

## **Forord**

Arbeidet med denne masteroppgaven er utført ved Institutt for Kjemi ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU) i samarbeid med Norges Geologiske Undersøkelse (NGU). Rolf Tore Ottesen (NGU) har vært ansvarlig veileder for oppgaven og Malin Andersson (NGU) har vært faglig veileder.

Jeg vil takke Ola A. Eggen (NGU), Henning Jensen (NGU), Silje Salomonsen (Miljøenheten Trondheim kommune), Fritz Hafner (Bergen kommune), Endre Leivestad (Bergen kommune), Mariann Østby Tomsvik (Statens vegvesen) og Jonny Aspen (Arkitekthøgskolen i Oslo) for nyttige bidrag i arbeidet med oppgaven. I tillegg vil jeg takke resten av miljøet ved NGU for å ha gjort dagene der minneverdige.

Spesielt vil jeg takke veileder Rolf Tore Ottesen (NGU) for både engasjerende samtaler underveis og for å ha gitt meg nødvendig rettleiding når det trengtes.

I tillegg vil jeg takke min kjære Janne for inspirerende samtaler og uunnværlig støtte. Uten henne ville ikke oppgaven ha blitt den samme.

Trondheim 15. mai 2009

Øystein R. Berge

## Sammendrag

Målet har vært å undersøke og å fremstille fordelingen av arsen, utvalgte tungmetaller, PAHsum16 og PCBsum7 i Oslo, Bergen og Trondheim. Bergen regionalkartlegging (1998), kartlegging av jordforurensing i Trondheim (2004), dyprøver i Trondheim (2000) samt barnehageprosjektene i Bergen (2008), Oslo (2005-2007) og Trondheim (2008) utgjør datamaterialet. De blir kombinert og deretter sammenlignet for å belyse hva som karakteriserer byjord og for å påvise kilder som bidrar til den geokjemiske fordelingen i bymiljøet. *Historisk byutvikling, næringsarealer og områder nær vei* er utgangspunktet for kart over fordelingen innad i og mellom byene. Anrikningsfaktor, PAH-ratioforhold, diagram med fordelingen til enkeltkomponentene i PAHsum16 og PCBsum7 samt enkeltpunkt bidrar til å fremvise fordelingsmønstre og kilder.

Dyprøver fra Trondheim samt anrikning av bly, kadmium, kvikksølv, sink, PAH etter bebyggelsesalder tyder på antropogene kilder, i likhet med PCB. Fordelingen av arsen, krom, kobber og nikkel bestemmes hovedsaklig av geogene kilder. Konsentrasjonen av bly, kadmium, kvikksølv, sink, PAHsum16 og PCBsum7 bestemmes av størrelsen på byen. Anrikningsfaktoren av bly, kvikksølv og PAHsum16 har en forhøyning i eldre byområder og avtar mot yngre bebyggelse. Forhøyning av kadmium og sink finnes både i Bergen og Trondheim. Utslippene fra ved- og kullforbrenning er størst i eldre bebyggelse, mens petroleumsforbrenning utgjør en større andel i yngre områder av Oslo og Bergen. Tyngre PAH-forbindelser utgjør en større andel av PAHsum16 i eldre bebyggelse. PCB-fordelingen avhenger av nærhet til PCB-holdige kilder.

Eldre bebyggelse fungerer som en diffus flatekilde til en rekke metaller og PAH. Slitasje av vei og utslipp fra trafikk er kilde til blant annet bly, sink og PAH i Oslo, dette forventes også i Bergen og Trondheim. Byene har en anrikning av bly, kvikksølv og sink i næringsarealer, men det gir ingen absolutt trend. Ila og Lademoen krematorium i Trondheim, vestre side av Pudderfjorden i Bergen, og gassverket i Cuba-området i Oslo er kilder til miljøgifter. Stadfesting av enkeltvise kilder er vanskelig grunnet faktorer som flere kilder, usikre utslipp, massetransport, få prøvelokaliteter og usikkert datagrunnlag. Kilder til PAH er en blanding av tre, kull og petroleumsforbrenning. PAH-diagrammene viser lignende fordeling i alle byene, hvilket tyder på få og dominerende kilder. Flere klart definerte PCB-profiler skiller seg ut, hvilket indikerer produkter med forskjellig fordeling av PCB-kongener. Byjord karakteriseres dermed av bly, kadmium, kvikksølv, sink, PAH og PCB fra en mengde antropogene kilder og et fordelingsmønster med høyest konsentrasjon i eldre bydeler.

# Innholdsfortegnelse

|   |    |
|---|----|
| 1.0 Introduksjon .....  | 1  |
| 1.1 Mål og begrunnelse av vinkling .....  | 1  |
| 1.2 Metode og datamateriale .....   | 3  |
| 2.0 Områdebeskrivelse og historisk byutvikling i Trondheim, Bergen og Oslo .....                        | 5  |
| 2.1 Trondheim .....   | 5  |
| 2.1.1 Geologi og bakgrunnsverdier .....   | 5  |
| 2.1.2 Utbyggingsmønster og hovedveinett i Trondheim .....   | 6  |
| 2.1.3 Nærings- og industriutvikling i Trondheim .....   | 8  |
| 2.2 Bergen .....  | 12 |
| 2.2.1 Geologi og bakgrunnsverdier .....   | 12 |
| 2.2.2 Utbyggingsmønster og hovedveinett i Bergen .....  | 13 |
| 2.2.3 Nærings- og industriutvikling i Bergen .....  | 16 |
| 2.3 Oslo .....  | 19 |
| 2.3.1 Geologi og bakgrunnsverdier .....   | 19 |
| 2.3.2 Utbyggingsmønster og hovedveinett i Oslo .....  | 20 |
| 2.3.3 Nærings- og industriutvikling i Oslo .....  | 23 |
| 3.0 Teoretiske utgangspunkt .....   | 26 |
| 3.1 Geokjemisk fordeling av miljøgifter .....   | 26 |
| 3.1.1 Overflatejord som prøvemedium .....   | 27 |
| 3.1.2 Jordsammensetning, naturlig og antropogen .....   | 27 |
| 3.1.2.1 Naturlig jord og naturlig variasjon .....   | 27 |
| 3.1.2.2 Historisk påvirkning og urban jord .....  | 28 |
| 3.1.2.3 Byjord som resipient .....  | 30 |
| 3.1.2.4 Tilstandsklasser for norsk jord .....   | 31 |
| 3.1.2.5 Massetransport .....  | 32 |
| 3.2 Geokjemiske kilder .....  | 35 |
| 3.2.1 Generelle betraktninger .....   | 35 |
| 3.2.2 Kilder til arsen, utvalgte tungmetaller, PAH og PCB .....   | 36 |
| 3.2.2.1 Arsen, As .....   | 36 |
| 3.2.2.2 Bly, Pb .....   | 37 |
| 3.2.2.3 Kadmium, Cd .....   | 37 |
| 3.2.2.4 Krom, Cr .....  | 38 |
| 3.2.2.5 Kobber, Cu .....  | 38 |
| 3.2.2.6 Kvikksølv, Hg .....   | 38 |
| 3.2.2.7 Nikkel, Ni .....  | 39 |
| 3.2.2.8 Sink, Zn .....  | 39 |
| 3.2.2.9 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH .....  | 39 |
| 3.2.2.10 Polyklorerte bifenyler, PCB .....  | 40 |
| 3.2.3 Bygg og anlegg; en kilde til forandring og miljøgifter .....                                      | 42 |
| 3.2.4 Mobile kilder, utslipp fra trafikk og slitasje av veibane .....                                   | 45 |
| 3.2.5 Stasjonære punktkilder .....  | 46 |
| 4.0 Beskrivelse av prøvetakning, prøvepreparering og kjemiske analyse av prøvelokaliteter i byene ..... | 48 |
| 4.1 Trondheim .....   | 48 |
| 4.1.1 Kartlegging av jordforurensning i Trondheim .....   | 48 |
| 4.1.2 Dyrprøver i Trondheim .....   | 49 |
| 4.1.3 Barnehageprosjektet i Trondheim .....   | 50 |
| 4.2 Bergen .....  | 51 |

|   |    |
|---|----|
| 4.2.1 Regionalkartlegging .....   | 51 |
| 4.2.2 Barnehageprosjektet i Bergen .....  | 52 |
| 4.3 Oslo .....  | 53 |
| 5.0 Anvendt metodikk for beskrivelse av datamaterialet .....  | 55 |
| 5.1 Anvendte dataprogram .....  | 55 |
| 5.2 Anvendte metoder for beskrive av datasettene .....  | 55 |
| 5.2.1 Aritmetisk gjennomsnitt og median .....   | 55 |
| 5.2.2 Duplikatdiagram .....   | 55 |
| 5.2.3 Boxplot .....   | 56 |
| 5.2.4 Anrikningsfaktor .....  | 56 |
| 5.2.5 PAH-ratioer .....   | 56 |
| 5.2.6 PAH- og PCB-diagram .....   | 58 |
| 5.2.7 Bruk av GIS i fremstilling av geokjemiske fordelingen .....   | 58 |
| 5.3 Metodevurdering .....   | 59 |
| 5.3.1 Prøvemedium og prøvetakningsmønster .....   | 59 |
| 5.3.2 Reproduserbarhet av resultatene .....   | 59 |
| 5.3.3 Nivåjustering .....   | 59 |
| 5.3.4 Beregning av bakgrunnsverdi og problematisering av klassiske statistiske metoder .....                    | 60 |
| 5.3.5 Problematisering av anrikningsfaktor .....  | 61 |
| 5.3.6 Problematisering av PAH-ratioforhold .....  | 62 |
| 5.3.7 Problematisering av GIS .....   | 63 |
| 5.3.8 Bruk av aritmetisk gjennomsnittlig verdi i barnehageprosjektene .....                                     | 64 |
| 5.4 Redigering av datasett .....  | 67 |
| 5.4.1 Trondheim .....   | 67 |
| 5.4.2 Bergen .....  | 67 |
| 5.4.3 Oslo .....  | 68 |
| 5.5 Historisk utviklingskart .....  | 68 |
| 5.6 Diskretiseringsmønster .....  | 69 |
| 5.6.1 Utvalgelse av enkeltlokaliteter med høy konsentrasjon .....   | 69 |
| 5.6.1.1 Trondheim bykartleggingsdatasett .....  | 69 |
| 5.6.1.2 Bergen regionkartleggingsdatasett .....   | 69 |
| 5.6.1.3 Oslo barnehagedatasett .....  | 70 |
| 6.0 Resultater og kommentarer .....   | 71 |
| 6.1 Statistikk for Trondheimsdataene .....  | 71 |
| 6.1.1 Nøkkелverdier og boxplot for Trondheim bykartlegging .....  | 71 |
| 6.1.2 Nøkkелverdier for Trondheim dyprøver .....  | 73 |
| 6.1.2.1 Blandprøver fra 0-1 meter .....   | 73 |
| 6.1.2.2 Blandprøver fra 1-5 meter .....   | 73 |
| 6.1.3 Nøkkелverdier for Trondheim barnehageprøver .....   | 74 |
| 6.2 Statistikk for Bergensdataene .....   | 74 |
| 6.2.1 Nøkkелverdier og boxplot for Bergen regional kartlegging .....  | 74 |
| 6.2.2 Nøkkeltall for Bergen barnehageprosjekt .....   | 76 |
| 6.3 Nøkkелverdier og boxplot for Oslo barnehageprosjekt .....   | 76 |
| 6.4 Inndelingsmønster i Trondheim, Bergen og Oslo .....   | 77 |
| 6.4.1 Trondheim .....   | 78 |
| 6.4.2 Bergen .....  | 79 |
| 6.4.3 Oslo .....  | 81 |
| 6.5 Anrikningsfaktor i byutviklingsområder, næringsarealer og områder nær vei i Trondheim, Bergen og Oslo ..... | 82 |

|  |     |
|--|-----|
| 6.5.1 Trondheim bykartlegging .....  | 82  |
| 6.5.2 Bergen regionalkartlegging .....   | 84  |
| 6.5.3 Oslo barnehageprosjekt .....   | 85  |
| 6.6 PAH-ratioer i Trondheim, Bergen og Oslo .....  | 87  |
| 6.6.1 Trondheim bykartlegging .....  | 87  |
| 6.6.2 Bergen regionalkartlegging .....   | 88  |
| 6.6.3 Oslo barnehageprosjekt .....   | 89  |
| 6.7 PAH-profil i Trondheim, Bergen og Oslo.....  | 90  |
| 6.7.1 Trondheim bykartlegging .....  | 90  |
| 6.7.2 Bergen regionalkartlegging .....   | 90  |
| 6.7.3 Oslo barnehageprosjekt .....   | 91  |
| 6.8 PCB-profil i Bergen og Oslo .....  | 91  |
| 6.8.1 Bergen regionalkartlegging .....   | 91  |
| 6.8.2 Oslo barnehageprosjekt .....   | 92  |
| 6.9 Verdier i utvalgte lokaliteter i Trondheim, Bergen og Oslo .....   | 92  |
| 6.9.1 Lokaliteter fra Trondheim bykartlegging datasettet.....  | 92  |
| 6.9.2 Lokaliteter fra Bergen regionkartlegging datasettet.....   | 93  |
| 6.9.3 Lokaliteter fra Oslo barnehageprosjekt datasettet.....   | 94  |
| 7.0 Diskusjon.....   | 96  |
| 7.1 Byjord.....  | 96  |
| 7.1.1 Geogene og antropogene elementer .....   | 96  |
| 7.1.2 Undersøkelse av konsentrasjonsintervall i datasettene .....  | 99  |
| 7.1.2.1 Sammenlikning av Bergen regionalkartlegging, Oslo barnehageprosjekt og Trondheim bykartlegging ..... | 99  |
| 7.1.2.2 Sammenligning av barnehageprosjektene i Bergen, Oslo og Trondheim.....                               | 101 |
| 7.1.2.3 Vurdering av PAHsum16- og PCBsum7-konsentrasjoner i datasettene.....                                 | 103 |
| 7.2 Anrikningsfaktor i byutviklingsområder, næringsarealer og områder nær vei .....                          | 105 |
| 7.2.1 Byutviklingsområder .....  | 105 |
| 7.2.1.1 Trondheim .....  | 105 |
| 7.2.1.2 Bergen .....   | 107 |
| 7.2.1.3 Oslo .....   | 109 |
| 7.2.1.4 Sammenligning av resultat av anrikningsfaktor i byutviklingsområdene.....                            | 109 |
| 7.2.2 Næringsarealer .....   | 112 |
| 7.2.2.1 Trondheim .....  | 112 |
| 7.2.2.2 Bergen .....   | 112 |
| 7.2.2.3 Oslo .....   | 112 |
| 7.2.2.4 Sammenligning av næringsarealer i Bergen, Oslo og Trondheim .....                                    | 113 |
| 7.2.3 Områder nær vei.....   | 114 |
| 7.2.3.1 Trondheim .....  | 114 |
| 7.2.3.2 Bergen .....   | 114 |
| 7.2.3.3 Oslo .....   | 115 |
| 7.2.3.4 Sammenligning av resultat fra områder nær vei .....  | 115 |
| 7.3 PAH-ratioer og PAH-diagram i Trondheim, Bergen og Oslo.....  | 117 |
| 7.3.1 Trondheim bykartlegging .....  | 117 |
| 7.3.2 Bergen regionkartlegging .....   | 118 |
| 7.3.3 Oslo barnehageprosjekt .....   | 119 |
| 7.3.4 Sammenligning av PAH-ratioforhold og PAH-diagram i Trondheim, Bergen og Oslo .....                     | 121 |
| 7.4 PCB-diagram for Oslo og Bergen .....   | 124 |
| 7.4.1 Bergen regionkartlegging .....   | 124 |

|  |     |
|--|-----|
| 7.4.2 Oslo barnehageprosjekt .....   | 124 |
| 7.4.3 Sammenligning av fordelingen av PCB i Bergen og Oslo.....              | 125 |
| 7.5 Gjennomgang av enkeltlokaliteter i Trondheim, Bergen og Oslo .....       | 126 |
| 7.5.1 Lokaliteter med høy metallkonsentrasjon .....                          | 127 |
| 7.5.1.1 Trondheim bykartleggingsdatasettet .....                             | 127 |
| 7.5.1.2 Bergen regionalkartleggingsdatasettet .....                          | 129 |
| 7.5.1.3 Oslo barnehageprosjekt .....   | 130 |
| 7.5.2 Lokaliteter med høy konsentrasjon av PAH .....                         | 131 |
| 7.5.2.1 Kildebestemmelse av PAH i Trondheim og Oslo .....                    | 134 |
| 7.5.3 Lokaliteter med høy PCB-konsentrasjon .....                            | 135 |
| 7.6 Bestemmelse av kilder i bymiljøet .....                                  | 137 |
| 7.6.1 Betydningen av bakgrunnsverdi i bestemmelse av kilder.....             | 137 |
| 7.6.2 Hvor store områder påvirkes av forskjellige kilder?.....               | 137 |
| 7.6.3 Forandring i bymiljøet.....  | 140 |
| 7.6.4 Påviste kilder i bymiljøet.....  | 141 |
| 8.0 Konklusjon .....   | 146 |
| 8.1 Konsentrasjonsforskjeller i byene .....                                  | 146 |
| 8.2 Fordelingen av arsen og utvalgte tungmetaller, PAHsum16 og PCBsum7 ..... | 146 |
| 8.3 Kilder til fordelingen .....   | 147 |
| 8.4 Videre arbeid .....  | 149 |
| 9.0 Litteraturhenvisning .....   | 150 |
| 10.0 Figurhenvisning.....  | 156 |
| Vedlegg .....  | 158 |

## 1.0 Introduksjon

I geokjemiske undersøkelser av urbane miljø har fokuset vanligvis vært rettet mot følgende miljøgifter: As, tungmetallene Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn og de organiske forbindelsene PAH og PCB. Datamateriale over miljøgiftene er derfor tilgjengelige for flere storbyer. Fokuset på de aktuelle miljøgiftene henger sammen med kontinuerlig kommersielt forbruk, hvor utslipp av miljøgiftene har medført stor risiko for human helse. Det forventes derfor å finne en sammenheng mellom konsentrasjoner av miljøgiftene og antropogen aktivitet.

### 1.1 Mål og begrunnelse av vinkling

I analyser av komplekse byer kan det være nyttig å tenke på byer som mer avgrenset enn de i realiteten er. Den funksjonalistiske metaforen maskinen har bidratt til å forstå byen som en mer eller mindre fungerende maskin. Sett på denne måten er byen et system hvor det forbrukes materialer, skapes produkter og slippes ut forurensning og avfall, samtidig som systemet krever vedlikehold (Marker 1996, s. 165). Mesteparten av råmaterialet som en by importerer og forbruker vil være av mineralsk opphav. Den hypotetiske byen til McCall og Marker (1996) gir et godt bilde av hvor store mengder det kan dreie seg om.

**Tabell 1: Estimert årlig forbruk av minerale varer i en by på 250 000 personer ut i fra anslag til FN (McCall og Marker 1996, s. 15):**

| Mineralske varer | Tonn per år |
|------------------|-------------|
| Sand og singel   | 1 650 000   |
| Stein og pukk    | 500 000     |
| Petroleum        | 600 000     |
| Kull             | 500 000     |
| Kalkstein        | 350 000     |
| Stål             | 50 000      |
| Sement           | 25 000      |
| Leire            | 100 000     |
| Kobber           | 3 500       |

Eksempelet er basert på gjennomsnittet av forbruket i byer med relativt stort befolkningstall sett i norsk sammenheng og kan derfor ikke overføres direkte til norske forhold. Det kan likevel gi et bilde på de enorme mengder med materialer som er transportert inn til storbyer og som i liten grad forsvinner fra bymiljøet igjen. I Norge er oversikten særlig aktuell for storbyer som Oslo, Trondheim og Bergen, ettersom mengdene er større og vil ha foregått over lengre tid.

Befolkningsveksten i de norske storbyene har vært kraftig de siste hundre årene. Det urbane miljøet kjennetegnes derfor i dag av høy tetthet av bygninger, få åpne arealer og der store områder er påvirket og formet av menneskelig aktivitet (Birke og Rauch 2000, s. 233). Byjord karakteriseres av et stort antall antropogene og naturlige partikler (Ottesen [et al.] 2007, s. 42). I tillegg er jorden ikke dannet gjennom naturlige prosesser, men konstruert av antropogen aktivitet (Ljung [et al.] 2006, s. 353). Byjorden vil også være brukt flere ganger og bestå av en blanding av bygningsrester, brannrester, tilkjørte masser, avfall fra husholdning og industri, atmosfæriske avsetninger og lokal naturlig jord. Bundet i eller til jordpartiklene er det en rekke ulike miljøgifter; tungmetaller, som bly, og organiske miljøgifter som PAH (Asplan Viak A.S. 2007, s.8).

Menneskelig aktivitet medvirker til en mer kompleks og en høyere produksjon av (forurenset) avfall i urbane og industrielle områder (Birke og Rauch 2000, s. 233). Miljøgiftenes lave mobilitet og deres akkumulering i nærhet av kilden er sentrale årsaker til en mer kompleks jordsammensetning (Ljung [et al.] 2006, s. 353). Samtidig vil størrelsen på en by og innbyggertall ikke være direkte relatert til innholdet av metaller i jorden. Mindre byer er ikke nødvendigvis mindre forurenset, men forurensningen strekker seg over et mindre område (ibid., s. 361).

Med utgangspunkt i samspillet mellom geogene og antropogene kilder er målet med oppgaven er å undersøke og å belyse hva som kjennetegner byjord i tre norske byer; Oslo, Bergen og Trondheim. Undersøkelsen tar utgangspunkt i eksisterende prøvemateriale som allerede er analysert byvis. Fokuset mitt er på *miljøkjemi*, ikke på *analytisk kjemi* med tilhørende analysemetoder og feilkilder. Belysningen av den geokjemiske fordelingen av utvalgte metaller, PAHsum16 og PCBsum7 er derfor snarere en *utvidelse* av tilgjengelige data. Bruken av samme parametere på de tre byene gjøre det mulig å sammenligne resultat og identifisere fordelingsmønstre, både innenfor hver by og mellom byene.

