 0,2 og 0,35 indikerer en sammensatt kilde. For IP/IP+BghiP gjelder en ratio på  $>0,5$  for forbrenning av gress, tre og kull. Mellom 0,2 og 0,5 ligger forbrenning av flytende fossilt brensel (Yunker et. al 2002).

## 2.2 Eksponering

I barnehagen leker barna mye ute. Utearealet består ofte av gress, jord og sand, og barnas lekeaktiviteter og lekemåte gjør at de i stor grad kommer i kontakt med disse mediene (se figur 9). Småbarn putter ting i munnen og får dermed i seg mye sand og jord ved utelek (se figur 8) (Calabrese et. al 1989). Dette kan medføre at barn eksponeres for miljøgifter hvis utearealet i barnehagene består av jord, sand eller lekeapparater som inneholder skadelige stoffer.

Dette kapittelet vil omhandle eksponering for miljøgifter, med særlig fokus på barn, og hvilken helserisiko PAH-forbindelser kan utgjøre. Kvalitetskriteriene for jord i barnehager vil også omtales.

### 2.2.1 Definisjon og eksponeringsveier

Miljøgifter er ofte å finne på steder der mennesker oppholder seg. Jord er en viktig resipient og et medium det er funnet forhøyede verdier av ulike miljøgifter (Ottesen og Volden 1999). I denne sammenhengen kan eksponering defineres som kontakten et individ har med en kontaminant i et avgrenset tidsrom (Statens forurensningstilsyn 1999). Eksponering for miljøgifter forårsaker ofte en absorbert mengde hvis kjemiske forbindelser kommer inn i kroppen. For mange kontaminanter er det kun under spesielle forhold at eksponering kan føre til helseskade, mens for andre kan miljøgiftene hope seg opp over tid og gjøre stor skade (WHO 2006). Hvis en forbindelse akkumuleres, viser det at kroppen har vanskeligheter med å kvitte seg med eller eliminere forbindelsen. Enzymene i kroppen registrerer ikke forbindelsen eller klarer ikke å bryte den ned (WHO 2002).

Når det skal foretas en konsekvensutredning gjøres det ofte en eksponeringsvurdering og en toksikologisk vurdering (Statens forurensningstilsyn 1999). Aktuelle eksponeringsveier for kontaminert jord er:

- Oralt inntak (jord og støv). Oralt inntak av jord eller støv innebærer direkte inntak eller inntak ved å slikke på skitne hender. For barn er dette eksponeringsveien som regnes for å være den største.
- Hudkontakt (jord og støv). Eksponering via hudkontakt skjer når kroppen tar opp kontaminert jord som har festet seg og trengt gjennom huden. Denne eksponeringsveien avhenger av faktorer som mengde jord per overflateenhet hud, størrelsen på hudområdet som eksponeres, tidsrom og hudens permeabilitet.

- Innånding (støv). Innånding av kontaminert støv innebærer partikler med størrelse  $<10\mu\text{m}$ , og antas å stå for mindre enn 1 % av total eksponering. Faktorer som pustehastighet, tid og mengde partikler som innåndes påvirker graden av eksponering.

For de nevnte eksponeringsveiene er det størst usikkerhet knyttet til stoffenes biotilgjengelighet (Statens forurensningstilsyn 1999).

### 2.2.2 Barn

Barns helse er en viktig investering. Ikke bare har friske barn best sjanse til å forbli friske når de er voksne, det er også samfunnsmessig gunstig å verne om barns oppvekst. Barn er en sensitiv gruppe av befolkningen, og er ekstra sårbare for ytre påvirkninger. Helsestatusen til barn kan dermed utgjøre et mål på samfunnets miljøtrusler (WHO 2006).



**Figur 8.** Små barn spiser mye sand og jord ved utelek.

I dag kan barn utsettes for eksponering av over 15 000 syntetiske kjemikalier, de fleste utviklet og produsert de siste 50 årene. Det har blitt observert en økning av antall barn med astma og noen krefttyper. I tillegg er det en økende bekymring for toksisitet av nervesystem og immunforsvar, og indresekretorisk-forstyrrende egenskaper til forbindelser som kan finnes spredt rundt om i miljøet (WHO 2002). Det er estimert at 50 000 barn dør årlig av inntak av giftige forbindelser. Sykdommer som følge av eksponering for miljøgifter er foreløpig ukjent (WHO 2006). Barns eksponering for miljøgifter avhenger av flere faktorer – alder, plassen barnet oppholder seg på, aktiviteten barnet er med på og hvilket aktivitetsnivå barnet har

(Cohen Hubal et. al 2000). Barn forholder seg til omgivelsene på en annen måte enn voksne. Eldre barna er ofte i et søkende stadium der de utforsker nye miljø. På den måten kommer de i kontakt med nye medier som kan være forurenset (WHO 2002). Det er vanlig at små barn putter alle gjenstander de får tak på i munnen, og utforsker på denne måten verden. Barna bruker hendene for å få i seg mat, og for å putte ting i munnen. Dette gjør hendene ekstra utsatt i kontakt med forurensninger (Cohen Hubal et. al 2000).



**Figur 9.** Barn leker.

Barns stadige vekst og utvikling gjør dem ekstra følsom i kontakt med kontaminanter. Fra fosterstadiet til ungdomstiden vokser de raskt og utvikler seg. Dette er prosesser som lett kan bli påvirket av giftige stoffer (WHO 2002). Ved eksponering av kontaminanter tyder det på at barn både kan reagere forskjellig og mye sterkere enn voksne. Dette kommer av at barn har annen fysiologisk funksjon enn voksne, i tillegg til at forholdet mellom kroppens overflate og kroppsvolumet er mye større (Cohen Hubal et. al 2000). Det bør påpekes at barn ikke er en uniform gruppe. Barns fysiologi og oppførsel forandres med alderen, og selv barn innenfor samme alder kan avvike fra hverandre (Armstrong et. al 2002).

Primært er det inntak gjennom munnen som er hovedeksponeringsvei for små barn. Calabrese et. al (1989) viste i en undersøkelse at 10% av barna får i seg hele 200 mg/kg jord daglig ved hyppig hånd-til-munn aktivitet. Det er dette jordinntaket som ligger til grunn for kvalitetskriteriene for jord i barnehager. En annen undersøkelse av Stanek et. al (1995) viste at for 50 % av barna som deltok i undersøkelsen var medianen på daglig jordinntak 13 mg/dag eller mindre, mens for 95 % av barna var medianen 138 mg/dag eller mindre. Estimering av

gjennomsnittet førte til at 50 % av barna hadde et inntak på 45 mg/dag eller mindre, mens 95 % hadde et gjennomsnittlig inntak på 208 mg/dag eller mindre (Stanek og Calabrese 1995).

Barns høyde gjør at de leker nærmere bakken noe som også øker eksponeringen for forurensning via innpusting og inntak via munnen av støv og jord. I tillegg kommer barna lettere i kontakt med forurensninger som ligger i de laveste luftlagene ved bakken (WHO 2002). For å estimere eksponering gjennom hudkontakt må det tas høyde for grad av kontakt og transporthastigheten gjennom huden (WHO 2006). Barn har et mye større overflateareal enn voksne i forhold til kroppsvekt. Forholdet minker med cirka en tredel i løpet av det første året og holder seg konstant til barnet er 17 år. På grunn av større overflateareal betyr det at barn raskere avgir kroppsvarme til omgivelsene. Dette krever et raskere stoffskifte for å opprettholde kroppstemperaturen (Cohen Hubal et. al 2000). I tillegg trenger barn ekstra energi til vekst og utvikling. Jo høyere stoffskifte og energi et barn har, jo mer oksygen og mattilførsel kreves per kilogram kroppsvekt. For å møte disse fysiologiske behovene kreves derfor raskere pust og høyere matinntak, noe som igjen kan føre til økt eksponeringssjans for forurensninger (Cohen Hubal et. al 2000). Generelt gjelder det at barn drikker mer vann, spiser mer mat og puster inn mer luft enn voksne i forhold til kroppsvekten (WHO 2002).

Det er også andre faktorer som gjør at barn er ekstra utsatt ved eksponering. Ved fødselen produseres kun 50 % av magesyren i forhold til et voksent menneske. Som et resultat av dette har magesyren en pH-verdi på over 2 i flere måneder, til den synker med 15 % og oppnår samme nivå som en voksen. pH-verdien på magesyren kan forandre ioniseringstilstanden til kjemiske forbindelser og påvirke opptaket av næringsstoffer. For eksempel trenger barn kalsium for å vokse, og dermed tillater magetarmsystemet et høyere opptak av dette for barn enn for voksne. Eksponeres et barn for bly, som er et liknende positivt ion, kan kroppen ta opp dette ved samme mekanisme som opptak av kalsium. Spedbarn kan ta opp omtrent 50% av bly i mat, mens en voksen kun tar opp 10% (Cohen Hubal et. al 2000).

Mesteparten av utviklingen av nervesystemet skjer også de første årene av barns liv. Nervesystemet har liten evne til å reparere strukturelle ødeleggelser, noe som kan påvirke hjernens utvikling. Metaller som bly og kvikksølv kan ødelegge cellene og nødvendige bindeledd mellom nerveceller kan unngå å bli dannet. Sjansen er stor for at den skadede funksjonen vedvarer og er irreversibel (WHO 2002).

### 2.2.3 Eksponering for PAH

Ved helserisikovurdering av PAH har det blitt fokusert på at enkelte av forbindelsene synes å ha kreftfremkallende egenskaper. Av alle de ulike PAH-forbindelsene regnes 13 av dem som kreftfremkallende, der benzo(a)pyren regnes som den mest potente. Det antas at forbindelsene skader arvesystemet. Både EUs vitenskapelige komité for mat (SCF) og JECFA anbefaler bruk av benzo(a)pyren som indikator for hele PAH-blandingen. Et akseptkriterium på 0,1 mg/kg benzo(a)pyren per kg jord er beregnet. Tas i tillegg inntak av støv, hudkontakt og inhalasjon av støv i betraktning er akseptkriteriet 0,5 mg/kg jord (Ottesen et. al 2007a). Benzo(a)pyren er den mest undersøkte PAH-forbindelsen både når det gjelder toksiske egenskaper og naturlige bakgrunnsnivåer i jord. På grunn av dette danner benzo(a)pyren et mål på helseaspektet ved eksponering, selv om andre forbindelser også kan innvirke (Johnsen og Karlson 2007).

Kroppen kan ta opp PAH-forbindelser gjennom lungene, magen og huden. Skader som kan utløses på grunn av eksponering avhenger av mengde og konsentrasjon. Dyreforsøk antyder at PAH kan gi opphav til nedsatt immunforsvar, genetiske skader, reproduksjonsskader, artierosklerose og kreft. Lungekreft anses som den mest kritiske skaden. PAH innåndes hovedsakelig via sotpartikler. Deler av den innåndede mengde tar kroppen seg av gjennom flimmerhår- og slimtransport. Enzymer i kroppen klarer også å omdanne forbindelsene til vannløselige metabolitter slik at de kan skilles ut. Dette skjer selv om PAH-forbindelser er fettløselige forbindelser, og tyder på lite opphopning i fettvev hos mennesker. Det er først og fremst dannelsen av epoksider og radikaler som er knyttet til det helsemessige aspektet ved PAH-forbindelser. Epoksider og radikaler kan knytte seg til makromolekyler, som DNA, i cellen og forårsake kreft (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

Karsinogene PAH består av 5- og 6-ringede forbindelser. 2- og 3- ringede PAH antas ikke å ha karsinogene egenskaper (Chuang et. al 1999). I tillegg til å ha karsinogene egenskaper er det fastlått at PAH-forbindelser kan være mutasjonsfremkallende og ha fosterskadende egenskaper (Singh et. al 2007). PAH-forbindelser antas å forårsake oksidativt stress under metabolisme. Dette betyr at PAH trolig kan forstyrre antioksidant-forsvaret i kroppen. Muligens har enkelte sykdommer sitt opphav fra oksidativt stress forårsaket av PAH-eksponering i barndommen. I en undersøkelse ble PAH-konsentrasjoner i blod hos noen barn i India overvåket. Resultatet avdekket at PAH-konsentrasjonene i blodet korrelerte med oksidativt stress og forandret antioksidant-statusen. På bakgrunn av dette ble det antatt at barn



som blir eksponert for høye PAH-konsentrasjoner vil være mer utsatt for oksidativt stress, noe som potensielt kan føre til helserisiko (Singh et. al 2007).

PAH er ikke akutt giftig ved eksponering, men kan føre til økt helserisiko ved inntak over lengre tid. Den relative PAH-sammensetningen varierer fra kilde til kilde, og kan gjøre det vanskelig å bestemme omfanget av den helsemessige effekten. I tillegg kan det avgis andre komponenter ved ufullstendig forbrenning som også kan innvirke (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

PAH-forbindelser kan inntas via flere eksponeringsveier, der mat synes å utgjøre det største inntaket. PAH dannes ved tilberedning av mat og kan feste seg på korn, frukt og grønnsaker via nedbør (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003). Enkelte steder er det også kostholdsrestriksjoner på grunn av høye påviste konsentrasjoner av PAH i blåskjell og o-skjell (<http://www.sft.no>). Luft og jord forurenset med PAH er andre viktige eksponeringsveier for mennesker. Eksos fra biltrafikk og røyking gir økt inntaksmengde, og PAH-forbindelsene er blitt knyttet opp mot kreftaspektet rundt disse eksponeringsveiene. Det finnes likevel ingen undersøkelser som kan bekrefte denne virkningen, og det spekuleres i om sotpartikler som for eksempel dieseleksos fester seg på, kan utgjøre en like stor risiko. PAH-forbindelsene synes imidlertid å ha en allergiutløsende funksjon på allergikere. Det antas at drikkevann ikke er en viktig eksponeringsvei (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

Generelt varierer risikovurderingen av PAH-forbindelser. Mye på grunn av manglende data på langtidsstudier. Best data er å finne på benzo(a)pyren. Gruppene som regnes som mest følsomme i kontakt med PAH er genetisk predisponerte grupper og unge mennesker. Det samme gjelder mennesker som har økt kontakt med forbindelsene, for eksempel gjennom tobakksrøyking (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

Selv om det ikke kan gis spesifikke indekser og effekter ved PAH-eksponering er de ofte i samhandling med andre komponenter slik at de kan forsterke hverandre. Det er i beste ønske om at konsentrasjoner av PAH holdes så lave som mulig i alle medier (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003).

### 2.2.4 Normverdier og kvalitetskriterier for barnehagejord

Konsentrasjoner av miljøgifter kan utgjøre en risiko for miljø og helse. Statens forurensningstilsyn har derfor utarbeidet normverdier for ulike arealbruk. Normverdiene markerer grensen for nivået av en miljøgift som ikke regnes som farlig ved eksponering (Alexander 2006). Verdiene er fastsatt ut fra mengden av en miljøgift en organisme kan tåle å bli utsatt for uten negative konsekvenser. Informasjonen er basert på toksikologiske data for mennesker og miljø, og forutsetninger ved eksponering. Normverdiene er regnet ut fra en mengde jord med 1 % karbon, vann- og luftinnhold på 0,2, og jorda har en gjennomtrengelighet på 0,4 og en tetthet på 1,7 kg/dm<sup>3</sup>. Verdiene er utarbeidet med god margin for å gjøre toleransekravene trygge. Det forutsettes at mennesker og økosystem kun eksponeres for en miljøgift om gangen, og det er tatt høyde for alle eksponeringsveier (Statens forurensningstilsyn 1999).

Normverdien for mest følsomt arealbruk er basert på følgende uttrykk (Alexander 2006):

$$C_{\text{totalinntak}} = \frac{1}{1/C_{\text{inntak munn}} + 1/C_{\text{hudkontakt}} + 1/C_{\text{innånding støv}} + 1/C_{\text{innånding gass}} + 1/C_{\text{inntak grønnsaker}} + 1/C_{\text{inntak vann}} + 1/C_{\text{inntak fisk}}}$$

Helserisikoen en kjemisk forbindelse utgjør avhenger av i hvilken grad eksponeringen skjer. Ved fastsettelse av helsebaserte tilstandsklasser for jord er det tatt hensyn til eksponeringsveier, eksponeringstid og målgruppe (barn, voksne). Det er derfor forslag om å dele jordmasser i fem tilstandsklasser avhengig av bruk og i hvilken grad mennesker kan bli eksponert. Jord i barnehager og lekeplasser er foreslått å tilhøre Tilstandsklasse 2 med et svakt forhøyet innhold av arsen, metaller og/eller organiske miljøgifter (Ottesen et. al 2007a).

Grunnet barns interaksjon med miljøet de omgås har Statens forurensningstilsyn og Nasjonalt folkehelseinstitutt utarbeidet helsebaserte kvalitetskriterier for barnehagejord (tabell 6). Kvalitetskriteriene for jord i barnehager ligger høyere enn verdiene for mest følsomt arealbruk. Dette er fordi det kun er tatt med helseaspekter og relevante eksponeringsveier i kvalitetskriteriene (Alexander 2006).

Kvalitetskriteriene for jord i barnehager er utarbeidet med tanke på barns situasjon, og tar hensyn til aktuelle eksponeringsveier og eksponeringstid. Barnehager deles derfor inn i to kategorier; normale barnehager og grønne barnehager. I grønne barnehager dyrkes det grønnsaker og det er minst ½ m<sup>2</sup> dyrkningsareal per barn. Kvalitetskravene for grønne

barnehager ligger lavere enn for normale barnehager for de organiske miljøgifter (Alexander, 2006). Eksponeringsveiene det er lagt vekt på med tanke på barns situasjon i barnehager er inhalering, hudkontakt og inntak via munnen. Fisk regnes ikke som en aktuell eksponeringsvei. Inntak via grønnsaker gjelder hovedsakelig for grønne barnehager. Kvalitetskriteriet for PAH i barnehagejord er basert på at et barn på 10 kg har et inntak av jord på 200 mg/dag. Hvis konsentrasjonen av benzo(a)pyren er 0,5 mg/kg, eksponeres barnet for en neglisjerbar mengde på 100 ng/dag (Alexander 2006).

**Tabell 6.** Helsebaserte kvalitetskriterier for jord i barnehager (Alexander 2006)

Stoff	Normal barnehage (mg/kg)	Grønn barnehage (mg/kg)
Arsen	20	20
Bly	100	100
Kadmium	10	10
Krom (VI)	5	5
Kvikksølv	1	1
Nikkel	135	135
PAH <sub>16</sub>	8	2
Benzo(a)pyren	0,5	0,1
PCB	0,5	0,01

Det finnes normverdier for kobber, krom(III) og sink, men disse forbindelsene er ikke med i de helsebaserte kvalitetskriteriene for jord i barnehager. Dersom total mengde krom viser lavere verdier enn 40 mg/kg stilles det ikke krav til å analysere på innhold av krom(VI) (Alexander 2006). For PAH-forbindelsene er det i barnehager stilt kvalitetskrav til benzo(a)pyren og total mengde av de 16 forbindelsene som normalt bestemmes. Benzo(a)pyren brukes ofte som indikator for PAH, men unntaket er hvis sumPAH(16) er mye større i forhold til benzo(a)pyren. Det er derfor inkludert et kvalitetskrav til sumPAH(16) i tillegg til benzo(a)pyren - og begge kriteriene må være tilfredsstilt (Alexander 2006). Det

finnes imidlertid normverdier for naftalen, fluoren, fluoranten og pyren i tillegg til benzo(a)pyren og sumPAH(16) (tabell 7) (Statens forurensningstilsyn 1999).

**Tabell 7.** Normverdier for PAH-forbindelser (Statens forurensningstilsyn 1999).

Stoff	Normverdi (mg/kg)
sumPAH(16)	2
Benzo(a)pyren	0,1
Naftalen	0,8
Fluoren	0,6
Fluoranten	0,1
Pyren	0,1

Trondheim kommune har utarbeidet egne grenseverdier for jord basert på nasjonale grenseverdier, bakgrunnsverdier i Trondheim samt anbefalte helsekriterier (Langedal 2007). Bakgrunnsverdiene for Trondheim kommune er utarbeidet fra 90-prosentilen fra 260 boreprøver av naturlig grunn (omtalt i NGU Rapport 2000.115). Verdiene for naturlig bakgrunn, byjord og SFTs normverdier er vist i tabell 8. Kvalitetskriteriene for lekeareal og byjord er satt ut fra forslag til tilstandsklasse 2 (Ottesen et. al 2007a). Grenseverdiene er utledet fra konsentrasjoner som er funnet i byjord som antas å ikke være utsatt for lang tids forurensning. For PAH er verdien satt 1,4 ganger 90-prosentilen. Verdien for benzo(a)pyren er 0,9 ganger 90-prosentilen.

Grenseverdiene for jord i Trondheim (tabell 9) er basert på helsevurderinger, naturlig bakgrunnsverdier og diffust forurensningsnivå i sentrum. I tillegg er verdiene bygget på grenseverdier for bydelsdeponiet på Tiller (Trondheim kommune 2007).

**Tabell 8.** Nivåer i Trondheim som representerer naturlig bakgrunn og byjord. SFTs normverdier er også inkludert (Langedal 2007).

Stoff	90-prosentil naturlig grunn (mg/kg)	90-prosentil byjord (mg/kg)	SFTs normverdi (mg/kg)
Arsen	7	11	2
Bly	13	197	60
Kadmium	0,23	0,94	3
Kobber	60	119	100
Krom (total)	100	76	25
Kvikksølv	0,08	0,46	1
Nikkel	73	52	50
Sink	123	478	100
Sum(16)PAH	0,2	5,8	2
Benzo(a)pyren	0,05	0,6	0,1
Sum(7)PCB	0,0005	0,005	0,001

**Tabell 9.** Grenseverdier for jord i Trondheim (Trondheim kommune 2007)

Forbindelse	Ren jord	Lekearealer	Byjord	Industri, hovedvei, jernbane	Sterkt forurenset jord
Arsen	8	20	40	576	2500
Bly	60	100	200	622	2500
Kadmium	1,5	10	10	28	2500
Kobber	100	200	200	8600	25000
Krom (total)	100	100	100	100	25000
Krom IV	2	5	5	78	1000
Kvikksølv	1	1	2	10	1000
Nikkel	75	135	135	1470	10000
Sink	200	500	500	5000	25000
sumPAH(16)	2	8	8	44	2500
Benzo(a)pyren	0,1	0,5	0,5	5,2	100
sum(7)PCB	0,001	0,5	0,5	4,4	50

## 2.3 Områdebeskrivelse

### 2.3.1 Grunnforhold

Geologien i Trøndelag domineres av sedimentære og vulkanske bergarter dannet i prekambrisk og kambrosilurisk tid. Rundt Trondheimsfjorden kan man finne tykke lag av leire og andre sedimenter avsatt i saltvann (Ottesen et. al 2000). De naturlige løsmassene i Trondheim består av marin leire, forvittringsmateriale, morene og elve- og bekkeavsetninger (se figur 10) (Andersson et. al 2006b). Selve berggrunnen består av basalt (grønnstein) (Ottesen et. al 1995).



**Figur 10.** Løsmassekart over Trondheim (<http://www.ngu.no>).

I Trondheim sentrum ligger den opprinnelige grunnen som en basis, men overflatemassene har et vesentlig preg av såkalt byjord/kulturljord. I tillegg er det innslag av hage- og plenjord, sand, grus og naturlig jord (Andersson et. al 2006b). Det er spesielt i de eldste bydelene, Midtbyen, Ila og Lademoen, at byjorda dominerer. De eldste bydelene har vært bognunnen for befolkningen i Trondheim fra de tidligste bebyggelsene, og har gjennom årenes løp vært utsatt for til dels store påkjenninger som for eksempel bybranner og industrivirksomhet. Før et ordentlig renovasjonssystem ble etablert i byen rundt 1880 ble også grunnen i de eldste bydelene brukt til søppelopsamling. Søppelet ble også benyttet som fyllmasser eller dumpet på sjøen (Langedal og Ottesen 2001). Gjennom årenes løp har grunnmassene sakte, men sikkert blitt til det som kalles byjord eller menneskepåvirket jord (se figur 11). Byjord kan

ofte inneholde brannrester, husholdnings- og industriavfall, og bygningsrester som maling, trevirke og mur (Andersson et. al 2006b). I sentrum er det kartlagt at de to øverste meterne av de øvre jordmassene består av byjord. Enkelte steder er dette laget av menneskepåvirket jord enda tykkere. Denne jorda kan ha blitt gjenbrukt flere ganger, og miljøskadelige forbindelser og elementer kan da ha blitt spredd. Det antas at flytting av gravemasser (se figur 11) er en av hovedårsakene til spredning av miljøgifter (Langedal og Ottesen 2001). Et eksempel på dette er avfall fra det tidligere gassverket på Lade. Etter en kartlegging av området ble det påvist at jorden var meget forurenset med PAH. Avfallet er i ettertid funnet spredd til mange arealer på Lade (Ottesen 2008).



**Figur 11.** Byjord og flytting av gravemasser.

I de nyere bydelene i Trondheim domineres grunnforholdene av de opprinnelige jordmassene, men jord til landskapsutforming kan være tilkjørt. Denne jorda består for det meste av naturlig jord, men det kan også ha annet opphav. Gravemasser tilsatt organisk materiale, kompostjord fra avfallsanlegget på Heggstadmoen og kloakkslam fra Ladehammeren renseanlegg kan være mulig innhold. Sand eller grus kan komme fra lokale grustak eller pukkverk (Andersson et. al 2006b).

I barnehagene finnes det innslag av ulike jordtyper (se figur 12). Hovedsakelig består barnehagejorda av:

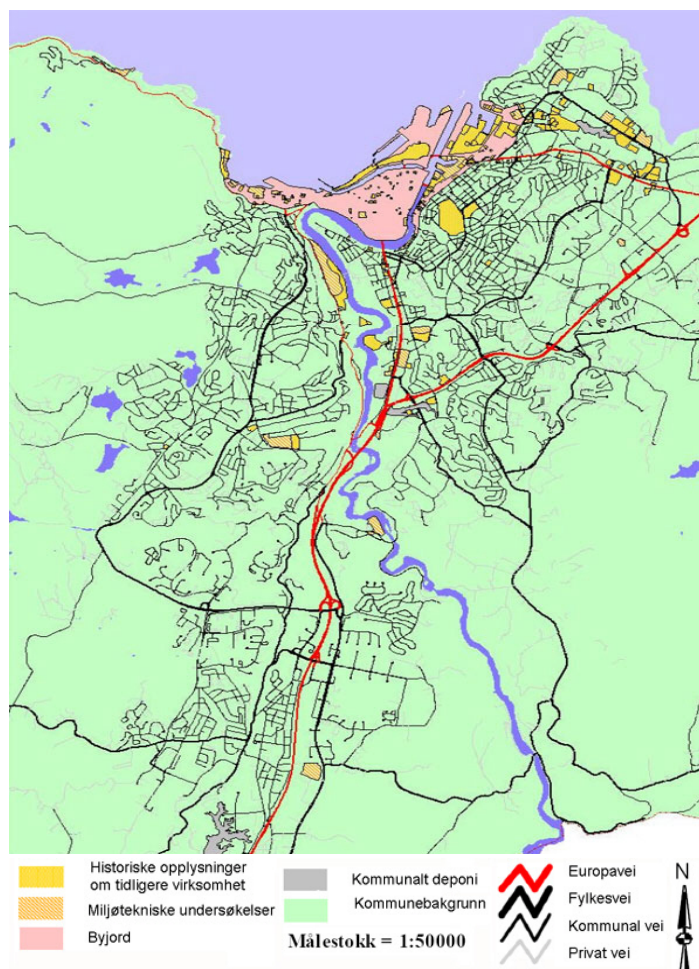
- Naturlig jord
- Byjord
- Jord til landskapsutforming (byjord, matjord o.l)
- Sand



**Figur 12.** Jordtyper i barnehager.

På bakgrunn av historiske og geokjemiske kartlegginger av Trondheim har det blitt utarbeidet et aktsomhetskart (se figur 13). Aktsomhetskartet angir hvor det kan antas at det er grunnforurensning. Statens forurensningstilsyn opplyser i sin database at det finnes 42 lokaliteter med forurenset grunn i Trondheim (<http://www.sft.no/grunn/>). På miljør siden har Trondheim kommune innført piggdekkgebyr, og renhold og salting av støvutsatte gater. Målet er å få ned konsentrasjonen av svevestøv i byen. Trondheim kommunes miljøenhet har satt i gang arbeid med å kartlegge nitrogendioksidnivået i byen (Trondheim kommune 2008).

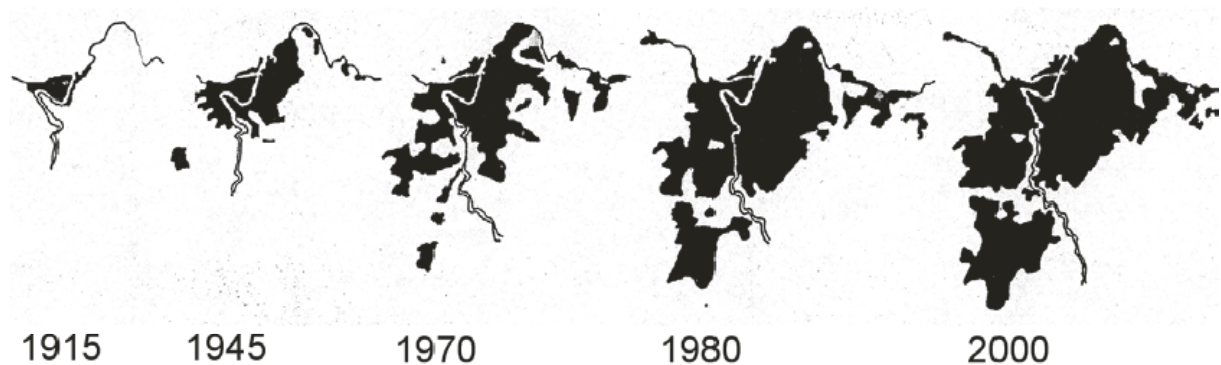




**Figur 13.** Aktsomhetskart for Trondheim (<http://www.trondheim.kommune.no>).

### 2.3.2 Byutvikling

Trondheim by har eksistert i over 1000 år. Byen har særlig vokst både i innbyggertall og utbredelse gjennom de siste 100 årene. Fra å være sentrert rundt Midtbyen har Trondheim blitt en by med langt større utstrekning (se figur 14). Særlig i perioden 1960-85 spredde byen seg raskt utover i ubebygde områder. I denne perioden endret også bosettingen i Midtbyen seg. Etablering av ny næringsvirksomhet endret bybildet og førte til at deler av den opprinnelige bosettingen måtte flytte ut i andre byområder (Trondheim kommune 2008).



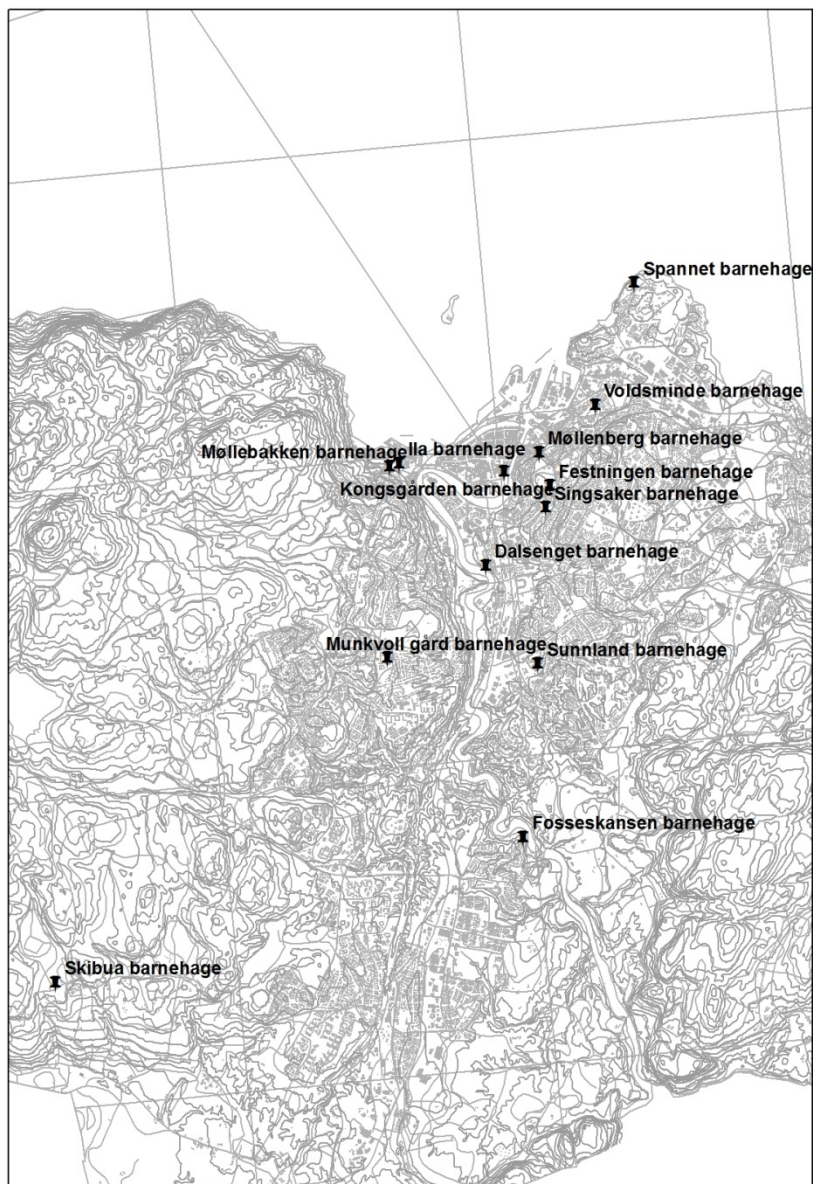
**Figur 14.** Byutvklingen i Trondheim fra 1915 til 2000 (Trondheim kommune 2008)

Trondheim har aldri vært en by preget av tett industrivirksomhet. Den første mekaniske industrien ble etablert i 1850-årene, og etter hvert ble det etablert større bedrifter. Denne utviklingen førte imidlertid ikke til etablering av store industriområder, som man kan finne i andre byer i Norge. Virksomhetene spredte seg heller innenfor selve bykjernen på grunn av mindre og lite arealkrevende bedrifter. De største områdene med industri ble likevel å finne øst i byen ved Jarlesletten og vestover ved utløpet av Ilabekken. På Bakklandet dominerte innslag av mindre industrivirksomheter. På 1950- og 1960- tallet begynte virksomhetene å flytte ut til områdene rundt bykjernen på grunn av plassmangel. Dette førte til at områder som Sluppen og Lade ble områder bestående av både ny og gammel industri. Heimdalsområdet er et etableringsområde av nyere dato (Nissen 2003).

I dag strekker Trondheim by seg fra Heimdalsområdet til Ranheim. Etter en periode med utbygging av byen er det nå fokus på å bygge byen ”innover”. Det vil si å fortette allerede etablerte områder. (Trondheim kommune 2008). Befolkningen i Trondheim har de siste tre årene økt med om lag 3000 innbyggere per år. 1. januar 2008 var det offisielle innbyggertallet 165 191. Per 1. januar 2007 hadde byen en utstrekning på 60,2 km<sup>2</sup> (<http://www.ssb.no>)

### 3. METODER

I denne undersøkelsen ble det utført prøvetaking av ni sentrumsnære barnehager og en barnehage på Lade. I tillegg er det innhentet datasett for tre barnehager der Multiconsult AS har utført prøvetakingen på oppdrag fra Trondheim kommune. Barnehagenes navn og beliggenhet i Trondheim er vist i figur 15. Tabell 10 gir en oversikt over barnehagene med adresse og koordinater. Alle barnehagene som inngår i denne oppgaven er klassifisert som normale barnehager. Ingen av barnehagene benytter grunnvann fra egen brønn.



**Figur 15.** Barnehagenes beliggenhet i Trondheim.

**Tabell 10.** Oversikt over barnehagene med adresse og koordinater.

Nr.	Navn	Adresse	Kommunal/Privat	X (øst)	Y (nord)
1	Spannet barnehage	Leiv Erikssons vei 40	Privat	571979	7037131
2	Voldsminde barnehage	Mellomveien 5	Kommunal	571349	7035154
3	Møllenberg barnehage	Øvre Møllenberg gate 36/40	Kommunal	570440	7034382
4	Kongsgården barnehage	Kjøpmannsgata 3	Kommunal	569877	7034069
5	Festningen barnehage	Festningsgata 34	Kommunal	570618	7033846
6	Singsaker barnehage	Jonsvannsveien 2	Kommunal	570545	7033494
7	Dalsenget barnehage	Professor Brochs gate 12	Kommunal	569580	7032554
8	Sunnland barnehage	Klæbuveien 211	Kommunal	570420	7030968
9	Møllebakken barnehage	Møllebakken 4	Kommunal	568179	7034205
10	Ila barnehage	Koefoedgeilan 2C	Kommunal	568023	7034161
11	Fosseskansen barnehage*	Mellomfossveien 63	Privat	570181	7028162
12	Munkvoll gård barnehage*	Midelfarts vei 30	Kommunal	567986	7031060
13	Skibua barnehage*	Ringvål	Privat	562624	7025814

\* Barnehager prøvetatt av Multiconsult AS

### 3.1 Prøvetaking

Prøvetakingen ble gjennomført i september 2007. Det ble samlet inn 107 prøver av overflatejord fordelt på ti sentrumsnære barnehager i Trondheim. Prøvetakingen ble gjennomført i henhold til Statens forurensningstilsyns veileder TA-2260/2007, ”Veileder for undersøkelse av jordforurensning i eksisterende barnehager og lekeplasser”.