Videre ønsker jeg å belyse hva som er med på å *skape* den geokjemiske fordelingen i byene. Lokalteter i byene vil undersøkes i mindre deler og studeres enkeltvis. Dette vil kunne bidra til å bestemme fordelings kilder. At det å se på statiske kilder for å forklare den geokjemiske fordelingen er utilstrekkelig er et sentralt poeng. Fordelingen må ses i lys av at bymiljøet stadig er i forandring. Forandringer på grunn av utfylling og forandring av kystlinje og annen massetransport har skapt, og vil fortsette å skape, et dynamisk system. Geokjemiske kart basert på historiske kilder er en forenklet og statisk representasjon av virkeligheten, men de kan bidra til å belyse hva som kontinuerlig skaper den geokjemiske fordelingen i bymiljøene.



## 1.2 Metode og datamateriale

Arbeidet er basert på byer med stor geografisk utstrekning og lang industriell historie. I tillegg til omfattende historisk litteratur og geokjemisk faglitteratur benyttes det også datamateriale fra et flertall publiserte undersøkelser. Det brukes totalt seks datasett fra byene; Bergen regionkartlegging (1998), barnehageprosjekt i Bergen (2008), Oslo barnehageprosjekt (2005-2007), kartlegging av jordforurensning Trondheim (2004), Trondheim dypprøver (2000) og barnehageprosjektet i Trondheim (2008).

For å lage kart over byenes kompleksitet er det nødvendig med generelle kategorier som gjør det mulig å dele inn byene i mer håndterbare områder. Data om utstrekning av vei samt bebyggelse- og industrihistoriske data er tilgjengelig for de fleste byer. Kategoriene *historisk byutvikling*, *næringsarealer* og *områder nær vei* er valgt etter å ha vurdert tilgjengelig data og litteratur. Her må utfordringer med å jobbe med historiske kart nevnes. Gamle kart er til tider ufullstendige og begrenset av faktorer som ulik betydning i kategorier, projeksjon og målestokk. Derfor vil historiske kart overføre noe usikkerhet til nye kart, inkludert mine. Likevel kan det å ta utgangspunkt i historiske litteratur om næring, bebyggelse og vei bidra til å forklare den punktvisse og lokale fordelingen, noe som ellers vanskelig lar seg gjøre. Kartleggingen av sentrale fordelingsfaktorer er basert på kategorier som er tilnærmet objektive, det vil si etterprøvbare og potensielt overførbare.

Den største innvendingen mot kartlegging er kanskje at de er reduseringer av komplekse fysiske områder. Generaliseringen vil likevel bidra til å gjøre visse funn, om de faller inn under utvalgte kategorier, mer tydelige. Jeg vil benytte meg av de tre grunnleggende geometriske typene innen kartografi (*punkt*, *linje*, og *polygon*) i modelleringen av den fysiske verden i et geografisk informasjons system (GIS). Historisk utvikling i store trekk, for eksempel utbygging av store arealer, vil bli representert som polygoner, flater. Linje brukes for å representere veier. Med utgangspunkt i dette diskretiseringsmønsteret blir det dannet kart over hver variabel (utbyggingsmønster, næringsarealer og hovedveier) hver for seg innen hver by. I tillegg til å se på de store utviklingstrekkene vil jeg benytte meg av den tredje grunnleggende geometriske typen, punktet. Ved å bruke enkeltpunkt vil det være mulig å studere prøvepunkt som avviker fra trenden og studere lokaliteter nøyere. Bruken av enkeltpunkter gjør det mulig å rette opp noe av svakheten med å se på flatene, ettersom punktet fanger opp variasjoner som ellers blir maskert innenfor et polygon. Samtidig gir enkeltpunkter større mulighet til å identifisere enkeltvis utslippskilder.

Kartlegging av byutvikling, lokale variasjoner og sentrale kilder vil danne mønstre i den geokjemiske fordelingen av utvalgte metaller (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn), samt

PAHsum16 og PCBsum7. Anrikningsfaktor, ratioforhold til PAH-par og diagram over fordelingen til enkeltkomponentene i PAHsum16 og PCBsum7, samt studie av enkeltlokaliteter bidrar også til å tydeliggjøre sentrale fordelingsmønstre og kilder. Kildebestemmelsen gjøres ved å knytte sammen lokalitet av prøvepunkt med andre faktorer som nærhet til vei og næringsarealer, alder på bebyggelse, kommunens bransjeregister/aktsomhetskart, litteratur for utslipp og målt mengde forurensning.

Kartleggingen av byenes miljøgiftfordelingen og sammenligningen mellom byene har et visst overføringspotensial i seg. Arbeidet i denne oppgaven kan ses som et innledende ledd i en lengre rekke når det gjelder bruk av kartlagte miljødata. I tillegg til bestemmelse av konsentrasjoner og kilder, vil videre arbeid kunne inneholde bestemmelse av risiko og helsefare av funnene og til slutt en risikoforvaltning. Samtidig, hvis hensikten med miljøkartleggingen er i forvaltningssammenheng, vil også andre spørsmål være aktuelle. Er det en kilde til utslipp, transporteres miljøgiftene, blir miljøgiftene biologisk tilgjengelige og finnes det en resipient? De opprinnelige prosjektene og undersøkelsene som denne oppgaven bygger på kan forstås som ulike ledd i retningslinjene som ble foreslått på Stockholm-konferansen (UNEP 2001).

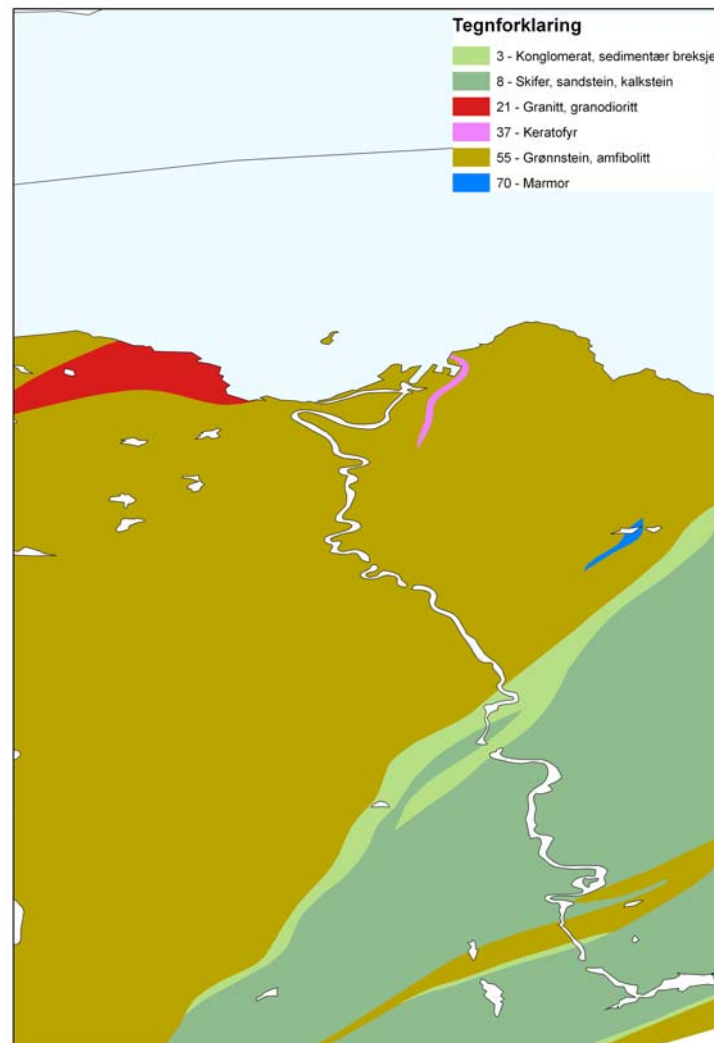
Overordnede mål med oppgaven er derfor oppsummert:

- Å fremstille den geokjemiske fordelingen i byene
- Å sammenligne funnene i byene
- Å påvise hvilke faktorer som påvirker og skaper den geokjemiske fordelingen

## 2.0 Områdebeskrivelse og historisk byutvikling i Trondheim, Bergen og Oslo

### 2.1 Trondheim

#### 2.1.1 Geologi og bakgrunnsverdier



Figur 1: Utsnitt av geologien i Trondheimsområdet (NGU 2009).

Berggrunnen i Trondheimsområdet er hovedsakelig av sedimentære og vulkanske bergarter dannet i prekambrium og kambrosilur (Ottesen [et al.] 2000b, s. 127). Disse bergartene har et høyt innhold av krom og nikkel, og et meget lavt innhold av bly (Ottesen 2009).

Trondheim kommune har fra 90%-tile av dypprøver tatt i Trondheim utarbeidet hva de anser som naturlig ikke-forurenset jord (Ottesen [et al.] 2000a; Langedal 2002, s. 8; Ottesen 2009).

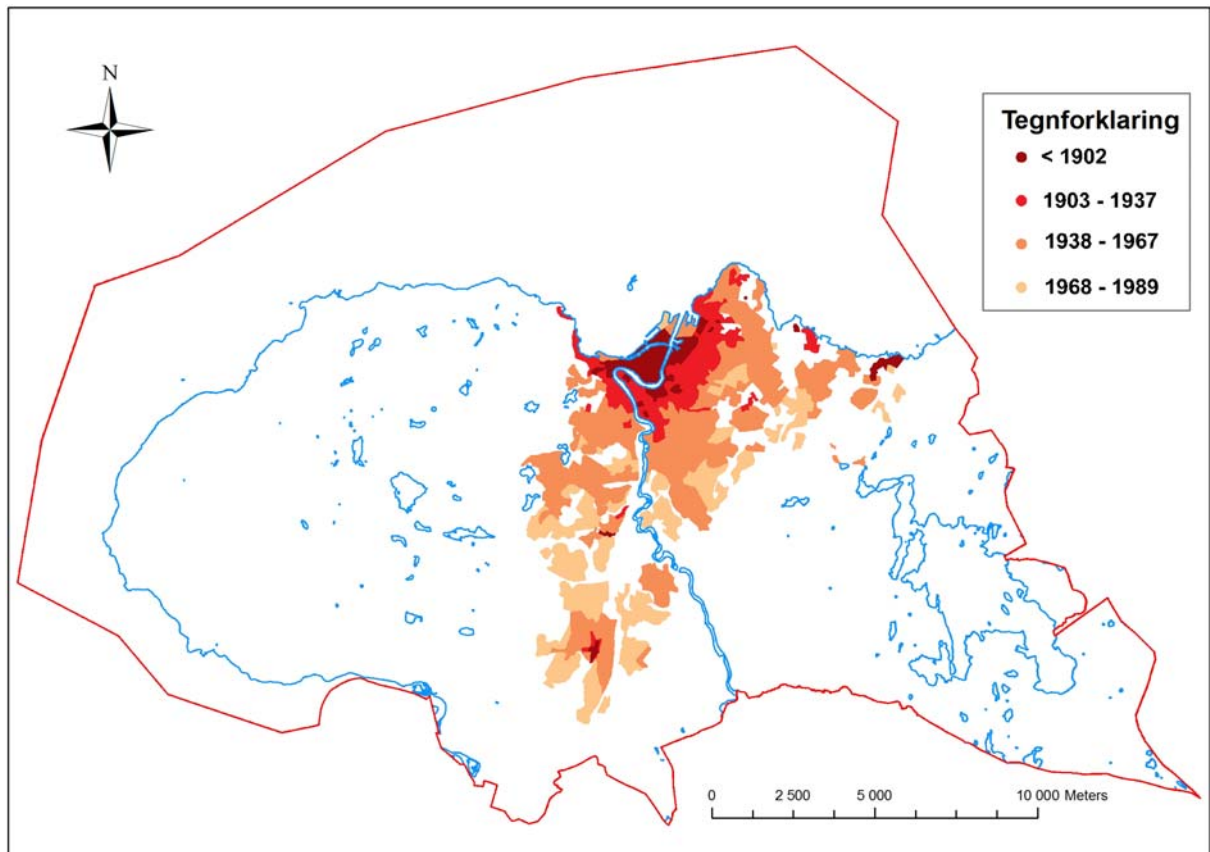
**Tabell 2: Antatt verdier i ren jord i Trondheim (Langedal 2002, s. 8):**

| <b>Element</b> | <b>Ren jord (mg/kg)</b> |
|----------------|-------------------------|
| Arsen          | 7                       |
| Bly            | 60                      |
| Kadmium        | 3                       |
| Kobber         | 100                     |
| Krom           | 100                     |
| Kvikksølv      | 1                       |
| Nikkel         | 75                      |
| Sink           | 130                     |
| PAHsum16       | 2                       |
| PCBsum7        | 0,01                    |

Selv om det vil være variasjon ved sammenligning av forskjellig datasett, forventes det at Trondheim som fra et geologisk utgangspunkt har mye grønnstein, har naturlig høyere verdier av krom og nikkel enn Oslo og Bergen.

### **2.1.2 Utbyggingsmønster og hovedveinett i Trondheim**

De første bosetningene i Trondheim var konsentrert i de østlige delene av Nidelvas elveslyng, dagens Midtbyen. Først på 1800-tallet var det behov for å bygge ut arealer utenfor elveslyngen. Allerede fra midten av 1600-tallet vokste byen østover og dannet forstaden Bakklandet, og på 1700-tallet vestover og dannet Ila (Arnesen 1998, s. 21).



**Figur 2: Oversikt over historisk utvikling av bebyggelse i Trondheim (Danielsen 1958; Håpnnes 2003, s. 27; Stugu 1997, s. 189).**



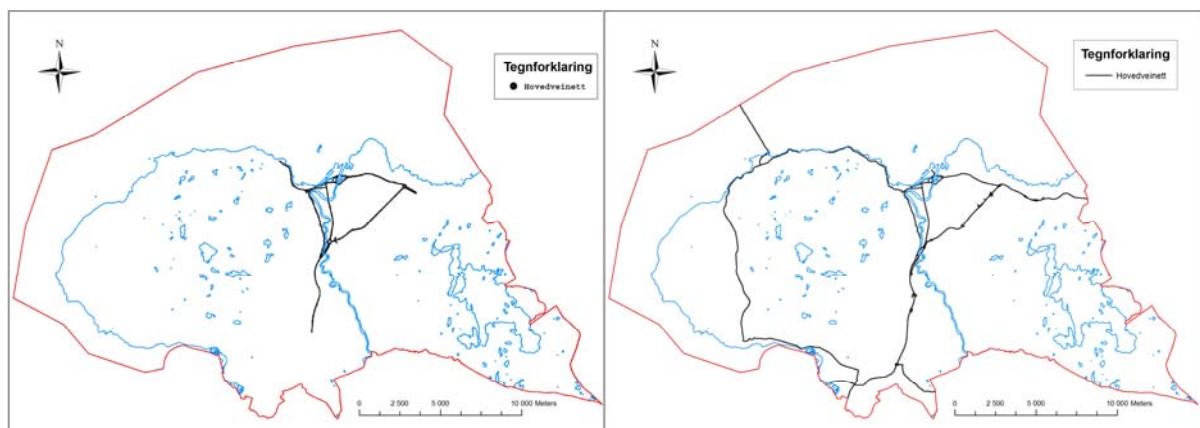
**Figur 3: Kart som viser omtrentlig plassering av omtalte områder i Trondheim.**

I andre halvdel av 1800-tallet opplevde Trondheim en periode med kraftig vekst, først og fremst som et resultat av industrialisering. Det ble i denne perioden innført prinsipper om

trafikkseparering og sonedeling for utbygging av byen. Dette førte til at utbygging av industri, forretningsbygg og boliger skjedde på ulike områder (Arnesen 1998, s. 25).

Bydelen Rosenborg opplevde sterk byggeaktivitet i 1870-årene, i likhet med østlige deler av byen for øvrig, og i 1880-90 årene økte utbyggingstakten på Lademoen (Håpnes 2003, s. 184). Mens de bebygde byområdene på 1880-tallet hadde ebbet ut med Bakke kirke i øst, strakte byen seg likevel ved århundreskiftet helt frem til Jarlheimsletten på Lademoen. I tillegg ble åpne løkker på Kalvskinnet bebygget, og nye boligstrøk vokste frem på Arildsløkken og andre områder i Ila (Danielsen 1958, s. 167). Dermed førte industrialiseringen og sterk befolkningsvekst fra slutten av 1800-tallet at Trondheim spredde seg utover og bygrensen ble sprengt i øst mot Lade, i sør mot Lerkendal og vest mot Byåsen (Håpnes 2003, s. 256).

I årene 1905 til 1920 ble det hovedsaklig bygd i de østlige delene av byen og fra 1920-tallet skjedde utbyggingen langs de tetteste trafikklinjene (Arnesen 1998, s. 39). Dette medførte at Trondheims utbygging foregikk langs aksene øst og sør, noe som har gjort at de interne avstandene er blitt relativt store (Eitrem 1994, s. 181).



**Figur 4: Oversikt over hovedveinettet i Trondheim, til venstre ca. 1960 og til høyre dagens utstrekning (NTNU, 2008; Stugu 1997, s. 61).**

Mens Trondheim tidligere var konsentrert i midtbyen og i øst, gikk utviklingen på 60- og 70-tallet i retning av utbygging i utkanten av byen på Byåsen og på østsiden av byen i Strinda og på Ranheim. Boligkonsentrasjonen ble etter hvert også forskjøvet mot Heimdalsflata (Eitrem 1994, s. 46). I de senere årene har mye av byveksten skjedd ved en fortetning av allerede eksisterende bebyggelse (Andersson [et al.] 2006, s. 4).

### **2.1.3 Nærings- og industriutvikling i Trondheim**

Håndverk og industri har lange røtter i Trondheim, men byen ble aldri noen typisk industriby. Et vanlig trekk ved mange bedrifter i Trondheim var den flytende overgangen mellom handel,

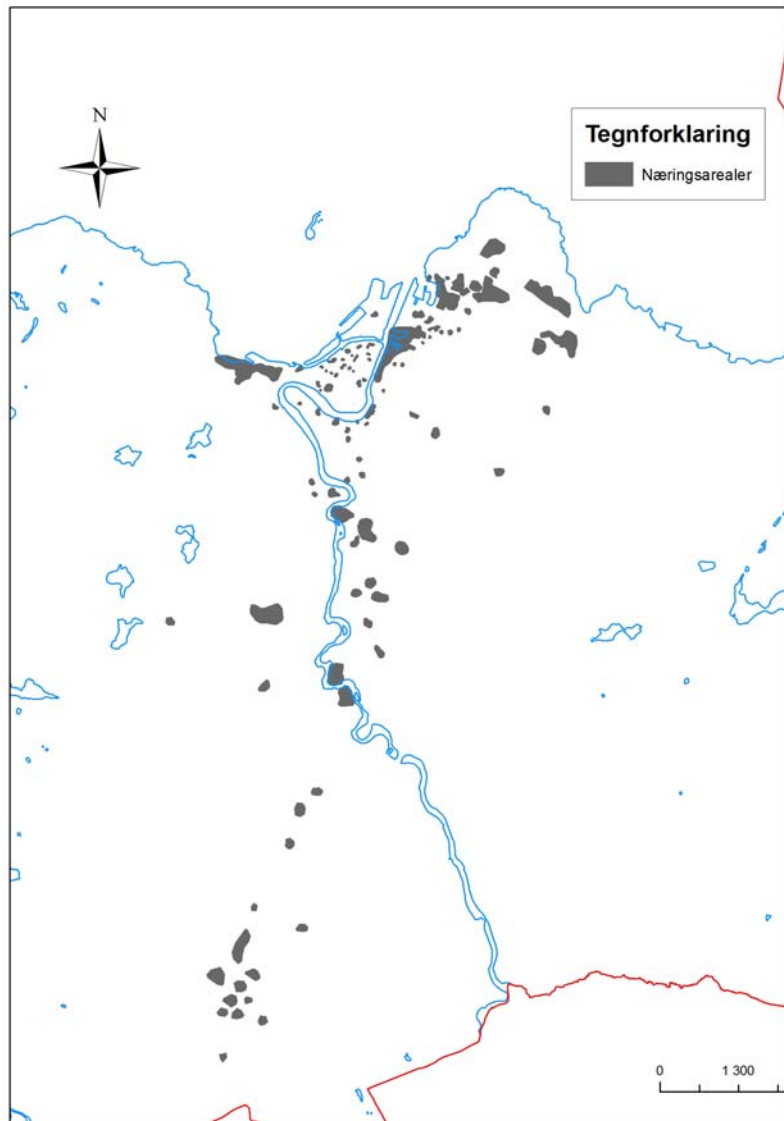
håndverk og småindustri. Dermed preget industrien ikke bybildet i Trondheim og det oppsto aldri noen større samlede industristrøk som langs Akerselva i Oslo eller Laksevåg i Bergen. Spesielt er det likevel, i forhold til Bergen og Oslo, at tyngden av industriarbeidsplassene lå helt til slutten av 1950-årene innefor byens administrative grenser, da utflyttingen til Strinda begynte (Kirkhusmo 1997, s. 36).

En rekke industribedrifter var etablert allerede i perioden 1840-1900, selv om de fleste store bedriftene ble startet i tidsrommet 1900-1935. Etter krigen ble også en rekke bedrifter utvidet og modernisert. Ser man bort i fra Trondheim sentrum var det kun Heimdal sentrum som hadde industriområder av betydning, der det var næringsutvikling rundt jernbanene, med treforedling og håndverksmessige industriforetak (Eitrem 1994, s. 22).

Generelt har energien som lå i fossefall vært viktig for tidlig industrivirksomhet, som Akerselva i Oslo. Ilabekken er det nærmeste man kommer Akerselva i Trondheim, men Ilabekken hadde liten og usikker vannføring. På tross av dette ga den en viss energi til mølledrift og Ilabekken ble utgangspunktet for det industrielle miljøet som vokste frem i området. I motsetning var Nidelven for rolig innenfor byens grenser, men ga grunnlag for mølledrift ved fosser og stryk mellom bygrensen og Selvbusjøen (Stav 1994, s. 31).