De undersøkte barnehagene ble bestemt ut fra geografisk plassering og nærhet til Trondheim sentrum. Kun kommunale barnehager ble valgt ut i tillegg til NGUs firmabarnehage. Før prøvetakingen ble det lagt opp en reiserute som var tidsmessig gunstig.

I hver av barnehagene ble det tatt ti jordprøver av overflatejord med dybde 0-2 cm, bortsett fra i Ila barnehage (nummer 9), der det kun ble tatt ni prøver. Det ble tatt prøvemengder som fylte prøveemballasjen (ca. 300g). Det ble samlet inn 8 duplikatprøver med omtrent 10-15cm avstand fra originalprøven. Jordprøvene ble tatt på tilfeldige lokaliteter, men det ble forsøkt å spre de utover barnehagens uteareal, i tillegg til å fokusere på slitte områder som var tydelig preget av barnelek (se figur 17). Kun byjord, tilkjørt jord eller matjord ble prøvetatt. Det ble ikke tatt prøver av sand fra sandbasseng. Prøvene ble tatt med stålspade (uten maling) og lagt i hvite prøvebokser med lokk (se figur 16). Samme stålspade ble benyttet under hele prøvetakingen.

Prøveboksene ble nummerert med barnehagenummer og prøvenummer. For eksempel ble prøveboks med prøve 2 i barnehage 1 nummeret 1,2. Duplikatprøvene ble nummerert med prøvenummer og bokstaven d, for eksempel 1,5d. Ved markering av prøveboksene ble en vannavstøtende, svart tusj benyttet. Svart tusj holder seg lengre enn tusjer med andre farger, og falmer derfor ikke på prøvebokser som oppbevares over lang tid.

På forhånd var digitale kart over barnehagens område skaffet fra Trondheim kommunes karttjeneste. Disse ble skrevet ut i papir og medbrakt under prøvetakingen. Lekeapparater og prøvelokaliteter ble tegnet inn på kartet fortløpende. Det antas en feilmargin på prøvepunktene på omtrent 2 meter. Hver prøve ble i tillegg ført inn i et feltskjema sammen med beskrivelse av lokalitet, hvilken type jord og eventuelle merknader (se vedlegg A for feltskjema). Det ble også tatt bilde av hver lokalitet.



**Figur 16.** Hagespade av stål og prøvebokser.



**Figur 17.** Jordprøvene ble tatt på steder der barn leker.

### 3.2 Preparering av prøver

Prøvene ble tørket og siktet på Norges geologiske undersøkelse (NGU). Jordprøvene ble lufttørket ved romtemperatur.

Alle jordprøvene ble helt over i bøtter som var festet til en ristemaskin. Bøttene var på forhånd påsatt en sil som jordprøvene kunne siktes gjennom. Det ble også satt på et lokk. En morter av tre ble brukt for å knuse prøver med store jordklumper. Jordprøvene ble så siktet gjennom nylonsikt med maskeåpning 2 millimeter. Fem prøver ble siktet samtidig.

Etter siktingen ble bøttene tatt ut av ristemaskinen. Innholdet ble helt nedover en prøvedeler slik at jordprøvene kunne sendes både til organisk og uorganisk analyse. Dette førte til en del støv i prøveprepareringsrommet. Til slutt ble jordprøvene hatt i merkede prøvebokser. Figur 18 og 19 viser utstyr til prøveprepareringen.



**Figur 18.** Utstyr til prøveprepareringen.

Siktene og bøttene ble mellom hver pulje rengjort med støvsuger. Beholderne som ble benyttet for å helle jordprøvene i prøveboksene og morteren ble luftspylt mellom hver jordprøve for å unngå kontaminering fra andre prøver. Luftspyleren gav opphav til en del oppvirvling av støv.

Prøveprepareringen ble gjennomført under så rene forhold som mulig. Det ble passet på at jordprøvene ikke skulle komme unødvendig i kontakt med materialer som kunne gi opphav til kontaminering. Prosessen medførte likevel en del støv i luften.



**Figur 19.** Knusing og sikting av jordprøver. Jordprøvene ble lagt i prøveboksene fremst i bildet.

Jordprøvene tatt av Multiconsult AS er ikke preparert ved samme prosedyre. I denne undersøkelsen er det blitt benyttet tørket og siktet (< 2mm) material. Prøvene fra Multiconsult AS ble sendt direkte til laboratorium som gjorde utplukk av vått materiale direkte fra prøveposer. Dette skal ikke ha noe å si for analysegrunnlaget, men tørkede og siktede prøver blir mer homogene.



### **3.3 PAH-analyser ved AnalyCen, Moss**

PAH-analysene ble utført etter Nordtest 1143-93 ved AnalyCen AS, Moss. Jordprøvene ble analysert for de 16 PAH-forbindelsene som normalt bestemmes.

Følgende analyseprosedyre blir fulgt:

Før prøveuttak blir jordprøvene homogenisert ved røring. Prøven (ca. 40g) veies så ut i en redcap-flaske (100mL) og tilsettes pyrofosfatløsning (20mL, 0,05M). Blandingen ristes kraftig for å løse opp klumper. Videre tilsettes PAH-XM, et ekstraksjonsmiddel som består av 1:1 sykloheksan/etylacetatblanding tilsatt deutererte forbindelser som internstandard. Blandingen ristes så i en time, og 5 minutter på ultralyd. PAH-forbindelsene kvantifiseres ved GC-MS.

Instrumentet UIGC02 benyttes for å analysere prøvene. Det brukes splittless injeksjon og kolonnetype HP-5 5 % Phenyl Methyl Siloxane.

På grunn av flyktige forbindelser må alle flasker tettes igjen rask under prosedyren. For å unngå kontaminering bør kun glasspipetter benyttes.

### 3.4 Koordinatfesting, kartlaging og statistiske beregninger

I undersøkelsen av ti sentrale barnehager i Trondheim ble det til sammen tatt 99 enkeltprøver som ble analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner. Duplikatprøvene er ikke medregnet. I tillegg er det inkludert 3x10 jordprøver samt oppfølgingsprøver i Spannet barnehage prøvetatt av Multiconsult AS. Jordprøvene har blitt knyttet til koordinater.

For hver barnehage har det blitt tegnet to kart, ett over prøvepunktene og ett som viser konsentrasjonen av benzo(a)pyren i hvert punkt. I tillegg er det utarbeidet kart over konsentrasjonene av sumPAH(16) for Spannet barnehage. Konsentrasjonene illustreres ved symboler som er proporsjonale med jordprøvens konsentrasjon. Symbolenes farge gjenspeiler hvilken konsentrasjonsklasse prøvepunktet tilhører. Ved fremstilling av kartene har det blitt benyttet en universell gruppering av konsentrasjonene. På denne måten får alle kartene for det undersøkte området samme inndeling av klassene. Geokjemiske data er ofte lognormalfordelt, og en logaritmisk skala er benyttet (Bølviken 1973). Ut fra dette er konsentrasjonsklassene delt inn etter en fem- deling av tierpotensen. Øvre konsentrasjonsklasse er likevel satt til tiltaksgrensen for jord i barnehager. Konsentrasjonene fra 0,25-0,5 mg/kg benzo(a)pyren er samlet i en klasse. Kartene er utarbeidet ved hjelp av GIS-programvaren ArcView.

For hver barnehage er det lagt ved en analysetabell som viser konsentrasjonen av hver forbindelse og sumPAH(16) i hvert prøvepunkt. Det er også laget tabeller som viser maksimum og minimumsverdien, samt aritmetrisk gjennomsnitt og median for hver barnehage.

Konsentrasjonene for hver av de 16 PAH-forbindelsene og sumPAH(16) i datasettet er fremstilt i en kumulativ frekvensfordeling. Denne fremstillingen viser andelen av prøvepunkter som ligger innenfor ulike konsentrasjonsintervaller. X-aksen angis med konsentrasjon, mens y-aksen er prosentvis fordelt. Verdien som tilsvarer 50% på y-aksen angir medianverdien (Bølviken 1973).

Analyselaboratoriet angir usikkerheten på analysemetoden til å være  $\pm 15-35\%$ . Dette må det tas høyde for ved vurdering av datasettet. I tillegg er analyserverdiene under deteksjonsgrensen satt til halvparten av verdien ved behandling av datasettet.

#### 4. KVALITETSIKRING

Et datasett med god reproduserbarhet kvalitetssikrer undersøkelsen som er gjort. For å kunne kontrollere reproduserbarheten til jordprøvene ble det under prøvetakingen tatt dobbelprøver (se figur 20) ved hver femte lokalitet med en avstand på 5-10 cm. Dobbelp prøvene ble behandlet sammen med de øvrige prøvene.



**Figur 20.** Duplikatprøver

For å fremstille reproduserbarheten til datasettet er det for de ulike prøveparene tegnet korrelasjonsdiagrammer, beregnet korrelasjonskoeffisienter og det er blitt utført parvise T-tester. Tabell 11 og figur 21 viser dette. Det anses som viktig å påpeke at prøveantallet er lavt, noe som gjør de statistiske analysene usikre. De statistiske analyseverktøyene er likevel tatt med, men en visuell vurdering av korrelasjonsdiagrammene kan være et like godt verktøy.

Parvise T-tester kan benyttes for å sammenligne to datagrupper. Ved å utføre en slik test kan det avdekkes om avvikene skyldes signifikante forskjeller eller om de er basert på tilfeldigheter (Løvås 2004). En signifikansverdi på mindre 0,1 satt som grense for å forkaste

antagelsen om at avvikene skyldes systematiske feil (Ottesen et. al 2001). Tabell 11 viser at alle signifikansverdiene ligger over 0,1. Dette betyr at det er mer en 10 % sannsynlighet for at avvikene skyldes tilfeldigheter.

Duplikatprøvenes reproduserbarhet kan også angis ved beregning av korrelasjonskoeffisienten ( $r$ ). Utgangspunktet for beregningen er  $n$  antall observasjonspaar og at  $r$  er en stokastisk variabel med en bestemt sannsynlighetsfordeling.  $r$  har alltid en verdi mellom -1 og 1. Den lineære sammenhengen mellom duplikatprøvene antydes ut fra absoluttverdien til  $r$ , der sammenhengen øker med høyere absoluttverdi. En  $r$ -verdi nær null antyder en ikke-lineær sammenheng mellom observasjonsparene (Løvås 2004).

Figur 21 viser korrelasjonsdiagrammer for 10 av de 16 PAH-forbindelsene, samt sumPAH(16). De lavmolekylære PAH-forbindelsene hadde hovedsaklig analyseverdier under deteksjonsgrensen. Derfor er kun fenantren tatt med av disse. Dibenzo(a,h)antracen er også utelatt på grunn av for mange verdier under deteksjonsgrensen. Diagrammene er framstilt ved at konsentrasjonene til hovedprøvene ligger langs x-aksen, mens duplikat-konsentrasjonene er langs y-aksen. Alle analyseverdiene under deteksjonsgrensen er satt til halvparten av verdien.

Korrelasjonsdiagrammene viser at enkelte måleverdier kan avvike noe fra hverandre. Dette kan indikere en heterogen kjemisk sammensetning av jorda. Diagrammene viser konsentrasjonsforskjeller mellom to nærliggende prøvepunkt slik at det kan være vanskelig å reproducere dataene eksakt. Korrelasjonskoeffisientene viser en bedre korrelasjon mellom prøveparene, der alle forbindelsene har verdier opp mot 1.

Avvikene i måleverdiene kan i stor grad forklares på bakgrunn av datagrunnlaget. Datasettet for duplikatprøvene består av få prøver. Åtte prøver danner et spinkelt utgangspunkt for vurdering. Kvaliteten på korrelasjonskoeffisienten øker jo flere observasjonspaar datasettet har (Løvås 2004). I tillegg har mange av duplikatprøvene verdier for de ulike forbindelsene som ligger på eller under deteksjonsgrensen. Dette fører til at enkelte forbindelser trekker ned i dette området i diagrammene. Duplikatprøver med to verdier under deteksjonsgrensen vil vises som ett punkt i diagrammene.

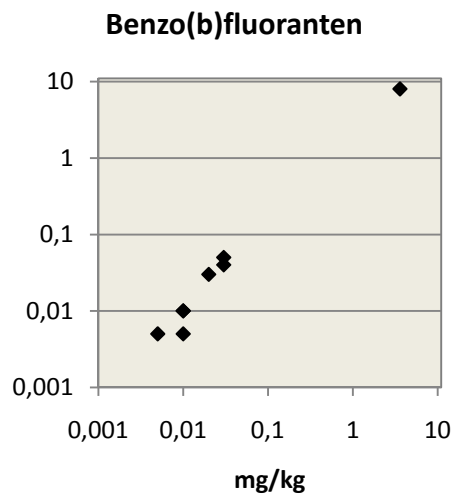
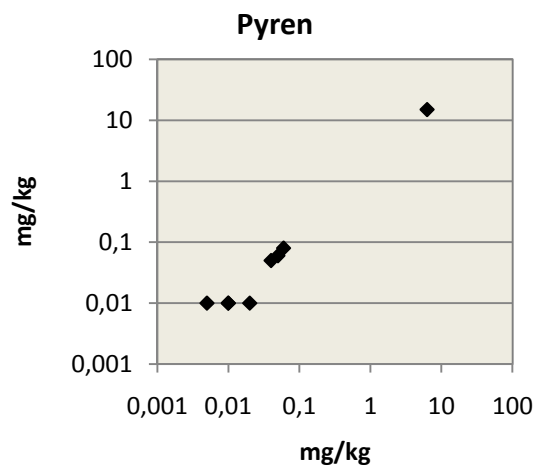
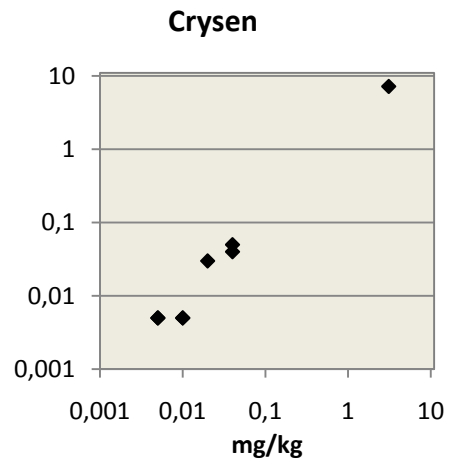
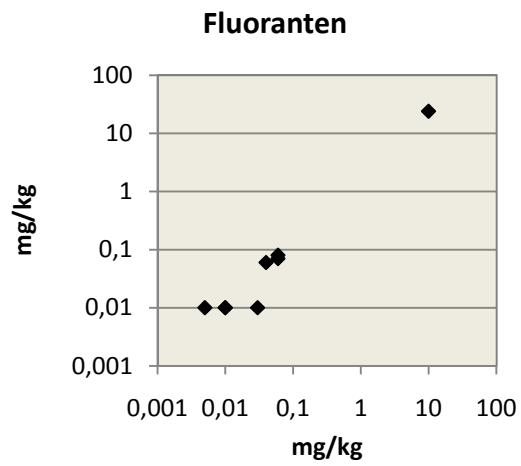
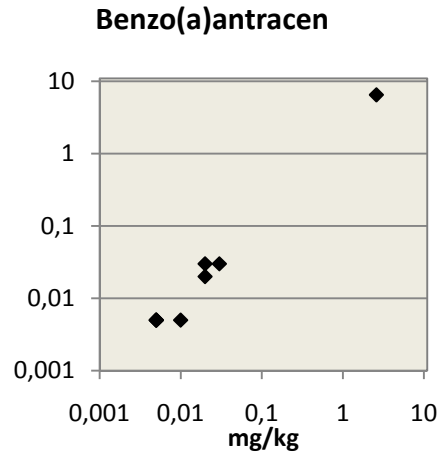
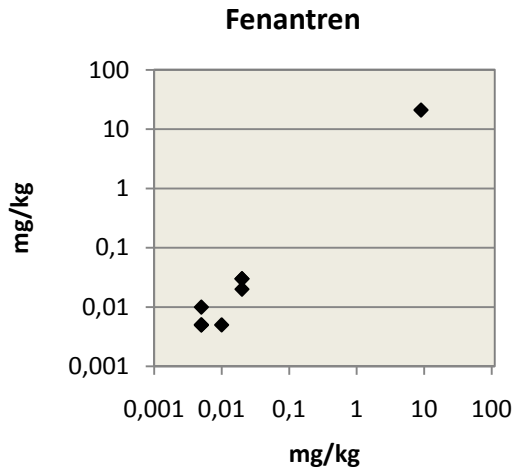
Analyseusikkerhet spiller også inn på kvalitetsvurderingen. Som de fleste av diagrammene viser er det dårligere korrelasjon blant lave konsentrasjoner. Flere duplikatprøver viser at en av prøvene har konsentrasjon under deteksjonsgrensen, mens det andre prøvepunktet har en konsentrasjon akkurat på deteksjonsgrensen. Dette vil i diagrammene vises som avvik, men

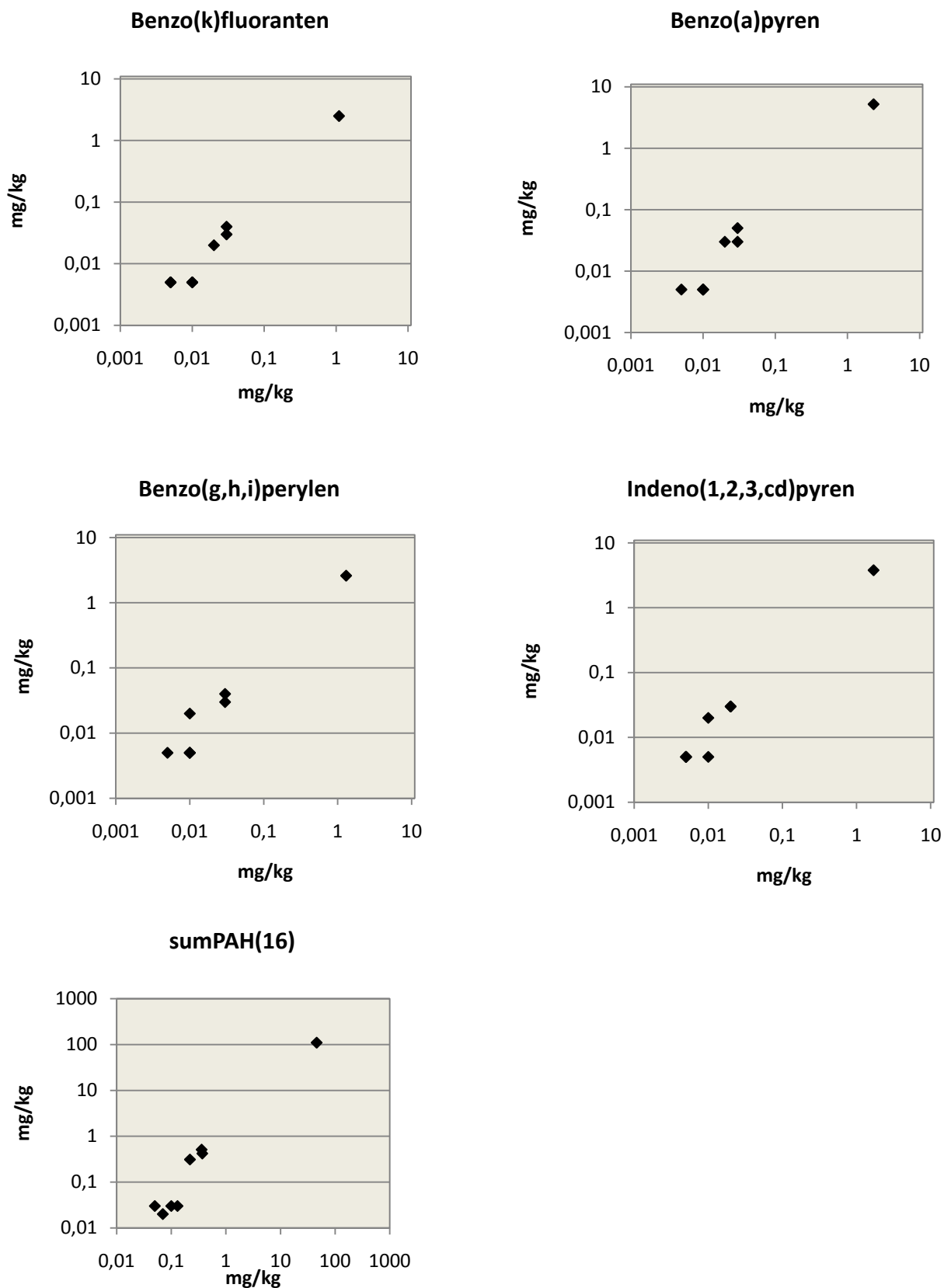
kommer mest sannsynlig av unøyaktigheten til analysemetoden. Usikkerhet i analysemetoden vil gjøre seg mer gjeldene i prøver med lave konsentrasjoner.

Generelt kan det sies at hovedprøvene og duplikatprøvene viser god korrelasjon, og man kan gå ut fra at datasettet har akseptable verdier. Duplikatprøvene er med på å kvalitetssikre undersøkelsen selv om enkelte avvik kan observeres.

**Tabell 11.** Oversikt over de ulike forbindelsenes statistiske verdier for duplikatprøvene.

Forbindelse	Antall (n)	Korrelasjonskoeffisient (r)	Gj.snittlig forskjell	Signifikans
Fenantren	8	0,99	-1,5	0,35
Antracen	8	0,99	-0,31	0,35
Fluoranten	8	0,99	-1,75	0,349
Pyren	8	0,99	-1,09	0,349
Benzo(a)antracen	8	0,99	-0,49	0,35
Crysen	8	0,96	-0,51	0,349
Benzo(b)fluoranten	8	0,99	-0,55	0,347
Benzo(k)fluoranten	8	0,99	-0,18	0,351
Benzo(a)pyren	8	0,99	-0,36	0,348
Dibenzo(a,h)antracen	8	0,99	-0,07	0,351
Benzo(g,h,i)perylene	8	0,99	-0,16	0,349
Indeno(1,2,3,cd)pyren	8	0,99	-0,27	0,345
Sum PAH(16)	8	0,99	-8,01	0,35





**Figur 21.** Korrelasjonsdiagram for utvalgte PAH-forbindelser og sumPAH(16).

## 5. RESULTATER OG KOMMENTARER

Resultatdelen i denne oppgaven er delt i to deler. I den første delen, kapittel 5.1, vil det bli gitt en kort oppsummering de oppnådde resultatene fra denne undersøkelsen. I tillegg vil det i denne delen bli gitt en presentasjon av datasettet ved hjelp av kumulativ frekvensfordeling til de 16 polysykliske aromatiske hydrokarbonene, samt sumPAH(16).

I kapittel 5.2 vil alle barnehagene bli omtalt enkeltvis. Analyseresultatene for barnehagene Fosseskansen, Munkvoll gård og Skibua, er fått fra Miljøenheten i Trondheim kommune. Prøvetakingen er utført av Multiconsult AS.

### 5.1. Resultater fra undersøkelse av PAH i utvalgte barnehager i Trondheim

Analyseresultatene angir prøvenummer og konsentrasjonene til hver av de 16 PAH-forbindelsene. I tillegg oppgis det totale innholdet av PAH, notert som sumPAH(16). Beregningen av sumPAH(16) som AnalyCen foretar inkluderer kun forbindelser med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Ved bearbeiding av resultatene ble alle analyseverdier under deteksjonsgrensen satt til halvparten av verdien.

Tabell 12 gir en oversikt over de oppnådde resultatene fra de 13 undersøkte barnehagene. Tabell 13 sammenfatter maksimum- og medianverdier for benzo(a)pyren og sumPAH(16) funnet i hver barnehage. Datasettet over alle barnehagene består av mange analyseverdier under deteksjonsgrensen (DL). Totalt består datasettet av 44,1 % verdier under deteksjonsgrensen. Det gjelder spesielt for de lavmolekylære forbindelsene da 71,6 % av verdiene for disse er under deteksjonsgrensen. For de høymolekylære forbindelsene er 27,7 % av verdiene under deteksjonsgrensen.

Ved behandling av alle barnehagene viser 25 av 129 prøvepunkter et innhold av benzo(a)pyren som overskrider den naturlige bakgrunnen i Trondheim på 0,05 mg/kg. 57 av 129 prøvepunkter har et innhold av total mengde PAH over den naturlige bakgrunnen i Trondheim på 0,2 mg/kg. Som tabell 13 viser ble det avdekket fire barnehager med forhøyede verdier i forhold til kvalitetskriteriet for jord i barnehager. Til sammen ble det funnet fem prøvepunkter som krever igangsetting av tiltak. Barnehagene dette gjelder er Spannet, Fosseskansen, Munkvoll gård og Skibua.



**Tabell 12.** Oversikt over resultatene fra de 13 undersøkte barnehagene (N=129).

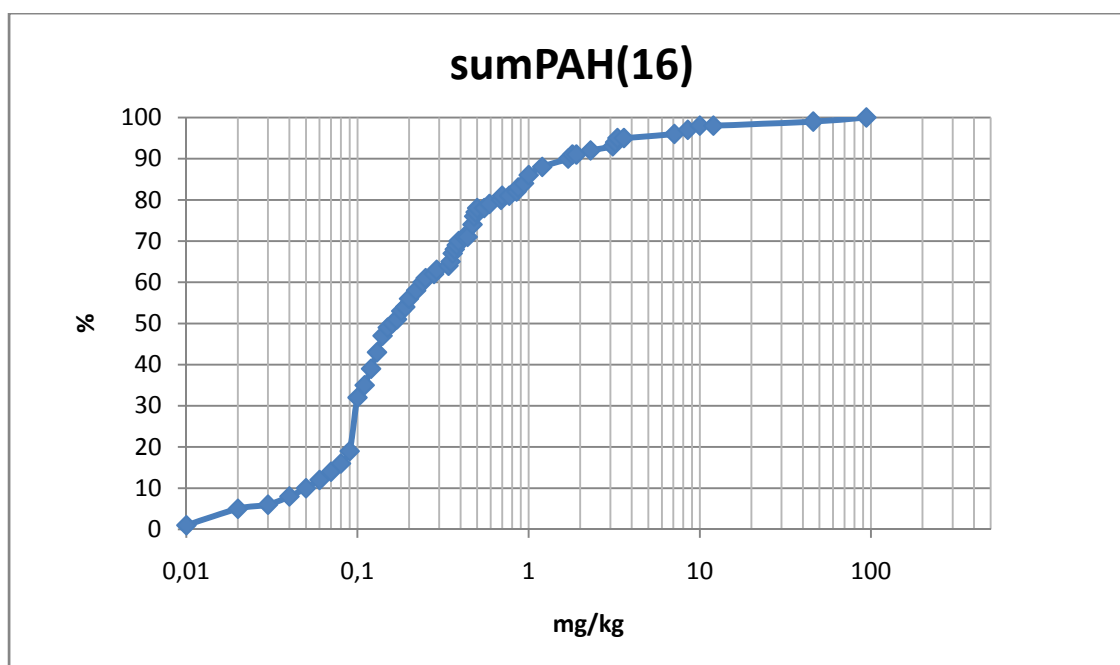
Stoff	Min (mg/kg)	Maks (mg/kg)	Median (mg/kg)	Gj.snitt (mg/kg)	Antall <DL	% <DL
Tørrstoff (%)	11,7	100				
Naftalen	<0,01	0,72	0,01	0,01	112	86,8
Acenaftylene	<0,01	0,25	0,01	0,01	97	75,2
Acenaften	<0,01	1,4	0,01	0,03	117	90,7
Fluoren	<0,01	1,3	0,01	0,03	112	86,8
Fenantren	<0,01	11	0,01	0,23	34	26,4
Antracen	<0,01	2,3	0,01	0,05	81	62,8
Fluoranten	<0,01	18	0,03	0,37	16	12,4
Pyren	<0,01	13	0,03	0,26	18	14,0
Benzo(a)antracen	<0,01	8,3	0,01	0,13	37	28,7
Crysen	<0,01	8,8	0,02	0,15	25	19,4
Benzo(b)fluoranten	<0,01	11	0,02	0,18	23	17,8
Benzo(k)fluoranten	<0,01	3,4	0,01	0,07	36	27,9
Benzo(a)pyren	<0,01	6,9	0,01	0,12	32	24,8
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	1,4	0,01	0,03	91	70,5
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	4,1	0,01	0,08	37	28,7
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	4,7	0,01	0,09	42	32,6
Sum PAH(16)	0,01	94	0,17	1,79	8	6,2

**Tabell 13.** Maksimumsverdi og median for benzo(a)pyren og sumPAH(16) for alle barnehagene.

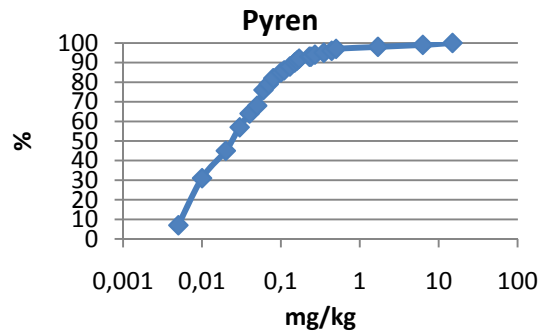
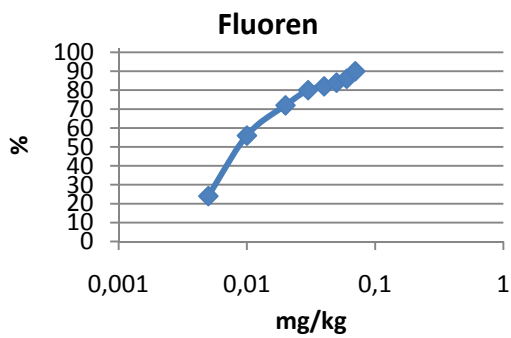
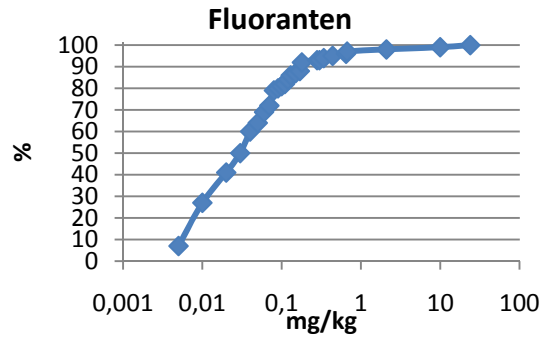
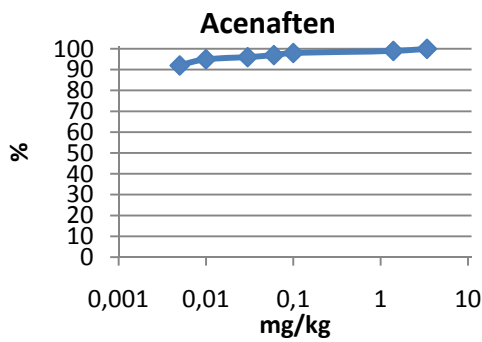
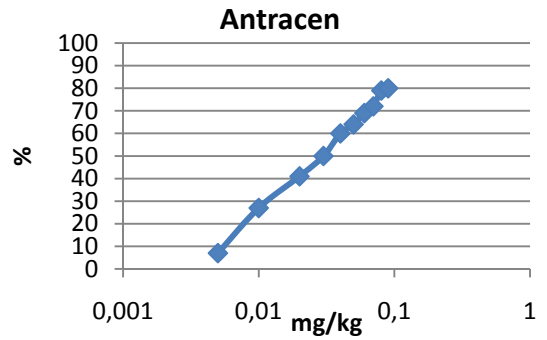
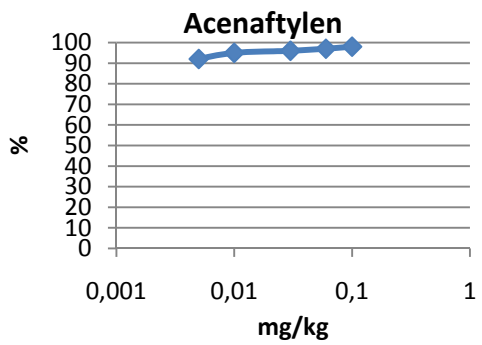
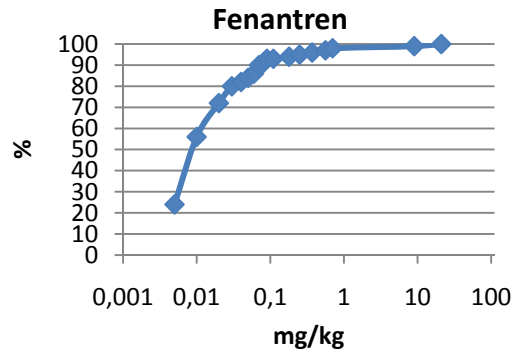
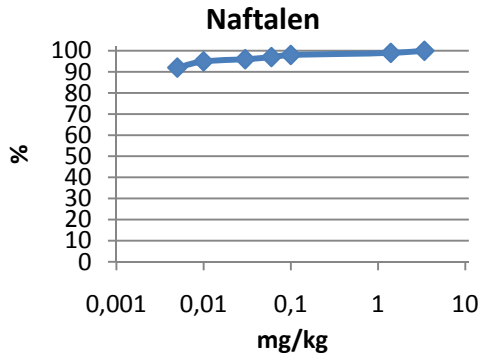
Nr.	Barnehage	Benzo(a)pyren (mg/kg)		sumPAH(16) (mg/kg)	
		Maks	Median	Maks	Median
1	Spannet	2,3	0,04	46	0,57
2	Voldsminde	0,16	0,02	1,7	0,25
3	Møllenberg	0,04	0,01	0,47	0,13
4	Kongsgården	0,03	0,01	0,42	0,1
5	Festningen	0,09	0,02	1	0,17
6	Singsaker	0,19	0,03	1,9	0,36
7	Dalsenget	0,04	0,02	0,44	0,16
8	Sunnland	0,04	0,01	0,37	0,1
9	Møllebakken	0,07	0,02	0,85	0,25
10	Ila	0,19	0,04	2,3	0,48
11	Fosseskansen	0,58	0,02	8,5	0,3
12	Munkvoll gård	6,9	0,04	94	0,56
13	Skibua	0,65	0,01	12	0,1

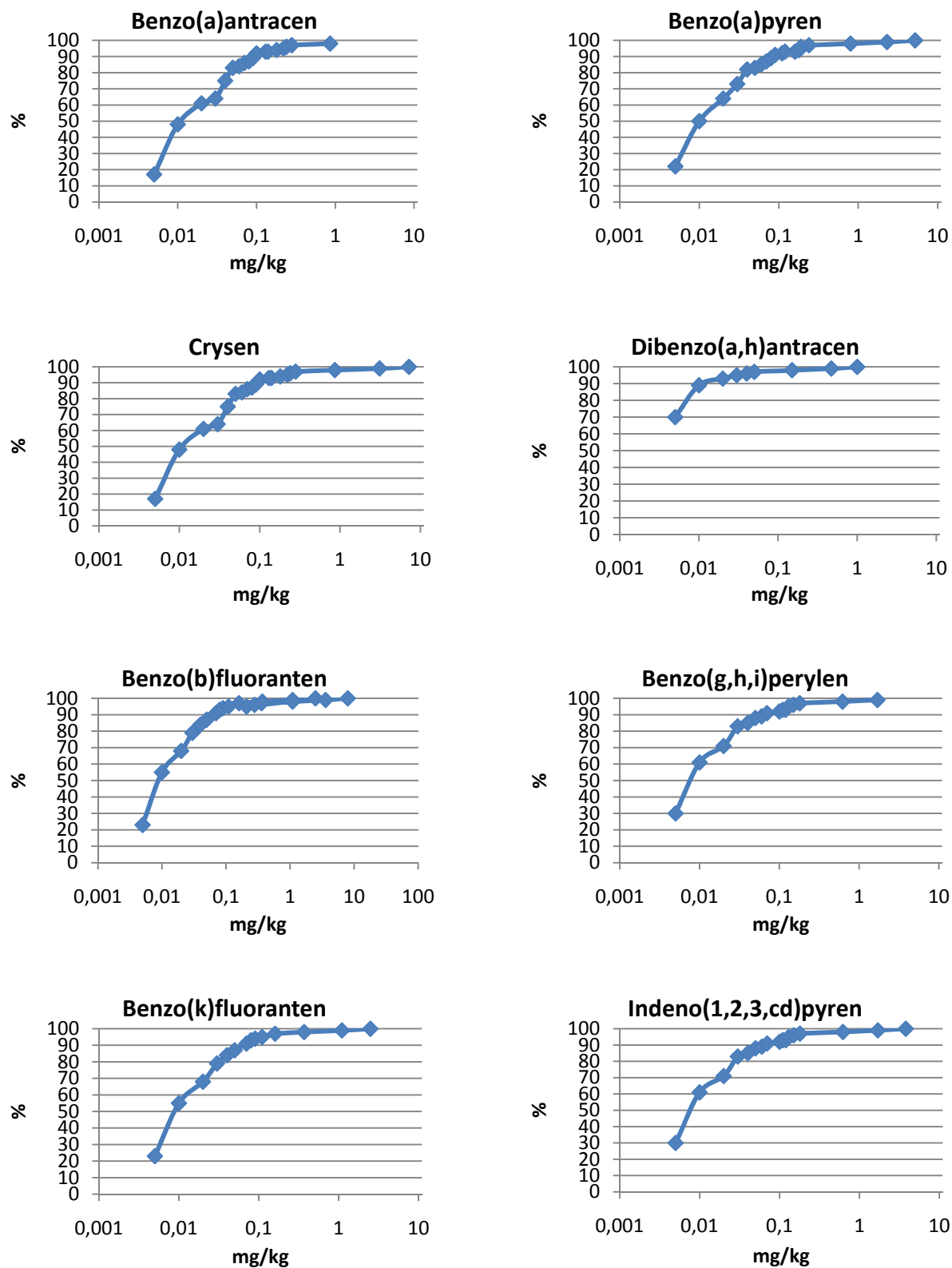
### 5.1.1 Kumulativ frekvensfordeling

Kumulativ frekvensfordeling sier noe om fordelingen til datasettet. Antall prøver i hver gruppe blir omregnet til prosent og framstilles i et diagram. Dette gjøres ved å finne forholdet mellom antall prøver i hver gruppe og det totale antall prøver. Verdien blir så multiplisert med 100 %. I diagrammet er y-aksen i prosent, mens x-aksen er logaritmisk fordelt med benevning mg/kg. 50-prosentilen i fordelingskurven angir medianverdien til den gitte forbindelsen (Bølviken 1973). Kumulativ frekvensfordeling for sumPAH(16) er vist i figur 22. Figur 23 viser den kumulative frekvensfordelingen for de 16 forbindelsene.



**Figur 22.** Kumulativ frekvensfordeling for sumPAH(16) for 129 prøver av overflatejord i 13 barnehager i Trondheim.





**Figur 23.** Kumulativ frekvensfordeling for 16 PAH-forbindelser fra 129 prøver av overflatejord i 13 barnehager.

## 5.2 Undersøkte barnehager

Resultatene for hver barnehage er vist i tabeller og figurer. For hver barnehage er det vist et kart over prøvepunktens lokalitet. I tillegg er det for alle barnehagene vist et kart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren da denne regnes som en indikator på PAH-forurensning (Ottesen et. al 2007a). For Spannet barnehage der verdiene for benzo(a)pyren overstiger kvalitetskriteriet for jord i barnehager er kart over konsentrasjonsklassene for sumPAH(16) også vist. Det er ikke vist kart for sumPAH(16) for de tre andre barnehagene med konsentrasjoner over kvalitetskriteriet da dette er presentert i bydelsrapporter fra prosjekt ”Ren barnehagejord”. Det er tatt utgangspunkt i prosjekt ”Ren barnehagejord” ved plassering av barnehagene i bydeler.

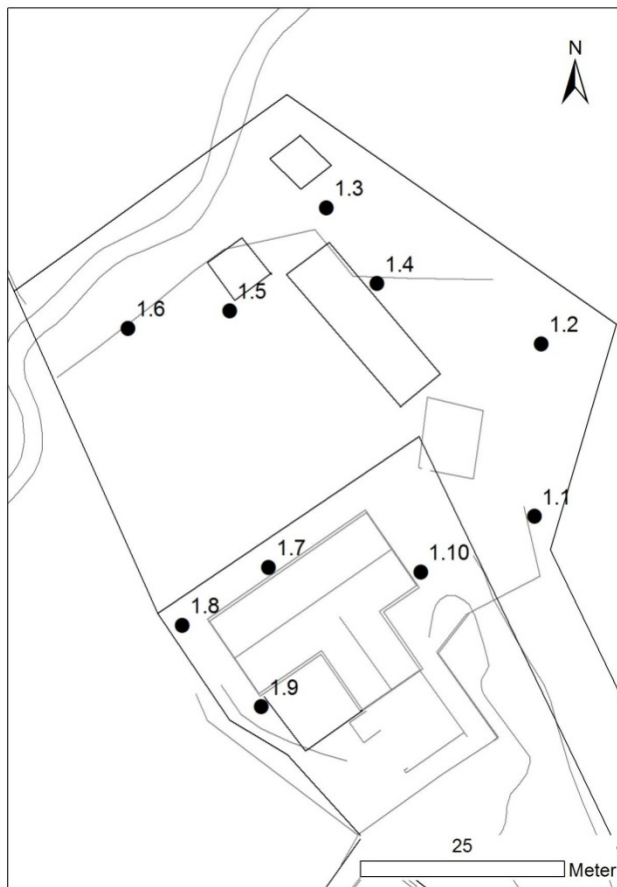
PAH-profiler for jordprøvene i hver barnehage er utarbeidet. For å framstille prosentvise profiler ble den opprinnelige sumPAH(16) benyttet sammen med halvering av deteksjonsgrensen der det var nødvendig. Dette kan medføre noe unøyaktige prosentandeler, men det antas likevel at dette ikke har noe å si for det helhetsmessige resultatet. Det er stilt krav til at minst halvparten av PAH-forbindelsene må være tilstede over deteksjonsgrensen. Prøver som ikke tilfredstilte dette ble ikke ansett som representativ, og dermed sett bort fra.

Mer utfyllende resultater fra barnehagene, bortsett fra Fosseskansen, Munkvoll gård og Skibua, er gitt i Hole og Frøland (2008).

### 5.2.1 Spannet barnehage

Spannet barnehage (gnr/bnr 413/22 og 23) ligger på Østmarkeneset på Lade, og tilhører bydel nummer 2, Lade/Lilleby, i Trondheim kommune. Barnehagen er privat og er Norges geologiske undersøkelse (NGU) sin firmabarnehage. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunktene er vist i figur 24. Det ble funnet jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Spannet barnehage.



**Figur 24.** Oversiktskart over Spannet barnehage med prøvepunkter til venstre.

Tabell 14 og tabell 15 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdi, for henholdsvis denne undersøkelsen og oppfølgingsprøvene gjennomført av Multiconsult AS. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve og oppfølgingsprøvene er vist i figur 27. Analyseverdiene er vist i tabell 16.

Som maksimalverdiene til benzo(a)pyren og sumPAH(16) i tabell 14 viser ble det i denne barnehagen påvist verdier som overskrider kvalitetskriteriet for jord i barnehager. Dette gjaldt tre prøvepunkter (1,4, 1,5 og 1,5d), derav en duplikatprøve (se figur 25). Verdiene i det ene prøvepunktet viste for hovedprøven og duplikatet henholdsvis over fire ganger og ti ganger tiltaksgrensen på 0,5 mg/kg for benzo(a)pyren. Det andre prøvepunktet viste nesten det dobbelte av tiltaksgrensen. Prøvepunkt 1,4 ligger på østsiden av barnehagen like ved et sandbasseng, mens duplikatprøven ble tatt like ved en bunker der utelekene til barna oppbevares.

Forbindelsene med størst utbredelse i Spannet barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Fenantren

Det ble påvist to prøvepunkter (1,8 og 1,9) med forholdsvis store andeler naftalen. Naftalen er en lavmolekylær forbindelse og skal brytes fort ned i jord. Oppfølgingsprøvene (nummer 4 og 5 i figur 65) i samme område (vest for barnehagebygningen) viser også en andel naftalen i jorda.

Kart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren og sumPAH(16) er vist i figur 26.



**Figur 25.** Bildet til venstre viser lokalitet for prøvepunkt (1.4) med høyt innhold av benzo(a)pyren (0,8 mg/kg). Bildet til høyre viser lokalitet for prøvepunkt (1.5 og 1.5d) med høyt innhold av benzo(a)pyren (2,3 mg/kg og 5,2mg/kg).

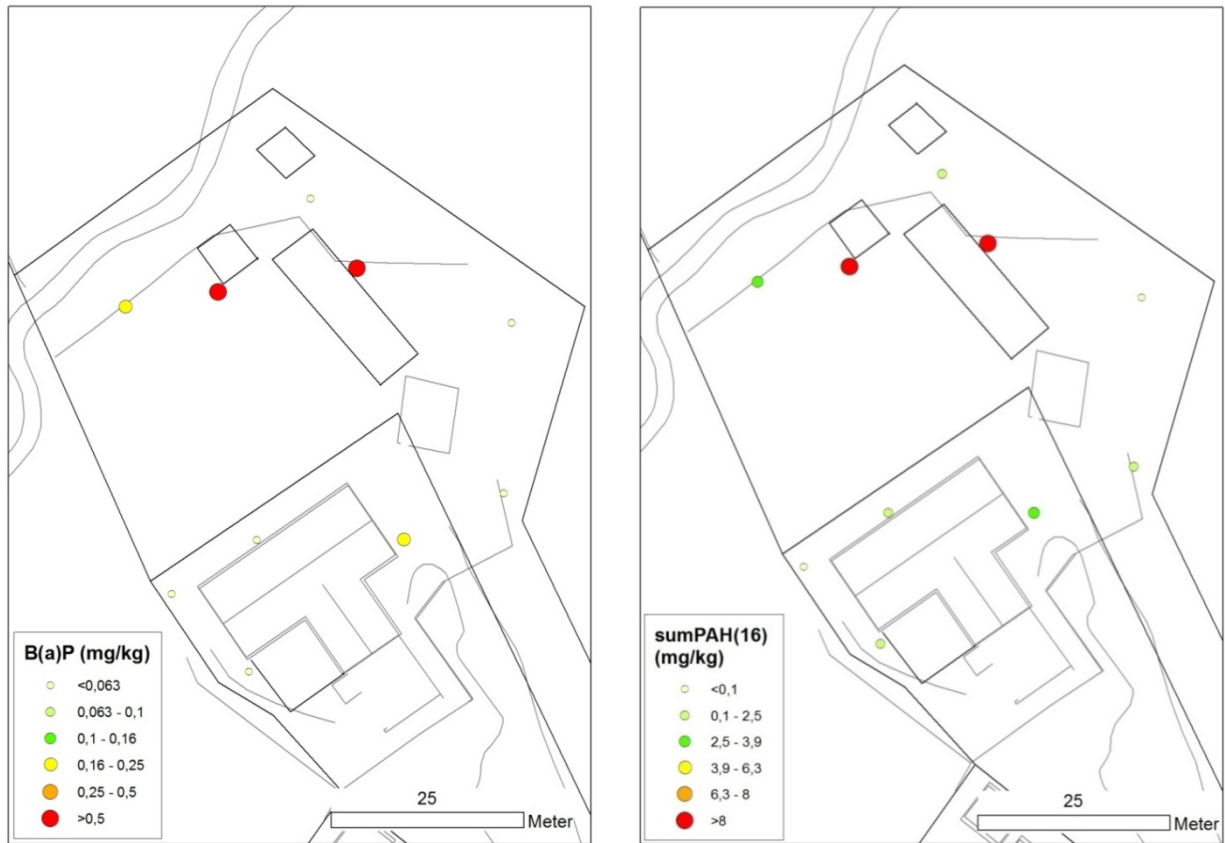
**Tabell 14.** Maksimum- og minimumsverdier, samt median og gjennomsnitt for Spannet (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,31	0,02	0,05
Acenaftylen	<0,01	0,07	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	1,4	0,01	0,16
Fluoren	<0,01	1,3	0,01	0,15
Fenantren	0,010	9	0,08	1,09
Antracen	<0,01	1,4	0,01	0,19
Fluoranten	0,010	10	0,12	1,38
Pyren	0,010	6,3	0,09	0,92
Benzo(a)antracen	<0,01	2,6	0,04	0,39
Crysen	<0,01	3,1	0,05	0,46
Benzo(b)fluoranten	0,010	3,6	0,05	0,55
Benzo(k)fluoranten	<0,01	1,1	0,02	0,17
Benzo(a)pyren	<0,01	2,3	0,04	0,37
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,47	0,01	0,08
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	1,3	0,03	0,21
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	1,7	0,03	0,27
SumPAH(16)	0,070	46	0,57	6,43

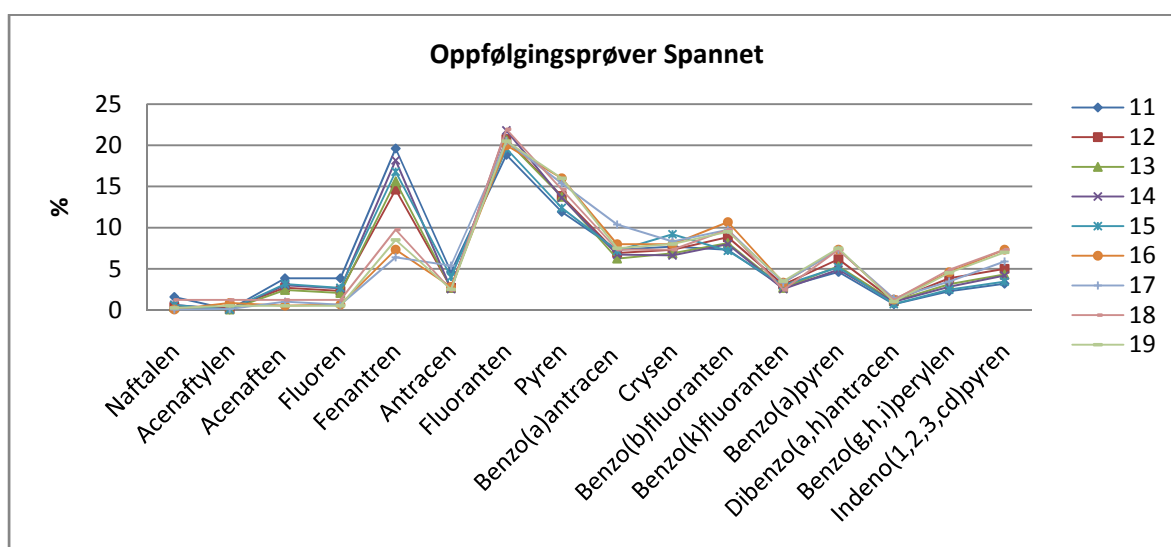
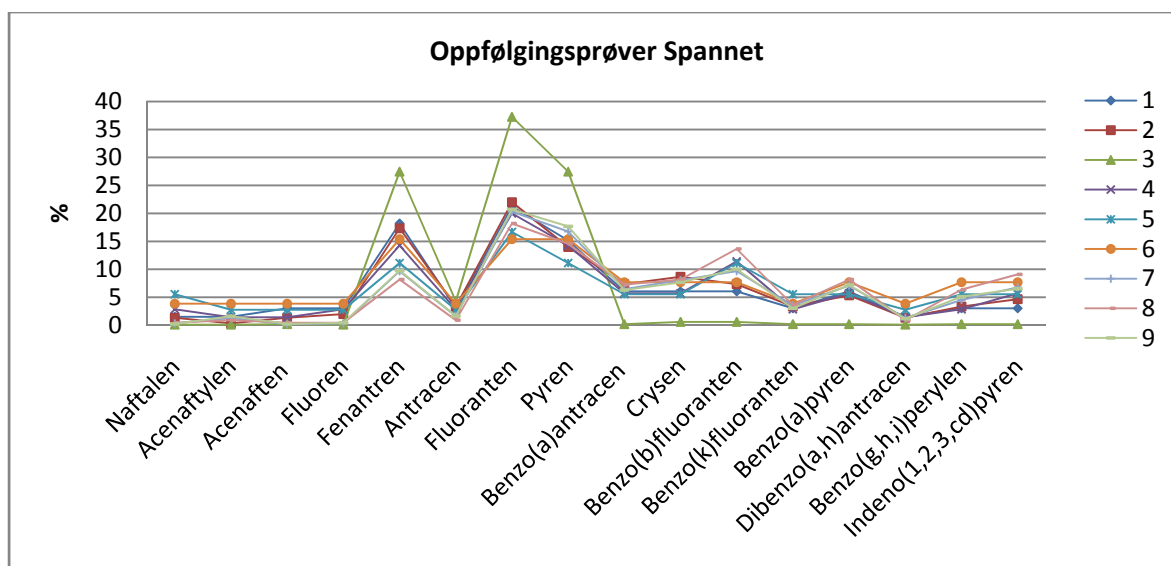
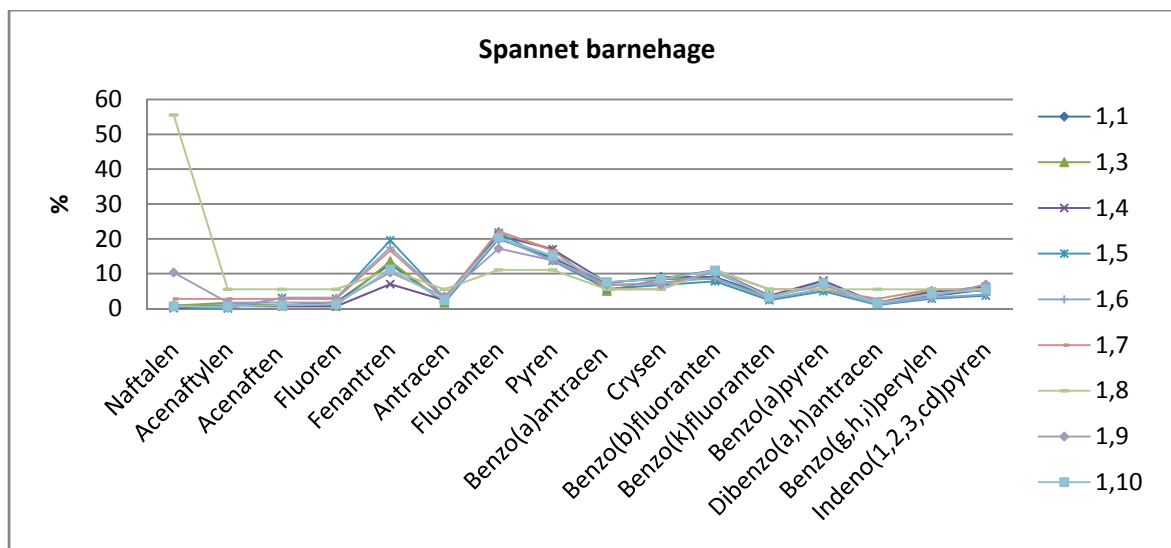
**Tabell 15.** Maksimum- og minimumsverdier, samt median og gjennomsnitt for oppfølgingsprøvene (N=20).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	4,1	0,01	0,29
Acenaftylen	<0,01	0,15	0,01	0,03
Acenaften	<0,01	10	0,01	0,95
Fluoren	<0,01	10	0,01	0,88
Fenantren	0,020	51	0,28	5,12
Antracen	<0,01	12	0,05	1,21
Fluoranten	0,020	49	0,48	5,68
Pyren	0,020	31	0,34	3,66
Benzo(a)antracen	<0,01	19	0,13	2,09
Crysen	<0,01	23	0,15	2,40
Benzo(b)fluoranten	<0,01	19	0,17	2,16
Benzo(k)fluoranten	<0,01	7,5	0,06	0,83
Benzo(a)pyren	<0,01	13	0,12	1,46
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	1,8	0,02	0,22
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	6,2	0,08	0,73
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	8,6	0,12	1,03
SumPAH(16)	0,1	260	2,30	29,06





**Figur 26.** Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren til venstre. Konsentrasjonsklasser for sumPAH(16) til høyre.



**Figur 27.** PAH-profiler for jordprøvene og oppfølgingsprøvene.

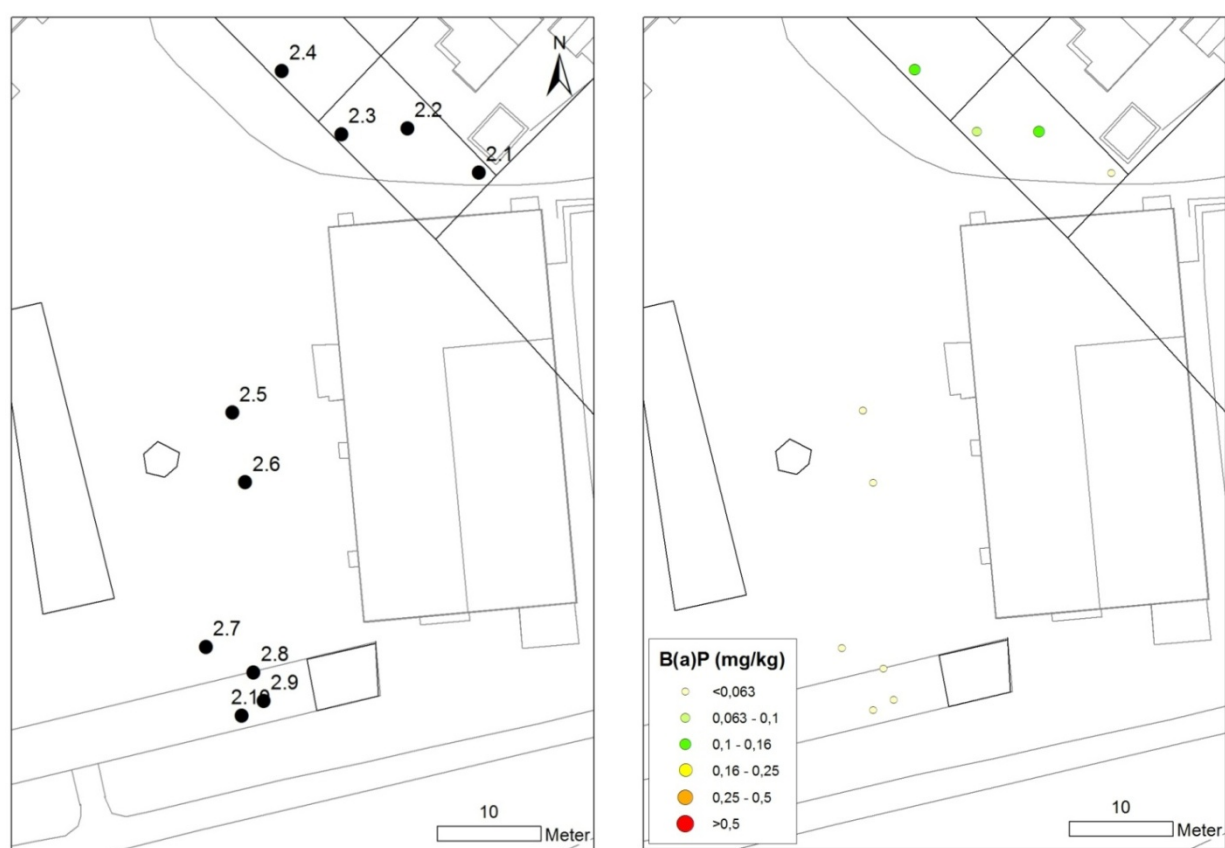
**Tabell 16.** Analyseverdier for Spannet barnehage.

<b>Merket</b>	<b>1,1</b>	<b>1,2</b>	<b>1,3</b>	<b>1,4</b>	<b>1,5</b>	<b>1,5d</b>	<b>1,6</b>	<b>1,7</b>	<b>1,8</b>	<b>1,9</b>	<b>1,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	98,5	99,4	99,4	99,2	99,3	98,7	98,8	99,4	99,5	99,5	98,8
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,31	0,63	0,03	<0,01	0,05	0,03	0,02
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	0,01	0,07	0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	1,4	3,4	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,03
<b>Fluoren</b>	0,01	<0,01	<0,01	0,06	1,3	3,1	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,04
<b>Fenantren</b>	0,07	0,01	0,08	0,7	9	21	0,56	0,03	0,01	0,03	0,37
<b>Antracen</b>	0,01	<0,01	0,01	0,24	1,4	3,9	0,1	<0,01	<0,01	0,01	0,08
<b>Fluoranten</b>	0,11	0,02	0,13	2,1	10	24	0,65	0,04	0,01	0,05	0,67
<b>Pyren</b>	0,08	0,01	0,1	1,7	6,3	15	0,44	0,03	0,01	0,04	0,5
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,04	<0,01	0,03	0,75	2,6	6,5	0,21	0,01	<0,01	0,02	0,25
<b>Crysen</b>	0,05	0,01	0,05	0,86	3,1	7,2	0,24	0,01	<0,01	0,02	0,28
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,05	0,01	0,05	1,1	3,6	8	0,28	0,02	0,01	0,03	0,36
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,02	<0,01	0,02	0,37	1,1	2,5	0,09	0,01	<0,01	0,01	0,11
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,04	0,01	0,04	0,8	2,3	5,2	0,18	0,01	<0,01	0,02	0,24
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	0,01	<0,01	0,01	0,15	0,47	1	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	0,02	<0,01	0,03	0,48	1,3	2,6	0,1	0,01	<0,01	0,01	0,14
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,03	<0,01	0,03	0,62	1,7	3,8	0,13	0,01	<0,01	0,02	0,18
<b>Sum PAH(16)</b>	0,55	0,07	0,59	10	46	110	3,2	0,18	0,09	0,29	3,3

### 5.2.2 Voldsminde barnehage

Voldsminde barnehage (gnr/bnr 411/219) ligger på Lademoen, nord for Trondheim sentrum, og tilhører bydel nummer 2, Lade/Lilleby. Barnehagen er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 28. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Voldsminde barnehage.



**Figur 28.** Oversiktskart over prøvepunktene i Voldsminde barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren til høyre.

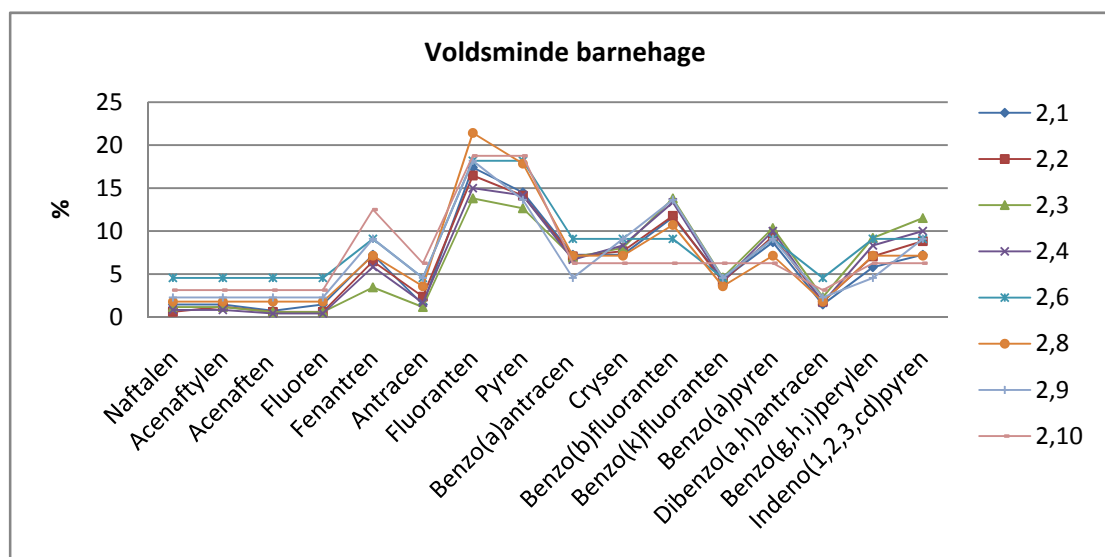
Tabell 17 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 29. Analyseverdiene er vist i figur 18.

Forbindelsene med størst utbredelse i Voldsminde barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Benzo(b)fluoranten

**Tabell 17.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	0,02	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,11	0,02	0,03
Antracen	<0,01	0,04	0,01	0,01
Fluoranten	<0,01	0,28	0,05	0,09
Pyren	<0,01	0,24	0,04	0,08
Benzo(a)antracen	<0,01	0,12	0,02	0,04
Crysen	<0,01	0,13	0,02	0,04
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,2	0,03	0,07
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,07	0,01	0,02
Benzo(a)pyren	<0,01	0,16	0,02	0,05
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,03	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylen	<0,01	0,12	0,02	0,04
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,15	0,02	0,05
Sum PAH(16)	0,1	1,7	0,25	0,54



**Figur 29.** PAH-profil for Voldsminde barnehage

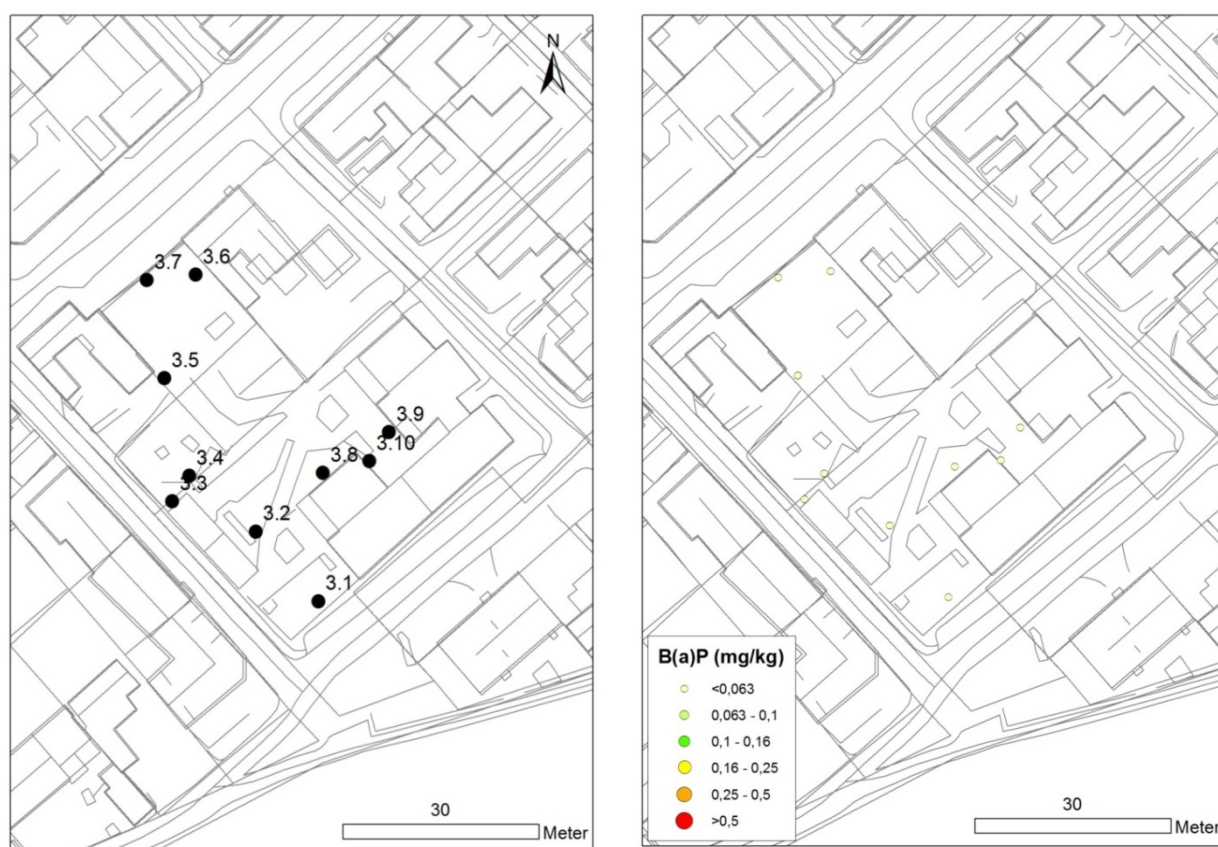
**Tabell 18.** Analyseverdier for Voldsminde barnehage

<b>Merket</b>	<b>2,1</b>	<b>2,2</b>	<b>2,3</b>	<b>2,4</b>	<b>2,5</b>	<b>2,5d</b>	<b>2,6</b>	<b>2,7</b>	<b>2,8</b>	<b>2,9</b>	<b>2,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	98,6	99,2	99,5	99,3	98,8	98,5	99,4	99	99,5	99,5	99,4
<b>Naftalen</b>	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	0,01	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,05	0,11	0,03	0,07	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,02
<b>Antracen</b>	0,01	0,04	0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01
<b>Fluoranten</b>	0,12	0,28	0,12	0,18	<0,01	0,01	0,02	<0,01	0,06	0,04	0,03
<b>Pyren</b>	0,1	0,24	0,11	0,17	<0,01	0,01	0,02	<0,01	0,05	0,03	0,03
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,05	0,12	0,06	0,08	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01
<b>Crysen</b>	0,05	0,13	0,07	0,1	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,08	0,2	0,12	0,16	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,03	0,03	0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,03	0,07	0,04	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,06	0,16	0,09	0,12	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	0,01	0,03	0,02	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylen</b>	0,04	0,12	0,08	0,1	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,05	0,15	0,1	0,12	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	0,69	1,7	0,87	1,2	<0,20	0,03	0,11	<0,20	0,28	0,22	0,16

### 5.2.3 Møllenberg barnehage

Møllenberg barnehage (gnr/bnr 409/169) ligger på Møllenberg, øst for Trondheim sentrum. Barnehagen er kommunal, og tilhører bydel nummer 1, Kalvskinnet/Singsaker/Bispehaugen. Beliggenheten er vist i figur 15.

Figur 30 viser prøvepunktene og konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren i denne barnehagen. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Møllenberg barnehage.



**Figur 30.** Oversiktskart over prøvepunktene i Møllenberg barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren til høyre.

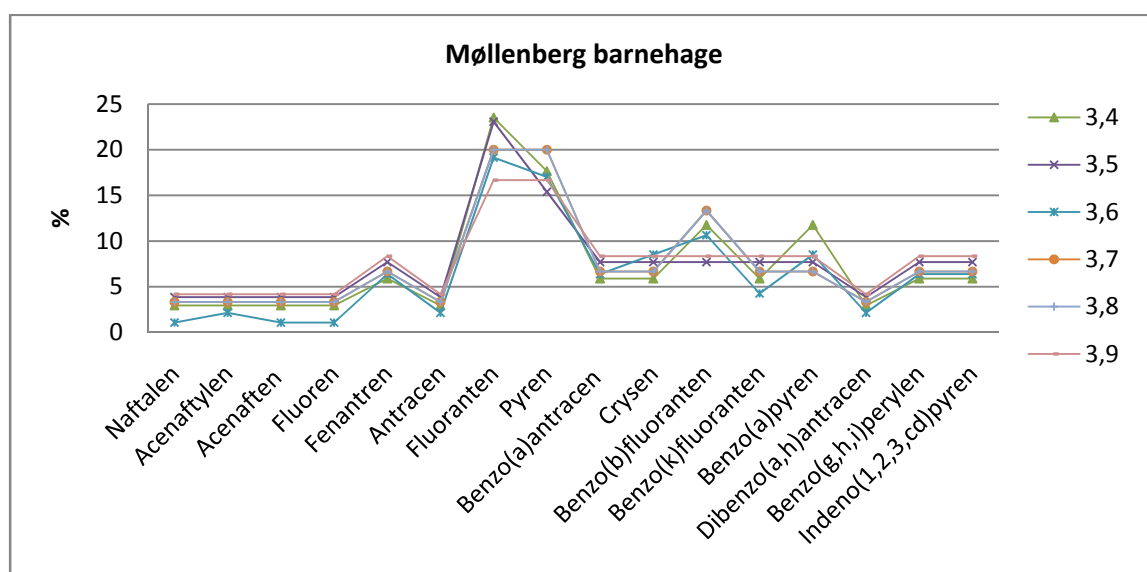
Tabell 19 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 31. Analyseverdiene er vist i tabell 20.