I tiden da industriell aktivitet kom i gang i Trondheim, fra rundt 1855, ble det fra kommunens side lagt ”brannfarlig industri” til utkantene av byen. Denne bestemmelsen forklarer, sammen med topografiske og funksjonelle momenter, hvorfor industrien ble lagt til områder som til en hver tid var utkant: Kalvskinnet, Østre Elvebredde, Ila, Jarlheimsletta/Lilleby. Et liknende trekk kan ses i Bergen 1850-1880, der all industri av størrelse var samlet på Laksevåg, lang utenfor byområdet med begrunnelse i den brannfaren som var knyttet til dampmaskinen (Stav 1994, ss. 32-35).

Innenfor Trondheimsregionen er det spesielt fem geografiske områder med tanke på nærings- og industriaktivitet som er sentrale; det gamle sentrum, Kalvskinnet, Ila, Høyre elvebredde (Nedre Elvehavn, Baklandet og Nidarø), samt Lademoen inkludert Lilleby, Jarlheimsletta og Lade (ibid., ss. 28-30).



**Figur 5: Oversikt over nåværende og tidligere nærings- og industriområder i Trondheim (Markussen 1916, 1925; Miljøenheten Trondheim kommune, 2008; Ranheim, 1906; Trondheim bygningsseksjon, 1940).**

Det meste av industrien i det gamle sentrum lå i det nordøstre hjørne av halvøya. Her fantes noen av de større bedriftene, som Schreiners (Trondhjems) Bryggeri, Halseths bakeri og Brønnes Uldvarefabrik, i tillegg til Helmer Lundgreens Enke med en stor lager- og destillasjonsbygning. Noe lenger vest lå konfeksjons- og manufakturfirmaet A. Dahls lager- og fabrikkbygninger samt Jørgen B. Lysholms brønderi. Noen mindre industribygninger mot veitene lenger syd og vest eksisterte også (ibid.).

På de sørvestlige deler av Nidarneset, på Kalvskinnet, var det også nærings- og industriaktivitet. Området var i 1850 ennå relativt landlig, selv om industrien hadde gjort sitt inntog allerede på 1700-tallet med Sukkerraffineriet og byens første reperbane. Trondhjems Gascompagnie ble grunnlagt i 1851 i Kalvskinnområdet, som byens første leverandør av energi og leverte gass fram til 1917 (ibid.).



Ilabekken var som nevnt viktig som energikilde for den tidlige industrien i Ila, og på 1850-tallet ble en liten dampsag bygd her (Håpnes 2003, s. 141). Senere i utviklet det seg et langstrakt industribelte mot sjøen, delt i to av boligområdet Iilsvikøra. I den østre delen lå boliger og lett industri blandet. Mens det i den vestre delen, Iilsviken, var innslag av tyngre industri som skipsverft, jernstøperi og smelteverk. Syd for Ila ble jernbanens store verkstedområde Marienborg utbygd fra 1913 av (Stav 1994, ss. 28-30).

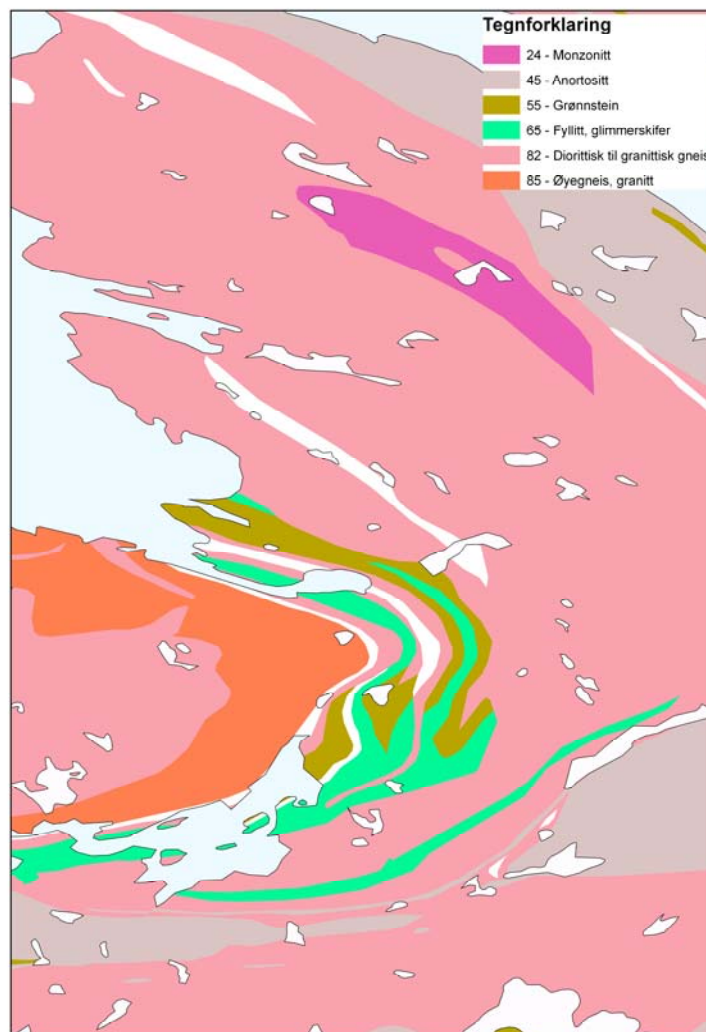
Høyre elvebredde kan ses på som en samlebetegnelse for områder langs Nidelven; Bakkestranden og Bakklandet. På Øvre Bakklandet lå teglverket og garverier. Ved teglverket i 1843 kom Fabriken ved Nidelven til her. Fabriken var ikke bare mekanisk verksted, men omfattet også jernstøperi og mølle. Virksomheten ble i 1890-årene flyttet nord til elveutløpet og fra slutten av 1800-tallet lå det tre store industribedrifter langs Bakkestranden (Håpnes 2003, ss. 135-136). I den sydvestre delen, fra Elgeseter bro mot Nidarø, lå spredt industriinnslag i det som etter hvert ble boligområde (Stav 1994, ss. 28-30).

Området ved Lademoen og de andre nordøstlige byområdene hadde stor industriekspansjon fra 1900-tallet. På Buran utviklet det seg i løpet av tjuefem år tre kvartaler med næringsmiddelindustri, deriblant hermetikk, bakeri og meieri. I umiddelbar nærhet ble Nidar Chokoladefabrik oppført under 1. verdenskrig. Lenger øst, avgrenset av Meråkerbanen og Ladebekken, og innbyrdes atskilt av et boligområde i midten, lå to industrikonsentrasjoner. I vest lå Jarlheimsletta, hvor det allerede før århundreskiftet hadde vært tilløp til industri. I øst lå Lilleby, med Nidaros teglverk fra tidligere tider. I perioden 1915-1920 ble området utbygd med Staaltaugfabrikken, Trondhjems Cementstøberi og Trondhjems Røkeri. Teglverket måtte etter hvert vike for Lilleby smelteverk. Endelig fikk ekspansjonen i hermetikkbransjen under 1. verdenskrig industrien til å gå over Ladebekken. Industrien lå i hovedsak spredt og med få sammenhengende områder av størrelse (ibid.).

På 1950- og 60-tallet begynte utflyttingen av virksomheten fra de tradisjonelle delene av byen til områdene rundt Lade- og Sluppenområdet. Disse områdene ble dermed stedet for både ny og gammel industri og Heimdalsområdet kom senere til som nyetableringsområde (Nissen 1999, ss. 2-3).

## 2.2 Bergen

### 2.2.1 Geologi og bakgrunnsverdier



Figur 6: Utsnitt av geologien i Bergensområdet (NGU, 2009).

Geologien i Bergen er bygd opp av flere forskjellige geologiske formasjoner. Hardangerfjorddekket, som dekker eldste delene av Bergen by, består hovedsakelig av glimmerskifer, grønnskifer og kvartsitt av ordovisisk alder. Lindåsdekke og Blåmansdekke, øst og sør for sentrum, inneholder prekambrisk gneiser, anortositter, amfibolitter og migmatitt. Øygardkomplekset, vest for sentrum, består av granittisk og granodiorittisk gneis av prekambrisk alder (Ottesen og Volden 1999, s. 7).

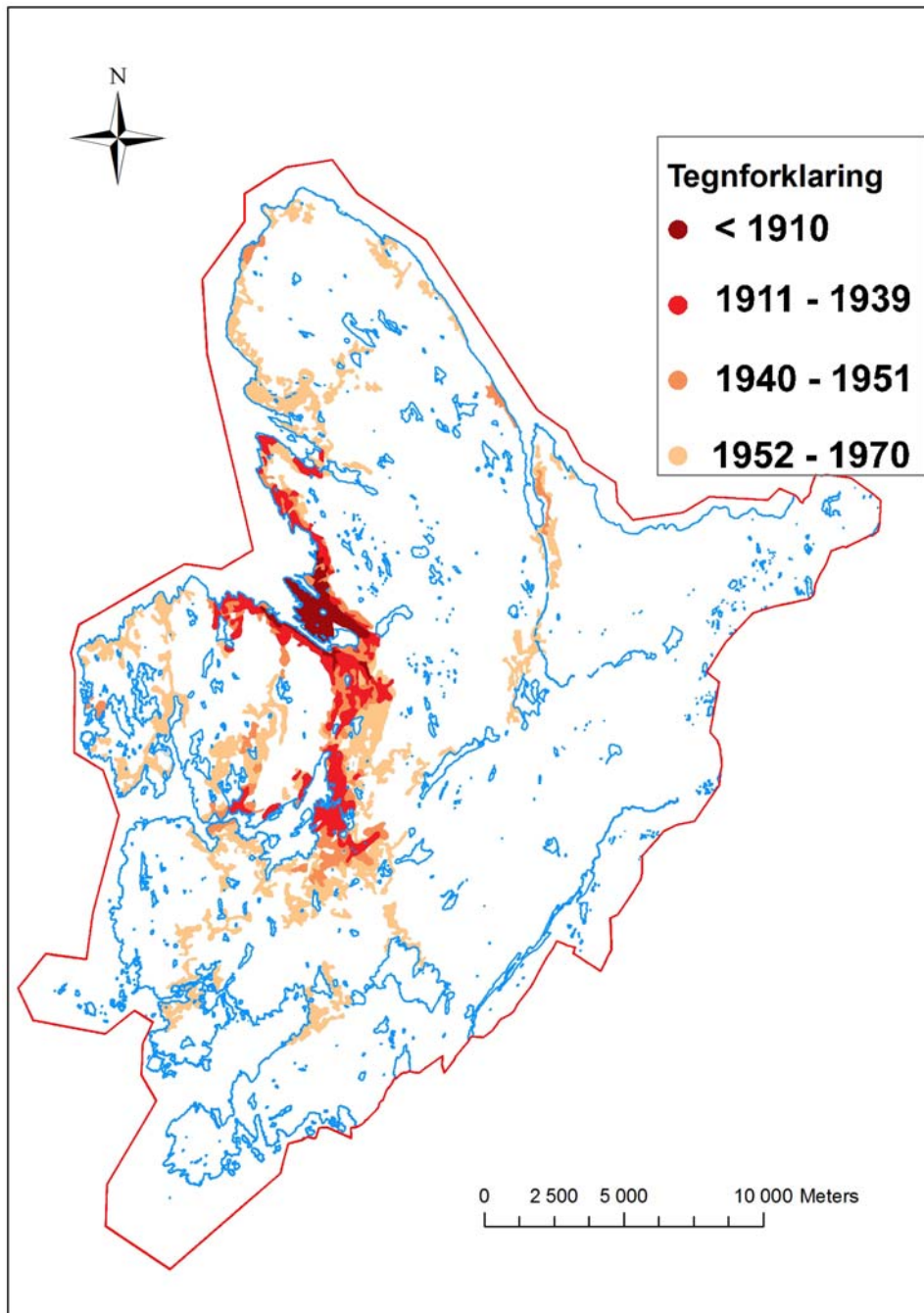
**Tabell 3: Syreløselig innhold (mg/kg) av metaller i berggrunnen under Bergen (Ottesen og Volden 1999, s. 7):**

| <b>Grunnstoff</b> | <b>Median (mg/kg)</b> | <b>Spredning (mg/kg)</b> |
|-------------------|-----------------------|--------------------------|
| Arsen (As)        | <0,5                  | <0,5 – 46,7              |
| Bly (Pb)          | <2,5                  | <2,5 – 10,3              |
| Kadmium (Cd)      | <0,01                 | <0,01 – 0,07             |
| Kobber (Cu)       | 9,2                   | 1,2 – 161                |
| Krom (Cr)         | 2,5                   | <0,5 – 827               |
| Kvikksølv (Hg)    | <0,01                 | <0,01 – 0,11             |
| Nikkel (Ni)       | 3,4                   | 1 – 130                  |
| Sink (Zn)         | 45,5                  | 3,9 – 138                |

At geologien er variert i Bergensområdet viser igjen tabellen over. Høye konsentrasjoner av kobber, krom og nikkel, i liket med Trondheim, skyldes grunnstein eller amfibolitt. Mens granitt og gneis vanligvis har lavt innhold av blant annet arsen og kadmium. I tillegg vises det naturlige lave verdier av bly i Bergen (Ottesen 2009).

### **2.2.2 Utbyggingsmønster og hovedveinett i Bergen**

De tidligste delene av Bergen lå rundt Vågen som en hestesko, mens det utover lå gårdsbruk og åpne marker (Ertresvaag 1982, s. 3). Dette forandret seg fra 1800-tallet til ut på 1900-tallet, da byen ikke lenger var konsentrert om Vågen. Bebyggelsen hadde da spredt seg både oppover fjellsiden og langt utover det som da var nabokommuner (ibid., s. 12). Like fullt var det fjellene som laget rammene for det meste av byområdet og storparten av bebyggelsen ble lagt til flater og svake skråninger, og terrengforholdene har dermed tvunget byutvikling sørover, nordover og nordvestover fra den opprinnelige bykjernen (Sund 1947, s. 15).



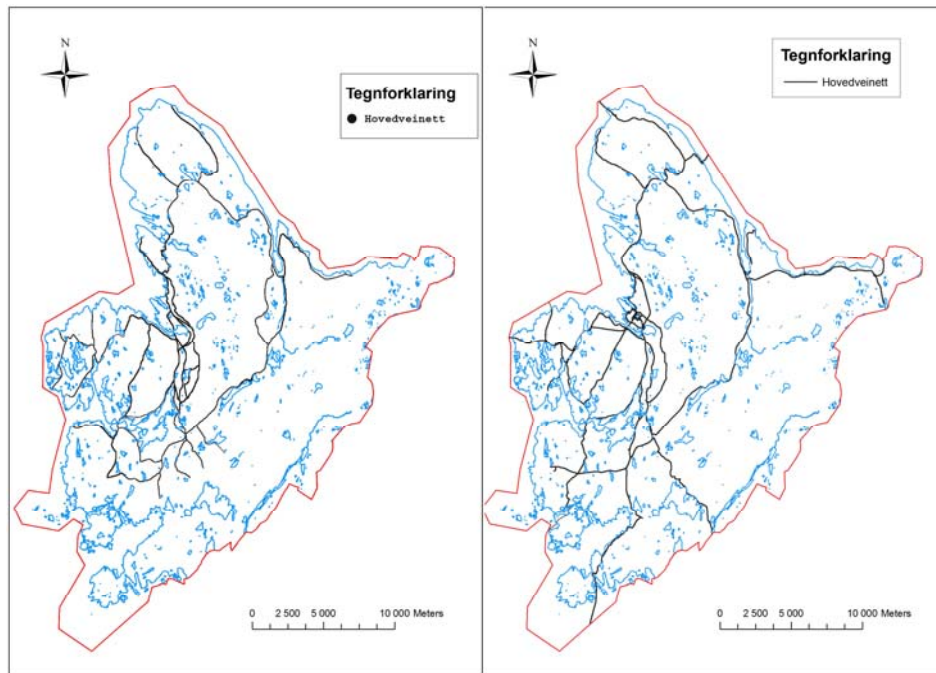
Figur 7: Oversikt over historisk utvikling av bebyggelse i Bergen (Sund 1947, s. 28; Fossen og Grønlie 1985, s. 948).



**Figur 8: Kart som viser omtrentlig plassering av omtalte områder i Bergen.**

I 1921 strakte tettbebyggelsen seg ikke lenger nordover enn Søndre Allmenning og Sandvikstorvet. Nord for Sandvikstorvet var tallet på bolighus fortsatt ubetydelig, mens strandlinjen ut til Nyhavn og Hegrenes bestod av nyere industribedrifter. I tillegg til nyere industriområder i Breiviken, var hele distriktet mellom Nyhavn og bygrensen fortsatt jordbruksområde (Fossen og Grønlie 1985, s. 200). Ved utgangen av 1930-årene var byens nordlige områder i sin helhet regulert, med Helleveien som den gjennomløpende trafikkåre. I 1920 hadde tettbebyggelsen sluttet i områdene rundt Sandvikstorvet, mens det 20 år senere var store huskonsentrasjoner langs Munkebottenvei og Helleveien sør for Nevengården. Ved Jægermyren nordover til Hegrenes og på Lyng var det store ledige tomteområder mellom tettstedene, og nord for Wikeviken var forholdene fremdeles landige i 1945 (ibid., s. 204).

På grunn av topografien kjennetegnes Bergen som en langstrakt by, med lang byvei til bykjernen for de som bor i utkanten av byen i sør og nord (Sund 1947, s. 16).

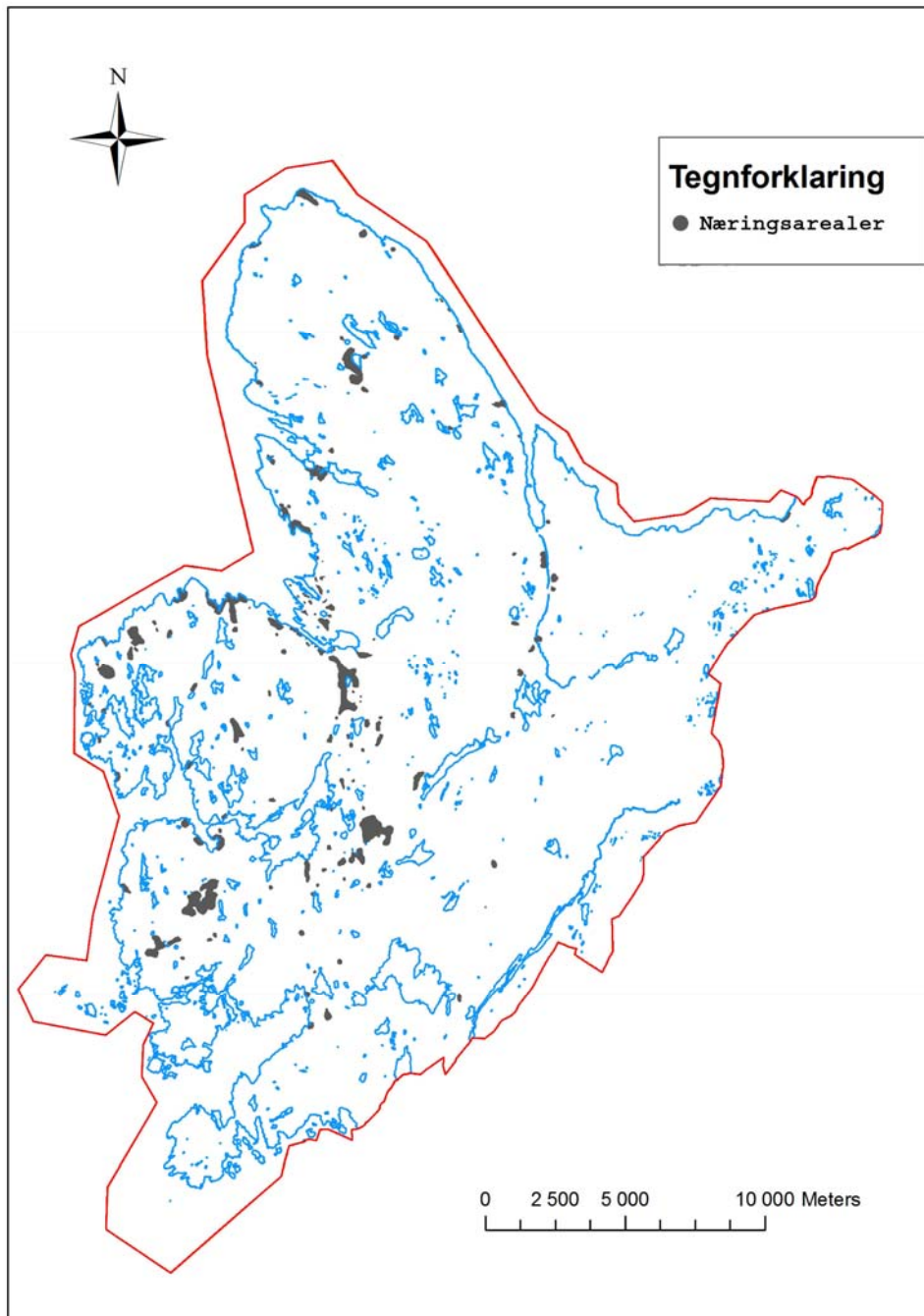


**Figur 9: Hovedvegnettet i Bergen, til venstre vises veinettet i 1927 til høyre dagens (Harris 1991, s. 130; NTNU 2008).**

Gjennom boligbygging tok byen i 60-årene spranget over fjellene, i første omgang Fyllingsdalen og deretter i Åsane (Fossen og Grønlie 1985, s. 576; Ottosen 2009). Nyere boligfelt strekker seg derfor både sørover og østover i Bergensdalen, nordover langs sjøen, og deretter oppover fjellsidene.

### **2.2.3 Nærings- og industriutvikling i Bergen**

Inntil den moderne industriutviklingen i Bergensområdet, 1840-50 årene, foregikk det aller meste av vareproduksjonen i byen på håndverksmessig måte. Dette forandret seg da industriutviklingen i Bergensområdet begynte med etableringen av tekstilfabrikker og mekaniske verksteder (Ertresvaag 1982, s. 86/103). Disse ble liggende både i og rundt bykjernen fra midten av 1850-tallet (Harris 1991, s. 115). Likevel var Bergen ikke en typisk industriby; den var uten store fabrikkbygninger, røykspyende skorsteiner eller sotede gater og bedriftene var generelt få, små og stakk seg ikke ut i bybildet (Fossen og Grønlie 1985, s. 91).