Forbindelsene med størst utbredelse i Møllenberg barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Benzo(b)fluoranten

**Tabell 19.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaftylene	<0,01	0,010	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,03	0,01	0,01
Antracene	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fluoranten	<0,01	0,09	0,03	0,03
Pyren	<0,01	0,08	0,02	0,02
Benzo(a)antracene	<0,01	0,03	0,01	0,01
Crysen	<0,01	0,04	0,01	0,01
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,05	0,01	0,02
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,02	0,01	0,01
Benzo(a)pyren	<0,01	0,04	0,01	0,01
Dibenzo(a,h)antracene	<0,01	0,01	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,03	0,01	0,01
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,03	0,01	0,01
Sum PAH(16)	0,010	0,47	0,13	0,14



**Figur 31.** PAH-profil for Møllenberg barnehage



**Tabell 20.** Analyseverdier for Møllenberg barnehage.

<b>Merket</b>	<b>3,1</b>	<b>3,2</b>	<b>3,3</b>	<b>3,4</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5d</b>	<b>3,6</b>	<b>3,7</b>	<b>3,8</b>	<b>3,9</b>	<b>3,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	98,8	99,4	99,8	99,6	98,8	99	99,1	99,7	99,3	99,5	98,4
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	<0,01	0,01	<0,01	0,04	0,03	0,01	0,09	0,03	0,03	0,02	0,01
<b>Pyren</b>	<0,01	0,01	<0,01	0,03	0,02	0,01	0,08	0,03	0,03	0,02	0,01
<b>Benzo(a)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Crysen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01	0,05	0,02	0,02	0,01	0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	<0,20	0,02	<0,20	0,17	0,13	0,03	0,47	0,15	0,15	0,12	0,03

### 5.2.4 Kongsgården barnehage

Kongsgården barnehage (gnr/bnr 400/138) ligger i Trondheim sentrum, og tilhører bydel nummer 1, Kalvskinnet/Singsaker/Bispehaugen. Barnehagen er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren er vist i figur 32. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Kongsgården barnehage.



**Figur 32.** Oversiktskart over prøvepunktene i Kongsgården barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren til høyre.

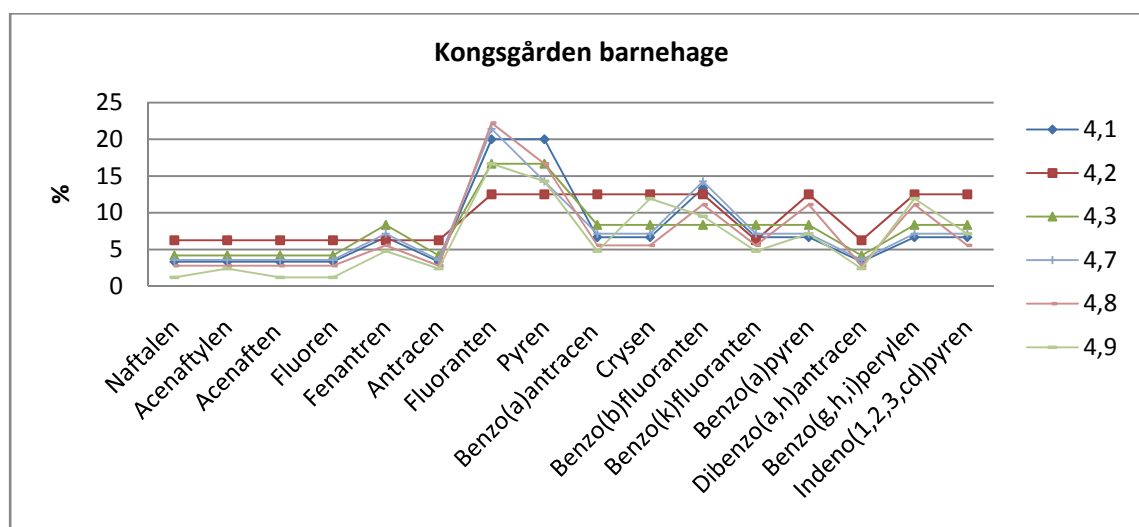
Tabell 21 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 33. Analyseverdiene er vist i tabell 22.

Forbindelsene med størst utbredelse i Kongsgården barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Benzo(b)fluoranten

**Tabell 21.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,02	0,01	0,01
Antracen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fluoranten	<0,01	0,07	0,01	0,02
Pyren	<0,01	0,06	0,01	0,02
Benzo(a)antracen	<0,01	0,02	0,01	0,01
Crysen	<0,01	0,05	0,01	0,01
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,04	0,01	0,01
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,02	0,01	0,01
Benzo(a)pyren	<0,01	0,03	0,01	0,01
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,05	0,01	0,01
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,03	0,01	0,01
Sum PAH(16)	0,030	0,42	0,1	0,13



**Figur 33.** PAH-profil for Kongsgården barnehage

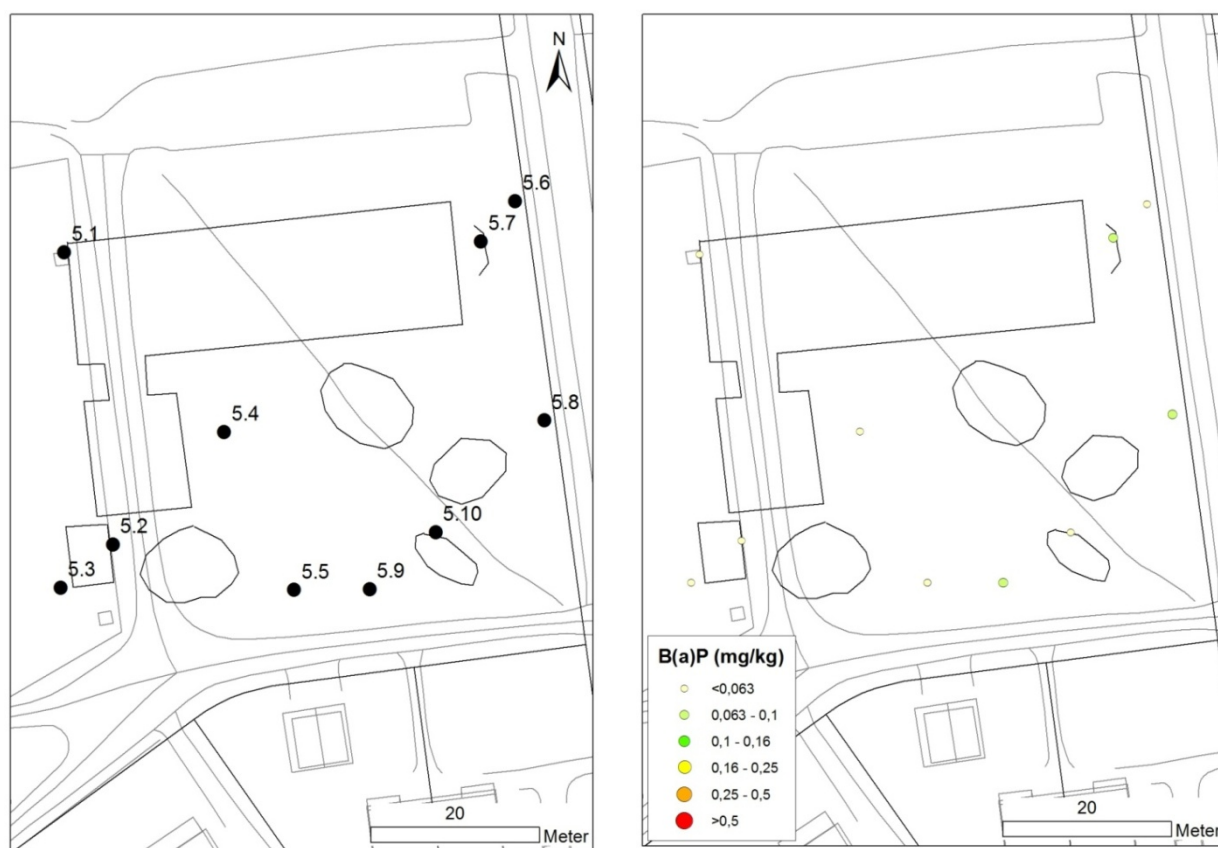
**Tabell 22.** Analyseverdier for Kongsgården barnehage.

<b>Merket</b>	<b>4,1</b>	<b>4,2</b>	<b>4,3</b>	<b>4,4</b>	<b>4,5</b>	<b>4,5d</b>	<b>4,6</b>	<b>4,7</b>	<b>4,8</b>	<b>4,9</b>	<b>4,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	99,2	99,3	99	99,8	96,7	99,3	98,7	99,4	99,2	99,7	97,5
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	<0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	0,03	0,01	0,02	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,04	0,07	<0,01
<b>Pyren</b>	0,03	0,01	0,02	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,03	0,06	<0,01
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	<0,01
<b>Crysen</b>	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,05	<0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,02	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,04	<0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	<0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,03	<0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,05	<0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,03	<0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	0,15	0,08	0,12	<0,20	0,05	0,03	<0,20	0,14	0,18	0,42	<0,20

### 5.2.5 Festningen barnehage

Festningen barnehage (gnr/bnr 408/156) ligger ved Kristiansten Festning, øst for Trondheim sentrum. Barnehagen tilhører bydel nummer 1, Kalvskinnet/Singsaker/Bispehaugen, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 34. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Singaker barnehage.



**Figur 34.** Oversiktskart over prøvepunktene i Festningen barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren til høyre.

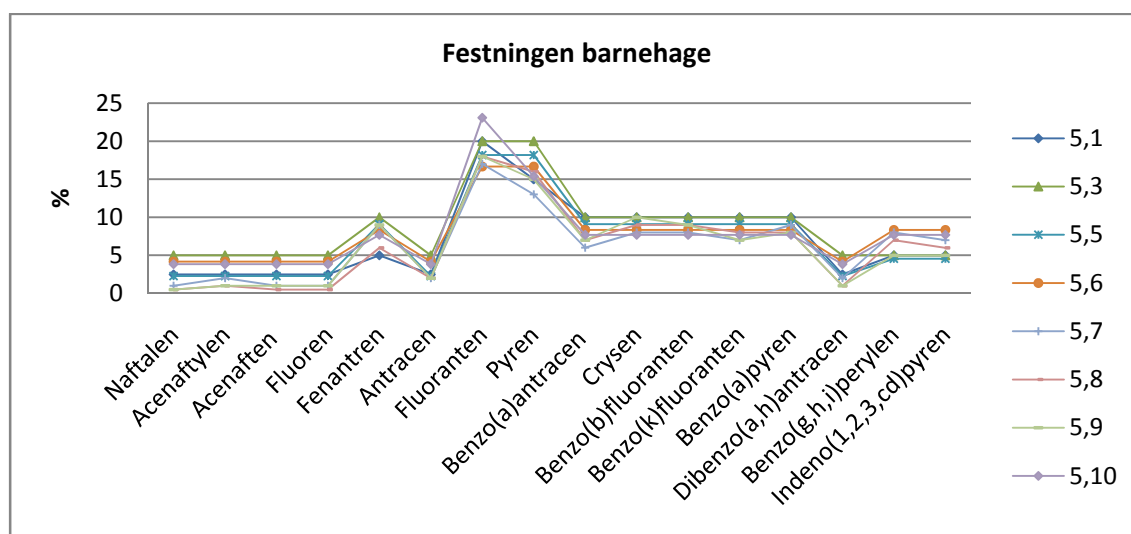
Tabell 23 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 35. Analyseverdiene er vist i tabell 24.

Forbindelsene med størst utbredelse i Festningen barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren

**Tabell 23.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	0,02	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,09	0,01	0,03
Antracen	<0,01	0,02	0,01	0,01
Fluoranten	0,01	0,18	0,04	0,07
Pyren	0,01	0,16	0,03	0,06
Benzo(a)antracen	<0,01	0,07	0,02	0,03
Crysen	0,01	0,1	0,02	0,04
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,09	0,02	0,04
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,08	0,02	0,03
Benzo(a)pyren	<0,01	0,09	0,02	0,03
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,02	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,08	0,01	0,03
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,07	0,01	0,03
Sum PAH(16)	0,03	1	0,17	0,39



**Figur 35.** PAH-profil for Festningen barnehage

**Tabell 24.** Analyseverdier for Festningen barnehage.

<b>Merket</b>	<b>5,1</b>	<b>5,2</b>	<b>5,3</b>	<b>5,4</b>	<b>5,5</b>	<b>5,5d</b>	<b>5,6</b>	<b>5,7</b>	<b>5,8</b>	<b>5,9</b>	<b>5,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	99	99,6	98	97,5	98,3	98,7	98,6	98,4	98,8	99,1	98
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01	0,09	0,06	0,09	0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,02	<0,01
<b>Fluoranten</b>	0,04	0,01	0,02	0,01	0,04	0,06	0,02	0,17	0,18	0,18	0,03
<b>Pyren</b>	0,03	0,01	0,02	0,01	0,04	0,05	0,02	0,13	0,16	0,15	0,02
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01	0,06	0,07	0,07	0,01
<b>Crysen</b>	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,08	0,09	0,1	0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,02	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,03	0,01	0,08	0,09	0,09	0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,02	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,01	0,07	0,08	0,07	0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,02	0,03	0,01	0,09	0,08	0,08	0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,08	0,07	0,05	0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,07	0,06	0,05	0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	0,2	0,06	0,1	0,03	0,22	0,31	0,12	1	1	1	0,13

### 5.2.6 Singsaker barnehage

Singsaker barnehage (gnr/bnr 406/497) ligger på nedre Singsaker, øst for Trondheim sentrum. Barnehagen tilhører bydel nummer 1, Kalvskinnet/Singsaker/Bispehaugen, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 36. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Singsaker barnehage.



**Figur 36.** Oversiktskart over prøvepunktene i Singsaker barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren til høyre.

Tabell 25 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 37. Analyseverdiene er vist i figur 26.

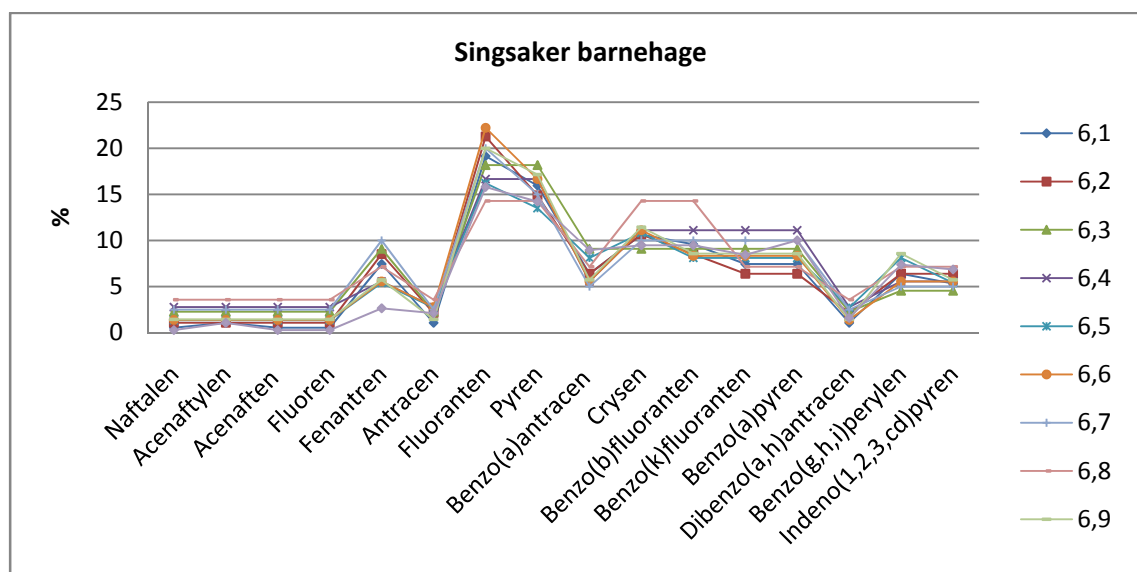


Forbindelsene med størst utbredelse i Singsaker barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Crysen

**Tabell 25.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	0,02	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fenantren	0,01	0,07	0,02	0,03
Antracen	<0,01	0,04	0,01	0,01
Fluoranten	0,02	0,3	0,07	0,09
Pyren	0,02	0,27	0,06	0,08
Benzo(a)antracen	0,01	0,17	0,02	0,04
Crysen	0,02	0,18	0,04	0,05
Benzo(b)fluoranten	0,02	0,18	0,03	0,05
Benzo(k)fluoranten	0,01	0,16	0,03	0,04
Benzo(a)pyren	0,01	0,19	0,03	0,05
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,03	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	0,01	0,14	0,03	0,04
Indeno(1,2,3,cd)pyren	0,01	0,13	0,02	0,03
Sum PAH(16)	0,14	1,9	0,36	0,51



**Figur 37.** PAH-profil for Singsaker barnehage

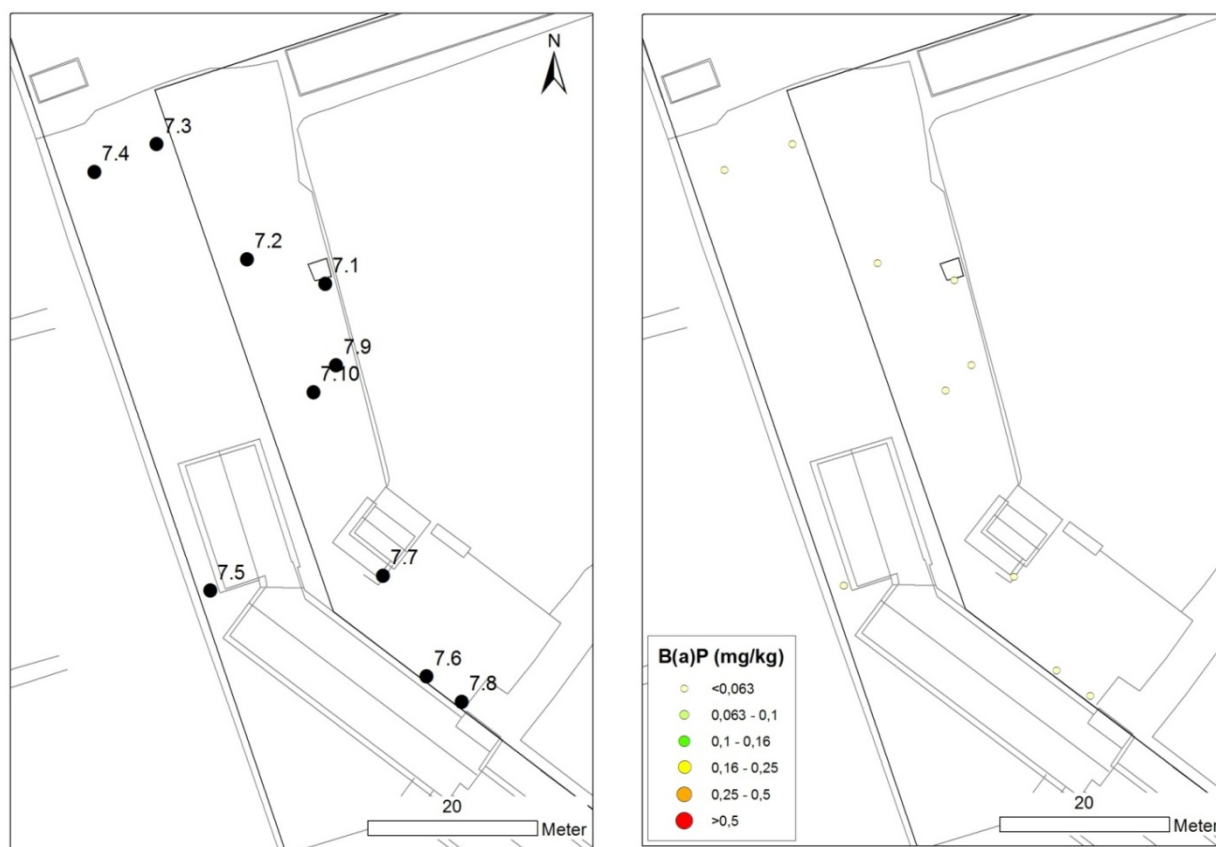
**Tabell 26.** Analyseverdier i Singsaker barnehage.

<b>Merket</b>	<b>6,1</b>	<b>6,2</b>	<b>6,3</b>	<b>6,4</b>	<b>6,5</b>	<b>6,5d</b>	<b>6,6</b>	<b>6,7</b>	<b>6,8</b>	<b>6,9</b>	<b>6,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	99,1	99	99,2	99	98,2	98,4	99	99,5	99	98,7	98,9
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,07	0,04	0,02	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,05
<b>Antracen</b>	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04
<b>Fluoranten</b>	0,18	0,1	0,04	0,03	0,06	0,07	0,08	0,04	0,02	0,07	0,3
<b>Pyren</b>	0,15	0,07	0,04	0,03	0,05	0,06	0,06	0,03	0,02	0,06	0,27
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,06	0,03	0,02	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,17
<b>Crysen</b>	0,1	0,05	0,02	0,02	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,04	0,18
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,09	0,04	0,02	0,02	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,03	0,18
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,07	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01	0,03	0,16
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,07	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01	0,03	0,19
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	0,06	0,03	0,01	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0,03	0,14
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,05	0,03	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,13
<b>Sum PAH(16)</b>	0,94	0,47	0,22	0,18	0,37	0,42	0,36	0,2	0,14	0,35	1,9

### 5.2.7 Dalsenget barnehage

Dalsenget barnehage (gnr/bnr 404/409) ligger ved Teknobyen, sør for Trondheim sentrum. Barnehagen tilhører bydel nummer 1, Kalvskinnet/Singsaker/Bispehaugen, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 38. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Dalsenget barnehage.



**Figur 38.** Oversiktskart over prøvepunktene i Dalsenget barnehage til vestre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren til høyre.

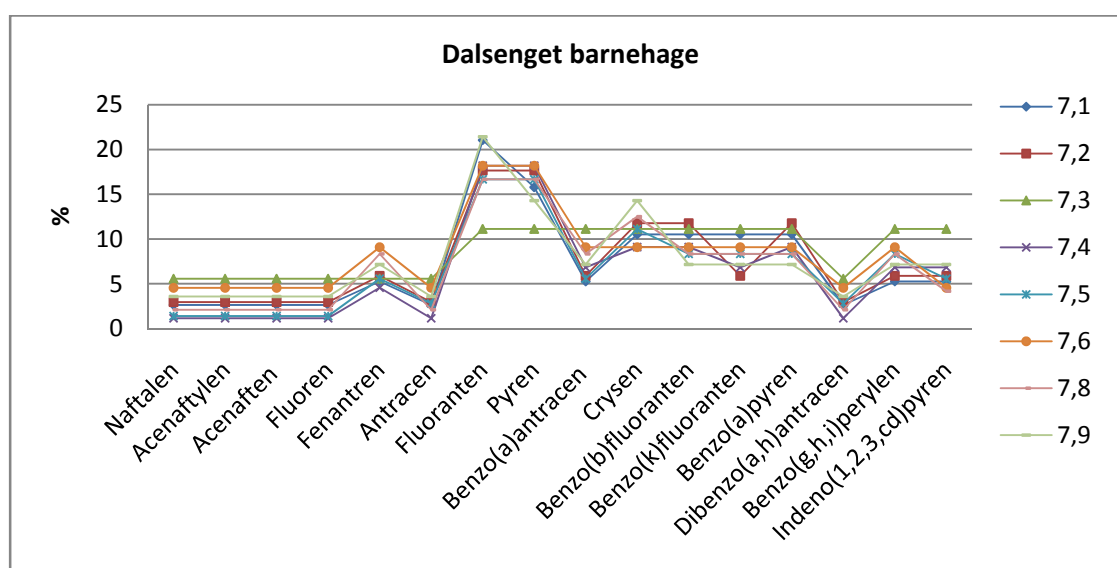
Tabell 27 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 39. Analyseverdiene er vist i tabell 28.

Forbindelsene med størst utbredelse i Dalsenget barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Crysen/Benzo(b)fluoranten

**Tabell 27.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,02	0,01	0,01
Antracen	<0,01	0,01	0,01	<0,02
Fluoranten	<0,01	0,08	0,03	0,03
Pyren	<0,01	0,08	0,03	0,03
Benzo(a)antracen	<0,01	0,03	0,01	0,01
Crysen	<0,01	0,04	0,02	0,02
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,04	0,02	0,02
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,03	0,01	0,02
Benzo(a)pyren	<0,01	0,04	0,02	0,02
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,01	0,01	<0,02
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,03	0,01	0,01
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,03	0,01	0,012
Sum PAH(16)	0,02	0,44	0,16	0,19



**Figur 39.** PAH-profil for Dalsenget barnehage.

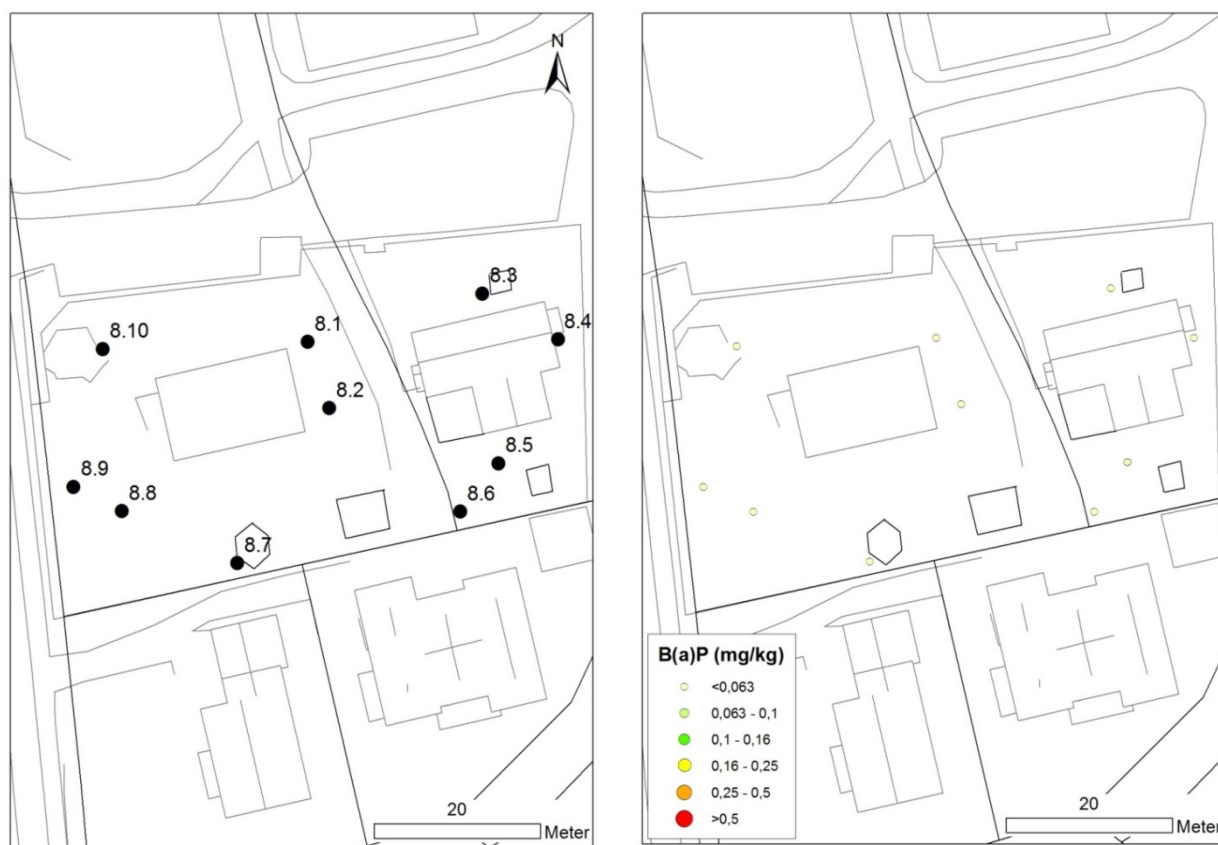
**Tabell 28.** Analyseverdier for Dalsenget barnehage.

<b>Merket</b>	<b>7,1</b>	<b>7,2</b>	<b>7,3</b>	<b>7,4</b>	<b>7,5</b>	<b>7,5d</b>	<b>7,6</b>	<b>7,7</b>	<b>7,8</b>	<b>7,9</b>	<b>7,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	99	99	99,4	100	98,7	98,8	99,4	96,6	98,7	98,9	99,7
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	0,04	0,03	0,01	0,08	0,06	0,08	0,02	<0,01	0,04	0,03	0,01
<b>Pyren</b>	0,03	0,03	0,01	0,08	0,06	0,08	0,02	<0,01	0,04	0,02	0,01
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,03	0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01
<b>Crysen</b>	0,02	0,02	0,01	0,04	0,04	0,05	0,01	<0,01	0,03	0,02	<0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,02	0,02	0,01	0,04	0,03	0,05	0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	0,04	0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,02	0,02	0,01	0,04	0,03	0,05	0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylen</b>	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,04	0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,03	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	0,19	0,17	0,09	0,44	0,36	0,51	0,11	<0,20	0,24	0,14	0,02

### 5.2.8 Sunnland barnehage

Sunnland barnehage (gnr/bnr 72/4) ligger sør for Trondheim sentrum. Barnehagen tilhører bydel nummer 6, Nidarvoll/Nardo, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 40. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Sunnland barnehage.



**Figur 40.** Oversiktskart over prøvepunktene i Sunnland barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren til høyre.

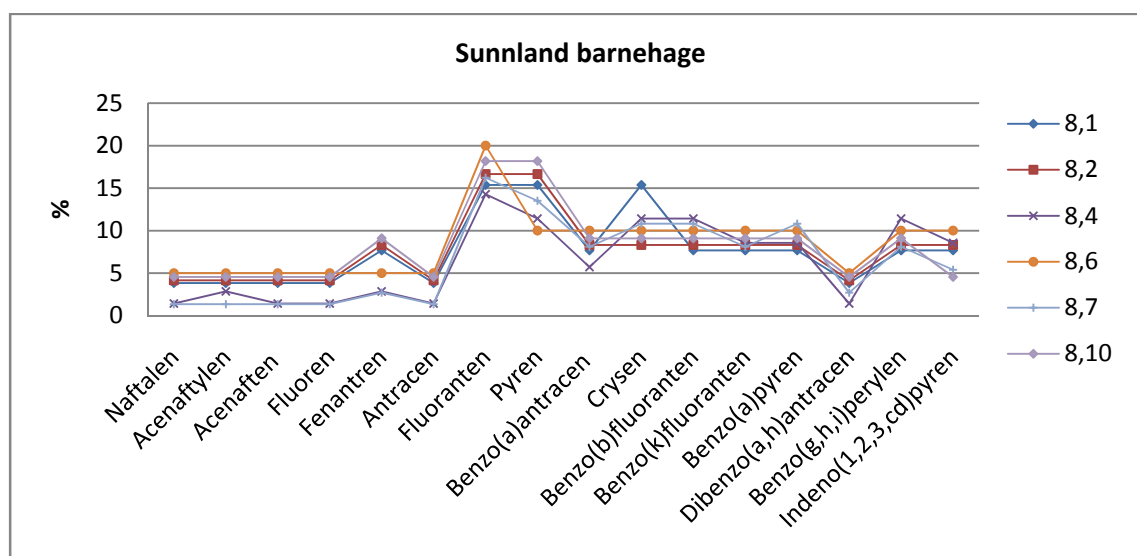
Tabell 29 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 41. Analyseverdiene er vist i tabell 30.

Forbindelsene med størst utbredelse i Sunnland barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Crysen/Benzo(b)fluoranten

**Tabell 29.** Oversikt over maksimum – og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	0,01	0,01	0,015
Acenaften	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,01	0,01	0,01
Antracen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoranten	0,01	0,06	0,02	0,02
Pyren	0,01	0,05	0,02	0,02
Benzo(a)antracen	<0,01	0,03	0,01	0,01
Crysen	<0,01	0,04	0,01	0,02
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,04	0,01	0,02
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,03	0,01	0,01
Benzo(a)pyren	<0,01	0,04	0,01	0,02
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,01	0,01	<0,02
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,04	0,01	0,01
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,03	0,01	0,01
Sum PAH(16)	0,02	0,37	0,1	0,14



**Figur 41.** PAH-profil for Sunnland barnehage.

**Tabell 30.** Analyseverdier for Sunnland barnehage.

<b>Merket</b>	<b>8,1</b>	<b>8,2</b>	<b>8,3</b>	<b>8,4</b>	<b>8,5</b>	<b>8,5d</b>	<b>8,6</b>	<b>8,7</b>	<b>8,8</b>	<b>8,9</b>	<b>8,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	98,5	99,1	98,2	99,6	99,4	99,7	98,9	97,8	97,6	98,4	97,6
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	0,02	0,02	0,02	0,05	0,01	0,01	0,02	0,06	0,01	0,01	0,02
<b>Pyren</b>	0,02	0,02	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,05	0,01	0,01	0,02
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,01	0,01	0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,01
<b>Crysen</b>	0,02	0,01	0,01	0,04	0,01	<0,01	0,01	0,04	<0,01	0,01	0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	<0,01	0,01	0,04	<0,01	0,01	0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,01	0,01	0,03	<0,01	0,01	0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	<0,01	0,01	0,04	<0,01	0,01	0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylen</b>	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,01	0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	0,13	0,12	0,08	0,35	0,07	0,02	0,1	0,37	0,02	0,06	0,11



### 5.2.9 Møllebakken barnehage

Møllebakken barnehage (gnr/bnr 423/253) ligger i Ila, vest for Trondheim sentrum. Barnehagen tilhører bydel nummer 8, Ila/Åsveien/Nyborg, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 42. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Møllebakken barnehage.



**Figur 42.** Oversiktskart over prøvepunktene i Møllebakken barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren til høyre.

Tabell 31 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 43. Analyseverdiene er vist i tabell 32.

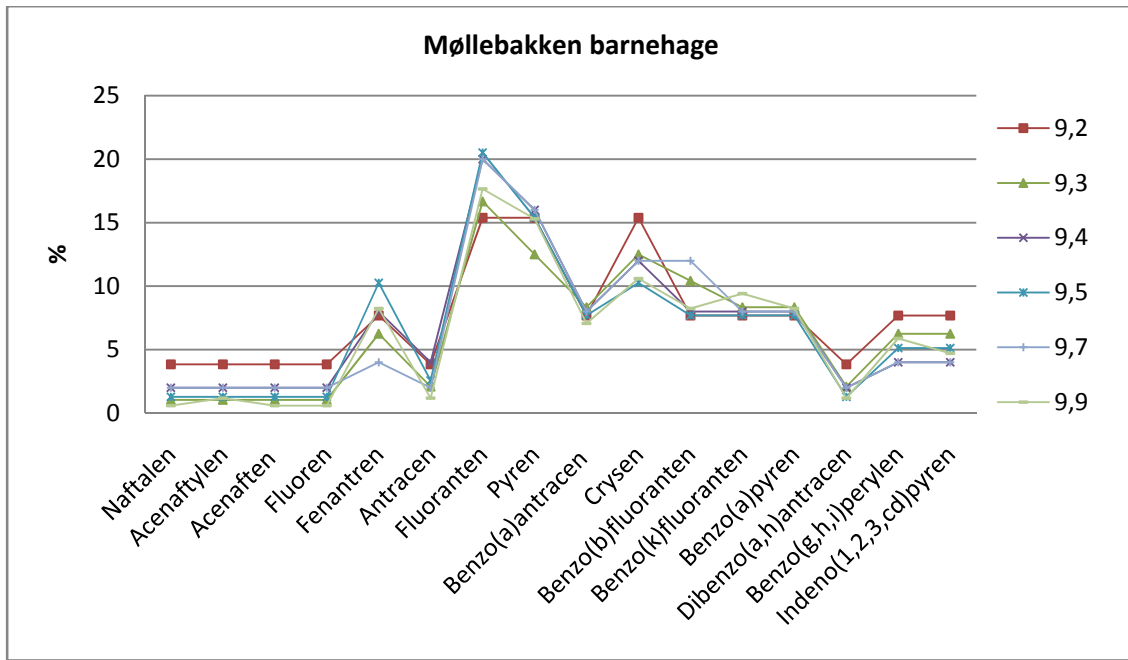
Forbindelsene med størst utbredelse i Møllebakken barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Crysen

Det ble registrert en telefonstolpe med kreosotimpregnering i Møllebakken barnehage (se figur 44). Det er forbudt med kreosotimpregnert trevirke i barnehager.

**Tabell 31.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Acenaftalen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,07	0,01	0,02
Antracen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fluoranten	0,01	0,15	0,05	0,05
Pyren	0,01	0,13	0,04	0,04
Benzo(a)antracen	<0,01	0,06	0,02	0,02
Crysen	0,01	0,09	0,03	0,03
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,07	0,02	0,02
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,08	0,02	0,02
Benzo(a)pyren	<0,01	0,07	0,02	0,02
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,05	0,01	0,02
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,04	0,01	0,02
Sum PAH(16)	0,04	0,85	0,25	0,28



**Figur 43.** PAH-profil for Møllebakken barnehage



**Figur 44.** Kreosotimpregnert telefonstolpe i Møllebakken barnehage.

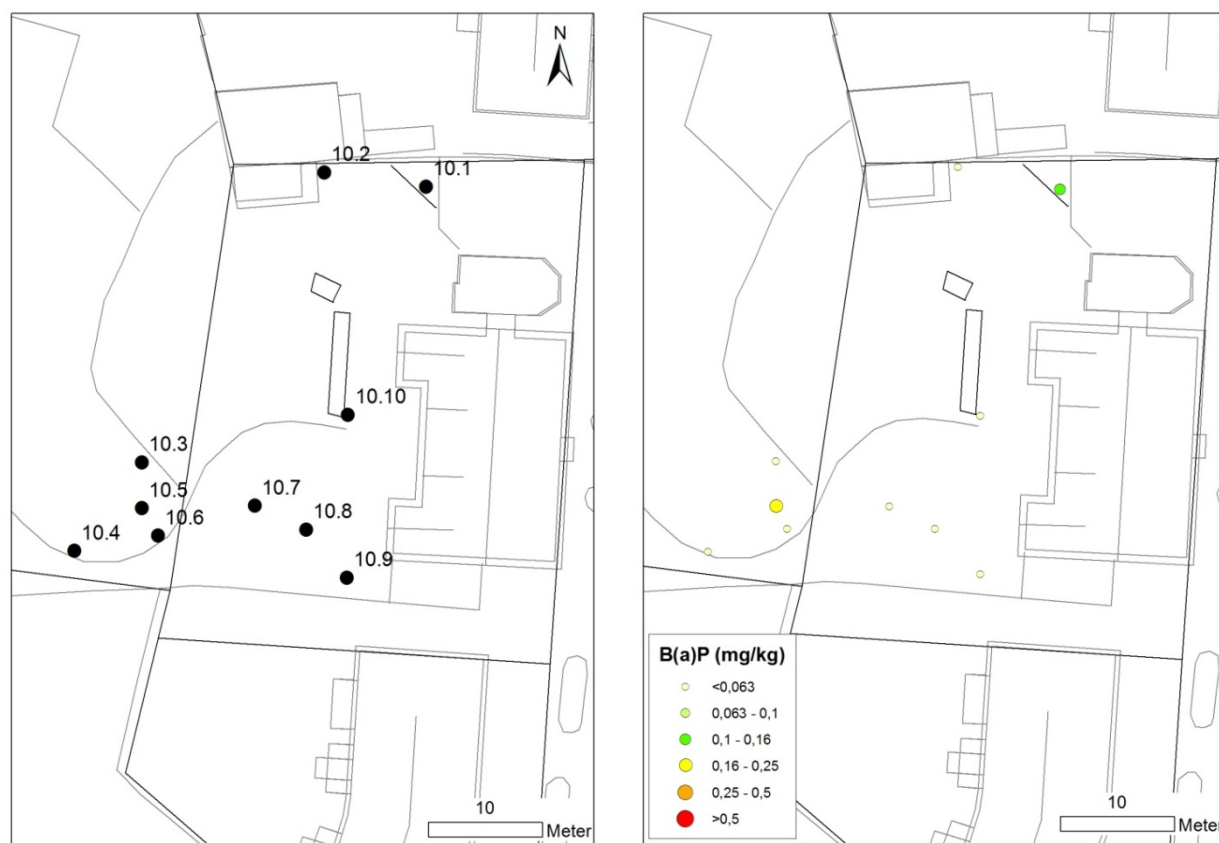
**Tabell 32.** Analyseverdier for Møllebakken barnehage.

<b>Merket</b>	<b>9,1</b>	<b>9,2</b>	<b>9,3</b>	<b>9,4</b>	<b>9,5</b>	<b>9,6</b>	<b>9,7</b>	<b>9,8</b>	<b>9,9</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	99,2	99,6	99,4	98,6	99	98,1	97,9	99,6	99
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	<0,01	0,01	0,03	0,02	0,04	0,01	0,01	<0,01	0,07
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
<b>Fluoranten</b>	0,01	0,02	0,08	0,05	0,08	0,01	0,05	0,01	0,15
<b>Pyren</b>	0,01	0,02	0,06	0,04	0,06	0,01	0,04	0,01	0,13
<b>Benzo(a)antracen</b>	<0,01	0,01	0,04	0,02	0,03	<0,01	0,02	<0,01	0,06
<b>Crysen</b>	0,01	0,02	0,06	0,03	0,04	0,01	0,03	0,01	0,09
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	<0,01	0,01	0,05	0,02	0,03	0,01	0,03	0,01	0,07
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,01	0,01	0,04	0,02	0,03	<0,01	0,02	<0,01	0,08
<b>Benzo(a)pyren</b>	<0,01	0,01	0,04	0,02	0,03	<0,01	0,02	<0,01	0,07
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	<0,01	0,01	0,03	0,01	0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,05
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	<0,01	0,01	0,03	0,01	0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,04
<b>Sum PAH(16)</b>	0,04	0,13	0,48	0,25	0,39	0,05	0,25	0,04	0,85

### 5.2.10 Ila barnehage

Ila barnehage (gnr/bnr 416/137) ligger i Ila, vest for Trondheim sentrum. Barnehagen tilhører bydel nummer 8, Ila/Åsveien/Nyborg, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 45. Det ble ikke registrert noen jordforurensinger over kvalitetskriteriene for barnehagejord i Ila barnehage.



**Figur 46.** Oversiktskart over prøvepunktene i Ila barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene av benzo(a)pyren til høyre.

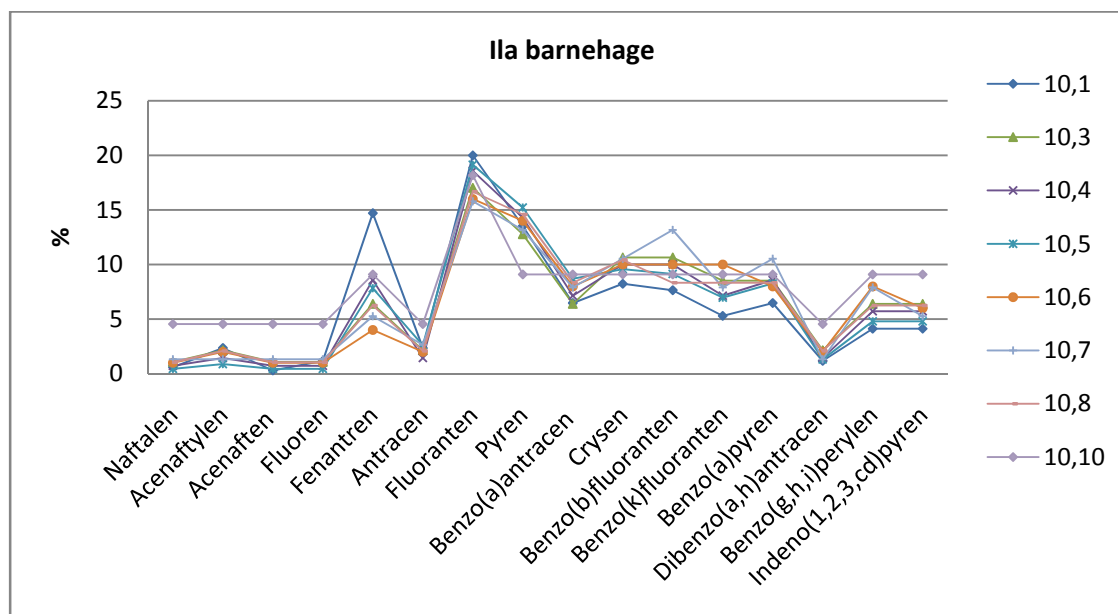
Tabell 33 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 46. Analyseverdiene er vist i tabell 34.

Forbindelsene med størst utbredelse i Ila barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Crysen/Benzo(b)fluoranten

**Tabell 33.** Oversikt over maksimum – og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Acenaftylen	<0,01	0,04	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	0,01	0,01	0,01
Fluoren	<0,01	0,02	0,01	0,01
Fenantren	<0,01	0,25	0,03	0,06
Antracen	<0,01	0,06	0,01	0,02
Fluoranten	0,01	0,44	0,08	0,13
Pyren	0,01	0,35	0,07	0,1
Benzo(a)antracen	<0,01	0,2	0,04	0,1
Crysen	0,01	0,22	0,05	0,1
Benzo(b)fluoranten	0,01	0,21	0,05	0,1
Benzo(k)fluoranten	0,01	0,16	0,04	0,1
Benzo(a)pyren	<0,01	0,19	0,04	0,1
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,03	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,11	0,03	0,04
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,11	0,03	0,04
Sum PAH(16)	0,05	2,3	0,48	0,68



**Figur 46.** PAH-profil for Ila barnehage.

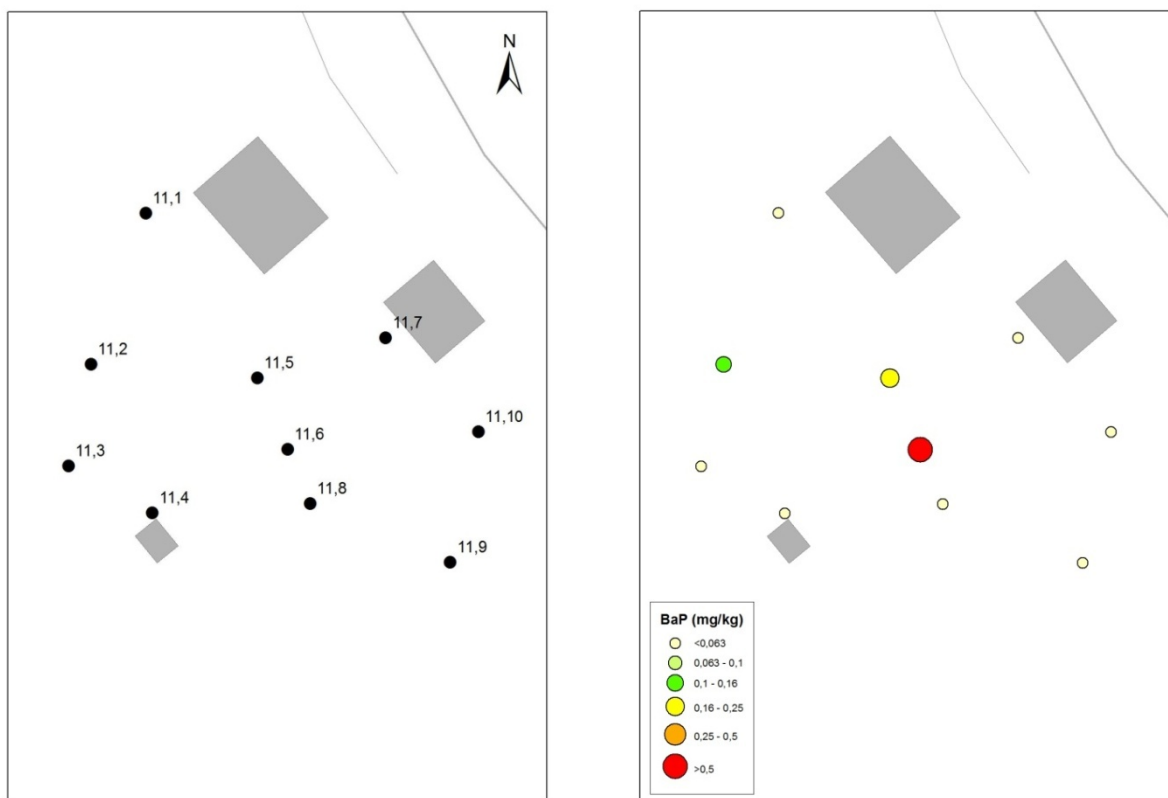
**Tabell 34.** Analyseverdier for Ila barnehage.

<b>Merket</b>	<b>10,1</b>	<b>10,2</b>	<b>10,3</b>	<b>10,4</b>	<b>10,5</b>	<b>10,6</b>	<b>10,7</b>	<b>10,8</b>	<b>10,9</b>	<b>10,10</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	98,8	99,7	99,3	99,6	98,8	99,4	99,5	99,4	99,7	99,2
<b>Naftalen</b>	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	0,04	<0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	0,25	0,01	0,03	0,06	0,18	0,02	0,02	0,03	<0,01	0,01
<b>Antracen</b>	0,04	<0,01	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	0,34	0,01	0,08	0,13	0,44	0,08	0,06	0,08	0,01	0,02
<b>Pyren</b>	0,23	0,01	0,06	0,1	0,35	0,07	0,05	0,07	0,01	0,01
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,11	<0,01	0,03	0,05	0,2	0,04	0,03	0,04	<0,01	0,01
<b>Crysen</b>	0,14	0,01	0,05	0,07	0,22	0,05	0,04	0,05	0,01	0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,13	0,01	0,05	0,07	0,21	0,05	0,05	0,04	0,01	0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,09	0,01	0,04	0,05	0,16	0,05	0,03	0,04	0,01	0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,11	<0,01	0,04	0,06	0,19	0,04	0,04	0,04	<0,01	0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	0,02	<0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	0,07	<0,01	0,03	0,04	0,11	0,04	0,03	0,03	<0,01	0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,07	<0,01	0,03	0,04	0,11	0,03	0,02	0,03	<0,01	0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	1,7	0,06	0,47	0,7	2,3	0,5	0,38	0,48	0,05	0,11

### 5.2.11 Fosseskansen barnehage

Fosseskansen barnehage (gnr/bnr 322/7) ligger ved Sjetnemarka, sør i Trondheim kommune, og tilhører bydel nummer 11, Sjetne/Okstad/Tonstad/Hårstad. Barnehagen er privat eiet, og er Trondheim Energi sin bedriftsbarnehage. Beliggenheten er vist i figur 15.

Etter prøvetaking av Multiconsult AS på oppdrag fra Trondheim kommune ble det avdekket forhøyede verdier av både benzo(a)pyren og sumPAH(16) i denne barnehagen. Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 47.



**Figur 47.** Oversiktskart over prøvepunktene i Ila barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene av benzo(a)pyren til høyre.

Tabell 35 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 49. Analyseverdiene er vist i tabell 36.



Forbindelsene med størst utbredelse i Fosseskansen barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Fenantren/Benzo(b)fluoranten

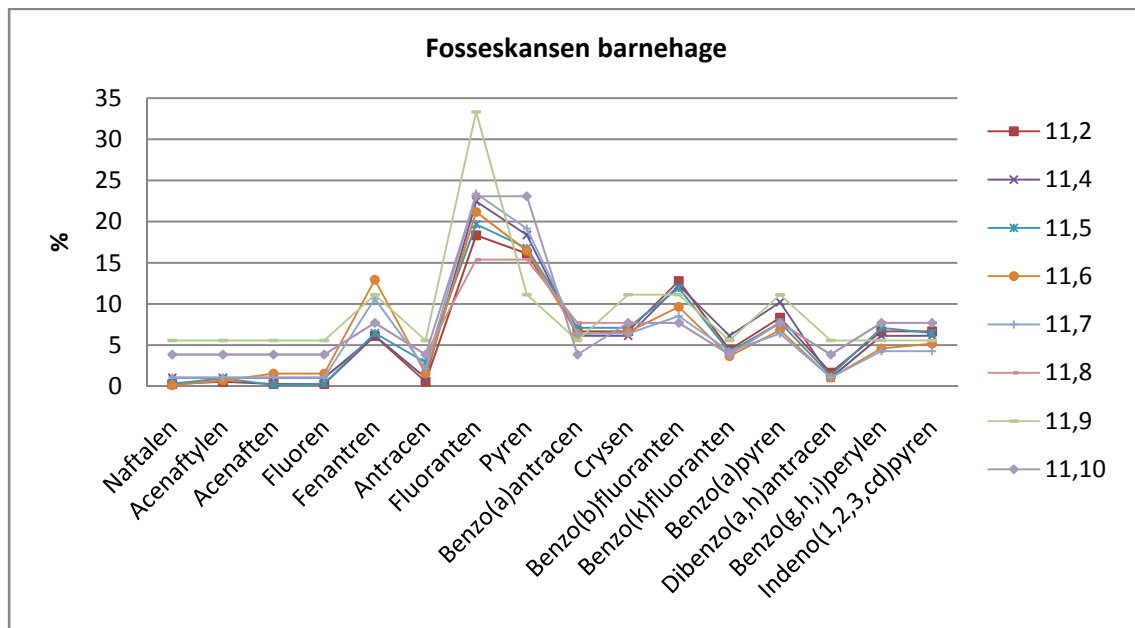
Analyseverdiene fra prøvetakingen avdekket ett prøvepunkt som oversteg kvalitetskriteriet for både benzo(a)pyren og total mengde PAH, sumPAH(16). Dette var prøvepunkt 11, 6 som ligger ved noen bærbusker langs gjerdet sør i barnehagen (se figur 48).

**Tabell 35.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt statistiske beregninger (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,01	0,01	0,01
Acenaftalen	<0,01	0,06	0,01	0,01
Acenaften	<0,01	0,13	0,01	0,02
Fluoren	<0,01	0,13	0,01	0,02
Fenantren	<0,01	1,1	0,02	0,15
Antracen	<0,01	0,13	0,01	0,03
Fluoranten	<0,01	1,8	0,07	0,31
Pyren	<0,01	1,4	0,06	0,25
Benzo(a)antracen	<0,01	0,54	0,02	0,1
Crysen	<0,01	0,56	0,02	0,1
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,82	0,03	0,16
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,31	0,013	0,06
Benzo(a)pyren	<0,01	0,58	0,02	0,11
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,09	0,01	0,02
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,39	0,03	0,08
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,44	0,03	0,09
Sum PAH(16)	0,09	8,5	0,3	1,49



**Figur 48.** Lokaltet for prøvepunkt 11.6 med høyt innhold av benzo(a)pyren (0,58mg/kg) (Foto: Rabben 2008a).



**Figur 49.** PAH-profil for Fosseskansen barnehage.

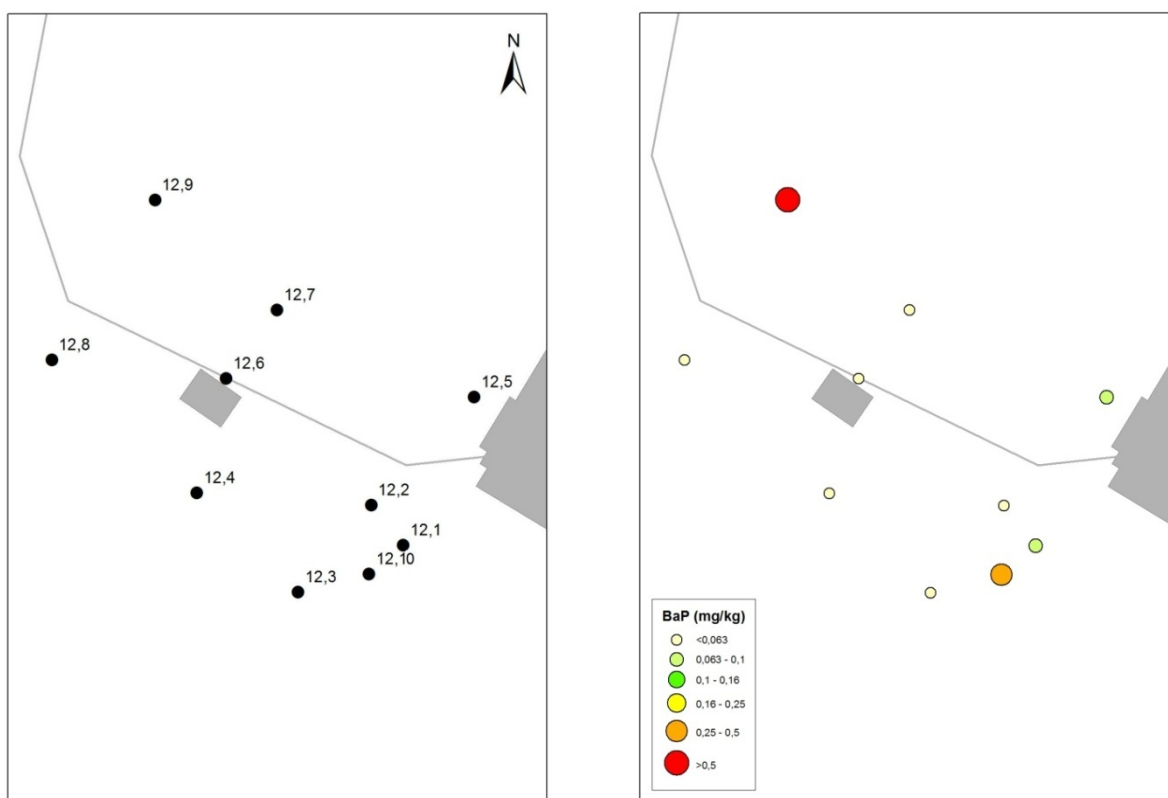
**Tabell 36.** Analyservedier for Fosseskansen barnehage.

<b>Merket</b>	<b>11,1</b>	<b>11,2</b>	<b>11,3</b>	<b>11,4</b>	<b>11,5</b>	<b>11,6</b>	<b>11,7</b>	<b>11,8</b>	<b>11,9</b>	<b>11,12</b>
<b>Tørrstoff %</b>	71,7	72,9	42	65,7	78,3	68,4	92,3	81,8	76,1	74,20
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,13	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,13	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	<0,01	0,11	<0,01	0,03	0,2	1,1	0,05	0,01	0,01	0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,13	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	<0,01	0,33	<0,01	0,11	0,61	1,8	0,11	0,02	0,03	0,03
<b>Pyren</b>	<0,01	0,29	<0,01	0,09	0,52	1,4	0,09	0,02	0,01	0,03
<b>Benzo(a)antracen</b>	<0,01	0,12	<0,01	0,03	0,22	0,54	0,03	0,01	<0,01	<0,01
<b>Crysen</b>	<0,01	0,12	<0,01	0,03	0,22	0,56	0,03	0,01	0,01	0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	<0,01	0,23	<0,01	0,06	0,37	0,82	0,04	0,01	0,01	0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	<0,01	0,08	<0,01	0,03	0,13	0,31	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	<0,01	0,15	<0,01	0,05	0,24	0,58	0,03	0,01	0,01	0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,04	0,09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	<0,01	0,12	<0,01	0,03	0,22	0,39	0,02	0,01	<0,01	0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	<0,01	0,12	<0,01	0,03	0,2	0,44	0,02	0,01	<0,01	0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	<0,2	1,8	0,1	0,49	3,1	8,5	0,47	0,13	0,09	0,13

### 5.2.12. Munkvoll gård barnehage

Munkvoll gård barnehage (gnr/bnr 322/7) ligger på Byåsen, vest i Trondheim kommune. Barnehagen tilhører bydel nummer 9, Byåsen/Hallset/Stavset/Dalgård, og er kommunal. Beliggenheten er vist i figur 15.

Etter prøvetaking av Multiconsult AS på oppdrag fra Trondheim kommune ble det avdekket forhøyede verdier av både benzo(a)pyren og sumPAH(16) i denne barnehagen. Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 50.



**Figur 50.** Oversiktskart over prøvepunktene i Munkvoll gård barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene av benzo(a)pyren til høyre.

Tabell 37 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 52. Analyseverdiene er vist i tabell 38.

Forbindelsene med størst utbredelse i Munkvoll gård barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Benzo(b)fluoranten

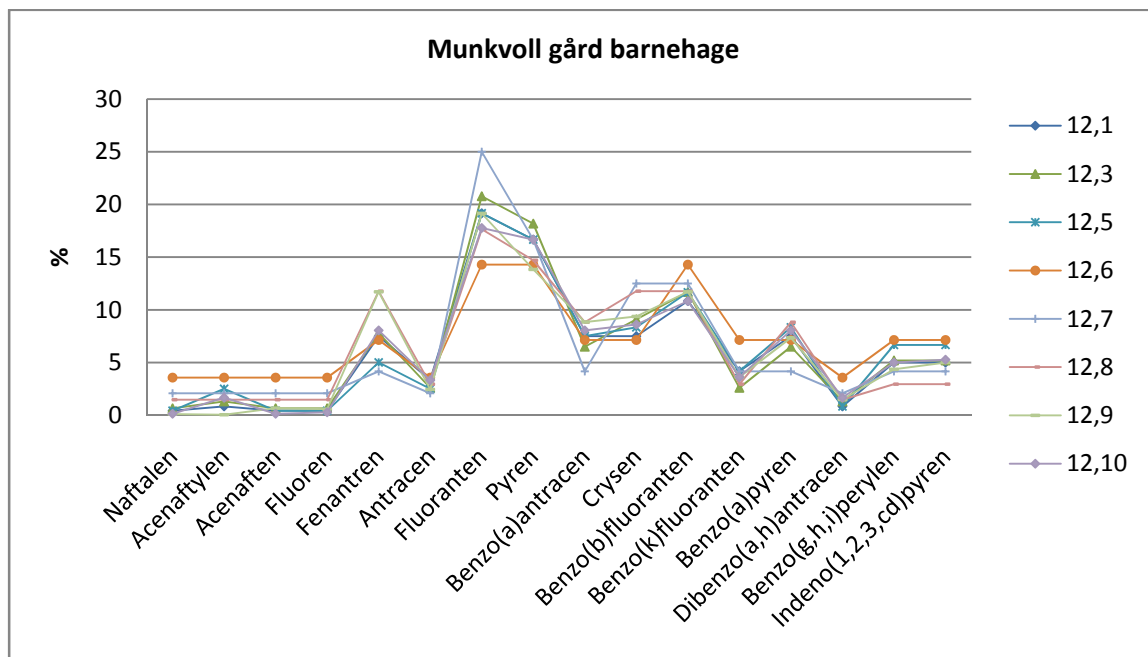
Analyseverdiene fra prøvetakingen avdekket ett prøvepunkt som oversteg kvalitetskriteriet for både benzo(a)pyren og total mengde PAH, sumPAH(16). Dette var prøvepunkt 12,9 som ligger ved gjerdet i hjørnet, nordvest i barnehagen (se figur 51).

**Tabell 37.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt median og gjennomsnitt (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,1	0,01	0,02
Acenaftalen	<0,01	0,06	0,01	0,02
Acenaften	<0,01	0,62	0,01	0,07
Fluoren	<0,01	0,54	0,01	0,06
Fenantren	<0,01	11	0,05	1,16
Antracen	<0,01	2,3	0,02	0,25
Fluoranten	0,01	18	0,11	1,94
Pyren	<0,01	13	0,1	1,43
Benzo(a)antracen	<0,01	8,3	0,04	0,89
Crysen	<0,01	8,8	0,06	0,95
Benzo(b)fluoranten	0,01	11	0,07	1,19
Benzo(k)fluoranten	<0,01	3,4	0,02	0,37
Benzo(a)pyren	<0,01	6,9	0,04	0,75
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	1,4	0,01	0,15
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	4,1	0,03	0,45
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	4,7	0,03	0,51
Sum PAH(16)	0,02	94	0,56	10,16



**Figur 51.** Lokalitet for prøvepunkt 12.9 med høyt innhold av benzo(a)pyren (6,9 mg/kg).



**Figur 52.** PAH-profil fra Munkvoll gård barnehage.

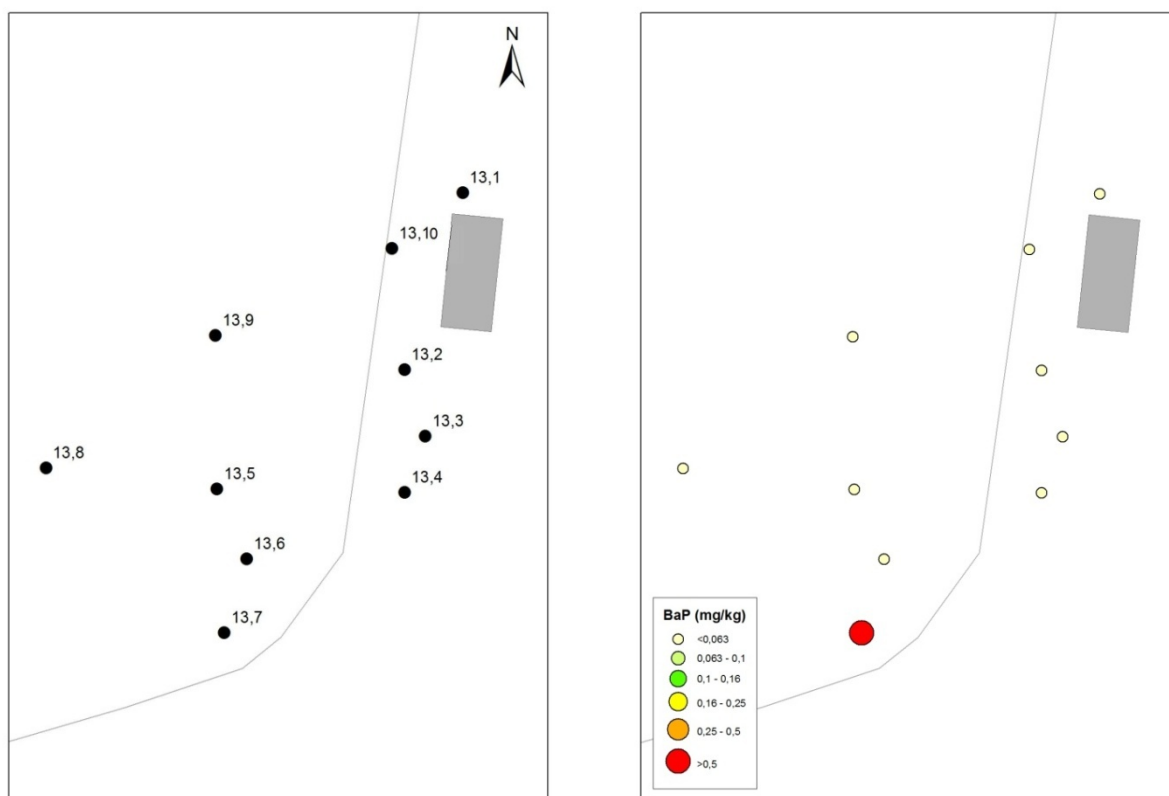
**Tabell 38.** Analyseverdier for Munkvoll gård barnehage.

<b>Merket</b>	<b>12,1</b>	<b>12,2</b>	<b>12,3</b>	<b>12,4</b>	<b>12,5</b>	<b>12,6</b>	<b>12,7</b>	<b>12,8</b>	<b>12,9</b>	<b>12,12</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	84,3	84,7	80,8	93,7	80	95,2	72,2	77,6	77,3	83,9
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1	<0,01
<b>Acenaftilen</b>	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,06
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,62	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,54	0,01
<b>Fenantren</b>	0,09	0,01	0,06	<0,01	0,06	0,01	0,01	0,04	11	0,29
<b>Antracen</b>	0,04	<0,01	0,02	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,01	2,3	0,12
<b>Fluoranten</b>	0,23	0,01	0,16	0,01	0,23	0,02	0,06	0,06	18	0,64
<b>Pyren</b>	0,2	0,01	0,14	<0,01	0,2	0,02	0,04	0,05	13	0,6
<b>Benzo(a)antracen</b>	0,09	0,01	0,05	<0,01	0,09	0,01	0,01	0,03	8,3	0,29
<b>Crysen</b>	0,09	0,01	0,07	<0,01	0,1	0,01	0,03	0,04	8,8	0,31
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	0,13	0,01	0,09	0,01	0,14	0,02	0,03	0,04	11	0,39
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	0,05	<0,01	0,02	<0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	3,4	0,13
<b>Benzo(a)pyren</b>	0,09	0,01	0,05	<0,01	0,1	0,01	0,01	0,03	6,9	0,29
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1,4	0,06
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	0,06	<0,01	0,04	<0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	4,1	0,18
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	0,06	<0,01	0,04	<0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	4,7	0,19
<b>Sum PAH(16)</b>	1,2	0,08	0,77	0,02	1,2	0,14	0,24	0,34	94	3,6

### 5.2.13 Skibua barnehage

Skibua barnehage (gnr/bnr 322/7) er en avdeling under Ringvålsgogen barnehage. Barnehagen ligger på Ringvål, sørvest i Trondheim kommune. Barnehagen tilhører bydel nummer 13, Spongdal/Rye/Nypvang, og er privat eiet. Beliggenheten er vist i figur 15.

Etter prøvetaking av Multiconsult AS på oppdrag fra Trondheim kommune ble det avdekket forhøyede verdier av både benzo(a)pyren og sumPAH(16) i denne barnehagen. Kart over prøvepunkter og konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren er vist i figur 53.



**Figur 53.** Oversiktskart over prøvepunktene i Skibua barnehage til venstre. Oversiktskart over konsentrasjonsklassene av benzo(a)pyren til høyre.

Tabell 39 sammenfatter maksimum- og minimumsverdiene for alle 16 forbindelsene, samt median og gjennomsnittsverdier. PAH-profilen for de ulike PAH-forbindelsene i hver jordprøve er vist i figur 55. Analyseverdiene er vist i tabell 40.



Forbindelsene med størst utbredelse i Skibua barnehage er:

- Fluoranten
- Pyren
- Fenantren

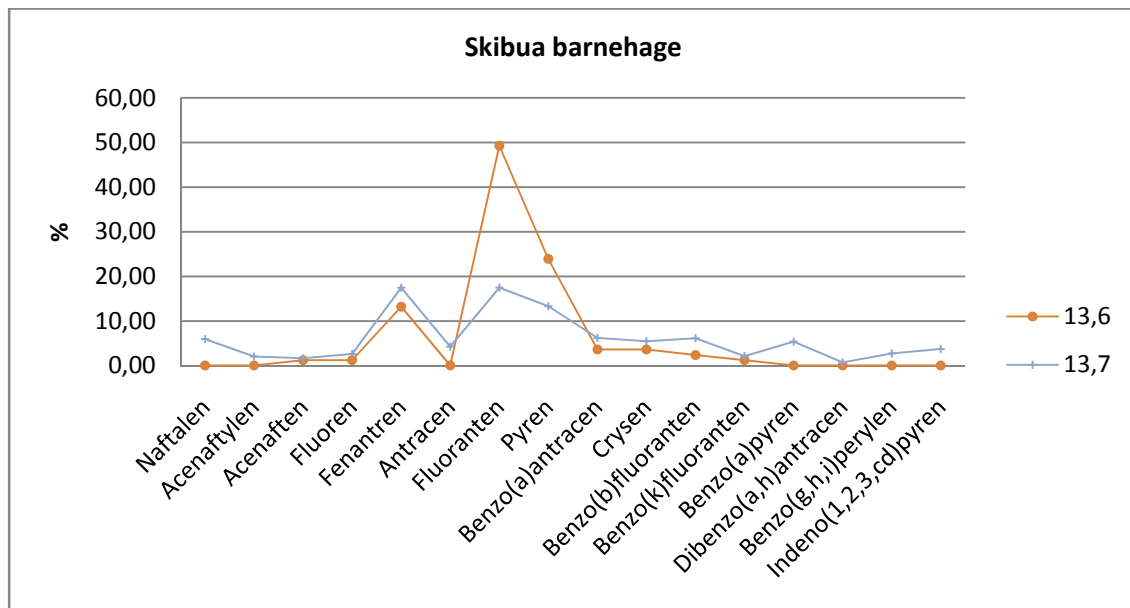
Analyseverdiene fra prøvetakingen avdekket ett prøvepunkt som oversteg kvalitetskriteriet for både benzo(a)pyren og total mengde PAH, sumPAH(16). Dette var prøvepunkt 13,7 som ble tatt på en sti like sør for barnehagen (se figur 54). Prøvepunkt 13,6 som er tatt like ved viste verdier av sumPAH(16) like under tiltaksgrensen. Prøvepunkt 13,7 viser en liten andel naftalen, en forbindelse som i utgangspunktet ikke skal være tilstede på grunn av rask nedbrytning og fordamping.