**Figur 10: Oversikt over nåværende og tidligere næringsområder i Bergen (Leivestad 2008; Sund 1947, s. 88).**

En ikke uvesentlig del av industrien som tilhørte Bergen ble liggende i byens umiddelbare nærhet, men utenfor byens gamle grenser. Grunnen var at Bergen er en ”trang” by og det var ikke nok store ubebygde arealer med tilknytning til sjø eller jernbane innenfor de opprinnelige bygrensene (ibid., s. 93)

Innenfor bygrensene var hovedsakelig nærings- og nytelsesmiddelindustri dominerende, men de fleste av disse var små og fikk kort levetid (Ertresvaag 1982, s. 108). Til tross for at nærings- og nytelsesmiddelindustrien var jevnere spredt utover byen enn andre

næringsgrupper, dannet det seg likevel en trend at små fabrikker ble liggende i ytre boligområder i og rundt sentrum, mens større fabrikker ble liggende i sentrumsnære områder (Sund 1947, s. 84).

Større tekstilbedrifter og mølleindustrien lå lokalisert rundt på Bergenshalvøya, til dels lang fra sentrum. I tillegg til fremveksten av de spredte fabrikkstedene var det en betydelig etablering av bedrifter, spesielt plasskrevende jern- og metallbedrifter, i nabokommunen Laksevåg. Disse lå i direkte forlengelse av industribeltet som strakk seg fra Solheimsviken og utover Damsgårdssundet mot bygrensen ved Gyldenpris (Fossen og Grønlie 1985, s. 93). Bergensindustriens spredning utover byområdene forhindret likevel ikke at visse strøk hadde et sterkere fabrikkmessig preg. Innenfor bykjernen dreide det seg i første rekke om Nygårdstangen og strøket sørøst for Strømsbroen. I tillegg kommer det mer eller mindre sammenhengende, men smale, industribeltet fra Solheimsvannet gjennom Solheimsviken over Damsgårdssundets vestreside til bygrensen mot Laksevåg (Fossen og Grønlie 1985, s. 101).

Hoveddelen av den tyngre industrien lå i ”industribeltet” utenfor byen. Dette strakk steg fra Fana, Askøy med Laksevåg, Årstad og de to landsognene som omfattet Sandviken, Kalfaret, Nygård og Møhlenpris. I første rekke var det de mekaniske verkstedene og skipsbyggeriene ved Pudderfjorden i Årstad og Laksevåg som virket inn på denne industristrukturen. Dermed ble det dannet en industristruktur med lite industri i byen, mye i ”industribeltet” og mindre igjen utover i distriktet (Ertresvaag 1982, s. 109-110).

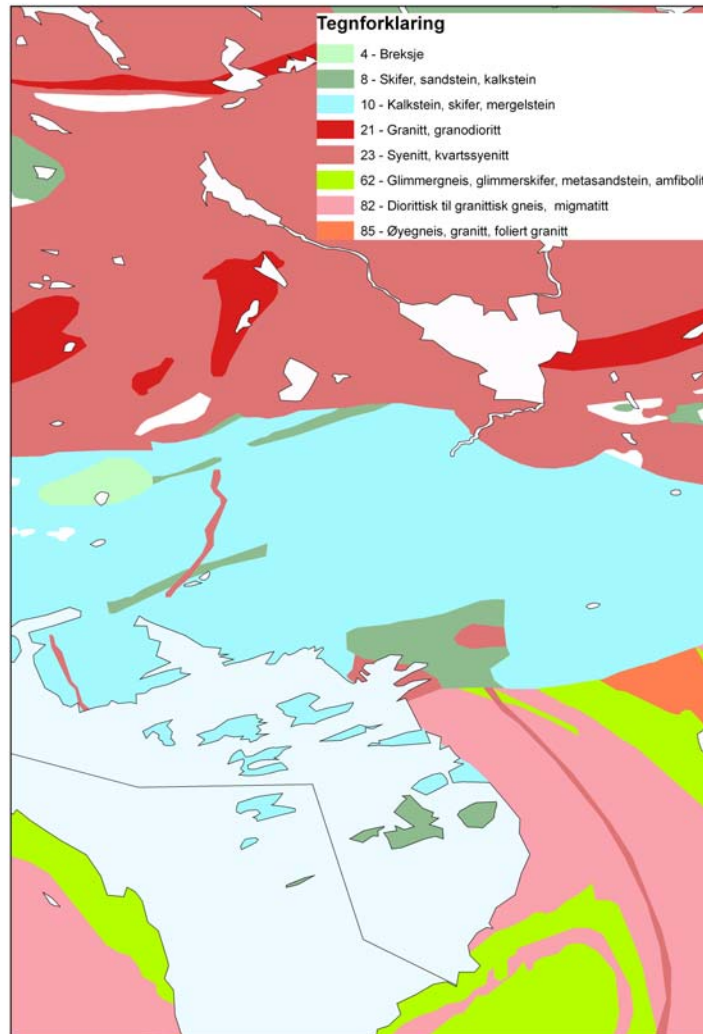
En viktig aktør i næringslivet i Bergen var gassverket. Det første gassverket sto ferdig i 1856 på vestsiden av Lille Lungegårdsvann, på det som i dag er tomten til jernbanestasjonen, hvor det var i drift fra 1856 til 1907. Denne plasseringen kan i dag virke ulogisk, men tomten var i begynnelsen av århundret mer sjønært enn nå. I 1908 flyttet gassverket til den mer isolerte Jekteviken der driften opphørte i 1984 (Ottesen og Volden 1999, s. 14).

De fleste fabrikkene i Bergen var anlagt før 1920 og gjennomgikk i 1930-årne betydelige utvidelser (Fossen og Grønlie 1985, s. 94). I tiden 1954-69 foregikk det en sterk forskyvning av industriarbeidsplassene fra byen til omlandet og i omlandet var det først og fremst Fana og Laksevåg som vokste industrielt (ibid., s. 669-670).



## 2.3 Oslo

### 2.3.1 Geologi og bakgrunnsverdier



Figur 11: Utsnitt av geologien i Osloområdet (NGU 2009).

Geologien i Oslo kan grovt deles inn i fire områder. Den sørøstlige delen, Østfold komplekset, består av hovedsakelig granitisk gneis. Sentrale deler av Oslo består av sedimentær bergarter fra kambrisk til silur perioden, med skifer, kalkstein og sandstein som den vanligste berggrunn. Den nordlige delen består av intrusivbergarter som kvarts syenitt og monzonitt, mens det i nordvest domineres av vulkanske bergarter som basalt og rombe-porfyr og sedimentære bergarter som skifer, sandstein og konglomerat. (Tijhus 2003, ss. 4-5)

Det eksisterer ikke et datasett som tydelig dokumenterer naturlig innhold av metaller i Oslo, derfor benyttes data fra det geokjemiske atlas for Norge:

**Tabell 4: Naturlig innhold (mg/kg) av syreløselig tungemetaller i flomsedimenter fra region Oslofeltet (Ottesen [et al.] 2000b, s. 119):**

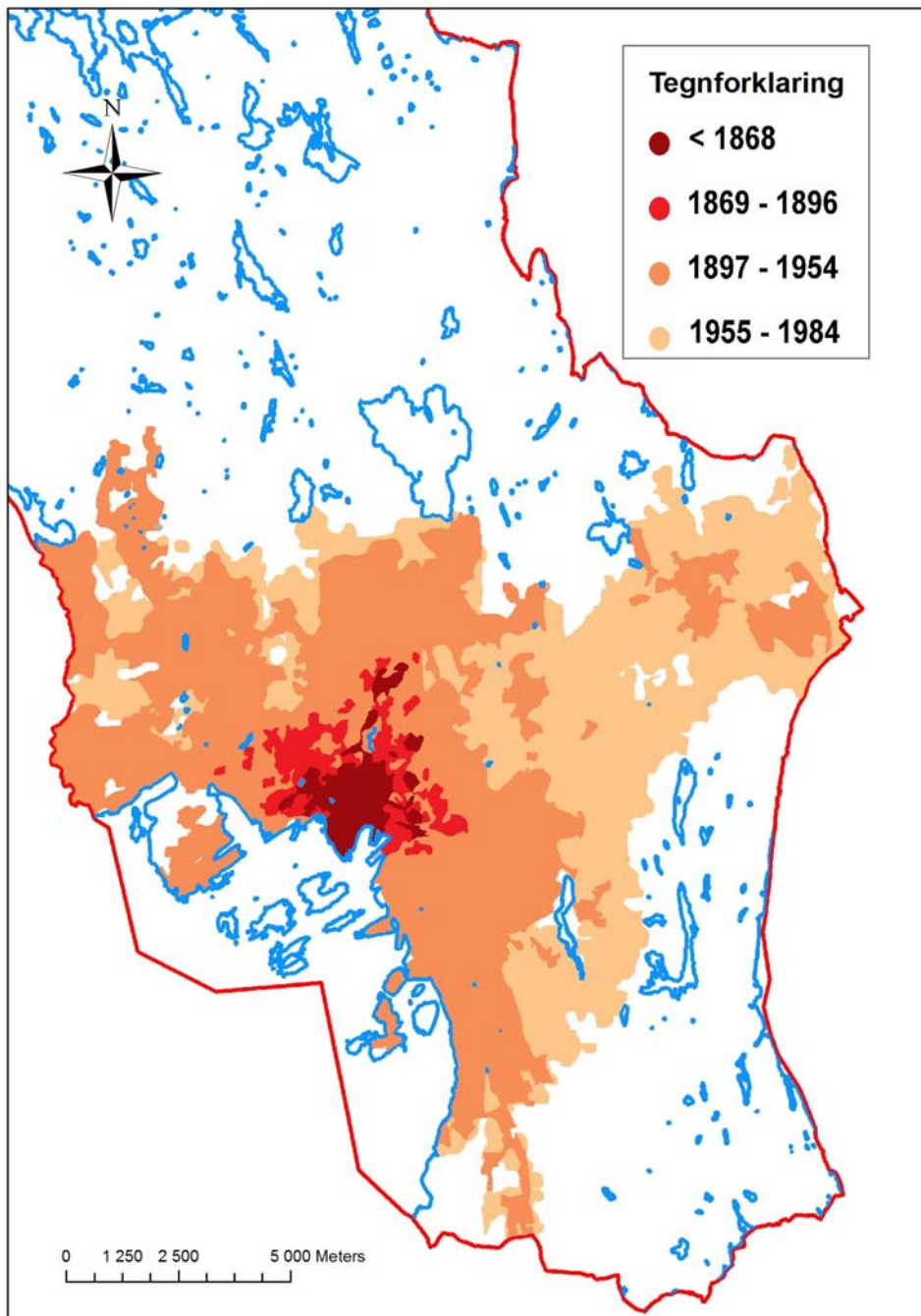
| <b>Grunnstoff</b> | <b>Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg)</b> | <b>Median (mg/kg)</b> | <b>Spredning(mg/kg)</b> |
|-------------------|--|-----------------------|-------------------------|
| As                | 3,4                                    | 3,4                   | 0,6-8,2                 |
| Pb                | 22                                     | 18                    | 8,3-53                  |
| Cu                | 15                                     | 14                    | 7,5-20                  |
| Cr                | 20                                     | 23                    | 4,6-32                  |
| Ni                | 15                                     | 16                    | 2,1-24                  |
| Zn                | 93                                     | 83                    | 32-183                  |

I Oslofeltet er det generelt lite krom, kobber, nikkel og mye sink i forhold til landsgjennomsnittet (Ottesen [et al.] 2000b, s. 119). Dette på tross av at skifer vanligvis har høye verdier av Cr, Ni, Hg og As i forhold til andre bergarter (Antsje 2006).

### **2.3.2 Utbyggingsmønster og hovedveinett i Oslo**

Oslo ble først anlagt øst for Bjørvika, i Gamlebyen. Senere ble byen flyttet vestover i ly av Akershus festning, for så å ekspandere i alle retninger (Wandrup 1986, s. 18). I 1816 bodde omtrent en tredel i det sentrale rutenettet, ”Kvartalene”, og området ved festningen.

Ytterligere en tredel holdt til i den nærmeste kretsen av forsteder, og den siste tredelen levde i forsteder litt lenger borte (Myhre 1990, s. 8).



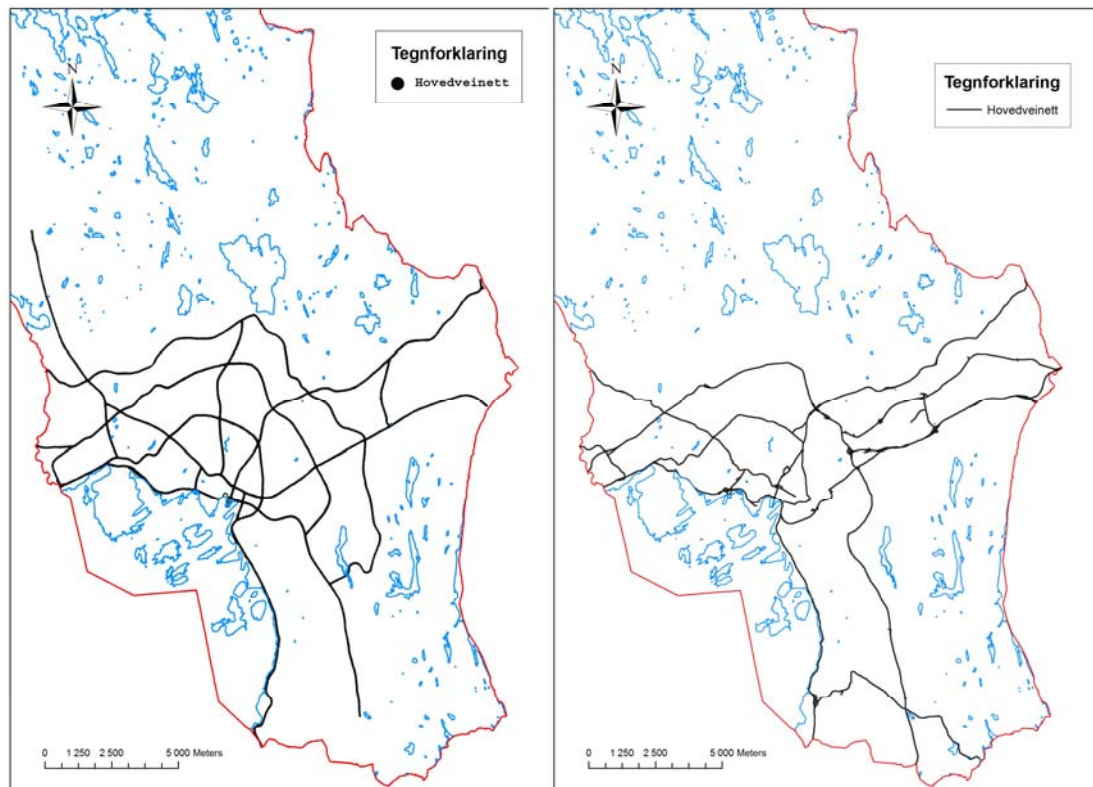
Figur 12: Oversikt historisk utvikling av bebyggelse i Oslo (Aspen 2003, s. XVIII; Engebretsen 1993, s. 27).



**Figur 13: Kart som viser omtrentlig plassering av omtalte områder i Oslo.**

Det bydelsmønsteret som vises i dag er resultat av fire historiske utviklinger. Det første skillet gikk mellom middelalderbyen og landet rundt, og er i dag Gamlebyen med rot tilbake til gamle Oslo. Den neste delingen gikk mellom det en tidlig på 1800-tallet regnet som byen; den indre byen med kvartalene, Festningen, de tidlige forstedene, ringen Pipervika, Ruseløkka, Hammersborg, Vaterland og Grønland. Det tredje skillet er byens spaltning i øst og vest, med villastrøk i vest. Den fjerde historiske delingen tilsvarer det som i dag kalles indre og ytre by (Kjeldstadli og Myhre 1995, ss. 164-166). Det vil i all hovedsak være innenfor ring to, og er utstrekningen vist rundt 1896.

I den senere vekstperioden, det vil si etter 1900, har den arealmessig største utbyggingen foregått i Østre og Vestre Aker (Aspen 2003, s. 223). Her har veksten i all hovedsak foregått langs de viktigste kommunikasjonsårene (ibid., s. 222). I 1949 fremsto det sentrale Oslo som fullt utbygd, og som en tett masse i forhold til de mer spredte bebyggelsene i omgivelsene rundt Aker (Kjeldstadli 1990, s. 365).



**Figur 14: Oversikt over hovedveinettet i Oslo, til venstre 1956 og til høyre dagens hovedveinett (Johnsen [et al.] 1956, s. 7; NTNU 2008).**

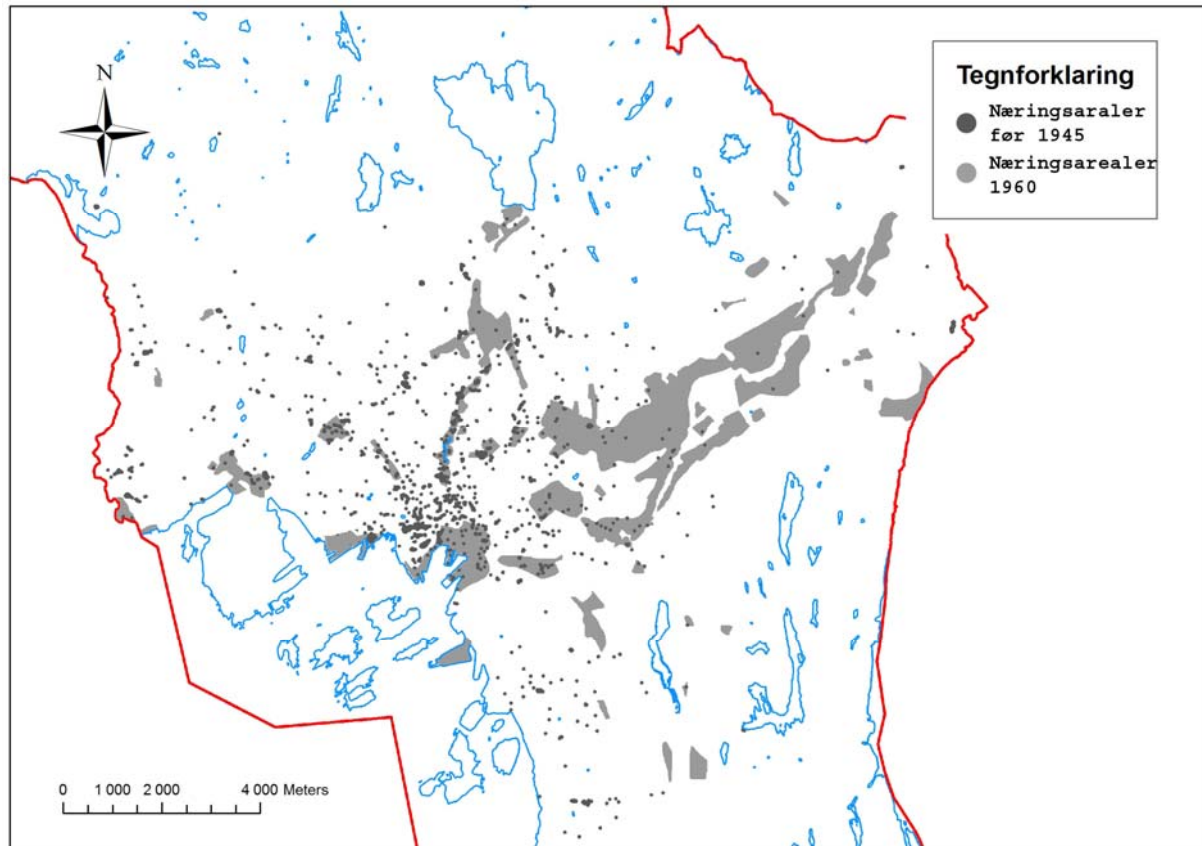
Som det er vist ovenfor er likheten mellom hovedveinettet stor mellom 1956 og dagens utstrekning, men bredden på veiene har hatt en betydelig økning grunnet mer ferdsel.

### 2.3.3 Nærings- og industriutvikling i Oslo

De viktigste protoindustrielle, før-industrielle, virksomhetene i Oslo på 1600- og 1700-tallet var papirfabrikker, ølbryggerier, tobaksspinnerier, skipsbyggerier, møller og sager, men de fleste av virksomhetene var små og fikk en kort levetid (Kjeldstadli og Myhre 1995, s. 24). Etter hvert oppsto det også andre små industrielle bedrifter deriblant brennerier, såpekokerier, teglverk, garverier, replagerier, pottemakerier, ornamentfabrikker, sukkerraffinerier, limkokerier, sikorifabrikker, pipefabrikker og kromfargefabrikker (Eggen og Pedersen 2008, s. 9). Likevel var det de tradisjonelle håndverkene som skomakerne, skredderne og snekkerne som dominerte produksjonslivet til langt ut på 1800-tallet (Kjeldstadli og Myhre 1995, s. 24).

Akerselva var allerede rundt 1750 brukt til sagbruk, men først fra midten av 1800-tallet ble elva for alvor utbygd (Wandrup 1986, s. 32). Den første moderne industriperioden, 1848 – 1895, ble naturligvis nært knyttet til kraften fra Akerselva (Baltzersen [et al.] 1955, s. 71). Dette gjorde at industrianleggene i all hovedsak ble lokalisert langs Akerselva og for øvrig som mer punktvis ansamlinger i bylandskapet (Aspen 2003, s. 225). Senere gjorde bruk av gass, kull og elektrisitet det mulig å lokalisere industrien friere, både til sentrumsnære

områder og til byens ytterkant (Eggen og Pedersen 2008, s. 9). Eksempelvis lå mye av industrien fremdeles i sentrumsområdene i årene mellom 1910-25, men også nye områder var tatt i bruk. Disse konsentrerte seg hovedsakelig langs hovedinnsfartsårene. Spesielt var det store bedrifter innen nærings- og nytelsesindustri og jern- og metallindustrien som flyttet på seg, mot større områder som var mer egnet (Baltzersen [et al.] 1955, s. 196).



**Figur 15: Oversikt over næring og industri i Oslo. Kartet viser næring før 1945 og områder som var regulert til industri og næring i 1960 i forhold til gjeldene generalplan (Eggen og Pedersen 2008; Kjeldstadli 1990, s. 42; Oslo Byplankontor 2008).**

Den første industrialiseringsbølgen i Oslo kom i 1840-årene, da tekstilindustrien ble anlagt (Eggen og Pedersen 2008, s. 9). Fra 1875 var jern- og metallindustrien dominerende i Osloområdet, der verksted som skipsverft hadde en viktig rolle, med Aker og Nyland som viktige verft. Andre viktige jern- og metallbedrifter var Kværner i Loelvdalen, Spigerverket i Nydalen, Thune, Vulkan og Jøtul. I tillegg var kjemisk industri, med fyrstikkfabrikken på 1800-tallet samt malingsproduksjon og farmasøytisk industri på 1900-tallet viktige næringsvirksomheter (Kjeldstadli og Myhre 1995, s. 26).

I sentrale deler av Oslo, i årene rundt 1930, kan det grovt deles inn i sju-åtte industriområder. Sentrum dominerer, dernest kom det næring og industri langs Akerselva. I havneområdet skilte verftene seg ut. Et betydelig felt lå langs Pilestredet mot Bislett og

Rosenborg, som hadde kommet til etter 1920. Dertil kom Rodeløkka, Grønland og Kampen. I tillegg var Lodalen et viktig industriområde (Kjeldstadli 1990, s. 42).

I et nyere byutvikling, i perioden fra 1935 til 1950, har det vært sterk konsentrasjon av industri i Groruddalen, ved at det var avsatt store områder med god tilknytning til jernbane. Dette gjorde at mesteparten av Oslos industri ble liggende i Groruddalen, mens lettere industri og service etter hvert ble lagt til bydelssentra (Baltzersen [et al.] 1955, s. 337).

## 3.0 Teoretiske utgangspunkt

### 3.1 Geokjemisk fordeling av miljøgifter

Geokjemi er vitenskapen om den kjemiske sammensetningen av jordkloden. I naturen forekommer 92 grunnstoffer, og geokjemi omfatter studiet av hvordan disse grunnstoffene fordeler seg i tid og rom (Ottesen [et al.] 2000b, s. 7). I tilknytning til geokjemi er begrepet ”miljøgifter” aktuelt. Med dette mener Statens forurensningstilsyn (SFT): ”Stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi skader på naturmiljøet ved at de er giftige og kan oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller har særlig lav nedbrytbarhet” (Ottesen og Volden 1999, s. 23).

I en bredere undersøkelse av den geokjemiske fordelingen av stoffer er det flere nivå av forslaget fremlagt på miljøkonferansen i Stockholm som er aktuelle. A) *Utslipp og kilder til miljøet må kartlegges.* B) *Det må bestemmes tilstedeværelse, mengder og trender av mennesker og miljø.* C) *Det må bestemmes hvordan stoffer transporteres, hvor de havner og transformasjoner de kan gjennomgå.* D) *Effekten på menneskelig helse og miljøet.* E) *Sosioøkonomiske og kulturell implikasjoner.* F) *Hvordan redusere og/eller eliminere utslipp.* G) *Danne modeller som har overføringspotensial for både kilde og for analytiske metoder for bestemmelse av utslipp* (Jartun 2008, s. 29, UNEP 2001).

Dette gjør at kartlegging av metallinnhold, og andre stoffer, ofte er et innledningsvis skritt mot beslutningstaking, der målet er å avgrense forurensede områder eller identifisere områder som er egnet for forskjellig bruk. I slike tilfeller brukes jordforurensning som en metode for å avgrense områder hvor konsentrasjonen av miljøgifter overskrider en terskel og det eventuelt må igangsettes tiltak for å få verdiene ned på et akseptabelt nivå (Shi [et al.] 2007, s. 5). I tillegg vil en oversikt over om og i hvilken grad områder er forurenset være forebyggende for å hindre at forurenset jord utilsiktet blir flyttet til rene områder, der det senere kan ha blitt anlagt boliger og lekeområder (Eggen [et al.] 2006, s. 6).

I tidlige geokjemiske arbeider med miljøfokus var undersøkelsen rettet mot Pb i det urbane miljøet. Til dels er dette fremdeles tilfellet, men viktigheten av andre giftige spormetaller som Cd, Cu, Ni og Zn har også kommet med. I likhet med Pb er disse blant de mest kommersielt brukte og antropogent utslipp og påvirkning vært størst gjennom historien (Wong [et al.] 2006, s. 3). I tillegg til PCB- og PAH-forbindelser regnes også As, Cr og Hg for miljømessige viktige elementer (Ottesen og Langedal 2001; Jartun [et al.] 2008, s. 157).



### **3.1.1 Overflatejord som prøvemedium**

I Norge brukes ofte overflatejord, 0-2cm, som prøvemedium ved geokjemisk undersøkelse av byer. Grunnen til dette er den lett tilgjengeligheten av prøvemateriale, samtidig som overflatejord reflekterer både naturlig innhold av grunnstoffer og vise bidrag fra menneskelig aktivitet (Ottesen og Langedal 2001, s. 64). Menneskelig påvirkning vil i denne sammenheng være resultat av akkumulert luftforurensning, direkte søl på bakken og andre antropogene aktiviteter (Ottesen og Volden 1999, s. 3). Uavhengig om det er forurensning fra trafikk (eksos, oljesøl, slitasje av dekk og bil), bygninger (forvitring, renovasjon, nedriving, maling og mørtel), utslipp fra industriell og kommersiell aktivitet samt bybranner, vil stoffene lagres i jorda (Jartun [et al.] 2008a, s. 149). Samtidig vil miljøgifter, på grunn av lav mobilitet, akkumuleres og vise utbredt forurensningshistorie over lang tid (Andersson [et al.] 2006, ss. 5-6). Dette gjør at det vanligvis kan observeres, i uforstyrret jord, at konsentrasjonene til forurensningene synker hurtig med økende dybde i urban jord (Wong [et al.] 2006, ss. 7-8).

Et annet aspekt ved overflatejord som prøvemedium er at det både er mulig og aktuelt å studere potensiell fare for human helse. Viktigheten av dette er blant annet vist ved en rekke undersøkelser som er gjort i Norge med fokus på overflatejord i barnehager.

Samtidig som menneskelig aktivitet tilfører byjorda stoffer, har også aktivitetene innvirket på hvordan grunnen blir seende ut. Både gjennom at jord er begravd, som følge av bygninger og veier, og på grunn av massetransport er jorda og kystlinjene blitt formet av mennesker (Jartun [et al.] 2008a, s. 147).

### **3.1.2 Jordsammensetning, naturlig og antropogen**

#### *3.1.2.1 Naturlig jord og naturlig variasjon*

I naturlige landskap representerer jord et mangfold av variabler, både romlige og strukturelle. Mangfoldet er et resultat av interaksjonen av prosesser som danner grunnlaget for jorddannelse (Wong [et al.] 2006, s. 4). Jorden viser i disse tilfeller vertikale lag av jorddannelse (Shi [et al.] 2007, s. 1). Da vil hovedkilden til sporelementer i jord komme fra grunnfjellet, og jorden som stammer fra forvitring vil dermed ha lignende kjemiske sammensetningen som moderbergarten. Men mengde og specie av sporelementene blir modifisert av prosesser som fører til mobilisering og redistribuering innad i jordprofilen og mellom nærliggende jord. Dette gjør at løsemassenes kjemiske sammensetning varierer, både over store og små avstander (Thornton 1990, s. 129-130). Dette er en faktor som ofte har blitt undervurdert eller oversett i geokjemiske undersøkelser, men som kan ha avgjørende

betydning på hva man anser som naturlige bakgrunnsverdier (Reimann og de Caritat 2005, s. 92).

Samtidig er det også andre prosesser som påvirker distribueringen av kjemiske elementer. For eksempel vil klima (temperatur og nedbør) landskap (høyde, helning og orientering), vegetasjon, biologisk produktivitet og avstand til sjø påvirke fordelingen (ibid.). Til sammen gjør dette at innholdet av tungmetaller og andre sporelementer innen en region avhenger av grunnfjell, av abiotiske faktorer som værforhold og biotiske forhold som mikrobiell populasjoner (Ottesen [et al.] 2000b, s. 7). I tillegg er overgangen fra berggrunn til jord komplisert og den kjemiske sammensetningen av bergartsprøvene gir kun en indikasjon på hva som er naturlig innhold av grunnstoffer i jorden. Det forventes at overflatejord, hvis den er rik på organisk materiale, inneholder naturlig høyere konsentrasjon av metaller som As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn enn selve bergarten (Ottesen og Volden 1999, s. 7). Dette gjør at det ikke er mulig å bruke underliggende bergarter i direkte sammenheng med overflatejord (Reimann og de Caritat 2005, s. 92).

### *3.1.2.2 Historisk påvirkning og urban jord*

Jord, eller grunn, i en by har en lang og uoversiktlig historie og urban jorden vil vanligvis bestå av forskjellige typer jord; opprinnelig naturlig grunn, dannet byjord/kulturjord, tilkjørt hage/plantejord og tilkjørt sand og grus (Andersson [et al.] 2006, s. 5).

Når grunnen tidligere ble behandlet som sluk for avfall, har det bygget seg opp kulturjord, menneskeskap jord, i urbane områder (ibid.). Ettersom dette har foregått over lang tid, vil flere meter gammelt avfall dominere i sentrale deler av storbyer (Joranger 2005, s. 13). Spesielt er dette gjeldende for dalsøkk og ujevnheter i terrenget (Ottesen [et al.] 2007, s. 50). Avfall blir også brukt som fyllmasse eller dumpet i sjøen, noe som har ført til at strandlinjen i sentrale byområder ofte har endret seg vesentlig (Asplan Viak A.S. 2007, s. 9). Byjorda, med varierende tykkelse, vil dermed karakteriseres av et stort antall antropogene og naturlige partikler og med et generelt lavt innhold av organiske materiale (Ottesen [et al.] 2007, s. 42). Dette står i kontrast til de yngre bydeler der den dominerende jordtypen er opprinnelige grunn og der innholdet av organisk materiale er høyere (Andersson [et al.] 2006, s. 5).



**Figur 16: Byjord vil ofte være en blanding av blant annet naturlig jord og avfall fra menneskelig aktivitet (Ottesen 2009).**

I tillegg er jorden i byområder endret ved at materialer og masse er blitt transportert inn og brukt der, slik at materialer er blitt en del av jorda gjennom forbruk og som avfall (Ottesen [et al.] 2000b, s. 9). Samtidig vil mesteparten av byjorden være brukt mange ganger. Til sammen gjør dette at jorda er en blanding av bygningsrester, brannrester, tilkjørte gravmasser, avfall fra husholdninger og industri, atmosfæriske avsetninger og lokal naturlig jord. I eller bundet til jordpartiklene sitter ulike miljøgifter; både tungmetaller, som bly, og organiske miljøgifter som PAH. Andre organiske miljøgifter, som for eksempel PCB fra bygningsmaterialer, har gjennom menneskelig aktivitet blitt tilført bymiljøet (Asplan Viak A.S. 2007, s. 8). Dette samspillet mellom ulike faktorer viser at geokjemien dermed ikke bare er bygget opp av, men også avhengig av både naturlige (geogene) og menneskeskapte (antropogene) kilder.

Forandring av grunnen og tilførsel av stoffer gjør dermed at jorden i urbane miljø vanligvis ikke er dannet gjennom naturlige prosesser, men den er i stedet skapt av antropogene aktivitet (Ljung [et al.] 2006, s. 353) I tillegg kjennetegnes urbane regioner og industrielle områder med en høyere produksjon av (farlig) avfall enn rurale områder (Birke og Rauch 2000, s. 233). På grunn av lav mobilitet vil miljøgiftene akkumuleres i nærhet av kildene hvilket fører til høyere konsentrasjon av miljøgifter i urbane områder (Ljung [et al.] 2006, s. 353). Men størrelsen på en by og innbyggertall er ikke direkte relatert til innholdet av metaller i jorden. I mindre byer er tendensen at industriområdene fortsatt er nærmere bysentrum, mens de forurensede områdene i større byer ofte er begravd under bygninger eller

at den forurensede jorden i noen tilfeller er fjernet. Dette gjør at mindre byer ikke nødvendigvis er mindre forurenset, men at forurensningen strekker seg over et mindre område (Ljung [et al.] 2006, s. 361).

### *3.1.2.3 Byjord som resipient*

Ved undersøkelse av utslipp er det nødvendig å vite hva som skjer med stoffene når de kommer i naturen, hvor både mengden og påvirkningen har avgjørende betydning. Grovt kan det skilles mellom forurensninger som naturen har liten eller ingen egenskap til å bryte ned og omforme til mindre farlige forbindelser, og de som brytes ned. Påvirkningen vil i stor grad avhenge av naturens kapasitet til å assimilere avfallsproduktene; er utslippet større enn miljøets egenskap til å bryte ned stoffene vil forurensningen uansett akkumuleres (Tietenberg 2006, s. 339). Hovedsakelig er tungmetaller og flere PCB- og PAH-forbindelser av den første typen forurensning, og vil akkumuleres over tid ettersom utslippene pågår. Dette gjør at utslipp og avsetning av de ikke-nedbrytbare stoffene over tid vil akkumuleres og føre til uregelmessig anrikning (Wong [et al.] 2006, s. 2).

Utslipp fra menneskelig aktivitet kan skje gjennom flere prosesser, og vi opererer med tre hovedkategorier. Den ene er stasjonære punktkilder som vil ha en veldefinert distribusjon ut fra en utslippskilde (Diawara 2006, s. 307). Dette står i kontrast til utslipp som skjer over store flater gjennom mer diffuse utslipp, som fra bebyggelse, der enkeltvis kilder ikke kan isoleres. En tredje type utslipp er mobile kilder, hvor utslipp vil følge en lineær utforming og følger strukturerte linjer i det menneskeskapte miljøet. Eksempel på dette er utslipp som stammer fra transport på vei- og jernbanenett. Men disse utslippsmodellene er en stilisert modell av virkeligheten og utslipp vil vanligvis være en kombinasjon av flere typer utslippsmønster hvor det vanskelig lar seg isolere en bestemt type kilde (ibid., s. 305). Samtidig forventes det at utslipp over tid skifter karakter, for eksempel slik at et utslipp som først fungerte som en punktkilde etter tid vil ligne mer på en diffus flatekilde (Antsje 2006). Samtidig vil massetransport spre forurensningen og gjøre kildene mer diffuse og dermed vanskeligere å kartlegge.

I urbane miljøer blir miljøgifter sluppet ut fra flere forskjellige antropogene kilder; avfallsforbrenning, forbrenning til oppvarming, fra industridrifter, fra boliger, fra trafikk og andre aktiviteter. Hovedmengden av utslippene skjer gjennom atmosfæren, ved at forbindelsene festes på partikulært materiale som danner små partikler og støv anriket med miljøgifter. Disse metallholdige partiklene holdes svevende i luften til de deponeres på land eller i vann. Selv om partiklene deponeres på land kan de fortsatt bli forflyttet videre av vind

og vann (Wong [et al.] 2006, s. 5). Dette gjør at luftbåren forurensning som er avsatt på land akkumuleres i jordlaget, også har en viss mobilitet.

Selve distribusjonen av metaller i jorden er kompleks og blir kontrollert av flere faktorer. Der blant annet løselighet, egenskapene til jorden og mikromiljømessige faktorer som topografi, vindretning og urban avrenning vil påvirke distribusjonen (ibid., ss. 5-6). I naturlig uforstyrret jord vil vann kunne trenge ned i jorda, mens dette hindres i urbane miljø med store ugjennomtrengelige flater. En kan dermed forvente en økt mobilisering av miljøgifter ettersom bygningsmaterialer i mindre gard enn jord evner å holde på forurensingen. Denne mobiliteten gjør at utslipp fra antropogen aktivitet fører til ikke-punkt forurensning av jord i byer (Ottesen og Langedal 2001, s. 63). Overflatejord blir dermed den viktigste sluken på landjorda som fungerer som en stasjonær kilde med lang halveringstid av miljøgifter i urbane miljø (Wong [et al.] 2006, s. 6).

#### *3.1.2.4 Tilstandsklasser for norsk jord*

Norske myndigheter opererer med visse verdier når de karakteriserer jord i forskjellige tilstandsklasser, det vil si hvilken mengde miljøgifter som tolereres i forskjellige arealbruk. Verdiene gir en pekepinn på hva som kan forventes og som aksepteres av miljøgifter i jord, og de kan derfor benyttes som referansegrunnlag for konsentrasjoner.

**Tabell 5: Forslag til tilstandsklasser for jord basert på risiko for human helse, konsentrasjonene er angitt i mg/kg (Ottesen [et al.] 2007a, s. 9):**

| Stoff                        | Tilstandsklasse 1               | Tilstandsklasse 2  | Tilstandsklasse 3   | Tilstandsklasse 4            | Tilstandsklasse 5                         |
|------------------------------|---------------------------------|--|---|------------------------------|---|
| Egnet til følgende arealbruk | All arealbruk, unntatt landbruk | Bolig, barneparker/ "normale" barnehager, lekeplasser inklusive, parker, badestrender<br>Grønne barnehager | Byområder uten bolig: Gater og torg, opphold og transport, kontor | Industri, hovedvei, jernbane | Aktive avfallsanlegg og nedlagte deponier |
| Arsen                        | < 8                             | 8-20   | 20-50   | 50-576                       | 576-2500                                  |
| Bly                          | < 60                            | 60-100   | 100-260   | 260-622                      | 622-2500                                  |
| Kadmium                      | < 1,5                           | 1,5-10   | 10-15   | 15-28                        | 28-2500                                   |
| Kvikksølv                    | < 1                             | 0-1  | 1-4   | 4-10                         | 10-1000                                   |
| Kobber                       | < 100                           | 100-200  | 200-1100  | 1100-8600                    | 8600-25000                                |
| Sink                         | < 200                           | 200-500  | 500-1000  | 1000-5000                    | 5000-25000                                |
| Krom (III)                   | 50                              | 50-200   | 200-500   | 500-2760                     | 2760-25000                                |
| Krom (VI)                    | < 2                             | 2-5  | 5-20  | 20-78                        | 78-1000                                   |
| Nikkel                       | < 60                            | 60- 135  | 135-200   | 200-1470                     | 1470-10000                                |
| $\Sigma$ PCB <sub>7</sub>    | < 0,01                          | 0,01-0,5   | 0,5-0,7   | 0,7-4,4                      | 4,4-50                                    |
| $\Sigma$ PAH <sub>16</sub>   | < 2                             | 2-8  | 8-22  | 22-46                        | 46-2500                                   |

Her vil verdiene i tilstandsklasse 1 i stor grad gi et inntrykk av hva som anses som normale bakgrunnsverdier, selv om det vil være lokale variasjoner av dette.

### 3.1.2.5 Massetransport

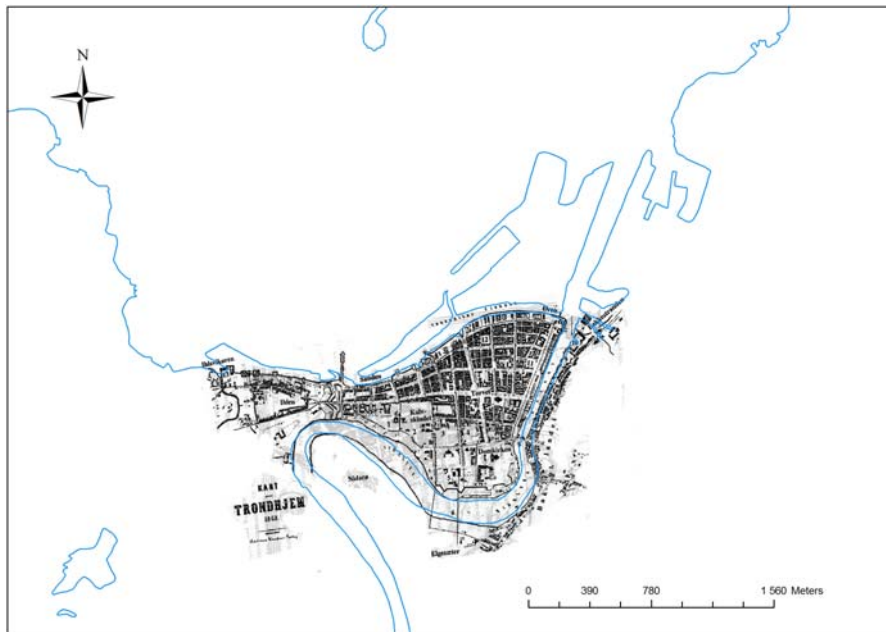
Til enhver tid, men spesielt de siste hundre årene, har det vært transport av grave- og anleggsmasser i menneskets miljø (Ottesene 2009). Et grovt estimat fra 2001 viser at det blir generert 3,8 millioner m<sup>3</sup> gravemasser hvert år i byene Bergen, Oslo, Trondheim og Tromsø (ibid.). En del av disse massene, spesielt fra de eldre bydelene i storbyene, vil ha høyt innhold av metall- og organiske miljøgifter (ibid.).