**Tabell 39.** Oversikt over maksimum- og minimumsverdiene, samt statistiske beregninger (N=10).

FORBINDELSE	MIN (mg/kg)	MAKS (mg/kg)	MEDIAN (mg/kg)	GJ.SNITT (mg/kg)
Naftalen	<0,01	0,72	0,01	0,08
Acenaftalen	<0,01	0,25	0,01	0,03
Acenaften	<0,01	0,2	0,01	0,03
Fluoren	<0,01	0,32	0,01	0,05
Fenantren	<0,01	2,1	0,01	0,31
Antracen	<0,01	0,51	0,01	0,06
Fluoranten	<0,01	3,5	0,01	0,57
Pyren	<0,01	1,7	0,01	0,34
Benzo(a)antracen	<0,01	0,75	0,01	0,11
Crysen	<0,01	0,66	0,01	0,1
Benzo(b)fluoranten	<0,01	0,74	0,01	0,1
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,26	0,01	0,04
Benzo(a)pyren	<0,01	0,65	0,01	0,07
Dibenzo(a,h)antracen	<0,01	0,09	0,01	0,014
Benzo(g,h,i)perylene	<0,01	0,33	0,01	0,038
Indeno(1,2,3,cd)pyren	<0,01	0,45	0,01	0,05
Sum PAH(16)	0,01	12	0,1	1,98



**Figur 54.** Lokalitet for prøvepunkt 13.7 med høyt innhold av benzo(a)pyren (0,65 mg/ kg). (Foto: Rabben 2008b)



**Figur 55.** PAH-profil for Skibua barnehage.

**Tabell 40.** Analyseverdier for Skibua barnehage.

<b>Merket</b>	<b>13,1</b>	<b>13,2</b>	<b>13,3</b>	<b>13,4</b>	<b>13,5</b>	<b>13,6</b>	<b>13,7</b>	<b>13,8</b>	<b>13,9</b>	<b>13,12</b>
<b>Tørrstoff (%)</b>	92,9	90,1	63,8	91,5	91,8	11,7	75,9	85,1	86,4	85,8
<b>Naftalen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,72	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaftylen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,25	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Acenaften</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,2	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,32	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fenantren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,94	2,1	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,51	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Fluoranten</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	3,5	2,1	<0,01	<0,01	0,01
<b>Pyren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	1,7	1,6	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(a)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,26	0,75	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Crysen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,26	0,66	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(b)fluoranten</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,17	0,74	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(k)fluoranten</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,26	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(a)pyren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,65	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Dibenzo(a,h)antracen</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Benzo(g,h,i)perylene</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,33	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Indeno(1,2,3,cd)pyren</b>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,45	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Sum PAH(16)</b>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,02	7,1	12	0,12	0,1	0,01

## 6. DISKUSJON

### 6.1 Datasettet

Datasettet for de 13 undersøkte barnehagene viser jevnt over lave verdier av PAH-forbindelser. Det ble avdekket fire barnehager med innhold av PAH som overskrider kvalitetskriteriene utarbeidet av Folkehelseinstituttet og SFT (Alexander 2006). I de resterende barnehagene ble det funnet lave konsentrasjoner, og det antas at PAH ikke utgjør noen helserisiko eller miljøtrussel i disse barnehagene. Oppsummering av resultatene fra de fire barnehagene med forhøyede verdier er vist i tabell 41.

**Tabell 41.** Oversikt over barnehagene med analyseverdier over tiltaksgrensen og antall prøver som overskrider tiltakskravet.

Barnehage		Analyseverdier		Tiltaksgrense		Antall prøver over
		B(a)P (mg/kg)	sumPAH(16) (mg/kg)	B(a)P (mg/kg)	sumPAH(16) (mg/kg)	
Spannet	Maks	2,3*	46**	0,5	8	2
	Min	<0,01	0,07			
Fosseskansen	Maks	0,58	8,5	0,5	8	1
	Min	<0,01	0,09			
Munkvoll gård	Maks	6,9	94	0,5	8	1
	Min	<0,01	0,02			
Skibua	Maks	0,65	12	0,5	8	1
	Min	<0,01	0,01			

\* Duplikatprøve viste 5,2 mg/kg.

\*\* Duplikatprøve viste 110 mg/kg.

Tabell 41 viser at det i to av barnehagene, Spannet og Munkvoll gård, kan sies å ha blitt avdekket ekstremverdier av total mengde PAH, med henholdsvis nesten seks og tolv ganger tiltakskravet for sumPAH(16). Avdekking av slike nivåer av PAH i barns lekemiljø krever opprydding i barnehagene. Ved slike funn anbefales det å fjerne det øverste jordlaget (omtrent 30 cm) og tilføre ny og ren jord. De underliggende massene kan eventuelt dekket til med en fiberduk (Ottesen et. al 2007b). I alle "tiltaksbarnehagene" ble det, til tross for høye verdier, kun funnet 1-2 prøvepunkter som krever igangsetting av tiltak. Avdekking av høye verdier i kun enkelt prøvepunkter kan indikere en lokal og nærliggende kilde. Det kan også ha blitt

tilført forurenset jord eller gravemasser til landskapsutforming. Historisk aktivitet på tomten og byjord kan også være en forklaring.

Medianverdiene for B(a)P og sumPAH(16) for barnehagene viser jevnt over lave verdier (tabell 13). Alle barnehagene har prøvepunkter med analyseverdier som er høyere enn den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen for benzo(a)pyren, og/eller sumPAH(16) i Trondheim. Det antas at prøvene med konsentrasjoner over bakgrunnsverdien i større eller mindre grad skyldes forurensning.

Den kumulative frekvensfordelingen til sumPAH(16) (se figur 22) viser en S-formet kurve. Kurven er tilnærmet rettlinjert i midtpartiet, mens den bøyer av i begge ender. En S-formet kurve kan skyldes flere faktorer. Det kan komme av at antall prøvepunkter er for lavt. Det kan også komme av analysemetodens relative nøyaktighet slik at nøyaktigheten varierer med konsentrasjonen. Består datasettet av et stort antall prøver kan en S-formet kurve komme av at verdiene innehar en kombinasjon av to eller flere lognormale fordelinger, kalt populasjoner (Bølviken 1973). Det antas at prøveantallet er stort nok til å kunne gi en representativ fordeling av datasettet. Formen på frekvensfordelingen kan dermed indikere flere populasjoner. Antallet er vanskelig å fastslå, men tre populasjoner er sannsynlig. Populasjonen med de laveste konsentrasjonene (0,01-0,1 mg/kg) kan representere den naturlige bakgrunnen, da den er noe lavere enn medianverdien for datasettet. Det er også mulig at denne fordelingen kommer av støy på grunn av analyseverdier som ligger nær deteksjonsgrensen. Fordelingen antyder to ytterligere populasjoner; en med konsentrasjoner fra 0,1 mg/kg til 0,4 mg/kg og en anomal fra 0,4 mg/kg til omtrent 100 mg/kg. 10% av prøvene inneholder mer enn 1 mg/kg sumPAH(16), mens kun 3% overskrider kvalitetskravene for sumPAH(16) på 8 mg/kg.

Datasettet viser en tydelig trend når det gjelder forholdet mellom PAH-forbindelser med lav molekylvekt (2-3-ringede) og de med høyere molekylvekt (4-6 ringer). Totalt sett er prosentandelen av PAH-forbindelsene med lav molekylvekt som har verdier under deteksjonsgrensen mye høyere enn for de 4-6-ringede forbindelsene. Frekvensfordelingen for forbindelsene antyder også et større spenn mellom laveste og høyeste verdi for de høymolekylære forbindelsene. Likevel ligger 90-prosentilen på 0,1 mg/kg for de fleste høymolekylære forbindelsene noe som viser at datasettet består av mange prøvepunkter med lave konsentrasjoner. Dibenz(a,h)antracen skiller seg noe ut fra de andre med flere lavere verdier.

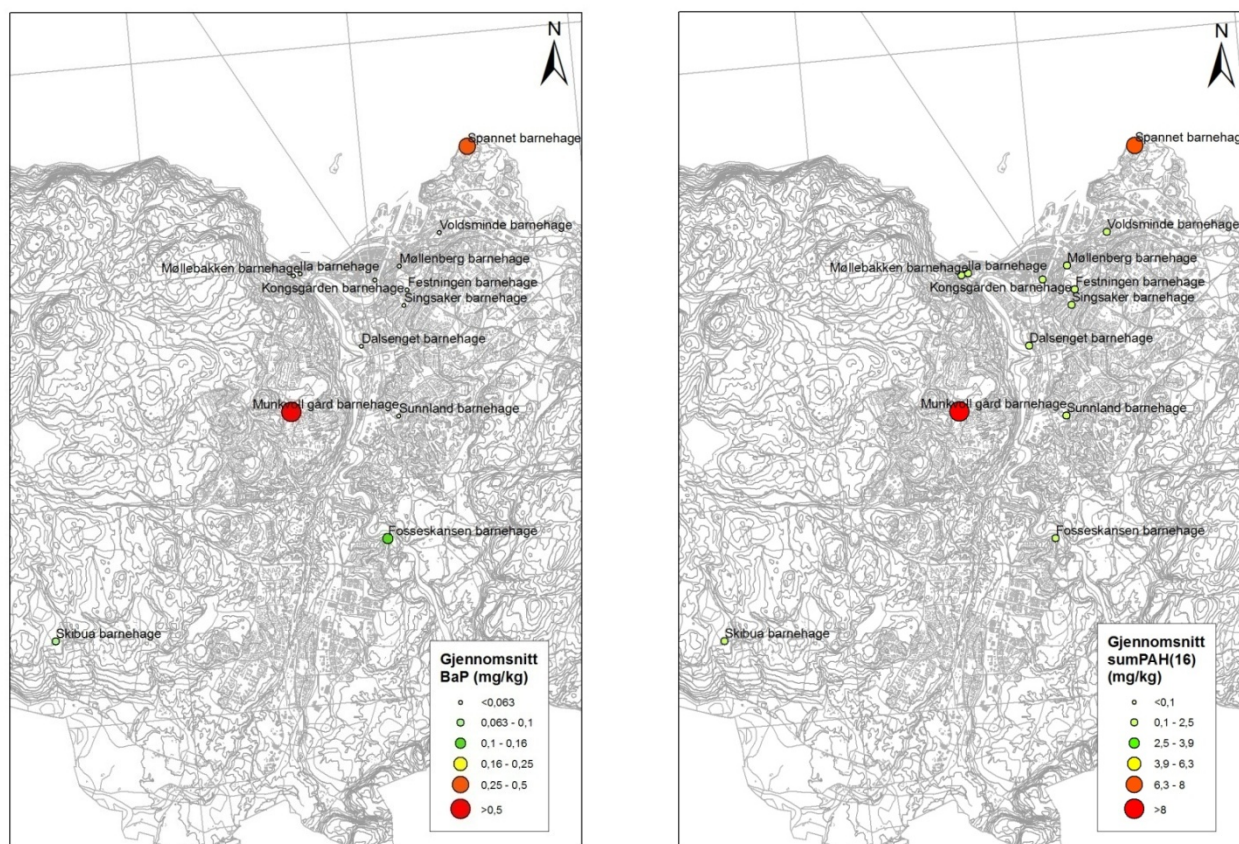
Lave verdier av lavmolekylære PAH-forbindelser kan forklares med at disse PAH-forbindelsene lar seg lett nedbryte og fordampe. De blir også lettere vasket ut av jorda ved nedbør (Knudsen et. al 2001). I luft gjennomgår de lett fotolytiske reaksjoner, og kan dermed bli brutt ned. Dette er faktorer som gjør at disse forbindelsene er vanskelig å påvise i jordprøver. Opphavet til PAH kan trolig komme fra ”gamle” kilder slik at de 2- og 3-ringede forbindelsene har blitt brutt ned i jorda eller avgitt til atmosfæren (Schwark 2008). Blant de lavmolekylære forbindelsene er det kun naftalen som har et spenn mellom laveste og høyeste verdi.

Den mest utbredte forbindelsen i barnehagene er fluoranten. Alle PAH-profilene viser en tydelig topp for denne forbindelsen. Jordprøvene inneholder også en større andel pyren, sammen med crysen og benzo(b)fluoranten. I tillegg anses fenantren og benzo(a)pyren, selv i en noe mindre andel, som karakteristisk for PAH-innholdet i barnehagene. Nedbrytningen av fluoranten alene og i blanding med naftalen og acenaften har blitt undersøkt av det danske miljøministeriet. Da fluoranten ble studert alene ble det ikke observert nedbrytning. Det ble derimot observert nedbrytning etter at naftalen ble tilsatt. Acenaften hadde ingen virkning på nedbrytningen. Etter at all naftalen var ferdig nedbrutt opphørte nedbrytningen av fluoranten. Det ble ut fra dette antatt at fluoranten nedbrytes via co-metabolisme sammen med naftalen (Knudsen et. al 2001). Dette kan muligens gi en forklaring på hvorfor prosentandelen av fluoranten holdes så stabil.

Denne undersøkelsen er med på å underbygge at PAH generelt ikke er et stort forurensningsproblem i jord i Trondheim. Tidligere undersøkelser (Andersson et. al 2006b; Ottesen et. al 2001) har vist at de høyeste verdiene av PAH finnes i Trondheim sentrum og eldre bydeler. Derfor ble det på forhånd antatt at barnehagene Møllebakken og Ila som henholdsvis ligger ved og på den gamle industritomten i Ila, og Kongsgården barnehage som ligger i sentrum ved Gamle bybro, var de av barnehagene som kunne være utsatt for forhøyede verdier av PAH. Disse barnehagene ligger innenfor området som i aktsomhetskartet for Trondheim klassifiseres som byjord (se figur 13). I tillegg ligger Dalsenget barnehage like ved Elgeseter gate, en høyt trafikkert innfartsåre til Trondheim sentrum. Denne undersøkelsen viser derimot ingen tegn til at disse barnehagene er spesielt utsatt for PAH-forurensning. Byjorda som eventuelt finnes i disse barnehagene består av rene masser, og det er benyttet ren jord til eventuell landskapsutforming. Det tyder heller ikke på at barnehagene er påvirket av tidligere industrivirksomhet i områdene. Når det gjelder PAH-forurensning langs trafikkerte veier antydes det at forurensningen vil legge seg innen et par

meter fra veien (Haugland 2008). Dalsenget barnehage ligger et stykke unna veien og vil dermed ikke utsettes for direkte kontaminering fra Elgeseter gate hvis dette er tilfelle. Undersøkelsen viser heller ingen tydelig trend til at barnehagene som ligger nær bilveier er påvirket av dette i form av høye konsentrasjoner.

For nysgjerrigheten sin del er det for hver barnehage blitt utarbeidet en blandprøve for benzo(a)pyren og sumPAH(16) basert på gjennomsnittsverdiene for de ti jordprøvene (se figur 56). Ved enkelte kartlegginger benyttes slike blandprøver for å representere forurensningsnivået. Denne framstillingen av datasettet viser imidlertid at kun en av fire tiltaksbarnehager viser for høye konsentrasjonsnivåer i forhold til kvalitetskriteriene. Dette innebærer at ved en tiltaksvurdering av de 13 barnehagene på bakgrunn av blandprøveverdiene er det kun i Munkvoll gård barnehage det hadde blitt stilt krav til opprydding. Blandprøven fra Spannet barnehage gir en indikasjon på høye verdier, men det vil ikke ha bli avdekket verdier over tiltakskravet. Dette er en tankevekker i forhold til bruk av blandprøver for å miljøkartlegge et område.



**Figur 56.** Blandprøver basert på gjennomsnittsverdiene for de 13 barnehagene.

Tabell 42 oppsummerer resultatene for sumPAH(16) fra prøvetakingen i de 13 barnehagene, fem bydeler i Trondheim kartlagt ved prosjekt ”Ren barnehagejord” og prøvetakingen i 2004. Tabellen viser at analyseverdiene i denne undersøkelsen har en gjennomsnittsverdi som er høyere enn både prøvene fra 2004 og de andre kartlagte barnehagene i prosjekt ”Ren barnehagejord”. Dette kommer av at det ble avdekket høyere maksimumsverdier i denne undersøkelsen. Høyeste analyseverdi for denne undersøkelsen ligger over fem ganger høyere enn maksimumsverdien fra 2004. Medianverdien er derimot lavere enn prøvetakingen i 2004.

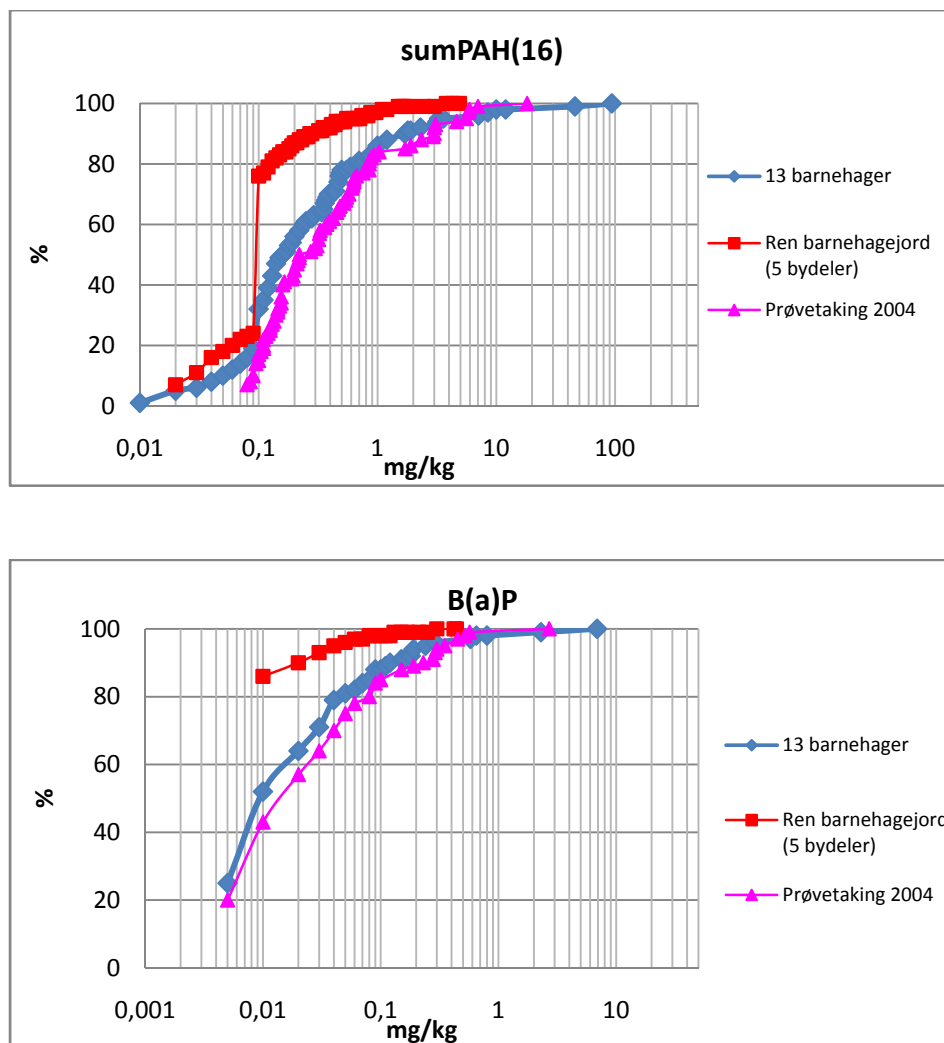
**Tabell 42.** Sammendrag av resultatene for sumPAH(16) i 2007 og 2004.

Undersøkelse	Gjennomsnitt (mg/kg)	Median (mg/kg)	Minimum (mg/kg)	Maksimum (mg/kg)
13 barnehager	1,785	0,17	0,01	94*
5 bydeler (Ren barnehagejord)	0,18	0,1	0,01	5,7
2004	1,03	0,2475	0,13	18,2

\*Duplikatprøve viste et innhold på 110 mg/kg.

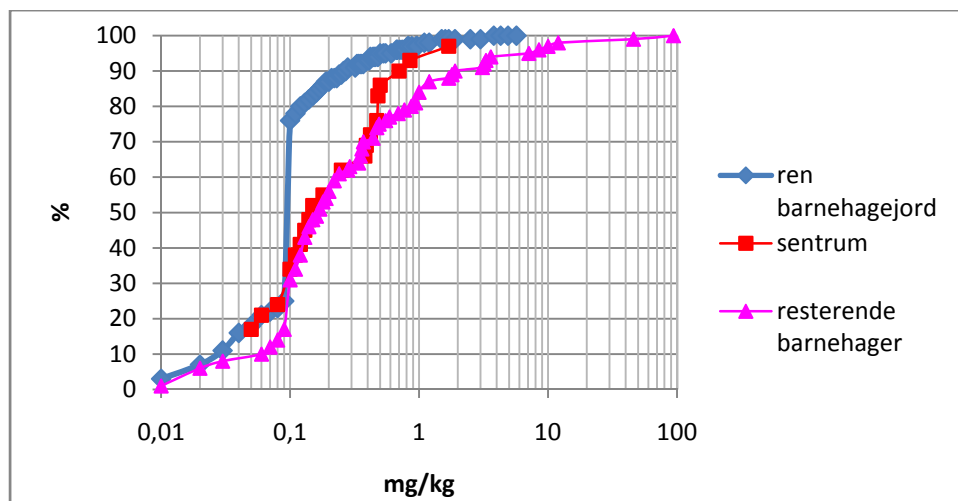
Den kumulative frekvensfordelingen (se figur 57) for sumPAH(16) og B(a)P for de tre undersøkelsene viser at barnehagene kartlagt ved prosjekt ”Ren barnehagejord” har det laveste innholdet. Undersøkelsen fra 2004 og de 13 barnehagene følger hverandre godt. For bydelene kartlagt i prosjekt ”Ren barnehagejord” er omtrent 76% av prøvene under deteksjonsgrensen til sumPAH(16) mot omtrent 20% for de 13 kartlagte barnehagene i denne undersøkelsen. Prøvetakingen i 2004 har omtrent 10% av analyseverdiene for sumPAH(16) under deteksjonsgrensen. Den kumulative frekvensfordelingen for B(a)p viser samme trend. I undersøkelsen av ti sentrumsnære barnehager ble det avdekket én barnehage med verdier over tiltakskravet (Hole og Frøland 2008), mens av de 77 barnehagene undersøkt av Multiconsult AS ble det avdekket tre. Multiconsult AS kan trolig vente seg flere barnehager med verdier over tiltakskravet for jord i de videre undersøkelsene.





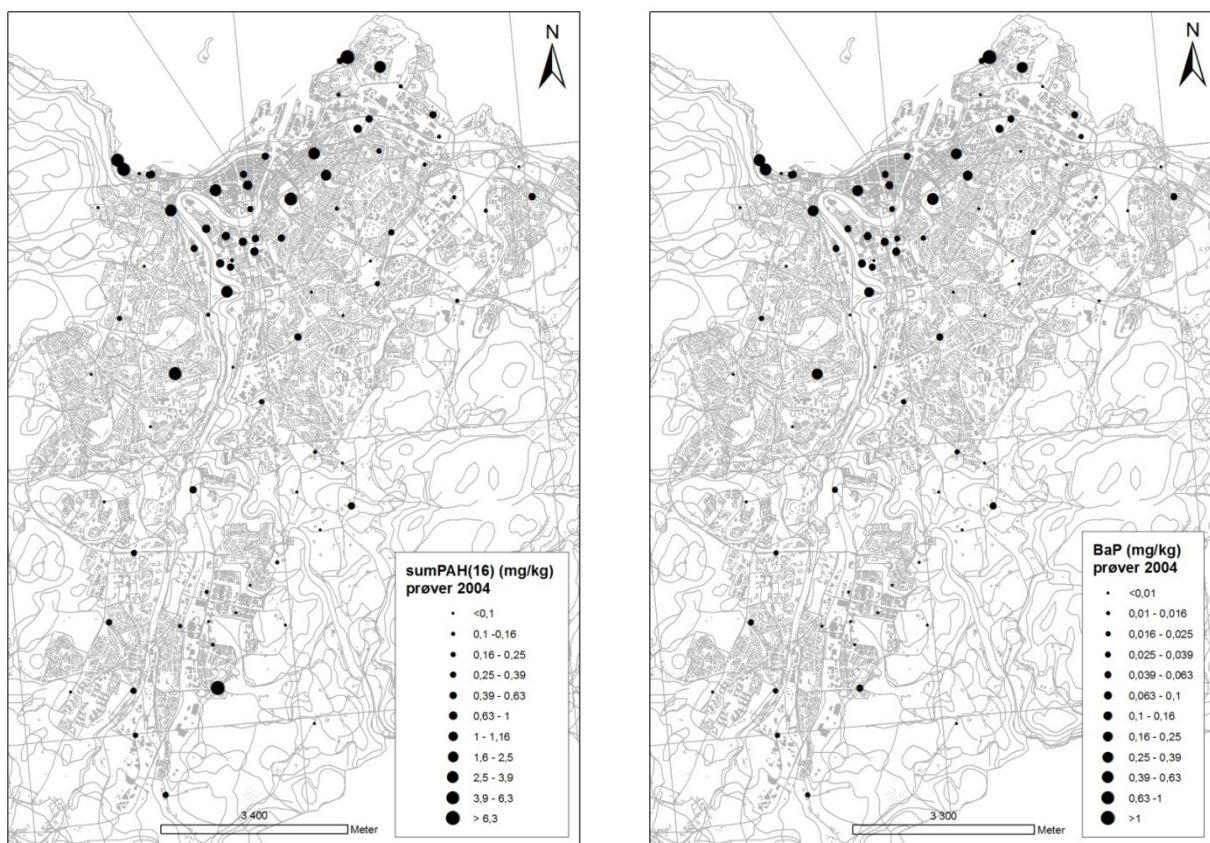
**Figur 57.** Kumulativ frekvensfordeling for sumPAH(16) og B(a)P for undersøkelsen i 13 barnehager, prosjekt Ren barnehagejord og prøvetaking i 2004.

Kumulativ frekvensfordeling for sentrumsbarnehagene Kongsgården, Ila og Møllebakken er framstilt for å se om disse viser tegn til å skille seg ut i forhold til de resterende barnehagene i undersøkelsen og barnehagene kartlagt i "Ren barnehagejord". Den kumulative frekvenstabellen viser at sentrumsbarnehagene legger seg mellom de resterende barnehagene og barnehagene i "Ren barnehagejord", men de følger de resterende barnehagene godt. De kartlagte barnehagene i "Ren barnehagejord" ligger i vestlige og sørlige bydeler. Det kan se ut som sentrumsbarnehagene har noe høyere nivå av sumPAH(16) enn barnehagene som ligger sør og vest i byen.



**Figur 58.** Kumulativ frekvensfordeling for sentrumsbarnehagene (tre stykk), de resterende barnehagene (ni stykk) og de undersøkte barnehagene i "Ren barnehagejord" (77 stykk).

Oversiktskart over konsentrasjonsklasser for benzo(a)pyren og sumPAH(16) for undersøkelsen fra 2004 er vist i figur 59. Kartene viser tydelig at det er mest PAH i bykjernen, og mer diffuse konsentrasjoner i områdene rundt. Dette samsvarer godt med at sentrumsbarnehagene generelt har høyere nivå av PAH enn vestlige og sørlige bydeler. Sammenlignet med de 13 barnehagene viser undersøkelsen i 2004 mange av de samme trendene. Jevnt over er det lave konsentrasjoner av PAH i overflatejord i Trondheim, men lokale kilder sammen med mer diffuse kilder kan gi opphav til forhøyede verdier. De høye verdiene avdekket i Fossekansen, Munkvoll gård og Skibua ser ut til å være anomalier og ikke representative for de respektive bydelene. Spannet barnehage ligger på Lade, en bydel som i figur 59 viser høye verdier av både sumPAH(16) og B(a)P. De resterende barnehagen synes å være representativ for sine områder. Barnehagene Møllebakken og Ila som ligger nære industritomtene i Ila/Illsvika inneholdt lave konsentrasjoner av PAH. Som figur 59 viser, ble det påvist både lave og høyere verdier i jordprøvene fra dette området. Det kan se ut som Møllebakken og Ila er mindre utsatt enn andre steder i denne bydelen. Kongsgården barnehage ser ut til å samsvare med nivået for Midtby-området undersøkelsen i 2004 viste. Det kan se ut som flere prøvepunkter i nærheten av barnehagen inneholdt verdier innenfor samme konsentrasjonsklasse som Kongsgården. Singsaker barnehage og Festningen barnehage samsvarer godt når det gjelder maksimumsverdiene, men dette gjelder kun ett eller to prøvepunkter. Generelt for disse barnehagene ligger de noe lavere enn prøvepunktene fra denne bydelen fra 2004. Det ser også ut som Dalsenget og Sunnland barnehager ligger innenfor konsentrasjonsklassene for sine bydeler.



**Figur 59.** Oversiktskart over konsentrasjonsklassene for benzo(a)pyren er gitt til venstre. Konsentrasjonsklasser for sumPAH(16) er gitt til høyre. Kartet viser at det tydelig er det er mest opphopning av PAH i sentrumsområdene i Trondheim.

Sammenlignet med tidligere undersøkelser av PAH i Trondheim, viser de kumulative frekvensfordelingene i figur 1, 2 og 57 at barnehagene har det laveste innholdet av PAH. Sandfangprøvene fra 2005 og de marine prøvene fra 2000 er de med høyest innhold av PAH. Jordprøvene fra 2000 har igjen høyere innhold av PAH enn jordprøvene fra 2004. Dette viser at det er høyere innhold av PAH i dybdeprøver enn overflatejord. Muligens kan det komme av historiske grunner, men det er også vanlig at for eksempel parker og andre bruksområder ved jevne mellomrom får tilført jord til ulike formål. Hvis jorda som benyttes er renere enn de underliggende jordmassene, vil prøver av overflatejord naturlig nok vil ha lavere PAH-konsentrasjoner.

## 6.2 Spannet barnehage

Prøvepunktene som overskred tiltakskravet for jord barnehager ble i Spannet barnehage lokalisert i området tett ved en bunker fra andre verdenskrig midt i barnehagen og like ved et sandbasseng. På grunn av de høye analyseverdiene som ble påvist ved kartleggingen i forbindelse med denne undersøkelsen, ble det i oktober 2007 tatt 20 oppfølgende prøver av Multiconsult AS. Prøvene bekreftet at jorda rundt det ene sandbassenget og bunkeren var moderat til sterkt forurensset med PAH (Rabben 2007).

Etter avdekking av PAH-forurensning ble det gjennomført befarings av barnehagens område for å finne en mulig kilde. En bunker med et tjærebelagt tak (se figur 60) ble lokalisert, og prøver av taket ble sendt til analyse. Prøvene ble analysert på samme måte som jordprøvene. Analyseresultatene viste et innhold av sumPAH(16) på 51 000 mg/kg, og et innhold av benzo(a)pyren på 1700 mg/kg. Det er dermed en klar kilde til PAH-forurensningen i barnehagen. I tillegg ble også tatt oppfølgende jordprøver i nærheten av bunkeren ved forskjellig dybde, samt en prøve fra sandbassenget. PAH-profilene fra tjæren og jordprøvene er vist i figur 62.



**Figur 60.** Tjærebelagt tak på bunker som kilde til de forhøyede verdiene av PAH i Spannet barnehage.

PAH-profilene for jordprøvene i Spannet barnehage viser alle stort sett samme trend. Profilene viser markante topper for fenantren og fluoranten. Det er også antydning til topper for benzo(b)fluoranten og benzo(a)pyren. Prøve 1,8 og 1,9 avviker noe fra de andre prøvene

ved å ha et høyere innhold av naftalen. Disse er prøvetatt på baksiden av barnehagebygningen, i retning vest (se figur 61). Prøvepunkt 1,8 er akkurat på grensen til å være representativ da den har halvparten av analyseverdiene under deteksjonsgrensen. Dette kan forklare den høye prosentandelen av naftalen som profilen viser for denne prøven. PAH-profilen for prøve 1,9 følger de andre prøvepunktene, bortsett fra å ha en forhøyning på andelen naftalen. Ingen av de andre prøvene viser dette. I utgangspunktet skal naftalen nedbrytes eller fordampes rask i jorda. De relativt store mengdene naftalen kan i utgangspunktet enten forklares ved en ”fersk” kilde eller på grunn av analytisk feil. Oppfølgingsprøvene bekreftet andelen av naftalen i jordprøvene på baksiden av barnehagebygningen. PAH-profilene for prøvepunkt 4 og 5 i figur 65 viser en liten forhøyning for naftalen (se figur 27).



**Figur 61.** Område med høy andel naftalen i jordprøvene.

Høyt innhold av naftalen trenger imidlertid ikke komme fra urban forurensning. Naturlige kilder som plante- og mikrobiell metabolisme kan danne denne forbindelsen. Høy prosentandel naftalen i urban jord kan komme fra jord med høyt organisk innhold og som er dekket med et tynt lag av vegetasjon (Maisto et. al 2006). Som bildene viser (se figur 61) er det lite trolig at de høye andelen naftalen kommer fra naturlig kilde, da det i området er lite vegetasjon.

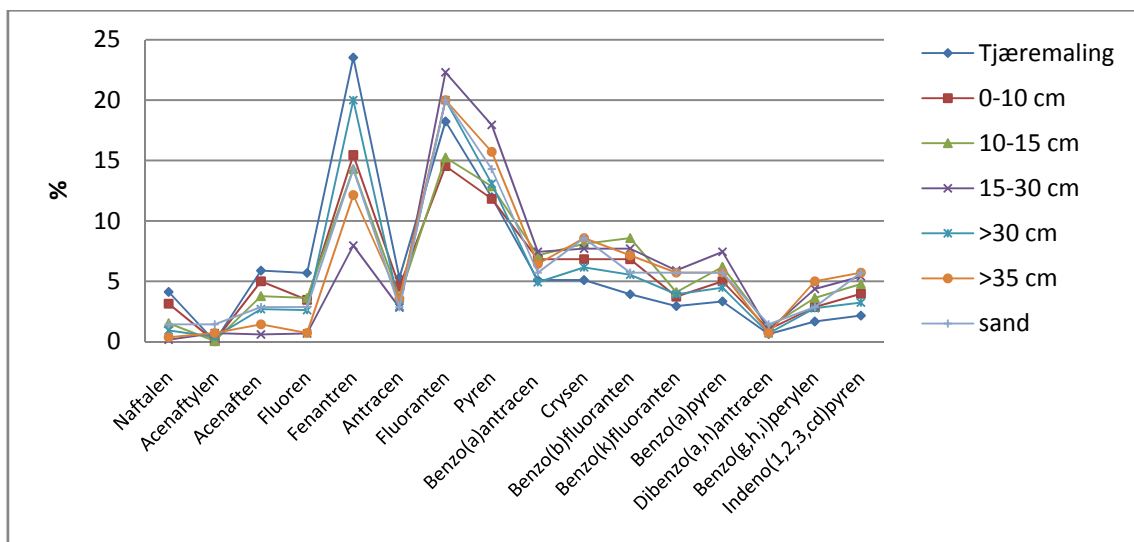
PAH-profilene fra oppfølgingsprøvene (se figur 27) er delt i to diagrammer der prøve 1-9 ligger utenfor det høyt kontaminerte området. Prøve 11-19 er prøvetatt i området rundt bunkeren og sandbassenget. Profilen fra de to områdene samsvarer godt, med de samme framtrepende forbindelsene fluoranten, pyren og fenantren. PAH-profilen til tjæren på taket (se figur 62) stemmer godt overens med profilen til jordprøvene. I tillegg stemmer også prøvene tatt ved ulik dybde godt overens med tjærens profil. Dette innebærer at samme kontamineringskilde har eksponert jorda i området rundt over lengre tid. Selv om PAH-konsentrasjonene i jordprøvene avtar ved økende dybde (se figur 63), overskrider alle jordprøvene konsentrasjonene for sumPAH(16) og benzo(a)pyren kvalitetskriteriet for barnehagejord.

Barnehageområdet ble under andre verdenskrig benyttet av tyskerne. I den tiden var også gassverket på Lade i drift, og det antas at gassverket produserte og solgte tjære. Det er mulig at tjæremalingen på taket til bunkeren kommer fra gassverket og ble påmalt under krigen. Hvis dette er tilfelle har tjæren kontaminert området i omtrent 60 år. I ettertid har det også vært shoddyfabrikk på området. Den eksisterte fram til 1986. I 1987 ble barnehagen som står der i dag etablert. Det ble tilført jordmasser på området i den anledning. Den høye andelen naftalen på vestsiden av barnehagebygningen kan komme fra forurensede masser tilført ved etableringen av barnehagen eller fra søl ved shoddyfabrikken. Dette innebærer i så fall at naftalen er der fortsatt 20 år etter.

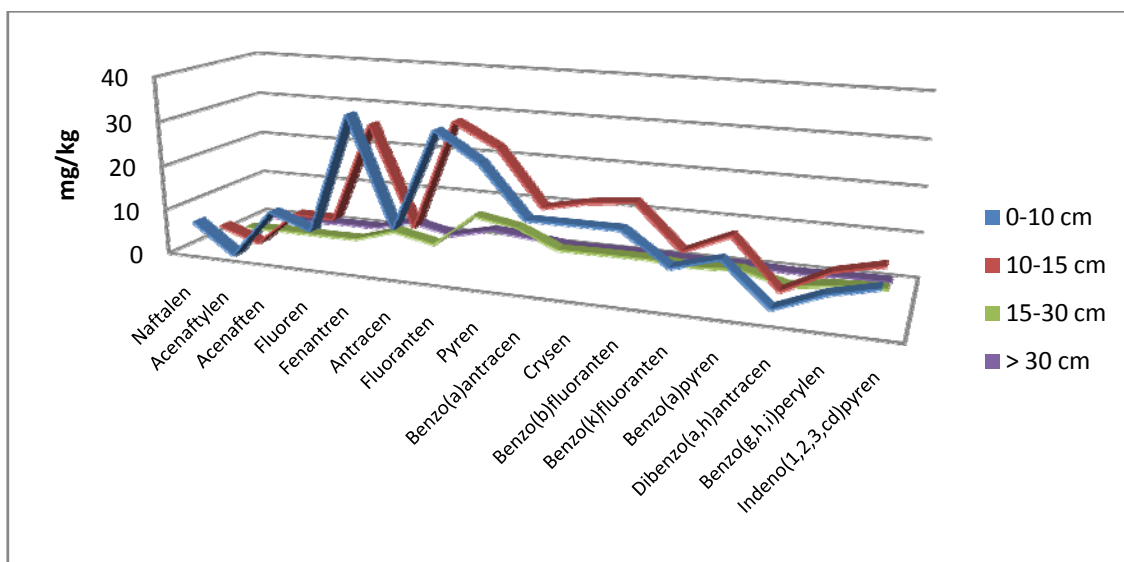
Sammensetningen av PAH-forbindelser i dybdeprøvene og tjæremalingen viser stor sett samme prosentfordeling. Prøvene tatt 0-10 cm og 10-15 cm viser nesten identiske profiler. Prøven tatt fra 15-30 cm viser derimot et høyere prosentinnhold av både fluoranten og pyren enn den overliggende jorda sammen med at den har en lavere prosentandel fenantren. Den viser til og med en høyere andel av fluoranten og pyren enn tjæremalingen. Analyseusikkerhet har nok sin årsak i dette, i tillegg til at den påmalte tjæren på taket kan ha forvitret gjennom de antatte 60 årene den har eksistert. Jordprøven tatt lengre enn 30 cm ned i jorda viser samme trend som den fra 15-30 cm, bortsett fra at den inneholder en høyere andel fenantren. Profilen fra jordprøven tatt lengre ned enn 35 cm samsvarer, men har en lavere andel fenantren.