**Tabell 6: Genererte gravemasser i Oslo, Bergen og Trondheim i 2001 (SFT 2003, s. 8):**

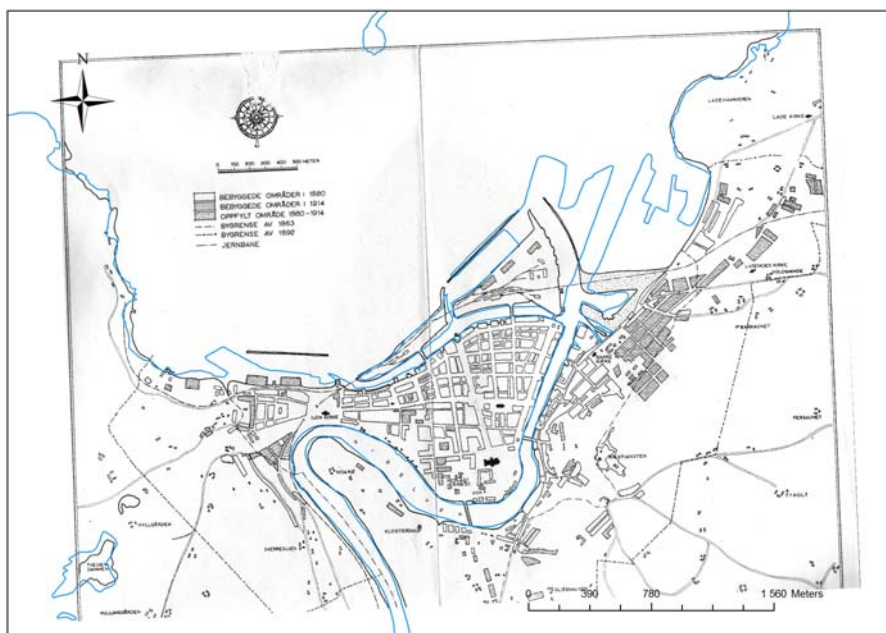
| By        | Total volum av masser (m <sup>3</sup> ) | Gravemasser fra indre by |                 |
|-----------|---|--------------------------|-----------------|
|           |   | Volum (m <sup>3</sup> )  | Andel av masser |
| Oslo      | 1 612 000                               | 850 000                  | 51 %            |
| Bergen    | 947 000                                 | 241 000                  | 25 %            |
| Trondheim | 715 000                                 | 77 000                   | 11 %            |

Selv om det vil være variasjoner fra år til år og forskjell i forhold til eldre tider, gir dette et bilde på det store omfanget av massetransport i storbyene. Samtidig føres det generelt ikke oversikt over på graving og flytting av masser, slik at eventuell mengde miljøgifter i massene og endelig plassering vil i stor grad være usikker (ibid., s. 12).

Massetransport viser tydelig at bymiljøet er et dynamisk miljø, men dette viser også utviklingen av kystlinjen i Trondheim:



Figur 17: Kart som viser Trondheims kystlinjen i 1868 lagt over dagens kystlinje (NTNU, 2008; Stav 1994, s. k2):



Figur 18: Kart som viser Trondheims kystlinjen i bok fra 1958 lagt over dagens kystlinje (Danielsen 1958; NTNU 2008):

Ser man nøyerer på utviklingen av kystlinjene er det stor arealer, og ikke minst volum, med masser som er transport i byområdene og ”deponert” i kystlandskapet. Sett i lys av forandringen av kystlinjen fra 1868, er det store masser som er flyttet på i bymiljøet og kun utvidelse av kystlinjen tilsvarer en forandring av et areal på rundt 880 000m<sup>2</sup>. Av prosjektene i Trondheim kan byggingen av to nye stasjonsområder på deler av det som i dag utgjør Brattøra nevnes. Her ble oppgravd sand og slammasser ble brukt for å lage de nye øyene. Videre har utvidelse av Brattøra, bygging av Lade molo, ubåtbunker i Nyhavna og havneanlegg i Ila alle forandret på kystlinjen. I tillegg ble elveleiet forandret i 1952 og ført ut i fjorden mellom Ladehammeren og Lade molo (Nissen 1999, ss. 4-5).

Et annet element er at byggemønstret i de største byene går i retning av fortetning innenfor allerede bebygde områder, da gjerne omforming og fortetting innenfor de eldre bydelene ved utbygging i gamle industri- og transportarealer og i havneområdene (SFT 2003, s. 4). Dette skaper et overskudd av gravemasser og behov for fyllmasse. Historisk har massetransporten foregått ukritisk i byene, noe som har ført til ukontrollert spredning av potensielt forurensede masser (ibid.). Dermed kan det tenkes at sterkt forurensede masser fra punktkilder blir omfordelt og danner større diffuse områder med lavere forurensingsgrad. Dette er et problem som er aktuelt i barnehager hvor massene vanligvis er bygget opp av flere typer; original naturlig jord, tilkjørt sant til sandkasser og lekeapparat, masser til landskapsforandring og jord til bed og planting (Antsje 2006).



**Figur 19: Det importeres store mengder materialer inn i byene, som forbrukes der og blir til avfall. Ved massetransport er det ofte dårlig kontroll hvor massene havner (Ottesen 2009).**



Den opprinnelige jorden utgjør en stor andel innenfor områdene. Så langt det ikke har forgått transport vil denne reflektere området, i den forstand at den vil ha lignende fordeling av stoffer som nærliggende områder har. I motsetning vil tilkjørte masser vanligvis ha en annen geokjemisk fordeling. Det er ved import av jord, der jorden stammer fra forurensede sentrumsområder, at en diffus forurensing i yngre relativt ikke-forurensede områder forekommer (Ottesen 2009). Derimot vil sand, som også inngår i massetransporten i barnehager, vanligvis være mindre forurenset enn jorden. Etersom sanden spres, vil dette virke "fortynnende" på jordforurensningen (ibid.).

### **3.2 Geokjemiske kilder**

De utslippene overflatejord mottar fra menneskelig aktivitet avhenger av flere nivå; lokalisering i et globalt perspektiv, tidligere bruk, dagens bruk og avstanden til forurensende kilder. Det er dermed naturlig å dele inn kildene til forurensing i urbane arealer i underkategorier, med det til felles at det er prosesser som har skjedd tidligere eller som skjer nå (Thornton 1990, s. 122). Et første skille er om forurensningen skjer i stor skala fra diffuse kilder, som utslipp fra trafikk i sentrum og bebyggelse, eller på lokal skala som punktkilder. Et annet skille er utslippene i form av atmosfærisk gass og partikulært materiale, i væskeform som kloakk, in-situ forurensning fra næringsaktivitet, og avfall fra faste materialer og produkter (ibid., s. 123).

Når det gjelder bestemmelse av utslipp fra langtransportert forurensning er dette generelt vanskeligere å bestemme enn lokale kilder. Dette kommer av at påvirkningen vanligvis er uviss, samtidig som naturlig variasjon og lokale kilder vil maskere eventuell påvirkning. I motsetning vil lokale kilder, med kort transport, være lettere å identifisere ettersom den mulige forurensningskilden ofte er kjent (Holt 2009, s. 11).

#### **3.2.1 Generelle betraktninger**

Flere undersøkelser har vist at distribusjonsmønsteret reflekterer historisk påvirkning av nærliggende aktiviteter. Spesielt er dette gjeldene for stoffer med lav mobilitet, som Pb. Det ble vist at lett løselige og mobile stoffer, som for eksempel Cd, hadde et distribusjonsmønster som reflektertes nedover migrasjonen av metaller ved infiltrasjon av regnvann (Wong [et al.] 2006, s. 8). I tillegg er det flere naturlige og antropogene faktorer som kontrollerer distribusjonen og mengde av kjemiske elementer i utbane miljø. Disse faktorene er komplekse og basert på en mengde og varierende parametre, men kornstørrelse kan trekkes frem som en viktig faktor som kontrollerer distribusjonsmønsteret og mengden miljøgifter (Duzgoren-

Aydin [et al.] 2006, s. 385). Eksempelvis vil tyngre partikler deponeres nær kilden, mens mindre partikler vil fraktes av vinden til de møter en barriere, som et tre eller et hus, der de deponeres. Videre blir disse skylt over i jorden av regn (Mielke 1999, s. 66). De fleste tungmetaller blir sluppet ut og transportert i partikulær form, og da er størrelsen på partikkelen viktig når tungmetaller blir anriktet i små partikler i forhold til større (Duzgoren-Aydin [et al.] 2006, s. 376).

På et overordnet nivå har det vist seg at de antropogene utslippene av metaller til atmosfæren ser ut til å være lik, og i enkelte tilfeller overgår, den naturlige mobiliseringen. Dermed har antropogen tilførsel i løpet av de siste tiårene overgått den naturlige tilførselen av tungmetaller til jord gjennom jordsmonnsdannelse, selv på en regional skala (Shi [et al.] 2007, s. 2). Disse utslippene skjer både atmosfærisk som i partikler og gassform og som utslipp fra forskjellig produksjon og gruvedrift (Stumm og Morgan 1996, s. 614). På tross av at dette ikke kan overføres til det norske urbane miljøet gir det likevel et eksempel på hvor omfattende påvirkning menneskelig aktivitet har på naturlige forhold.

### **3.2.2 Kilder til arsen, utvalgte tungmetaller, PAH og PCB**

Foruten denne beskrivelsen, har Miljøenheten i Trondheim Kommune ved Silje Salomonsen (2008) utarbeidet et forslag som kobler bransje med antatt forurensning. Se vedlagt CD for dette.

#### *3.2.2.1 Arsen, As*

Arsen er et metallisk grunnstoff som er relativt mobilt, der enkelte arsenforbindelser er giftige og kreftfremkallende. Samtidig oppkonsentreres arsen i levende vegetasjon og arseninnholdet i kull kan dermed være høyt.

Arsenforbindelser blir benyttet til skadedyrsbekjempelse (rotter, mus og insekter) og til bekjempelse av parasittsykdommer. Dessuten har arsenforbindelser vært mye brukt til garving, pelsforbedring og som fargestoff (Ottesen og Volden 1999, s. 23/27). At arsen, sammen med kobber og krom, blitt brukt i trykkimpregnert trevirke for å motvirke råte og avrenning har ført til uorganisk arsen i jorda (Langedal og Hellesnes 1997, s. 8). Slik utvaskning har vært kilden for størstedelen av arsenutslippene i Norge de senere årene, mens det tidligere forkom forurensning fra ulike industriell virksomheter som metallsmelteverk (Ottesen [et al.] 2000b, s. 22).

### 3.2.2.2 Bly, Pb

Bly er et metallisk grunnstoff med alvorlige giftvirkninger, ettersom blyforbindelser kan være kreftfremkallende og opphopes i organismer (Ottesen og Volden 1999, s. 24/27). I motsetning til arsen har bly lav mobilitet.

De viktigste kildene til bly har vært biltrafikk ved blytilsetning i bensin, innen industri fra smelteverk og batterifabriker og avgasser fra forbrenning av kull og ulike typer avfall (Ottesen [et al.] 2000b, s. 84). Tidligere var blylodding i hermetisering vanlig (Mielke 1999, s. 63). Blyholdig maling og blytilsetning til bensin blir trukket frem som hovedkildene til høye blyverdier i sentrumsområder (Laidlaw [et al.] 2007, s. 5; Mielke 1999, s. 64).

Blykromat og blyhvitt var også hyppig brukt i diverse malingsprodukter (Ottesen 2009). Selv om blykromat nå er fjernet fra vanlig maling finnes det fortsatt i beskyttende industrimaling, men i mindre grad i interiørmaling, bilgrunning og lakk. Skraping, sandblåsing og pussing av malte produkter kan derfor bidra til økte blyverdier i jorda (Langedal og Hellesnes 1997, s. 10). Til tross for lav prosentandelen av bly i maling vil maling fortsatt være en av de mest tilgjengelige kildene til bly (Mielke 1999, s. 62).

I tillegg vil høye verdier av bly i sentrale deler av byer være knyttet til høy trafikk tetthet. Her vil hovedveiene fungere som spredningssystem for bly i sentrale områder i og rundt bysentrum (ibid., s. 67-68). Overgangen til blyfri bensin vil likevel ikke kunne forhindre de mengder med bly som fra tidligere tider er avsatt i jorda (Langedal og Hellesnes 1997, s. 10).

Den lave mobiliteten til bly har ført til at bly akkumuleres og forurensningen er derfor i all hovedsak et permanent problem med en halveringstid opp mot 700 år (Thornton 1990, s. 124). Dermed vil jord virke som et reservoar for blyholdige partikler med stor akkumulering i overflatejorda, vanligvis innen topp 20 cm (Laidlaw [et al.] 2007, s. 6).

### 3.2.2.3 Kadmium, Cd

Kadmium er et giftig, metallisk grunnstoff som opptrer i mange kjemiske forbindelser. De fleste av disse er kreftfremkallende og kadmium opphopes i organismer (Ottesen og Volden 1999, s. 24).

Kadmium forekommer som forurensninger fra industriell virksomhet, og er brukt i overflatebehandling av metall, i oppladbare batterier og som tilsetning til plast. Dessuten finnes kadmium i mineralgjødsel, fossilt brensel og i bildekk (Ottesen [et al.] 2007, s. 15). Kadmium frigis til omgivelsene når slike produkter kastes på avfallsdeponier, når fosfatgjødsning spres eller når kull og husholdningsavfall forbrennes (Langedal og Hellesnes

1997, s. 12). I tillegg er atmosfærisk avsetning av kadmium fra langtransport av betydelige størrelser (Ottesen og Volden 1999, s. 27-28).

#### 3.2.2.4 Krom, Cr

Det er viktig å skille forbindelser av treverdige og seksverdige krom. Krom (III) finnes naturlig i jord, vann, luft og levende organismer. Det er lite løselig, tas liten grad opp i kroppen og er lite helseskadelig (Langedal og Hellesnes 1997, s. 16). Den seksverdige formen er derimot kreftfremkallende ved innånding (Ottesen og Volden 1999, s. 28). I jordprøvene er vanligvis kun totalmengde krom bestemt, det vil si at det ikke utføres spesiering for å undersøke forholdet mellom dem. Kun ved meget sterk forurensning vil det foreligge krom (VI) i mengder av betydning (Ottesen [et al.] 2007, ss. 20-22). I likhet med bly, har også krom lav mobilitet (Ottesen [et al.] 2000b, s. 40).

Forurensning av krom stammer hovedsakelig fra galvanisk industri, garverier og treimpregneringsverk (ibid.). Krom (III) brukes mye i metallegeringer som for eksempel rustfritt stål og i dag er krom først og fremst et legeringsmetall. Forbrenning av kull og olje, samt utslipp fra stålverk, kan gi forhøyede krom (III) konsentrasjoner. Trykkimpregnert trevirke, hvor krommet sitter fast bundet, lekker likevel i mindre grad ut i omgivelsene, enn i tilfellet med arsen (Langedal og Hellesnes 1997, s. 16).

#### 3.2.2.5 Kobber, Cu

Kobber er et metallisk grunnstoff. Det er giftig for mange organismer, men er nødvendig i små mengder og det oppkonsentreres vanligvis ikke (Ottesen og Volden 1999, s. 24/28). Antropogen utslipp av kobber til miljøet omfatter avfall fra metallurgisk industri, kjemikalier, plantevernmidler og gjødsel (Ottesen [et al.] 2000b, s. 44). Kobberforbindelser brukes blant annet som sprøytemidler i jordbruket, og til å konservere tre, lær og tøy (Langedal og Hellesnes 1997, s. 14).

#### 3.2.2.6 Kvikksølv, Hg

Kvikksølv er et giftig, metallisk grunnstoff som kan danne meget giftige organiske forbindelser, det opphopes i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden (Ottesen og Volden 1999, s. 24).

Kvikksølv forekommer som forurensning fra ulike industriell virksomhet, klorprodukter, treforedlingsindustri og fra krematorier. Tidligere ble det brukt i

måleinstrumenter som blodtrykksmålere, barometre og termometre. I tillegg forekommer det i langtransportert luftforurensning fra kontinentet (Ottesen [et al.] 2007, s. 17). Menneskeskapt tilførsel er sannsynligvis sentralt for kvikksølvinnholdet i overflatejorden (Ottesen og Volden 1999, ss. 28-9).

#### *3.2.2.7 Nikkel, Ni*

Nikkel er et giftig, metallisk grunnstoff som opphopes i organismer (ibid., s. 25). Grunnstoffet har relativt lav mobilitet, og transporten av nikkel nedover i jordlaget er derfor liten (Tijhuis 2003, s. 26).

Nikkelforurensning forekommer blant annet gjennom stålproduksjon, galvanisering, sveising og nikkel-kadmium batterier (Ottesen [et al.] 2007, s. 23). I tillegg er også veistøv en kilde til nikkel (Langedal og Hellesnes 1997, s. 18). Det kan være store mengder av nikkel i kloakk og bruk av kloakk som gjødsel kan føre til at det akkumuleres i toppjorden (Tijhuis 2003, s. 26).

#### *3.2.2.8 Sink, Zn*

Sink er et giftig, metallisk grunnstoff som opphopes i organismer, som samtidig er et nødvendig stoff for alt liv (Ottesen og Volden 1999, s. 25). Sink blir brukt i galvanisering, legeringer, gummiindustrien, maling, glass, plastikk, batterier, som trebeskytter og i bildekk der sinkinnholdet kan være så høyt som 5 % sink (Tijhuis 2003, s. 29). Menneskeskapt tilførsel av sink til miljøet kommer hovedsakelig fra malingsindustri, galvanisering, batterier, avfallsdeponier og slitasje fra bildekk (Langedal og Hellesnes 1997, s. 20).

#### *3.2.2.9 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH*

PAH er en kompleks blanding av polysykliske aromatiske forbindelser som oppstår blant annet ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale og er bygget opp av to til ti benzenringer (Ottesen og Volden 1999, s. 25, s. 30). Vanligvis blir 16 PAH-forbindelser bestemt, som til sammen utgjør PAHsum16 (Sum 16 EPA PAH): naftalen (Nap), acenaftylene (Any), acenaften (Ane), fluoren (Flu), fenantren (Phe), antrasen (Ant), fluoranten (Fla), pyren (Pyr), benzo[a]antrasen (BaA), krysen (Chr), benzo[b]fluoranten (BbF), benzo[k]fluoranten (BkF), benzo[a]pyren (BaP), indeno[1,2,3-cd]pyren (InP), dibenzo[a,h]antrasen (DbA) og benzo[ghi]perylene (BghiP) (Jensen [et al.] 2009). Blant PAH-forbindelsene finnes tretten

kreftfremkallende stoffer, hvorav benzo(a)pyren er den mest potente (Ottesen [et al.] 2007, s. 28).

PAH forbindelser kan deles inn etter petrogen, pyrogen og biogen opphav. Petrogene PAH forbindelser karakteriseres av to- og treringede forbindelser som er dannet fra organisk materiale som er omformet til olje og kull ved høyt trykk og høy temperatur. Pyrogene domineres av fire til seks ringer og stammer fra forbrenning av organisk materiale som tre, kull, petroleum og avfall. Biogene PAH forbindelser stammer fra biologiske prosesser eller reaksjoner av biologisk materiale i nyere sedimenter (Skårn 2008, s. 18). PAH dannes dermed ved antropogen aktivitet som ufullstendig forbrenning av organiske materiale, og utslipp fra fyringsanlegg, bileksos og skogbranner er eksempler på dette. PAH-dannelser i stor skala skjer gjennom bybranner, fyringsprosesser, trafikk samt bruk av kreosotimpregnert trevirke (Ottesen [et al.] 2000, s. 15). PAH er også et uønsket biprodukt fra en rekke industrielle prosesser, men den vanligste dannelsen skjer ved veislitasje (Ottesen og Volden 1999, s. 25, s. 30).

De største PAH-kildene i Norge antas derfor i dag å være aluminiumsindustrien og vedfyring i boliger (Ottesen [et al.] 2007, s. 28). Det kan også forventes at gassverk var store kilder til PAH i de omliggende områdene da disse var i drift (Ottesen [et al.] 2000, s. 15). Mengden av PAH i jord er sterkt avhengig av nærhet til kilden og konsentrasjonen vil hovedsakelig reflektere en kumulativ atmosfærisk avsetning (Nam [et al.] 2008, s. 1598).

#### *3.2.2.10 Polyklorerte bifenyler, PCB*

PCB er navnet på en stoffgruppe som er bygget opp av fenyl-ringer knyttet sammen av en enkeltbinding og et varierende antall kloratomer. Det finnes 209 PCB kongener med forskjellige egenskaper og ulik gifteffekt. PCB er meget stabilt både kjemisk, biologisk og termisk, dette gjør at de er svært tungt nedbrytbart og har lang oppholdstid i miljøet (Ottesen og Volden 1999, ss. 25-6, ss. 30-31).

Tidligere ble det antatt at PCB ikke hadde naturlige kilder men at all PCB stammet fra antropogene kilder (Andersson [et al.] 2004, s. 139). Nyere undersøkelser har vist nydannelse av PCB i både industrielle og naturlige forbrenningsprosesser (Ottesen 2009). Bruk av PCB i transformator- og kondensatoroljer, isolerglasslim, kitt, tilsetning til betong, fugemasse og avrettingsmasse er eksempler på dette. Forbud mot ny bruk av PCB etter 1980 forhindrer likevel ikke at gamle PCB-holdige produkter fortsatt er i bruk. De største kildene antas å være kondensatorer i lysarmatur, maling, murpuss og forurenset jord (Ottesen [et al.] 2007, s. 25).

Jartun med andre har vist at PCB-holdige bygg både er en stor potensiell kilde og faktisk kilde til PCB i nærmiljøet (Jartun [et al.] (2008b):

**Tabell 7: Målt PCB-konsentrasjon (mg/kg) i betong, maling, fuger og jord (Jartun [et al.] 2008b, s. 6):**

| <b>Prøvemedium</b>      | <b>Betong</b> | <b>Maling ute</b> | <b>Maling inne</b> | <b>Fuger</b> | <b>Overflatejord inntil husfasade</b> |
|-------------------------|---------------|-------------------|--------------------|--------------|---------------------------------------|
| Median                  | 0,04          | 0,01              | 0,01               | 0,01         | 0,08                                  |
| Aritmetisk gjennomsnitt | 2,5           | 133               | 13,84              | 2972         | 2,14                                  |
| Minimum                 | <0,001        | <0,001            | 0,01               | <0,01        | <0,0001                               |
| Maksimum                | 290           | 4200              | 650                | 68000        | 320                                   |
| Antall prøver           | 204           | 166               | 50                 | 23           | 265                                   |

Mye av fokuset på PCB har vært rettet mot elektrisk utstyr og tettingsmiddel og lite på maling. På grunn av den relative lave vekten av maling på hver lokalitet, kan man potensielt ha oversett betydningen av store utslipp gjennom maling. Malte områder har oftest stort overflateareal (Jartun 2008, s. 31). I tillegg vil tiltak rettet mot fjerning av PCB-holdig maling og betong være mer komplisert enn fjerning av enkeltprodukter som lysarmatur. Utlekking fra bygg vil føre til forurensing i jorden rundt bygget og da er kilden enklere å stadfeste (Ottesen [et al.] 2007, s. 25). Samtidig er det vist at konsentrasjonen er på nivå med bakgrunnsverdier ved avstander på få meter (Jartun [et al.] 2008b, s. 9).

Konsentrasjonene av PCB i urban jord er veldig heterogene, og har vanligvis en forhøyningsfaktor på rundt 5-10 i urbant miljø forhold til mer landlige miljø (Andersson [et al.] 2004, s. 140). Kildene til PCB er ikke nødvendigvis lokale kilder, ettersom Norge mottar atmosfærisk tilførsel fra andre steder i Eurpoa (Nam [et al.] 2008, s. 1597). I slike tilfeller vil langtransportering av PCB skje ved at PCB er avsatt som partikler eller er løst i vannfasen i skyene (Jartun 200, s. 26). Langtransportert tilførsel fra Europa har gitt tydelige følger i sørvestlige deler av landet, hvor et høyere nivå av PCB observert (Nam [et al.] 2008, s. 1598). I tett bebygde områder som Bergen tyder funn på at alt ikke nødvendigvis stammer fra langtransport. Her er det en høyere andel av bygg med PCB-holdige materialer enn det er i landet for øvrig (Jartun [et al.] 2008b, s. 10).

Selv om det finnes 209 forskjellige PCB kongener, er det spesielt sju som det har blitt fokusert på; PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153, PCB180. De er ”ikke-dioksinlignende” PCB kongener, og er valgt ut som indikatorer ettersom de har forskjellig helseeffekt (Lijzen [et al.] 2001, s. 50/65).

PCB, og PAH, har på mange måter mer komplisert reaksjonsmekanismer enn tungmetaller i jord. For det første er sammensetningen og mengde PAH og PCB en blanding

av atmosfæriske tilførsel fra globale, regionale og lokale kilder. Videre blir sammensetning og mengde påvirket av fysiske og kjemiske forhold og det dannes en rekke nedbrytningsprodukter (Nam [et al.] 2008, s. 1598). De organiske miljøgiftene kan bevares i jord og sedimenter i stor grad, på tross av at de undergår prosesser og reaksjoner som kan føre til tap. Disse tapsmekanismer inkluderer blant annet fotolytisk nedbrytning, fordampning, biologisk nedbrytning, transformasjon, avrenning og opptak i organismer (Doick [et al.] 2005, s. 3663). Det er dermed mer naturlig å snakke om halveringstider for PAH og PCB enn for tungmetaller. Doick, med andre, undersøkte halveringstiden til enkelte PAH- og PCB-forbindelser, og det ble konkludert med at BaP hadde en halveringstid på 3,2 år og PCB28 en halveringstid på 10,9 år (ibid., s. 3668). Ulike sammenhenger til tross, det viser klart at det skjer en sakte nedbrytning av forbindelsene.

### 3.2.3 Bygg og anlegg; en kilde til forandring og miljøgifter

En stor kilde til forandring og omrøring av jorda, samt tilførsel av materialer, skjer blant annet gjennom bygging av boliger, næringsbygg og veier (Thornton 1990, s. 123). Selv om hovedbestanden av de nye bygningsmaterialene er relativt inerte, vil riving og rehabilitering av gamle bygninger og industriområder føre til utslipp til jord, ettersom jorden rundt byggene vil være forurenset med gamle malings- og bygningsrester (Mielke [et al.] 2004, s. 247). Her vil forurensning i utgangspunktet være nært knyttet til en klart avgrenset kilde, en punktkilde. Men tiden og med en viss mobilitet, vil kilden bli mer diffus og en signifikant andel av forurensningen vil da komme fra selve jorda (Laidlaw [et al.] 2007, s. 4).



**Figur 20: Både riving og rehabilitering av bygg fører til at det genereres avfall som kan inneholde miljøgifter (Ottesen 2009).**



Som nevnt vil riving, og i en viss grad rehabilitering, av bygninger føre til at det blir generert store mengder avfall. Inneholder materialene miljøgifter vil disse frigis hvis de ikke blir deponert forsvarlig. Da gjenbruk av materialer som fyllmasse forekommer, utgjør spesielt spesielt betong- og teglavfall en stor del av massene som gjenbrukes (SFT 2003, s. 5). I SFT-rapporten nedenfor oppgis innholdet av utvalgte miljøgifter i nedknust betong og tegl (ibid., s.18):

**Tabell 8: Innhold av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAH<sub>sum16</sub> og PCB<sub>sum7</sub> i nedknust betong og tegl (SFT 2003, s. 18):**

| Grunnstoff/ kjemisk forbindelse | Median (mg/kg) | Spredning (mg/kg) | Antall Prøver |
|---------------------------------|----------------|-------------------|---------------|
| Arsen                           | 3,2            | 1 – 21,5          | 41            |
| Bly                             | 16             | 4,9 – 255         | 41            |
| Kadmium                         | 0,2            | 0,01 – 0,7        | 41            |
| Kobber                          | 15,7           | 5,1 – 114         | 41            |
| Krom                            | 27,2           | 5,4 – 82          | 41            |
| Kvikksølv                       | 0,01           | 0,005 – 0,35      | 41            |
| Nikkel                          | 19             | 4,2 – 60,3        | 41            |
| Sink                            | 93,8           | 23,8 – 635        | 41            |
| PAH <sub>sum16</sub>            | 0,7            | 0,01 – 340        | 33            |
| PCB <sub>sum7</sub>             | 0,0085         | <0,001 – 20       | 43            |

Selv om de fleste prøvene faller under grensen for alminnelig bruk, er det likevel noen som faller over. På grunn av de store mengdene det er snakk om, vil dette være en stor kilde til de forhøyede verdiene i det urbane miljøet. Andre bygningsmaterialer kan også være kilde til en rekke miljøgifter:

**Tabell 9: Innhold av miljøgifter i bygningsmaterialer (SFT 2003, s. 16):**

| Bygningsmateriale | Miljøskadelig stoff                        |
|-------------------|--|
| Malte flater      | Bly, kadmium, kvikksølv, krom, sink og PCB |
| Utvendig murpuss  | PCB  |
| Betong            | PCB  |
| Glasert taglstein | Bly  |
| Fugemasse         | Bly og PCB                                 |

I tillegg vil impregnert trevirke være kilde til tjærestoffer fra kreosotimpregnerte telefonstolper og jernbanesviller. Arsen fra CCA-trykkimpregnert trevirke i lekeapparater, plattinger, gjerder og lignende trevirke er andre kilder (Eggen [et al.] 2006, s. 6). Problemet er at miljøgiftene ”lekker ut” og bidrar til forhøyede verdier nær materialet (Tijhuis 2003, s. iv). Forhøynede verdier gjør det naturligvis enklere å lokalisere kilden, men miljøgiftene forblir i jorda selv om kilden er fjernet.

En annen kilde til metaller er maling. Selv om mengden av maling er liten, sett i forhold til for eksempel betongmasser, har maling både stor flate og består ofte av flere lag med maling. I tillegg er utsattes malingen for slitasje og ”utlekking” av giftstoffer til miljøet. Dette gjør at forhøyde verdier av miljøgifter vil kunne finnes i byggenes umiddelbare nærhet (Jartun 2008, s. 20).

**Tabell 10: Innhold av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i betongmaling (SFT 2003, s. 19):**

| Grunnstoff | Medianverdi (mg/kg) | Spredning (mg/kg) | Antall prøver |
|------------|---------------------|-------------------|---------------|
| Arsen      | 1                   | <1 – 3,3          | 5             |
| Bly        | 420                 | 17 – 1000         | 5             |
| Kadmium    | 0,7                 | 0,12 – 40         | 5             |
| Kobber     | 17                  | 6,9 – 27          | 5             |
| Krom       | 48                  | 21 – 203          | 5             |
| Kvikksølv  | 0,59                | 0,05 – 4,4        | 5             |
| Nikkel     | 26                  | 12 – 37           | 5             |
| Sink       | 1120                | 238 – 157 600     | 5             |

Antall prøver er for lave til å gi et representativt utsnitt, men det gir likevel et bilde på hvilke verdier som det kan finnes i kilder som maling. Det er også påvist arsen og tungmetaller i maling, hvilket underbygger argumentet om maling som en undervurdert forurensningskilde:

**Tabell 11: Innhold av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i husfasader i området St. Olav hospital bestemt med bærbar røntgen fluorescens (Egede-Nissen [et al.] 2008, s. 49):**

| Grunnstoff | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Spredning (mg/kg) | Antall prøver |
|------------|----------------|---------------------------------|-------------------|---------------|
| Arsen      | 0              | 7                               | 0 – 155           | 37            |
| Bly        | 0              | 83                              | 0 – 856           | 37            |
| Kadmium    | 0              | 18                              | 0 – 390           | 37            |
| Kobber     | 0              | 132                             | 0 – 1 600         | 37            |
| Krom       | 0              | 2 086                           | 0 – 64 110        | 37            |
| Kvikksølv  | 0              | 0,6                             | 0 – 25            | 37            |
| Nikkel     | 0              | 111                             | 0 – 3 528         | 37            |
| Sink       | 204            | 1 540                           | 0 – 23 800        | 37            |

**Tabell 12: Innhold av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i husfasader i Nyhavna-området bestemt med bærbar røntgen fluorescens (Egede-Nissen [et al.] 2008, s. 50):**

| <b>Grunnstoff</b> | <b>Median (mg/kg)</b> | <b>Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg)</b> | <b>Spredning (mg/kg)</b> | <b>Antall prøver</b> |
|-------------------|-----------------------|--|--------------------------|----------------------|
| Arsen             | 0                     | 4,8                                    | 0 – 70                   | 27                   |
| Bly               | 44                    | 120                                    | 0 – 1 300                | 27                   |
| Kadmium           | 0                     | 180                                    | 0 – 1 350                | 27                   |
| Kobber            | 0                     | 525                                    | 0 – 9 800                | 27                   |
| Krom              | 0                     | 10 500                                 | 0 – 63 700               | 27                   |
| Kvikksølv         | 0                     | 0                                      | -                        | 27                   |
| Nikkel            | 0                     | 52                                     | 0 – 400                  | 27                   |
| Sink              | 2 850                 | 33 6000                                | 70 - >500 000            | 27                   |

Selv om medianverdien i de fleste tilfellene er lik null, viser dette at maling på husfasader inneholder, i enkelte tilfeller høye, konsentrasjoner av metaller. Selv om metallene ikke lekker fra malingen, vil det ved riving og rehabilitering av bygg bli frigitt metallholdige malingsfalk og forurensede masser kan havne på avveie.

### **3.2.4 Mobile kilder, utslipp fra trafikk og slitasje av veibane**

Slitasje av dekk, bremses, forbrenning av drivstoff og slitasje av veibanen vil avsettes på veioverflaten, områder langs veien ved avrenning og over større avstander ved partikulært utslipp til luft (Amundsen og Roseth 2004, s. 16). I tillegg vil salting av veien, strøing, utslipp av materialer som transporteres på veien og søppel være en del av materialet som fraktes fra vei og over til luft, jord og vann (ibid.).

Det er flere elementer, både fra anleggsfasen og driftsfasen, som har tilknytning til vei: Forbrenning av drivstoff er kilde til Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, samt PAH. Slitasje av asfalt og bildekk slipper ut tungmetallene Cd, Cr, Cu, Ni, Zn og PAH. Slitasje og korrosjon av materialer som krombelegg, dekk, galvaniserte detaljer, lakk slipper ut tungmetallene Cu, Zn og Cd. Søl av olje, bensin, diesel, spylevæske slipper ut blant annet PAH og tunnelvask er kilde til bland annet PAH og tungmetallene Pb, Zn, Cu (ibid., s. 19). Spesielt inneholder bildekk høye mengder sink, og dekkslitasje kan være en mulig forklaring på oppkonsentrasjon av sink i jorden nær veier (Ottesen og Volden 1999, s. 14).

Det er ikke påvist en absolutt verdi for hvor langt fra veien utslipp knyttet til transport kan vises. Da Amundsen og Roseth i perioden 1980-82 undersøkte støvnedfall langs E6 Jessheim, viste det seg at støvmengden og mengde metaller som ble deponert seks meter fra veien var tilnærmet ti ganger høyere enn de som ble deponert tjue meter fra veien (Amundsen og Roseth 2004, s. 41). I tillegg viste en annen undersøkelse de gjorde at det meste av

forurensninger ble avsatt innenfor fem meter fra veien og ved en avstand på tretti meter var man på nivå med bakgrunnsverdiene (ibid., s. 42). Basert på dette kan det virke som arealer utenfor tretti meter fra veien blir lite påvirket av støvnedfall. Tallene varierer likevel noe og det blir i tillegg indikert at influensområdet øker med trafikkbelastning (ibid., s. 41). Dette understreker også Filippelli, med andre, i det han sier at partikler fra forbrenning vanligvis blir avsatt innen femti meter av veien (Filippelli [et al.] 2005, s. 6). I tillegg til trafikkmengde er det også vist at kjøremønsteret, som hyppig stopp-start kjøring er en viktig faktor i distribusjonen av tungmetaller i støv nær veien (Duzgoren-Aydin [et al.] 2006, s. 338).

Påvirkningen som vises fra vei avhenger også av hvor mye som avsettes og hvor mye som blir liggende igjen på overflaten. Er det for eksempel tette flater kan det forventes at større deler av utslippene skylles bort av regnvann. I tilfeller hvor partikler avsettes på gress eller åpen mark kan en forvente at forurensningen i større grad holdes igjen. I situasjoner hvor miljøgifter blir holdt igjen, vil den lave mobiliteten til blant annet Pb føre til høy konsentrasjon i jorden og en anrikning som strekker seg over flere tiår (Filippelli [et al.] 2005, s. 6). Selv etter flere tiår uten blytilsetning i bensin, vil man fremdeles kunne finne spor av tidligere utslipp nær veinettet.

Det har vist seg at det ikke er mulig på å beregne mengdene av forurensning som slippes ut fra vei, på forhånd. Beregninger knyttet til utslipp fra kjøretøy og veibanen er usikre, samtidig som deler av forurensningene transporteres bort fra veien (Amundsen og Roseth 2004, s. 68). Til tross for at absolutt mengde ikke kan bestemmes, så forventes det likevel at de samme elementene går igjen og typisk vil dette være tungmetaller som bly og sink, samt at det vises spor av PAH (ibid., s. 19).

### **3.2.5 Stasjonære punktkilder**

En annen type kilde er stasjonære punktkilder, hvor det kan deles inn i in-situ utslipp og atmosfæriske utslipp. Eksempel på in-situ utslipp er avrenning fra CCA-impregnert trevirke. Her vil det lekke arsen fra trevirke og det vil observeres forhøyde konsentrasjoner nær kilde, men med hurtig avtagende konsentrasjoner (Langedal og Hellesnes 1997, s. 8). Et annet eksempel er PCB-holdige maling- og bygningsmaterialer som vil føre til forhøyede verdier nær kilder, men hvor det ved avstander på få meter ikke lenger være synlig å fastslå kilder (Jartun [et al.] 2008b, s. 9).

Eksempel på punktkilder med atmosfærisk utslipp er avfallsforbrenningsanlegg, utslipp fra boligoppvarming, industri, gasskraftverk og krematorier (Ottesen 2009). I slike tilfeller vil utslippsområdene være betraktelig større. Ved forbrenningsanlegget til St. Olavs

hospital i Trondheim er for eksempel funnet et påvirkningsområde på over en kilometer (Ottesen og Langedal 2001, s. 67). Dette gjør at atmosfæriske punktkilder, som i utgangspunktet har en veldefinert utslippsprofil, vil kunne fremstå som mer diffuse enn de er, og da vil en konkret bestemmelse av slike kilder være vanskelig i et komplekst bymiljø.

## **4.0 Beskrivelse av prøvetakning, prøvepreparering og kjemiske analyse av prøvelokaliteter i byene**

Datamaterialet som brukes i oppgaven bygger på data som tidligere er samlet i forskjellige undersøkelser og prosjekter. Ettersom jeg selv ikke har tatt prøvene følger en beskrivelse av prøvetakningen, prøvepreparering og kjemisk analyse slik den fremgår i tilhørende rapporter, datasett og av veiledere.

Opgaven bygger i utgangspunktet på flere datasett; kartlegging av jordforurensning i Trondheim (Andersson [et al.] 2006, kapittel 4.1.1), Bergen regional kartlegging (Ottesen og Volden 1999, kapittel 4.2.1), barnehageprosjektet i Oslo (Eggen 2007, kapittel 4.3), barnehageprosjekt i Bergen og Trondheim (Ottesen 2009) samt dyprøver i Trondheim (Ottesen [et al.] 2000). Hvis ikke annet refereres omtales regional kartleggingen for Bergen og kartlegging av jordforurensning for Trondheim (kalt bykartlegging i Trondheim).

Antall prøver og lokaliteter kan være forskjellig i denne oppgaven i forhold til det som fremgår i originalrapportene. Dette kommer av at enkelte prøvelokaliteter er fjernet eller slått sammen, for å ha lignende prøvemedium og for å redusere datamengden ved bearbeiding i Microsoft Excel og ArcGIS. I tillegg kan enkelte punkter være regnet dobbelt i resultatdelen, ettersom de ligger på grensen mellom to kategorier eller faller inn under flere kategorier.

### **4.1 Trondheim**

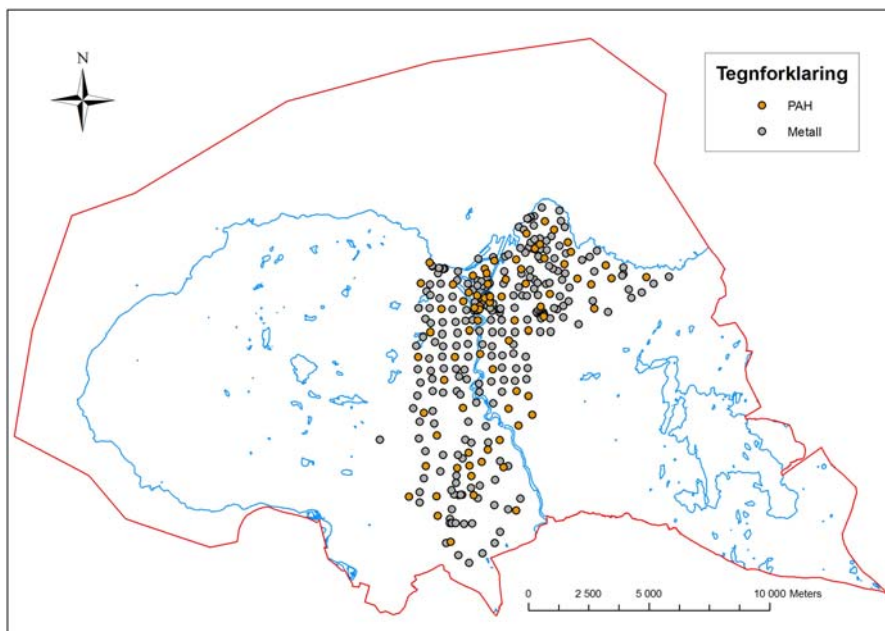
#### **4.1.1 Kartlegging av jordforurensning i Trondheim**

Prøvetakningen av overflatejord i Trondheim er blitt utført i to omganger. Første gang i 1994 for å studere jordforurensning i Trondheim (Ottesen [et al.] 1995). I juli 2004 ble prøver tatt tilknytning til overvåkning av jordforurensning i Trondheim (Andersson [et al.] 2006). Det er datamaterialet fra den siste undersøkelsen som brukes i denne oppgaven. ”Kartlegging av jordforurensning i Trondheim” blir i oppgaven forkortet til ”Trondheim bykartlegging”.

Prøvene er tatt fra gammel og ikke tilkjørt ny jord. Det ble samlet inn prøver fra 321 lokaliteter. Fra hvert sted ble det tatt en prøve på 0,5 kg fra 0-2 cm dyp og fra hvert tredje sted ble det tatt en prøve for bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Totalt er det ved tretti prøvesteder tatt dublettprøver med en meters mellomrom og utgjør en del av NGUs system for kvalitetskontroll. Prøvematerialet ble tatt fra parker, hager, enger og åpne plasser. Prøver innsamlet for metallbestemmelser ble oppbevart i papirposer, mens prøvene som skulle analyseres for PAH ble emballert i glass med skrulokk. Prøvene som skulle analyseres for uorganiske grunnstoffer ble lufttørket og siktet gjennom 2mm nylonsikt

før analysering. Finstoffet (<2 mm) ble brukt til analyse. Prøvene som skulle analyseres for PAH ble umiddelbart sendt videre til AnalyCen AS i Moss (Andersson [et al.] 2006, s. 6)

Alle bestemmelser av uorganiske grunnstoffer ble gjort ved NGU's laboratorium. Ett gram prøve ble sluttet opp i 7N HNO<sub>3</sub> i autoklav (NS 4770). Arsen og kadmium er bestemt ved atomabsorpsjon spektrofotometri med grafitteknikk (GAAS). Kvikksølv er bestemt med kalddampsteknikk. De resterende er bestemt med plasm-spektrometri (ICP-AES). Alle jordprøver for bestemmelse av organiske miljøgifter ble sendt til AnalyCen laboratorier i Moss. Ved PAH-bestemmelsen ble sykloheksan og etylacetat brukt som ekstraksjonsmidler. Bestemmelsen av 16 typer PAH-forbindelser ble utført med gasskromatografi med massespektrometri (GC-MS) (Andersson [et al.] 2006, ss.6-8; Eggen 2007).