På bakgrunn av denne undersøkelsen og de supplerende prøvene ble det gjennomført tiltak i Spannet barnehage i mars 2008. Oppryddingen bestod av å fjerne 30 cm av det øverste jordlaget, og etterfylle med rene masser. Kilden til PAH-forurensningen, taket på bunkeren, ble også tatt bort. Figur 64 viser bilder av barnehagen etter gjennomført tiltak.

Det er viktig å rette fokuset mot å avdekke kilder ved undersøkelser av forurenset jord. Fjernes ikke kildene vil jorda kontinuerlig kontamineres, og tiltak må gjennomføres etter hver undersøkelse. Dette koster både tid og penger på ressurser som kunne vært unngått.



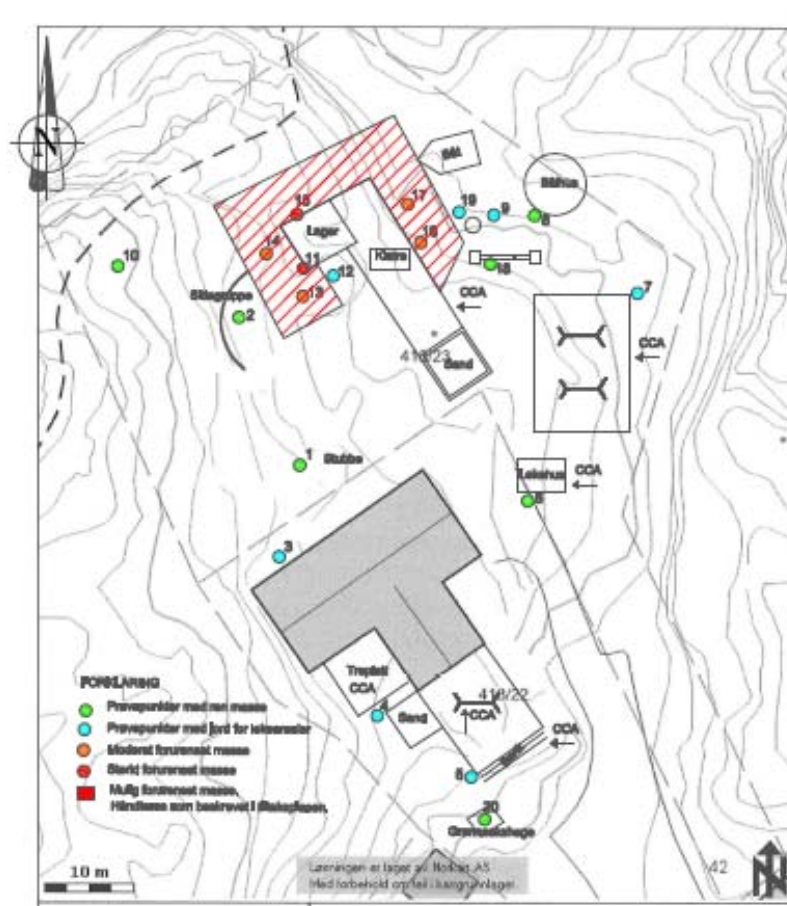
**Figur 62.** Prosentvis plott over PAH-profilene fra jordprøver tatt ved ulik dybde og tjæremaling.



**Figur 63.** Konsentrasjonene av de ulike PAH-forbindelsene i jordprøvene ved ulik dybde.



**Figur 64.** Etter tiltak i Spannet barnehage. Taket med tjæremaling og 30 cm av det øverste jordlaget er fjernet.



**Figur 65.** Kart over oppfølgingsprøvene (Rabben 2007)



### 6.3 Fosseskansen barnehage

Prøvepunktet som viste for høye verdier av sumPAH(16) og benzo(a)pyren, ligger i et beplantet område med bærbusker, like ved et sandbasseng (se figur 66). Jordprøven ble tatt like ved en av bærbuskene slik at forurenset beplantningsjord kan være årsaken til de forhøyde verdiene. En ansatt ved barnehagen opplyste at bærbuskene hadde vært der siden før barnehagen ble etablert. Barnehagebygningen var tidligere maskinistbolig for Leirfoss kraftstasjon.



**Figur 66.** Område med overskridelse av kvalitetskriteriet for jord.

I området der det ble påvist forhøyede verdier består plenen av et veldig sterkt gressdekke. Plenen viste ingen tegn til slitasje. Det antas derfor at barna ikke vil være utsatt for eksponering av de forurensete jordpassene. Bærbuskene er også uten fare, og barna vil ikke eksponeres ved inntak av bærene. For å avgrense det kontaminerte området ytterligere anbefales det å ta ytterligere jordprøver rundt bærbuskene. Det er ingen hast til gjennomføring av tiltak. På sikt bør det likevel ryddes opp i disse massene. Selv om det ble avdekket verdier like over tiltakskravet er tiltaksgrensen satt og bør overholdes.

En ansatt ved barnehagen informerte at det for en tid tilbake ble fjernet kreosotimpregneret trevirke som lå under en platting (se figur 67). Plattingen ligger et stykke unna området med bærbuskene. Det antas at dette ikke har hatt noen innvirkning på de forhøyede verdiene i barnehagen. Muligens kan trestokkene ha blitt lagt på gressplenen mellom bærbuskene en gang i tiden, men det er lite sannsynlig at dette skal vises på jordprøver i dag på grunn av

nedbrytningstiden. PAH-profilen for Fosseskansen barnehage er lik de andre kartlagte barnehagene. Dette kan indikere at det er forurensede masser som er blitt tilført. Forurensede masser kan inneholde PAH fra forskjellige kilder slik at det er vanskelig å se noe ut fra PAH-sammensetningen.



**Figur 67.** Under plattingen bak i bildet lå det for en tid tilbake kreosotimpregnert trevirke.

#### 6.4 Munkvoll gård barnehage

Prøvepunktet som overskred tiltakskravet for jord barnehager ble i Munkvoll gård funnet i den vestre enden av barnehagen, like ved et gjerde (se figur 51). Prøven ble tatt på et sted der vegetasjonen var borte. I området er det flere store trær som har stått der i lang tid.

Barnehageområdet ligger på en gammel tomt, og historisk aktivitet kan ha satt sitt preg. Enkelte steder var de underliggende massene synlige (se figur 69), og det ble observert innhold av teglstein. Det er usikkert om det er slike masser som ligger under gressdekket i hele området. Siden prøvepunktet ble tatt et sted uten vegetasjon over er det sannsynligvis de underliggende massene som er blitt analysert. Dette innebærer at det muligens er byjord som er årsaken til forurensede massen, og trolig viser massene under vegetasjonen i hele barnehagen samme trend. Ved ytterligere prøvetaking kan det antageligvis avdekkes flere steder i barnehagen med forurenset jord.



**Figur 69.** Byjord i Munkvoll gård barnehage med innslag av teglstein.

På grunn av høye verdier av benzo(a)pyren og sumPAH(16) må det igangsettes tiltak i Munkvoll gård barnehage. Det anbefales å gjennomføre en ny prøvetaking for å avgrense området med for høye verdier. Ut fra resultatet av oppfølgingsprøvene må de forurensede massene fjernes og eventuelt erstattes med rene masser. Avhengig av dybden på byjorda kan det legges en fiberduk etter fjerning av 30 cm av de overliggende massene før det fylles på med ren jord (Ottesen et. al 2007b). Uavhengig av eventuelt forurensede masser under plenen består utearealet i barnehagen av tett vegetasjon. Det var få slitte områder. Barna vil i utgangspunktet ikke komme i direkte kontakt med byjorda, men på steder der byjorda er synlig vil det være fare for eksponering. PAH-konsentrasjonene som ble avdekket er lite gunstig i barns lekemiljø.

### 6.5 Skibua barnehage

Prøvepunktene som overskred tiltakskravet for jord barnehager ble i Skibua barnehage lokalisert like ved en sti sør for barnehagebygningen. Som figur 54 viser, lå det gamle lysstolper like ved jordprøven med høye PAH-verdier. Disse var impregnert med kreosot og er derfor kilden til de forhøyede verdiene av PAH. Et prøvepunkt, 13,6, tatt like i nærheten viste også en konsentrasjon av sumPAH(16) tett opp mot tiltakskravet. Rundt området som barnehagen ligger på gikk det en lysløype med kreosotstolper. Det ble funnet åtte stolper liggende på bakken og en stolpe som ble benyttet som oppheng for to husker (se figur 70). Kreosotimpregnert trevirke er forbudt i barns lekemiljø og bør derfor fjernes. Stolpene som ligger på bakken er i tillegg ulovlig deponering av avfall.



**Figur 70.** Kreosotimpregnerte trestokker.

Det ble også observert en bål plass på en skistadion som barnehagens uteareal tilhører. Den lokale velforeningen benytter denne bål plassen for brenning av bål på St. Hans. I bålrestene ble det funnet CCA-impregnert trevirke. Det er forbudt å brenne trykkimpregnert materiale og det var tydelige tegn til at dette hadde blitt gjort.



**Figur 71.** Bål i barnas uteareal. Treplanken på bildet til høyre er CCA-impregnert.

PAH-profilene til de to prøvepunktene som overskred kvalitetskriteriet for jord følger hverandre nokså godt. Prøvepunkt 13,7 har noe lavere prosentandel av fluoranten enn prøvepunkt 13,6. Dette kommer trolig av nedbrytningstiden. Likevel viser prøve 13,7 en topp på naftalen, en forbindelse som i utgangspunktet skal lett nedbrytes. Denne toppen kan ikke ses i prøve 13,6.

PAH-profil for jord kontaminert med treimpregnering er vist i figur 74. Profilene fra jordprøvene i Skibua barnehage kan i utgangspunktet ikke sammenlignes direkte på grunn av ulike faktorer som for eksempel kontamineringstid og jordsmonn. Det kan tyde på at kreosotkontaminert jord inneholder en andel av naftalen som vises som en liten forhøyning i PAH-profilen. Stout et. al (2001) påpeker at kreosot gjerne har en særegen PAH-sammensetning som domineres av 2- og 3-ringede forbindelser. Spesielt har naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, fluoranten og pyren stor utbredelse. I motsetning til PAH-profilen for prøvepunktene i Skibua barnehage viser profilen i figur 74 også topper for andre forbindelser enn naftalen, fluoranten og pyren. Som tidligere nevnt i dette avsnittet kan jorda i de to prøvematerialene vært utsatt for ulik kontamineringstid. Det kan virke som de kreosotimpregnerte lysstolpene har ligget der en stund slik at de andre forbindelsene har forvitret bort. Dermed er det kun naftalen, fluoranten og pyren som hovedsakelig ligger igjen. Naftalen er lett nedbrytbar i jord, så tilstedeværelse av denne forbindelsen kan tyde på kontinuerlig avrenning fra lysstolpene. Analyseusikkerhet kan også spille inn.

## 6.6 Kilder til de påviste PAH-forbindelsene

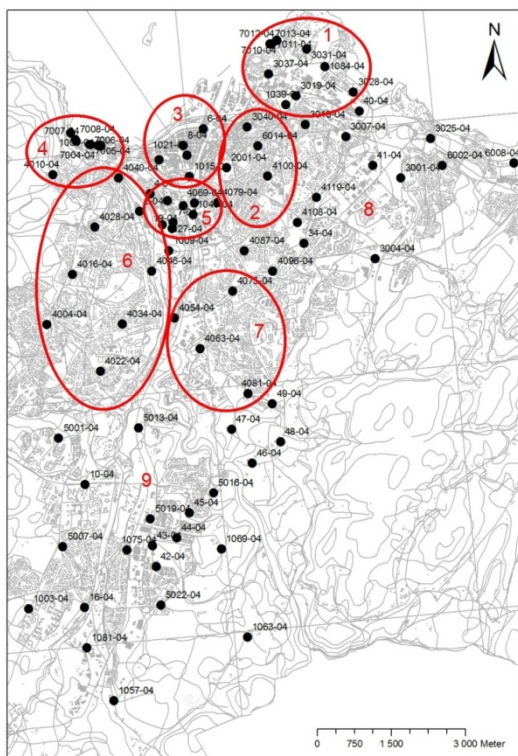
Dette delkapittelet omhandler kilder til de påviste PAH-forbindelsene i barnehagejorda. Først vil det bli foretatt en diskusjon av de ulike PAH-profilene utarbeidet for hver barnehage. Undersøkelsen fra 2004 vil bli trukket inn for å sammenligne med ulike bydeler. PAH-profiler er også blitt utarbeidet for jordprøver med kjent kontamineringskilde for å se om dette kan danne et sammenligningsgrunnlag. Datamaterialet er hentet fra Bergknut et. al (2006). Videre i denne delen vil ratioplott for barnehagene og jordprøvene fra 2004 og 2000 bli framstilt. I tillegg trekkes inn ratioplott fra sandfangkummer undersøkt i 2005.

PAH-profilene utarbeidet for hver barnehage har mange likhetstrekk. Det er de samme forbindelsene som står for de største andelene. Jordprøvene viser at det er fluoranten som er den mest utbredte forbindelsen, men også pyren har en stor andel. PAH-profilene viser topper for fenantren, crysen og benzo(b)fluoranten, i tillegg til en viss andel benzo(a)pyren og benzo(ghi)perylene. Det varierer fra barnehage til barnehage om det er crysen eller benzo(b)fluoranten som har størst utbredelse. Generelt viser profilene lave verdier for de 2- og 3-ringede forbindelsene, i tillegg til dibenzo(a,h)antracen. Stout et. al (2001) viser en PAH-profil som antas å kunne representere fordelingen av PAH-forbindelser fra urban avsetning i sedimenter. Profilen samsvarer godt med forbindelsene som utgjør størst andel i barnehagene. I profilen er de mest dominerende forbindelsene fluoranten, pyren, benzofluorantener og benzo(a)pyren. I følge Yunker og Macdonald (1995) varierer det innenfor hver molekylmasse i hvilken grad hver isomer viser en forhøyelse. Den relative mengden av mindre stabile komponenter varierer også. Ofte er innholdet av antracen lavt i forhold til fenantren, mens indeno(1,2,3,cd)perylene kan både dominere og være liten i forhold til benzo(ghi)perylene. Det er vanlig at fluoranten og pyren følger hverandre (Yunker og Macdonald 1995). Trafikale kilder har ofte høyt innhold av benzo(ghi)perylene i forhold til indeno(1,2,3cd)perylene (Lehndorff og Schwark 2004). Ingen av barnehagene viser en tydelig trend til at benzo(ghi)perylene dominerer over indeno(12,3,cd)perylene. De barnehagene som har enkelte prøvepunkter som viser en forhøyning er Kongsgården, Singsaker, Dalsenget, Sunnland og Ila.

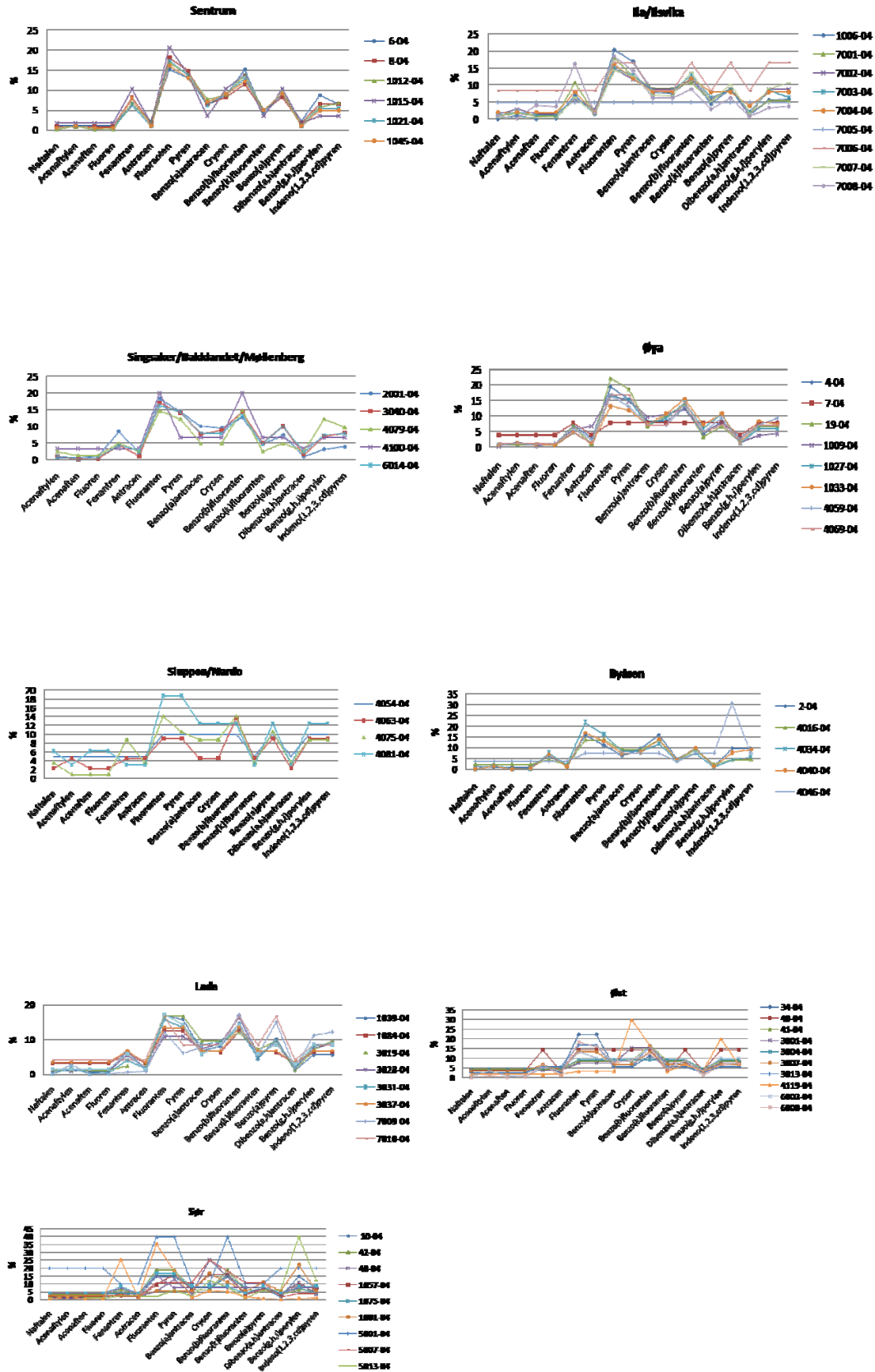
Jordprøvene viser et innhold med overvekt av høymolekylære forbindelser, noe som kan indikere opphav fra pyrogene prosesser (Jensen et. al 2007). Urbane miljø har ofte en blanding av ulike organiske materialer som sot, støv og eksos fra forbrenningsprosesser, og det er en vanlig trend at urbane miljø domineres av høymolekylære PAH-forbindelser (Stout et. al 2001).

Analyseverdiene fra undersøkelsen i 2004 er fremstilt i prosentvise PAH-profiler (se figur 73) for hver prøve. Kun prøver med minst halvparten av analyseverdiene over deteksjonsgrensen er tatt med. De andre antas ikke å være representative på grunn av for mange verdier under deteksjonsgrensen. Prøvene er inndelt etter deres plassering i bydeler (se figur 72). De utvalgte bydelene er Sentrum, Singsaker/Bakklandet/Møllenberg, Øya, Iilsvika/Ila, Byåsen, Lade, Sluppen/Nardo, Øst og Sør. Prøvene som ligger utenfor de røde ringene tilhører enten område Øst eller Sør avhengig av deres plassering. Det er ikke benyttet koordinater eller annen informasjon for denne inndelingen. Prøvene er grovt inndelt etter øyemål.

PAH-profilene for undersøkelsen i 2004, viser at de samme forbindelsene dominerer. Fluoranten og pyren er de med størst andel. Fenantren, benzo(b)fluoranten og benzo(a)pyren er også karakteristiske, men i noe lavere andel enn de to foregående. Det kan virke som cysen er mindre utpreget i prøvene fra 2004, mens noen barnehager inneholder en større andel av denne forbindelsen. I jord kan det finnes blandinger fra ulike kilder og som er utsatt for ulike forvittringsprosesser. Ofte viser jordprøver et innhold av PAH fra den naturlige bakgrunnen sammen med urban tilførsel, eller sammen med kreosot og urban tilførsel. Dette gjør at det ikke finnes én PAH-sammensetning i urbane miljø (Stout et. al 2001). De respektive PAH-profilene fra undersøkelser i Trondheim vil sammen uttrykke fordelingen i Trondheims urbane miljø.



**Figur 72.** Prøvepunktens plassering i utvalgte bydeler. 1: Lade, 2: Singsaker/Bakklandet/Møllenberg, 3: Sentrum, 4: Ila/Iilsvika, 5: Øya, 6: Byåsen, 7: Sluppen/Nardo, 8: Øst, 9: Sør



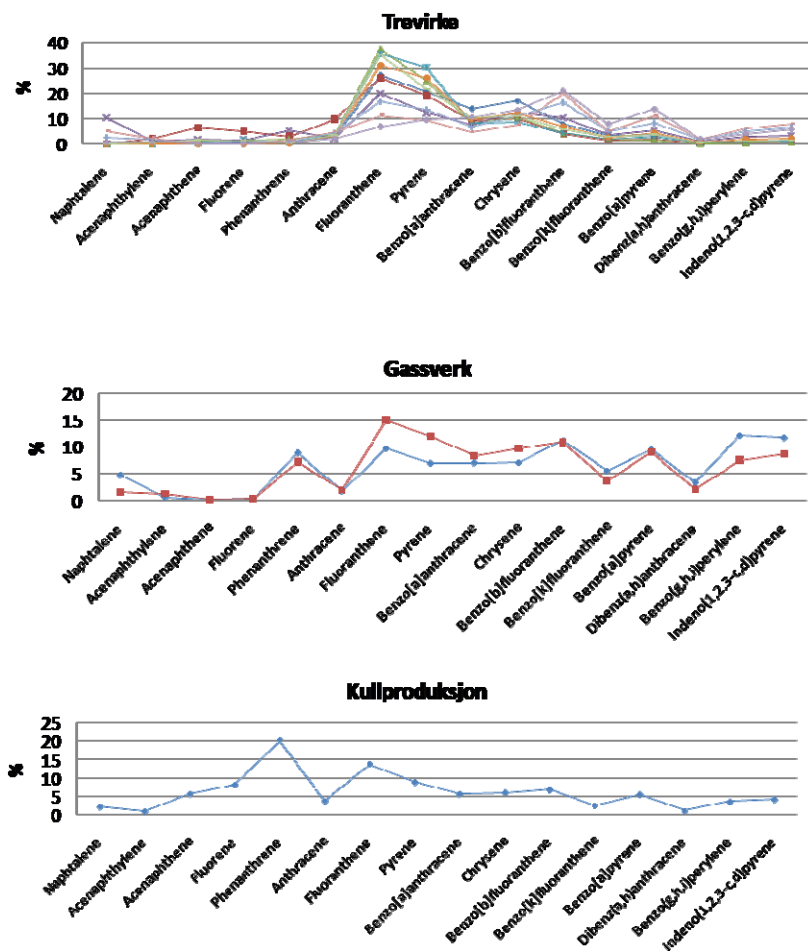
Figur 73. PAH-profiler for bydeler i undersøkelsen fra 2004.



Sammenlignet med PAH-profilene fra jordundersøkelsen i 2004 (se figur 73) viser PAH-profilene fra barnehagene tydelige likhetstrekk med Sentrum og områdene rundt, Øya og Singsaker/Bakklandet/Møllenberg. Til dels kan de også sammenlignes med jordprøvene fra Ila/Ilsvika. I tillegg viser PAH-profilene fra jordprøvene på Byåsen samme prosentvise fordeling. Siden vedfyring kan sies å ha størst omfang i sentrum og på Byåsen, kan dette stemme godt overens med at PAH-profilene fra disse områdene samsvarer hvis vedfyring er den dominerende kilden. Også Lade har flere likhetstrekk med PAH-fordelingen i barnehagene, og til en viss grad jordprøvene tatt øst i byen. Prøvene fra Lade inneholder en noe høyere andel benzo(b)fluoranten. PAH-profilene fra Sluppen/Nardo og sør i byen viser en mer uordnet fordeling. I begge disse områdene er det eller har vært forbrenningsanlegg.

I figur 74 er det vist PAH-profiler fra kontaminert jord med kjent kilde. De supplerende dataene fra Bergknut et. al (2006) inneholder et datasett for jordprøver kontaminert med treimpregnering, kullproduksjon og gassverk. Dette er kilder som anses som relevante i Trondheim. Det er ikke funnet datamateriell for jord kontaminert med PAH fra vedfyring. PAH fra vedfyring slippes ut i lufta og blir en del av alt som samler seg i atmosfæren. Dette kan gjøre det vanskelig å utpeke en bestemt profil. Det finnes imidlertid undersøkelser på PAH-utslipp direkte fra vedfyring (Freeman og Cattell 1990; Hedberg et. al 2002). Karakterisering av PAH-sammensetningen i utslipp fra vedfyring av bjørk, viste at over 70% av det totale innholdet av PAH bestod av forbindelsene fluoren, fenantren, antracen, fluoranten og pyren (Hedberg et. al 2002).

Sammenligningsgrunnlaget for å foreta en vurdering av barnehagejorda mot kjente kilder er uvisst. Profilene i figur 74 viser at mange av de samme trekkene går igjen. Spesielt samsvarer jord kontaminert med treimpregnering med profilene utarbeidet for barnehagene, uten at det antas at dette er en utbredt kilde til PAH-verdiene i barnehagene. Fenantren synes å være en liten bestanddel i jord kontaminert med treimpregnering. PAH-profilen for Skibua barnehage, der kreosot er kontamineringskilden, viser likevel en topp for fenantren. Kullproduksjon og gassverk synes å inneholde en større andel av henholdsvis fenantren og benzo(a)antracen enn funnet i barnehagene. Kilder som treimpregnering, kullproduksjon og gassverk kommer alle fra forbrenningsprosesser. Ut fra likheten med PAH-profilene i barnehagene antydes det at forbrenningsprosesser kan være en kilde til PAH-forbindelsene i barnehagejorda. Det anses som viktig å påpeke at denne vurdering baserer seg kun på spekulasjoner. For mange usikkerhetsmomenter spiller inn..

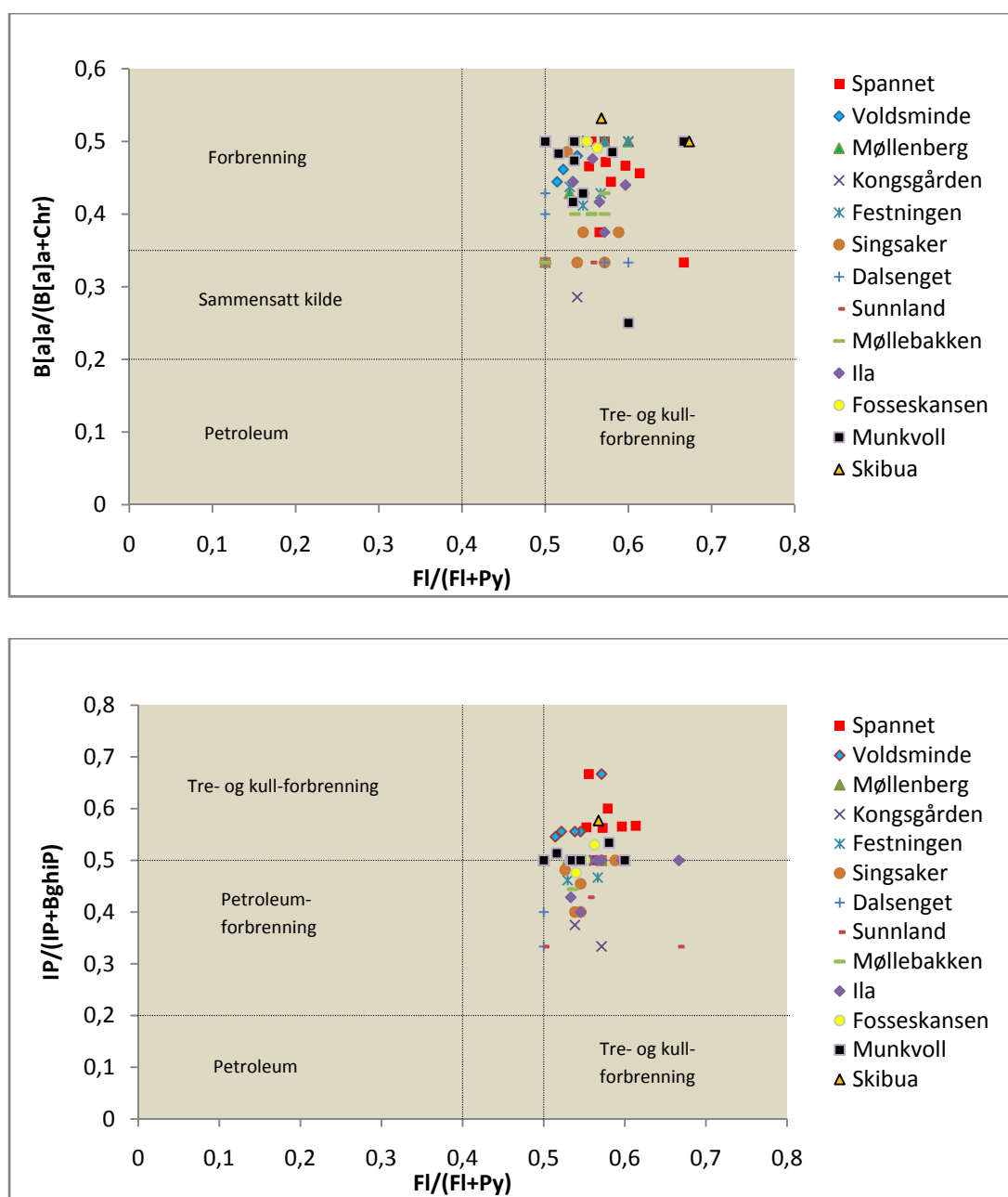


Figur 74. PAH-profiler fra jordprøver med kjent kilde (Bergknut et. al 2006).

Tre ulike ratioplott er valgt ut for å se om disse kan utpeke kilder. Det er blitt utarbeidet ratioplott for benzo(a)antracen og crysen, fluoranten og pyren, og indeno(cd, 1,2,3)pyren og benzo(ghi)perylene. Alle barnehagene er framstilt i samme diagram (se figur 75). Grenseverdiene for de ulike ratioene er hentet fra Yunker et. al (2002). For å gjøre framstillingen mest mulig representativ er det kun tatt med prøvepunkter som har analyseverdier på eller over deteksjonsgrensen for de respektive forbindelsene.

Det er ikke utarbeidet ratioplott for Ant/(Ant+Phe) på grunn av for mange verdier under deteksjonsgrensen. De lavmolekylære PAH-forbindelsene er ofte mangelfulle i prøvematerialer og det argumenteres for at de muligens ikke burde brukes for å avdekke kilder (Kahn et. al 2007; Schwark 2008). På grunn av flyktigheten til de lavmolekylære forbindelsene er det ved utslipp fra for eksempel forbrenningsanlegg mulig at de lavmolekylære forbindelsene ikke vil havne i jorda i området rundt kilden (Schwark 2008).

Ratioen  $Fl/(Fl+Py)$  er valgt fordi fluoranten og pyren har like kjemiske egenskaper. I tillegg dekker denne ratioen både flyktige og partikkelbundet PAH. Det antas at variasjoner i ratioverdier kommer av at ulike kilder har gjort seg gjeldene (Lehndorff og Schwark 2004). Ved å kombinere denne ratioen med  $B[a]/(B[a]+Chr)$  og  $IP/(IP+BghiP)$  kan analyseverdiene for disse forbindelsene uttrykke et mer sammensatt bilde. Det kan virke som det er knyttet større usikkerhet rundt ratioplott av  $B[a]/(B[a]+Chr)$  og  $Fl/(Fl+Py)$ , enn  $IP/(IP+BghiP)$  (Zhang et. al 2005). Ratioplott bør klart benyttes med forsiktighet.



Figur 75. Ratioplott for alle barnehagene.

Ut fra ratioplottene viser barnehagene tegn til at forbrenningsprosesser er den største kilden til PAH i jorda, der tre- og kullforbrenning er viktige bidrag. For Trondheim vil dette helst gjelde vedfyring. Noen prøvepunkter legger seg også i området som indikerer forbrenning av petroleum. Veitrafikk anses som en viktig kilde for slike prosesser. Sammen med PAH-profilene til jordprøvene, gir dette ytterligere indikasjoner på at forbrenningsprosesser, hovedsaklig vedfyring, er en viktig bidragsyter til PAH i barnehagejorda.

Det tjærebelagte taket som ble avdekket som kilde i Spannet barnehage, legger seg i området som indikerer forbrenningsprosesser. Tjære framstilles fra forbrenning av kull eller trevirke (Neilson 1998) slik at ratioplottene fra Spannet barnehage ser ut til å havne i riktig kategori i diagrammene. Vedfyring kan være en kilde til mer diffus forurensning i denne barnehagen. Som tidligere nevnt kan det også være en nyere kilde som gir opphav til andeler med naftalen i jorda bak barnehagebygningen. Dette viser at innenfor et lite område kan det være flere gjeldende kilder.

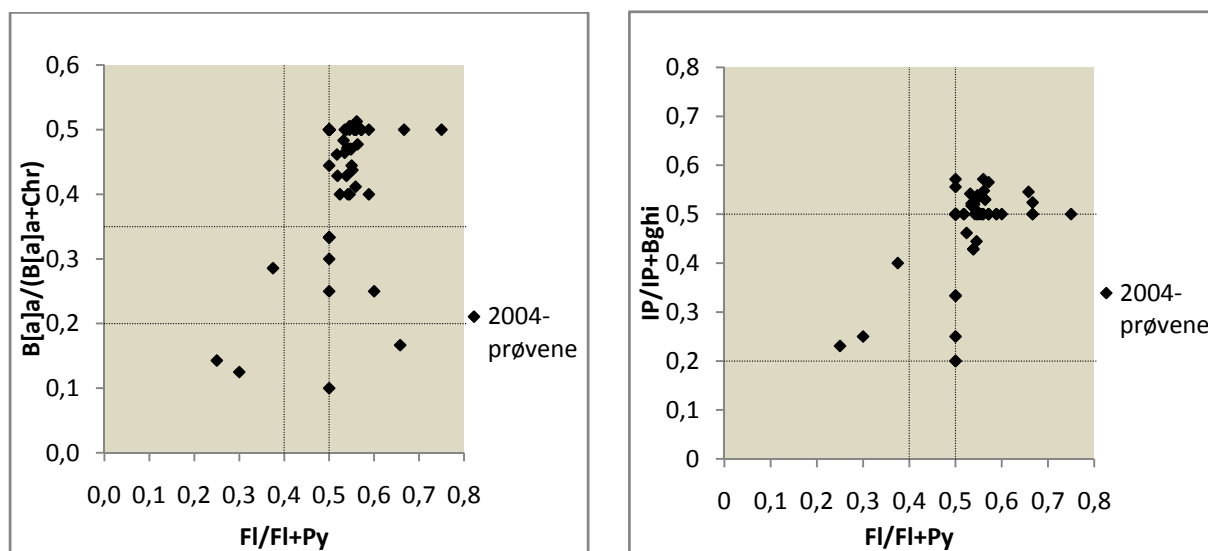
Kreosotimpregnerte lysstolper, som antas å være kilde i Skibua barnehage, havner også i forbrenningsområdet i diagrammene. Prøvepunktene fra området rundt lysstolpene skiller seg noe ut i forhold til resten av barnehagene i ratioplottet av B[a]a/ (B[a]a+Chr) mot Fl/(Fl+Py) ved at prøvepunktene har høyere verdier. Kreosot er et destillat av kulltjære, et biprodukt ved kullproduksjon (Neilson 1998), og skal dermed legge seg i forbrenningsområdet i diagrammene.

Ratioplottene viser at Munkvoll gård og Fosseskansen barnehage følger hverandre nokså godt. Det antas, som tidligere nevnt, at henholdsvis byjord og forurenset beplantningsjord er kilder til de forhøyede verdiene i disse barnehagene. Plasseringen i diagrammene kan muligens bekrefte dette. Både byjord og forurenset beplantningsjord kan inneholde ulike stoffer og forbindelser, og det er ofte mange kilder som kan ha gjort seg gjeldene. Ratioplottene for disse barnehagene indikerer hovedsakelig tre- og kullforbrenning som kilde. Noen av prøvepunktene ligger på grensen til å indikere petroleumsforbrenning. Ett av prøvepunktene i Fosseskansen antyder innslag av petroleumsforbrenning. Det har tidligere i oppgaven vært spekulert i om kreosotimpregnert trevirke kan ha bidratt til de forhøyede verdiene i Fosseskansen barnehage, men ratioplottene ser ut til å avkrefte dette.

For barnehagene med lave konsentrasjoner og mer diffust innhold av PAH, er det hovedsakelig vedfyring som er framtrødende som kilde. Enkelte barnehager indikerer også innslag av veitrafikk, i tillegg til vedfyring. Flere av disse barnehagene ligger ved trafikkerte

veier. Barnehagene Singsaker, Festningen og Kongsgården ligger ut mot veier som er høyt trafikkert, spesielt i rush-tiden. I tillegg antydes det at Ila, Møllebakken og Sunnland får tilførsel fra både vedfyring og veitrafikk. Ingen av disse barnehagene ligger ved trafikkerte veier, men både Ila og Møllebakken ligger nært det tidligere industriområdet i Ilsvika og er innenfor det såkalte byjordsområdet. Ut fra ratioplottene kan det også tyde på at Dalsenget barnehage, som ligger i nærheten av E6, får bidrag fra veitrafikk. Enkelte av prøvepunktene fra denne barnehagen ligger helt på grensen til å indikere vedfyring, mens de ligger klart innenfor området som indikerer eksos fra veitrafikk.

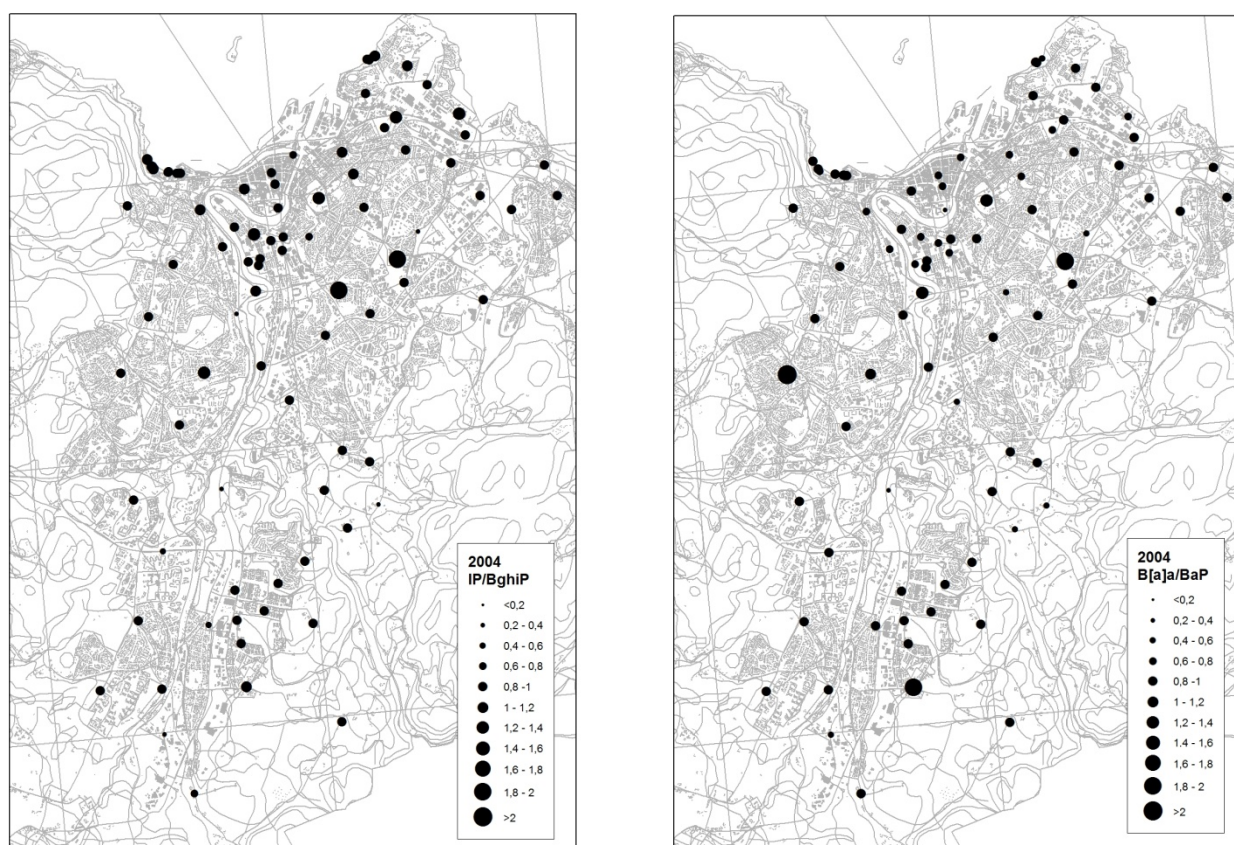
Ratioplottene for undersøkelsen i 2004 (se figur 76) viser at det er flere kilder som bidrar til PAH i jord i Trondheim. Også for denne undersøkelsen havner de fleste jordprøvene i området som indikerer forbrenning av tre eller kull. Det er likevel noen prøvepunkter som indikerer opphav fra petroleum og petroleumforbrenning. Ratioplottene for 2004-prøvene samsvarer godt med ratioplottene for barnehagene. Dette kan tyde på at PAH-forbindelsene funnet i barnehagejorda stemmer godt overens med byen som helhet, selv om enkelt avvik kan observeres.



**Figur 76.** Ratioplott for prøvetakingen i 2004.

Kartene i figur 77 er framstilt for å se om ratioene for 2004-prøvene viser tegn til å skille mellom vedfyring og industriutslipp. Begge kildene favoriseres ved høye ratio-verdier (Schwark 2008). Uten å kunne trekke klare slutninger på bakgrunn av disse, kan det kanskje

tyde på at IP/BghiP har noe høyere verdier i og rundt sentrum enn resten av byen. Dette innebærer i så fall at vedfyring gir et større bidrag til PAH-konsentrasjonene i de sentrale områdene enn resten av byen. Det kan også se ut som vedfyring er en mer aktiv kilde i sentrum og områdene rundt enn industriprosesser. Det er kjent at Byåsen og Sentrum er områdene med høyest bruk av vedfyring. Figur 77 viser noe høyere verdier av IP/BghiP i sentrum, mens det er ingen tydelige tegn til at Byåsen skiller seg ut. Dette kan ha noe med lite prøveantall å gjøre i dette området. Muligens kan topologiske forhold også spille inn på fordelingen, uten at dette skal drøftes ytterligere.

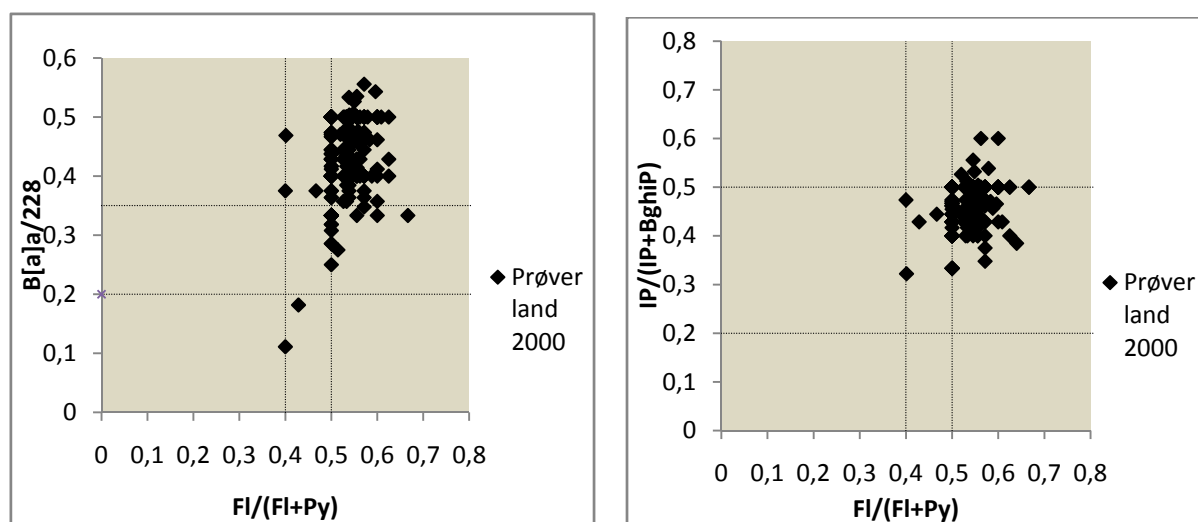


**Figur 77.** Kartframstilling av IP/BghiP og B[a]a/BaP for prøvetakingen i 2004. Det kan se ut som IP/BghiP er mer fremtredende i sentrumsområdet enn B[a]a/BaP.

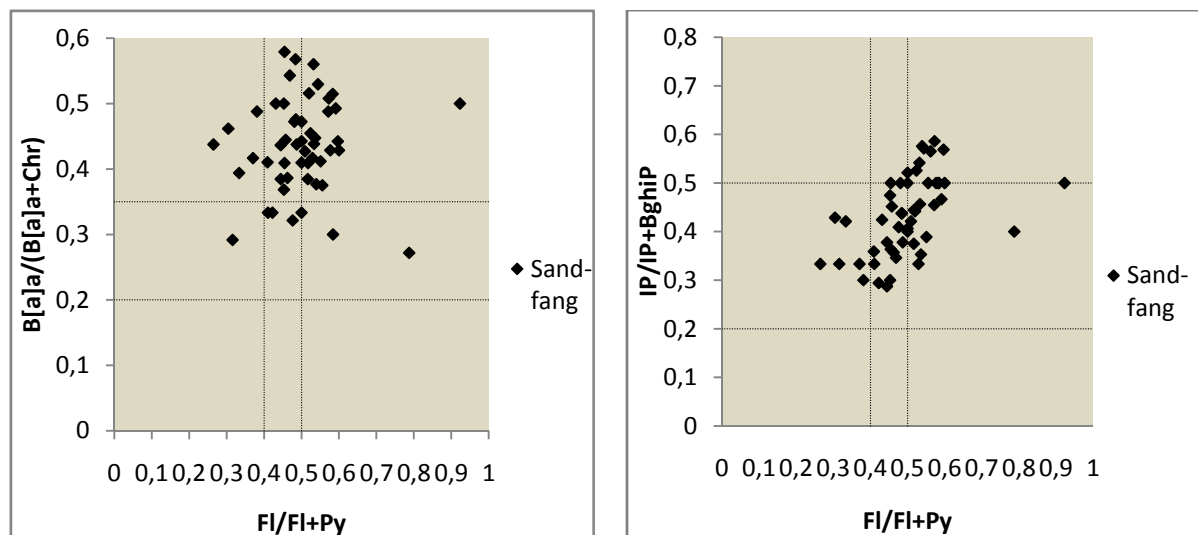
Ratioplottene for jordprøvene fra undersøkelsen i 2000 (se figur 78) viser også at forbrenningsprosesser gir et viktig bidrag til PAH. Prøvene er tatt mer utelukkende i sentrumsnære områder enn 2004-prøvene (se NGU Rapport 2000.115 for kart over

prøvepunkt). I forhold til prøvene fra 2004 havner en større andel prøvepunkter innenfor området for forbrenning av petroleum. Ratioplottene antyder dermed at veitrafikk gir et vesentlig bidrag til PAH-konsentrasjonene i sentrumsområdene, sammen med vedfyring.

Datamateriale for sandfangkummer er hentet inn for å se om disse på noen måte samsvarer eller skiller seg fra PAH- sammensetningen i jordprøvene. Sandfangskummer er opprettet for å samle opp sedimenter og materiale som skylles av tette flater som asfalt, betong og hustak (Jartun og Jørgensen 2006). Sandfangskummene er samlingssted for direkte av renning av nylig avsatt materiale, og tømmer ved jevne mellomrom (Bjervamoen et. al 2006). I forhold til jordprøver antas det at innholdet av PAH i slike kummer er mer ”fersk”, tillegg til at det har et større bidra fra trafikk og oljesøl. Dette kan gjøre vedfyring mindre dominerende i sandfangskummene. I tillegg virker mest sannsynlig ikke de samme biologiske prosessene i sandfangkummer som i jorda, slik at PAH-forbindelsene muligens vil være mer tydelige og ha større omfang her. Ratioplottene for sandfangskummene bekrefter at det er flere aktive kilder til PAH i Trondheim. Diagrammene viser at det i mye større grad enn i jordprøvene påvises petroleum og veistøv fra trafikk. Det indikeres fortsatt et innhold fra forbrenningsprosesser av tre, men det dominerende bidraget kommer fra petroleum og petroleumforbrenning. Dette er sannsynlig, da det under prøvetakingen ble observert oljerester i omtrent alle prøvene (Bjervamoen et. al 2006).



**Figur 78.** Ratioplott for landprøver fra 2000.



**Figur 79.** Ratioplott for sandfangprøver 2005.

Sandfangprøver samler opp dagens aktive kilder til PAH. Det antas derfor at disse indikerer mer sikre kilder. I dagens situasjon synes veitrafikk å være hovedkilden til PAH i Trondheim sentrum, og da i et større omfang enn det jordprøvene viser. Jordprøvene kan kanskje reflektere at vedfyring representerer en tidligere hovedkilde. Det er også mulig at veitrafikken kontaminerer i gateplan og i de nærliggende områdene slik at omfanget i jorda ikke blir like fremtredende. Diagrammene i figur 75 angir vedfyring som hovedkilde i barnehagene, men at enkelte barnehager også får bidrag fra bileksos. Ved- og kullfyring har i Trondheim pågått over lang tid, mens høyt eksosutslipp er av nyere dato. I analyser av jordprøver vil kanskje vedfyring dominere i PAH-sammensetningen og dermed gjøre eksos mindre synlig.

Denne undersøkelsen av PAH-forurensning i barnehagejord viser tegn til at det generelt er diffus PAH-forurensning som dominerer situasjonen i Trondheim. Selv om dette innebærer lave konsentrasjoner over et stort område, kan denne type kontaminering være like så viktig med tanke på at store områder genererer store mengder kontaminert jord (Johnsen og Karlson 2007). Et interessant spørsmål å stille vil være om nedbrytningen av PAH i jorda skjer raskere enn tilførselen, eller om konsentrasjonene av PAH vil øke over tid. Videre overvåking av situasjonen i Trondheim anbefales derfor for å se an utviklingen.



## 7. KONKLUSJON OG ANBEFALINGER

Undersøkelsen av PAH-forurensning i 13 barnehager i Trondheim har vist et generelt lavt innhold av PAH-forbindelser i jorda. Det ble avdekket fire barnehager med konsentrasjoner over kvalitetskriteriet for jord i barnehager for benzo(a)pyren og sumPAH(16). I resten av barnehagene anses ikke PAH-forurensning å utgjøre noen miljøtrussel. I barnehagene med for høye verdier stilles det krav til tiltak for å rydde opp i de forurensete massene. Kilder som tjære, kreosot, forurenset beplantningsjord og byjord har gjort seg gjeldene i barnehagene med verdier over tiltakskravet. Ingen av disse barnehagene lå i de sentrale delene av Trondheim.

Til tross for lave konsentrasjoner viser flere prøvepunkter en oppkonsentrering av benzo(a)pyren og sumPAH(16) i forhold til de naturlige bakgrunnsverdiene i Trondheim. Sammenlignet med de allerede kartlagte barnehagene i prosjekt "Ren barnehagejord" viser de 13 barnehagene et høyere innhold av PAH. Dette gjelder også for sentrumsbarnehagene. Denne barnehageundersøkelsen viser verdier som samsvarer med jordprøvene fra undersøkelsen foretatt i 2004. Analyseverdiene fra både denne barnehageundersøkelsen og "Ren barnehagejord" samsvarer godt med bybildet prøvene fra 2004 gir, der sentrumsområdene har et høyere innhold av PAH enn resten av byen. Sammenlignet med tidligere undersøkelser av PAH i Trondheim har barnehagene det laveste innholdet av PAH. Det tyder også på at overflatejord har lavere konsentrasjoner enn lenger ned i jordmassene.

Kildeavdekking ved hjelp av ratioplott viser to aktive kilder til de påviste PAH-forbindelsene i barnehagejorda; vedfyring og veitrafikk. Det ser ut som vedfyring gir det største bidraget. Undersøkelsen fra 2004 bekrefter dette. Undersøkelsen fra 2000, som utlukkende fokuserte på sentrale bydeler, antyder et større bidrag fra eksos sammen med vedfyring. Barnehager som ligger ved trafikkerte veier antyder et større bidrag fra eksos enn barnehager som ikke ligger i slike områder. PAH-profilene fra barnehagene har likhetstrekk med PAH-profiler fra områdene med mest vedfyring, sentrale bydeler og Byåsen, uten at dette nødvendigvis gir et godt sammenligningsgrunnlag. Sammenlignet med sandfangprøvene i 2005 viser disse prøvene at dagens situasjon domineres av veitrafikk, i motsetning til jordprøvene der dette ikke er like tydelig. Muligens domineres PAH-sammensetningen i jorda av vedfyring som lenge har vært en vesentlig kilde i Trondheim.

Ved avdekking av PAH- nivåer over kvalitetskriteriet for jord i barnehager er det fra statlig hold gitt retningslinjer for hvilke tiltak som anbefales og hvordan håndtere forurensede masser. Disse er nærmere beskrevet i Statens forurensning sin rapport TA- 2262/2007, ”Mal for rapportering fra undersøkelse av jordforurensning i barnehager og på lekeplasser”. Basert på erfaringer fra denne undersøkelsen, anses det som viktig avslutningsvis å oppfordre til å se etter mulige kilder ved prøvetaking i et område. Lokale kilder som gir opphav til forhøyede verdier må fjernes for at tiltakene ikke må gjøres om igjen etter neste undersøkelse.

## REFERANSER

- Alexander, J. (2006). Anbefalte kvalitetskriterier for jord i barnehager, lekeplasser og skoler basert på helsevurderinger. Nasjonalt folkehelseinstitutt.
- Andersson, M., Haugland, T., Ottesen, R. T., Volden, T., og Jartun, M. (2006a). Kartlegging av jordforurensning i 18 barnehager i bydel Gründerløkka (utenfor ring 2). *NGU Rapport 2006.064*, Norges geologiske undersøkelse.
- Andersson, M., Ottesen, R. T., og Haugland, T. (2006b). Overvåkning av jordforurensning i Trondheim 1994-2004. *NGU Rapport 2006.033*, Norges geologiske undersøkelse.
- Armstrong, T. W., Zaleski, R. T., Konkel, W. J., og Parkerton, T. J. (2002). A tiered approach to assessing children's exposure: a review of methods and data. *Toxicology Letters*, 127, 111-119.
- Bergknut, M. (2006). Characterization of PAH-contaminated soils focusing on availability, chemical composition and biological effects., Akademisk avhandling, Umeå universitet.
- Bergknut, M., Frech, K., Andersson, P. L., Haglund, P., og Tysklind, M. (2006). Characterization and classification of complex PAH samples using GC-qMS and GC-TOFMS. *Chemosphere*, 65(11), 2208-2215.
- Bjervamoen, S. G., Bjørk, T. B., Elgen, M., Gaut, S., Hauan, G., Ilestad, I., Johnsen, C. C., Knapstad, H., Nordløkken, M., Stoeckert, K., Stokkan, T., og Ottesen, R. T. (2006). Spredning av miljøgifter fra tette flater i Trondheim. *NGU Rapport 2006.024*, Norges geologiske undersøkelse.
- Bølviken, B. (1973). Statistisk beskrivelse av geokjemiske data. *Norges Geologiske Undersøkelse*, No. 285. Skrifter 3, s. 1-10.
- Brenner, R. C., Magar, V. S., Ickes, J. A., Abbott, J. E., Stout, S. A., Crecelius, E. A., og Bingler, L. S. (2002). Characterization and FATE of PAH-contaminated sediments at the Wyckoff/Eagle Harbor Superfund Site. *Environmental Science and Technology*, 36(12), 2605-2613.
- Calabrese, E. J., Barnes, R., Stanek, E. J., III, Pastides, H., Gilbert, C. E., Veneman, P., Wang, X. R., Lasztity, A., og KostECKI, P. T. (1989). How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 10(2), 123-137.
- Chuang, J. C., Callahan, P. J., Lyu, C. W., og Wilson, N. K. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 9(2), 85-98.
- Cohen Hubal, E. A., Sheldon, L. S., Burke, J. M., McCurdy, T. R., Berry, M. R., Rigas, M. L., Zartarian, V. G., og Freeman, N. C. (2000). Children's exposure assessment: a review of factors influencing Children's exposure, and the data available to characterize and assess that exposure. *Environmental Health Perspectives*, 108(6), 475-486.

- Cornelissen, G., Rigterink, H., Ferdinandy, M. M. A., og van Noort, P. C. M. (1998). Rapidly Desorbing Fractions of PAHs in Contaminated Sediments as a Predictor of the Extent of Bioremediation. *Environmental Science and Technology*, 32(7), 966-970.
- Eggen, O. A., Haugland, T., Finne, T. E., og Jartun, M. (2007a). Kartlegging av jordforurensning i 58 barnehager i bydel Østensjø. *NGU Rapport 2007.016*, Norges geologiske undersøkelse.
- Eggen, O. A., Haugland, T., Ottesen, M. E., Fugleneb, A., og Andersson, M. (2007b). Kartlegging av jordforurensning i 86 barnehager i bydel Nordstrand. *NGU Rapport 2007.013*, Norges geologiske undersøkelse.
- Finstad, A., Flugsrud, K., Haakonsen, G., og Aasestad, K. (2004). Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv. Undersøkelse om vedforbruk og fyringsvaner i Trondheim og Bergen 2003. *Rapport 2004/27*, Statistisk sentralbyrå.
- Freeman, D. J., og Cattell, F. C. R. (1990). Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science and Technology*, 24(10), 1581-1585.
- Grøn, Ch., og Andersen, L. (2008). Human Bioaccessibility of Heavy Metals and PAH from Soil. *Environmental Project No.840 2003. Technology Programme for Soil and Groundwater Contamination*, Det danske miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Hagen, L. O. (2002). Kontrollmålinger av PAH ved aluminiumverk vinteren 2001/2002. *Rapport OR 37/2002*, NILU.
- Hantho, G. (1996). Kjemisk karakterisering av veistøv fra trafikk i bymiljø., Hovedfagsoppgave ved institutt for fysikalsk kjemi, Norges Teknisk- Naturvitenskapelige Universitet.
- Hartnik, T., og Amundsen, C. E. (2001). Toksisitet av tjæreforbindelser for jordlevende organismer: Litteraturstudie. *Rapport 101/01*, Jordforsk.
- Haugland, T. (2008). Personlig meddelelse på PAH-workshop på Norges geologiske undersøkelse 10.04. 2008.
- Haugland, T., Ottesen, R. T., og Volden, T. (2005). Jordforurensning i OBY-barnehager innenfor Ring 2. *NGU Rapport 2005.064*, Norges geologiske undersøkelse.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P. A., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U., og Westerholm, R. (2002). Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment*, 36(30), 4823-4837.
- Hole, M., og Frøland, S. (2008). Jordforurensning i 10 barnehager i Trondheim. *NGU Rapport 2008.011*, Norges geologiske undersøkelse.
- Hughes, J. B., Beckles, D. M., Chandra, S. D., og Ward, C. H. (1997). Utilization of bioremediation processes for the treatment of PAH-contaminated sediments. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 18(2/3), 152-160.

- Jacqueline, A. F., Hjuler, H., Grøn, C., Dybdahl, H. P., Broholm, K., og Østfeldt, K. (2002). Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. *Miljøprojekt Nr.728 2002. Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grunnvandsforurening*, Det danske miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Jartun, M., og Jørgensen, T. (2006). Kartlegging av PCB, PAH og tungmetaller i asfaltdekker fra områdene Kristiansand, Oslo og Bergen. *NGU Rapport 2006.029*, Norges geologiske undersøkelse.
- Jensen, H. (2008). Forsker ved Norges Geologiske Undersøkelse. Personlig meddelelse 29.04.2008.
- Jensen, H., Reimann, C., Finne, T. E., Ottesen, R. T., og Arnoldussen, A. (2007). PAH concentrations and compositions in the top 2 cm of forest soils along a 120 km long transect through agricultural areas, forests and the city of Oslo, Norway. *Environmental Pollution (Amsterdam, Netherlands)*, 145(3), 829-838.
- Johnsen, A. R., og Karlson, U. (2007). Diffuse PAH contamination of surface soils: environmental occurrence, bioavailability, and microbial degradation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(3), 533-543.
- Kahn, A., Ishaq, M., og Khan, M. (2007). Effect of exhaust on the quantity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 137, 363-369.
- Katsoyiannis, A., Terzi, E., og Cai, Q. Y. (2007). On the use of PAH molecular diagnostic ratios in sewage sludge for the understanding of the PAH sources. Is this use appropriate? *Chemosphere*, 69(8), 1337-1339.
- Knudsen, S., Andersen, J. N., og Broholm, M. (2001). Naturlig nedbrytning af PAH'er i jord og grundvand. *Miljøprojekt Nr.582 2001.Teknologiuudviklingsprogrammet for jord-og grundvandsforurening*, Det danske miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Langedal, M. (2007). Grenseverdier for miljøgifter i jord i Trondheim. *Rapport TM 2007/04*, Trondheim kommune, Miljøenheten.
- Langedal, M., og Ottesen, R. T. (2001). Plan for forurenset grunn og sedimenter i Trondheim: Status- erfaringsrapport. *Rapport 03/01*, Trondheim kommune, Miljøavdelingen.
- Lantz, S. E., Montgomery, M. T., Schultz, W. W., Pritchard, P. H., Spargo, B. J., og Mueller, J. G. (1997). Constituents of an Organic Wood Preservative that Inhibit the Fluoranthene-Degrading Activity of *Sphingomonas paucimobilis* Strain EPA505. *Environmental Science and Technology*, 31(12), 3573-3580.
- Larsson, B. K., Sahlberg, G. P., Eriksson, A. T., og Busk, L. A. (1983). Polycyclic aromatic hydrocarbons in grilled food. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 31(4), 867-873.
- Lehndorff, E., og Schwark, L. (2004). Biomonitoring of air quality in the Cologne Conurbation using pine needles as a passive sampler-Part II: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). *Atmospheric Environment*, 38(23), 3793-3808.

- Løvås, G. G. (2004). Statistikk for universiteter og høyskoler. Universitetsforlaget, s. 268-269, 322-324.
- Maisto, G., De Nicola, F., Iovieno, P., Prati, M. V., og Alfani, A. (2006). PAHs and trace elements in volcanic urban and natural soils. *Geoderma*, 136(1-2), 20-27.
- McGrath, T. E., Wooten, J. B., Chan, W. G., og Hajaligol, M. R. (2007). Formation of polycyclic aromatic hydrocarbons from tobacco: The link between low temperature residual solid (char) and PAH formation. *Food and Chemical Toxicology*, 45(6), 1039-1050.
- Miljøverndepartementet (2006). St.meld.nr. 14 (2006-2007). Sammen for et giftfritt miljø - forutsetninger for en tryggere framtid.
- Nasjonalt folkehelseinstitutt (2003). Miljø og helse - en forskningsbasert kunnskapsbase. Revisjon 2003. *Rapport 2003:9*.
- Neilson, A. H. ed. (1998). PAHs and related compounds : chemistry. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, s. 1-10,137-154.
- Nielsen, T., Jørgensen, H. E., Larsen, J. C., og Poulsen, M. (1996). City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens: occurrence, sources and health effects. *Science of the Total Environment*, 189/190, 41-49.
- Nissen, H. A. (2003). Trondheims undergrunnshistorie: Anvendt forskning i miljøets tjeneste. I: E. Mårald og Chr. Nordlund: Värna, vårda värdera.Miljöhistoriska aspekter och aspekter på miljöhistoria. Umeå, s. 165-176.
- Ottesen, R. T.(2008). Professor II ved Institutt for kjemi, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet. Personlig meddelelse 29.04. 2008.
- Ottesen, R. T., Alexander, J., Joranger, T., Rytter, E., og Andersson, M. (2007a). Forslag til tilstandsklasser for jord. *NGU Rapport 2007.019*, Norges geologiske undersøkelse.
- Ottesen, R. T., Almklov, P. G., og Tijhuis, L. (1995). Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatejord fra Trondheim: Datarapport. *Rapport TM 95/06*, Trondheim kommune, Miljøavdelingen.
- Ottesen, R. T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T., and Haugland, T. (2000). Geokjemisk atlas for Norge. Del 1: Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. Norges geologiske undersøkelse, Trondheim, s.127.
- Ottesen, R. T., Haugland, T., og Andersson, M. (2007b). Mal for rapportering fra undersøkelse av jordforurensning i barnehager og på lekeplasser. *NGU Rapport 2007.033*, Statens forurensningstilsyn.
- Ottesen, R. T., Langedal, M., Cramer, J., Elvebakk, H., Finne, T. E., Haugland, T., Jæger, Ø., Longva, O., Storstad, T. M., og Volden, T. (2001). Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: Datarapport. *NGU Rapport 2000.115*, Norges geologiske undersøkelse.
- Ottesen, R. T., og Volden, T. (1999). Jordforurensning i Bergen. *NGU Rapport 99.022*, Norges geologiske undersøkelse.

Page, D. S., Boehm, P. D., Douglas, G. S., Bence, A. E., Burns, W. A., og Mankiewicz, P. J. (1999). Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 38(4), 247-260.

Pierzynski, G. M., Sims, J. T., and Vance, G. F. (2005). Soils and environmental quality. Taylor & Francis Group, Boca Raton, s. 64-65.

Prevedouros, K., Brorstrom-Lunden, E., Halsall, C. J., Jones, K. C., Lee, R. G. M., og Sweetman, A. J. (2004). Seasonal and long-term trends in atmospheric PAH concentrations: evidence and implications. *Environmental Pollution (Amsterdam, Netherlands)*, 128(1-2), 17-27.

Rabben, E. L. (2007). Ren barnehagejord i Trondheim, Spannet barnehage - tiltaksplan. Multiconsult AS.

Rabben, E. L. (2008a). Ren barnehagejord i Trondheim. Bydelsrapport bydel 11. Sjetne, Okstad, Tonstad, Hårstad. Multiconsult AS.

Rabben, E. L. (2008b). Ren barnehagejord i Trondheim. Bydelsrapport bydel 13. Spongdal, Rye, Nypvang. Multiconsult AS.

Schwark, L. (2008). 1. amanuensis ved Institutt for geologi og mineralogi, Universitetet i Köln. Personlig meddelelse på PAH-workshop på Norges geologiske undersøkelse 10.04. 2008.

Scientific Committee on Food (2001). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons - Occurrence in foods, dietary exposure and health effects. *Rapport SCF/CS/CNTM/PAH/29 ADD1 Final*, European Commission.

Singh, V. K., Patel, D. K., Jyoti, Ram, S., Mathur, N., og Siddiqui, M. K. J. (2007). Blood levels of PAH in children and their association with oxidative stress indices: An Indian perspective. *Clinical Biochemistry*, 41, 152-161.

Stanek, E. J. I., og Calabrese, E. J. (1995). Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental Health Perspectives*, 103(3), 276-285.

Statens forurensningstilsyn (1999). Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. *Veileder 99:01a*.

Statens forurensningstilsyn (2007). Prioriterte miljøgifter. Status i 2005 og utslippsprognoser. *Rapport TA-2320/2007*.

Statistisk sentralbyrå (2007). Naturressurser og miljø 2007. Del 3: Forurensning og miljøproblemer. I serien: Statistiske analyser. s. 168-169.

Stout, S. A., Magar, V. S., Uhler, R. M., Ickes, J., Abbott, J., og Brenner, R. (2001). Characterization of naturally-occurring and anthropogenic PAHs in urban sediments - Wycoff/Eagle Harbor Superfund Site. *Environmental Forensics*, 2(4), 287-300.

Trondheim kommune (2007). Faktaark nr. 39: Grenseverdier for miljøgifter i jord. Miljøenheten.

Trondheim kommune (2008). Årsrapport 2007 Trondheim kommune.

Uyttebroek, M., Breugelmans, P., Janssen, M., Wattiau, P., Joffe, B., Karlson, U., Ortega-Calvo, J. J., Bastiaens, L., Ryngaert, A., Hausner, M., og Springael, D. (2006). Distribution of the Mycobacterium community and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) among different size fractions of a long-term PAH-contaminated soil. *Environmental Microbiology*, 8(5), 836-847.

WHO (2002). Children`s health and environment: A review of evidence. *Environmental Issue report No. 29*.

WHO (2006). Principles for evaluating health risks in children associated with exposure to chemicals. *Environmental health criteria 237*.

Wilson, S. C., og Jones, K. C. (1993). Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Environmental Pollution*, 81(3), 229-249.

Yunker, M. B., og Macdonald, R. W. (1995). Composition and Origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Mackenzie River and on the Beaufort Sea Shelf. *Arctic*, 48(2), 118-129.

Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., og Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33(4), 489-515.

Zhang, X. L., Tao, S., Liu, W. X., Yang, Y., Zuo, Q., og Liu, S. Z. (2005). Source Diagnostics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Based on Species Ratios: A Multimedia Approach. *Environmental Science and Technology*, 39(23), 9109-9114.



### **Internettreferanser:**

#### **Norges Geologiske Undersøkelse**

Hovedside: <http://www.ngu.no>

Løsmassekart: <http://www.ngu.no/kart/losmasse/> Lastet ned 23.05.2008.

#### **Statens forurensningstilsyn**

<http://www.sft.no>

Miljøstatus i Norge: <http://www.miljostatus.no>

Informasjonssider om miljøstatus i Trondheim: <http://www.ceroi.net/kommuner/trondheim/>

Informasjonssider om PAH:

[http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing\\_2882.aspx](http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing_2882.aspx) Lastet ned 28.03.2008.

Database over forurenset grunn i Norge: <http://www.sft.no/grunn/>

#### **Statistisk sentralbyrå**

Hovedside: <http://www.ssb.no>

Statistikk over antall barn som har barnehageplass i Norge:

Barn i barnehager, etter oppholdstid per uke, barnehagens eierforhold og fylke. 2006.

<http://www.ssb.no/emner/04/02/10/barnehager/arkiv/tab-2007-06-15-03.html> Lastet ned 04.04.2008.

Statistikk over befolkning og areal i Trondheim:

1601 Trondheim. Folkemengde 1. januar og endringer i året. 1951-:

<http://www.ssb.no/emner/02/02/folkendrhist/tabeller/tab/1601.html> Lastet ned 02.05.2008.

Tettsteder. Folkemengde og areal, etter kommune. 1.januar 2007:

<http://www.ssb.no/bef tett/tab-2007-06-07-01.html> Lastet ned 02.05.2008,

### **Trondheim kommune**

Hovedside: <http://www.trondheim.kommune.no>

Informasjonsside om ”Ren barnehagejord” i Trondheim. Her legges bydelsrapporter ut fortløpende. <http://www.trondheim.kommune/renbarnehagejord> Lastet ned 04.05.2008.

Miljøstatus i Trondheim. Informasjonssider om forurenset grunn, med link til aktsomhetskart. [http://www.ceroi.net/kommuner/trondheim/tema/forurenset\\_grunn/](http://www.ceroi.net/kommuner/trondheim/tema/forurenset_grunn/) Lastet ned 26.03.2008.

### **U.S Environmental Protection Agency (USEPA)**

Hovedside: <http://www.epa.gov>

Informasjonssider og faktaark om prioriterte miljøgifter:

<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/minimize/chemlist.htm> Lastet ned 08.11.2007.

## A FELTSKJEMA

Dato	Klokke	Prøvetakere	Barnehage	ID nr.

	metall	PAH/ PCB	Jord Sand Blanding	Merknader
01				
02				
03				
04				
05a				
05b				
06				
07				
08				
09				
10				
Grønnsaksbed? Angi i m <sup>2</sup>				

	Ja	Nei	Merknader	m
CCA observert				
Kreosot observert				