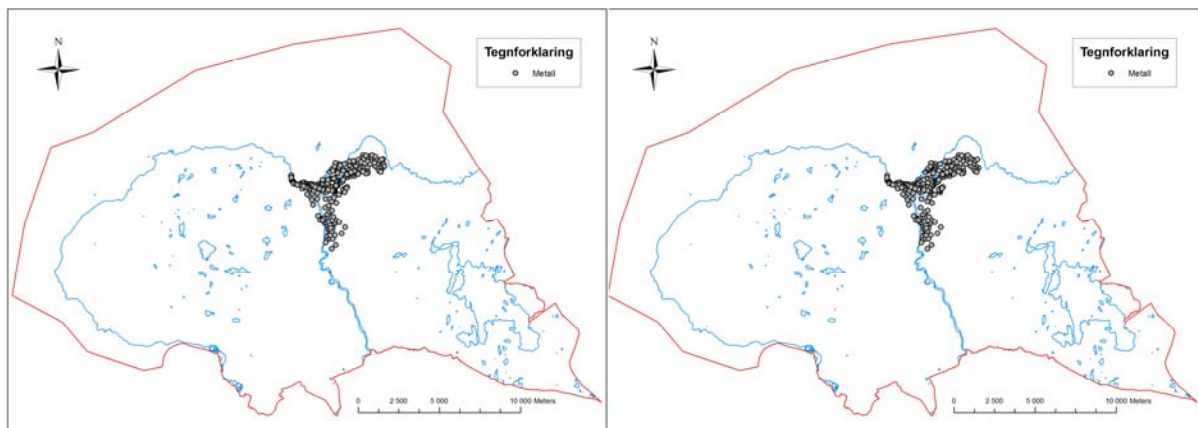
**Figur 21: Oversikt over prøvelokalitet for metall (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn) og PAH ved kartlegging av jordforurensning i Trondheim.**

#### **4.1.2 Dypprøver i Trondheim**

For å avgrense områder som sannsynligvis er forurenset og lage aktsomhetskart for forurenset grunn i Trondheim ble det med boremaskin tatt 262 prøver fra forskjellig dyp fra mars til oktober 2000. Totalt ble 262 lokaliteter for 0-1 meter og 248 lokaliteter for bunnprøver på inntil 5 meters dyp kartlagt (Ottesen [et al.] 2000, s. 7).

De uorganiske prøvene ble analysert ved NGU, ved oppløsning i HNO<sub>4</sub>. Tungmetallene er analysert ved ICP-AES, foruten Cd og As som er analysert ved GF-AAS, samt at Hg er analysert ved kalddampsteknikk. PAH<sub>sum16</sub>-bestemmelse er gjort ved HPCL ved

Tuaw laboratorium, mens PCBsum7 er bestemt ved GC-MS også ved Tuaw laboratorium (Ottesen [et al.] 2000, s. 8-9).



Figur 22: Oversikt over prøvepunkt for metall (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn), 0-1m vises til venstre og 1-5m til høyre i Trondheim dypprøver.

#### 4.1.3 Barnehageprosjektet i Trondheim

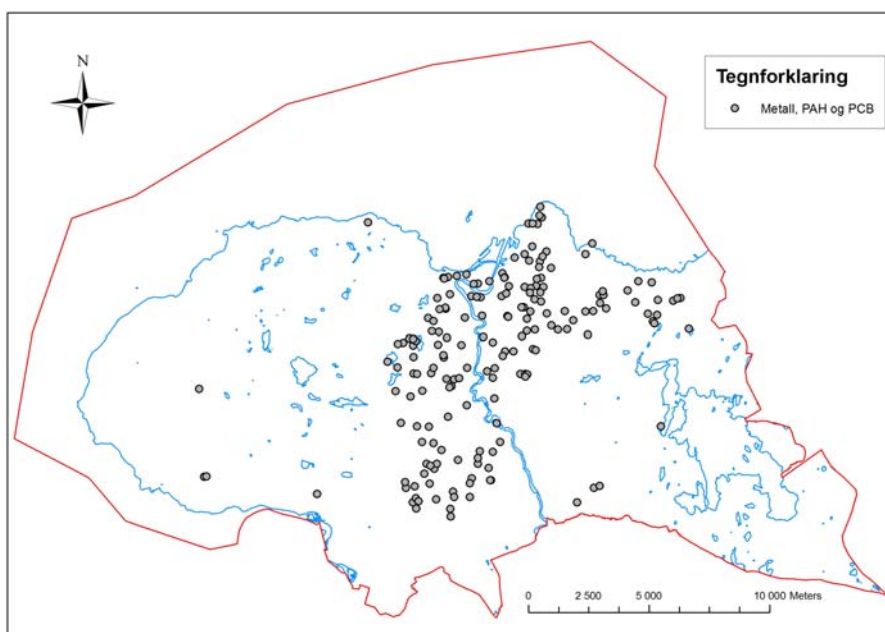
Prøvetakning av barnehager er gjort i de ti største norske byene og på fem store industristeder for å avdekke uakseptabel forurensning i barnehagene (Ottesen [et al.] 2007b, s. 2). For Trondheim er det kartlagt 187 barnehager ved hjelp av totalt 895 prøvepunkter<sup>1</sup> fra januar til oktober 2008. Under følger utdrag av ”veileder for undersøkelse av jordforurensning i eksisterende barnehager og lekeplasser” (SFT rapport TA2260).

Prøvetakingen skal konsentreres om original jord, jord brukt til landskapsutforming og jord brukt til beplantnings- og dyrkningsformål. Sand skal normalt ikke prøvetas. Kartlegging skal, i utgangspunktet, bestå av prøver fra 10 lokaliteter fra hver barnehage og lekeplass. Prøvene tas fra overflatejord (0-2 cm) og hver prøve skal deles i to, en for uorganisk og en for organisk analyse på 0,3kg hver. Ved annenhver barnehage/lekeplass skal det tas en dobbeltprøve på den femte lokaliteten (Ottesen [et al.] 2007b, ss. 10-12).

Analyser på uorganiske forbindelser, arsen- og metallbestemmelser, skal oppsluttes etter NS 4770, innholdet av arsen, bly, kadmium, krom og nikkel bestemmes med ICP-AES, og kvikksølv skal bestemmes med AAS med kalddampeteknikk. Bestemmelsen av PAH utføres etter Nordtest 1143-93 og deteksjonen med GCMS. 16 PAH-forbindelser skal bestemmes. PCB-bestemmelsene skal utføres etter Nordtest 1143-94. Deteksjonen skal utføres med GCMS. 7 PCB kongenerer og sum 7 skal bestemmes (Ottesen [et al.] 2007b, s. 17-18).

<sup>1</sup> Kun prøvepunkter som er angitt å være jord, i forhold til sand eller andre prøvemedium, er tatt med i oppgaven.





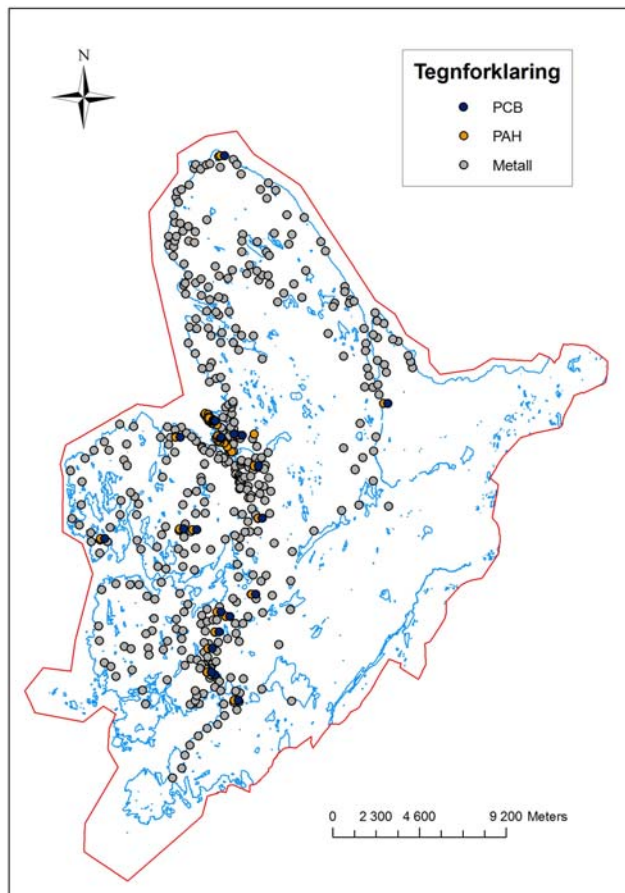
**Figur 23: Oversikt over geografisk plassering av undersøkte barnehager i Trondheim, ved hver barnehage er det analysert for metaller (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn), PAH og PCB.**

## **4.2 Bergen**

### **4.2.1 Regionalkartlegging**

Prøvetakningen i Bergen regionalkartlegging ble gjennomført i oktober 1998, i sammenheng med regional kartlegging, etter metode som er foreslått som internasjonal standard for undersøkelse av byjord og forurenset grunn (ISO 10381). Prøver av overflatjord fra 0-2 cm dyp ble samlet inn fra 435 lokaliteter jevnt fordelt over tett befolkede deler av Bergen kommune. Det meste av prøvematerialet er jord fra parker, plener, enger og hager. Fra hver prøveplass ble det tatt en prøve på ca. 1/2 kg mineraljord etter at gresslaget var skåret bort. Jordprøvene ble tørket og siktet gjennom nylonsikt med maskeåpning 2 mm (Ottesen og Volden 1999, ss. 3-5).

Prøvene som er analyserte for uorganiske grunnstoffer ble analysert ved NGUs laboratorium. ICP-AES ble brukt for å bestemme kobber, sink, nikkel, bly og krom. Arsen og kadmium er bestemt ved atomabsorpsjon spektrofotometri med grafitteknikk (GAAS). Kvikksølv er bestemt med kalddapsteknikk. Innholdet av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB) ble bestemt ved Tauw Milieu Laboratory i Nederland. For å kontrollere datasettets reproduserbarhet ble det tatt doble prøver ved 32 prøvelokaliteter med 1-2 meters mellomrom. Det er ikke gjennomført dublettprøver av PAH- eller PCB-forbindelsene (Ottesen og Volden 1999, ss. 3-5; Eggen 2007).

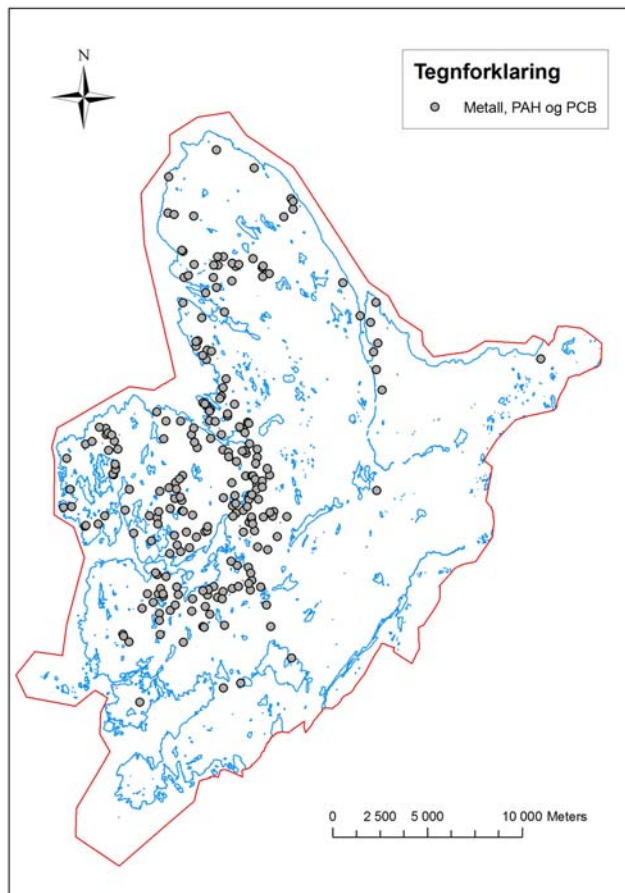


**Figur 24: Oversikt over prøvepunkt for metall (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn), PAH og PCB i Bergen regional kartlegging. Prøvelokaliteter for PCB er noe forskjøvet for å vise PAH.**

#### **4.2.2 Barnehageprosjektet i Bergen**

Samme fremgangsmåte som beskrevet for Trondheim barnehageprosjekt antas å være gjeldende for Bergen. I Bergen er det kartlagt 235 barnehager ved hjelp av totalt 2121 prøvepunkter<sup>2</sup> i juli 2008.

<sup>2</sup> Det er ikke oppgitt om prøvemedium er jord eller sand, dermed er alle prøvepunkt tatt med i Bergen.



**Figur 25: Oversikt over geografisk plassering av undersøkte barnehager i Bergen, ved hver barnehage er det analysert for metaller (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn), PAH og PCB.**

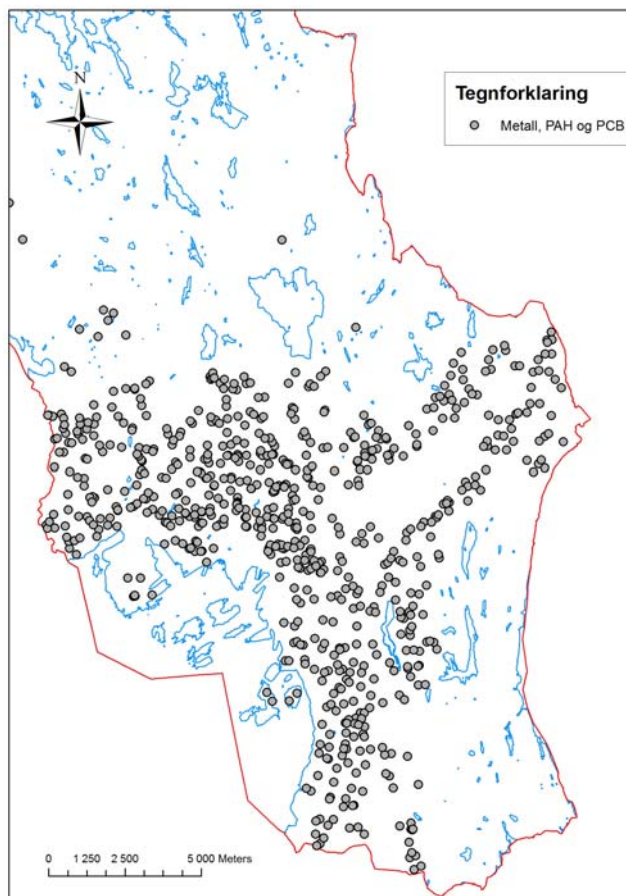
### 4.3 Oslo

Prøvetakningen av 716 barnehager i Oslo ble gjennomført i tidsrommet fra juni 2005 til juni 2007. Totalt ble det samlet inn 6951 prøver. Fra hver barnehage ble det i utgangspunktet samlet inn 10 prøver fra overflatejord (0-2 cm dyp) ved hjelp av en hagespade. For kvalitetskontroll ble det tatt dubletter i enkelte barnehager. De fleste prøvene er tatt av byjord som i varierende grad kunne være en blanding med sand fra tilgrensende sandbasseng<sup>3</sup>. (Eggen [et al.] 2006, s. 8; Eggen 2007)

Prøvene ble sendt til AnalyCen i Moss for bestemmelse PAH-forbindelser og PCB-kongener. PAH-bestemmelsen ble utført ved hjelp av GC-MS. Resultatene er på basis av tørrvekt. PCB-bestemmelsene ble utført ved gasskromatografi; LC-LVI-GC-MS (Liquid Chromatography, Large Volume Injection, Gas Chromatography with Mass Spectrometry). Også disse resultatene er på basis av tørrvekt. NGUs laboratorium bestemte innholdet av de uorganiske metallene. Etter tørking ble det veid ett gram av hver prøve. Prøvene ble oppluttet

<sup>3</sup> Datasettet som brukes i denne oppgaven inneholder kun jordprøver. De resterende markert med sand og lignende er forkastet for å kunne sammenlikne med Bergen regionkartlegging og Trondheim bykartlegging.

i salpetersyre (7N HNO<sub>3</sub>) i autoklave i henhold til NS EN 4770. I prøveløsningen ble 33 ulike grunnstoffer bestemt. Atomabsorpsjon med kalddapsteknikk ble benyttet til bestemmelse av kvikksølv, de resterende grunnstoff ble bestemt med ICP-AES. I tillegg ble arsen og kadmium analysert ved hjelp av atomabsorpsjon-spektrometri (AAS)<sup>4</sup> (Eggen [et al.] 2006, s. 9; Eggen 2007).



**Figur 26: Oversikt over geografisk plassering av undersøkte barnehager i Oslo, ved hver barnehage er det analysert for metaller (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn), PAH og PCB.**

<sup>4</sup> Det er kun brukt ICP-AES resultater fra datasettet, ettersom kadmium og arsenprøvene delvis ble analysert ved AAS-teknikk.

## **5.0 Anvendt metodikk for beskrivelse av datamaterialet**

### **5.1 Anvendte dataprogram**

Det brukt tre dataprogrammer i forbindelse med dette arbeidet. Microsoft Excel til matematiske behandling og analyser av data, Adobe Photoshop til redigering av kart og bilder og ArcGIS er brukt til å georeferere kart og kategorisere punkt. I tillegg er ArcGIS blitt brukt til visualisering av kart, samt fremstilling av tegnforklaring, nordpil og målestokk. De ferdige kartene ble eksportert til JPEG-format.

### **5.2 Anvendte metoder for beskrive av datasettene**

#### **5.2.1 Aritmetisk gjennomsnitt og median**

Aritmetisk gjennomsnitt er et mål for tendensen i datasettet og fås ved å dividere den totale summen på antall prøver. Fordelen med aritmetisk gjennomsnitt er at den sier noe om totalstørrelsen av datasettet. Derimot vil gjennomsnittet i mindre grad, når det er snakk om geokjemiske data, si noe om typisk verdi (Holt 2009, s. 84). Dette på grunn av at gjennomsnitt blir strekt påvirket av, spesielt i tilfeller med små datasett, ekstreme verdier.

Median er verdien i midten av det datasett etter at verdiene er sortert i stigende rekkefølge. Dermed er medianverdien ikke påvirket av ekstreme verdier, og gir et bedre bilde hvis det er store ekstremverdier (ibid.). Derimot er det ikke sikkert at metoden egner seg like godt i mindre datasett med store variasjoner mellom enkeltverdiene. Samtidig vil det, som ved verdier av PCB der hoveddelen av konsentrasjonene er under deteksjonsgrense, ikke vise variasjoner som er mellom områder.

I tillegg angir begge disse metodene i utgangspunktet kun enkeltverdier, og de beskriver dermed ikke den naturlige variasjonen som er i jord. Derfor bør også standardavvik av verdiene, antall prøver og antall prøver under deteksjonsgrense være angitt, ettersom mangel av dette vil gi manglende grunnlag for vurdering av konsentrasjonene.

#### **5.2.2 Duplikatdiagram**

Ettersom alle resultater har en viss usikkerhet knyttet til seg er det avgjørende å ha informasjon om reproduserbarheten av verdiene. Dette gjøres for å kartlegge påvirkningen fra variabler som prøvetakning, preparering, ekstrahering, instrumentelle forskjeller og likende (ibid., s. 85). En vanlig metode for dette, ved prøver av overflatejord, er analyse av prøver som er tatt nær hverandre. Resultatet av disse kan plottes i dobbellogaritmisk skala for å gi et

bilde på reproduserbarheten. I utgangspunktet forventes det god reproduserbarhet i midtre delen av analysespekteret og økende variasjon ved høye og lave verdier. Samtidig vil det i tilfeller med jordprøver være variasjon på grunn av heterogeniteten i prøvematerialet.

### 5.2.3 Boxplot

Boxplot er en grafisk fremstilling av data ved hjelp av laveste kvartil (25%), median, øvre kvartil (75%) og laveste og høyeste observert verdi (ibid.). Dette gjør at boxplot i stor grad viser samme informasjon som kumulativ frekvensfordeling. For å øke lesbarheten er det i tillegg mulig å redusere den øvre verdien, dette er spesielt aktuelt i arbeid med geokjemisk data ettersom det ofte er ekstremverdier som ikke sier noe om datasettet i helhet og forringer lesbarheten. Ved å gjøre dette mister man naturligvis noe informasjon, men hovedtrekkene i datasettet beholdes.

### 5.2.4 Anrikningsfaktor

Anrikningsfaktor (AF) viser mønstre og er en metode for å direkte sammenlikne elementer som er målt i forskjellig materiale uavhengig av type og konsentrasjon (Reimann [Et al.] 2008, s. 128). For å bestemme anrikningsfaktor for et gitt element blir målt konsentrasjon i en prøve dividert på en referanse:

$$AF = \text{kons}_{\text{prøve}} / \text{kons}_{\text{referanse}} \quad (\text{Reimann og de Caritat 2005, s. 94})$$

Her antas det at [prøve]/[referanse] ratioen er konstant ved naturlige prosesser, mens dette forholdet vil forandre seg på grunn av antropogene utslipp. Hvis dette postulatet holder, er det mulig å differensiere mellom naturlige og antropogene kilder, uavhengig av konsentrasjonen til stoffene. Dermed vil det være mulig å undersøke selv små konsentrasjoner av forurensning og sammenlikne resultat mellom forskjellige prøvemateriale (ibid.).

### 5.2.5 PAH-ratioer

Ettersom sammensetningen av PAH-utslipp fra naturlige og antropogene kilder overlapper, må tilførselen som stammer fra antropogene kilder studeres mot en dynamisk bakgrunn av PAH (Yunker [Et al.] 2002, s. 491). I et slikt tilfelle kan PAH-ratioer brukes for å kvalitativt bestemme kilder til PAH i luft, jord og sedimenter hvor det anvendes par av PAH-konsentrasjonen og verdien av disse vurderes opp mot terskelverdier for kjente PAH-ratioforhold (Skårn 2008, s. 29).

Generelt er det funnet at PAH forbindelser med en masse på 178 og 202 er de PAH forbindelsene med ”tre-og-høyere-ringer” som slippes ut ved forbrenning av gress og tre (Yunker [Et al.] 2002, s. 500). Ved forbrenning av bensin og diesel, samt forbrenning av kull, er PAH-forbindelser med massene 202, 228, 252 og 276, spesielt 202 og 252, som er dominerende. Dette fører til at en PAH profil som domineres av massene 202 og 252, og som indikerer pyrolytiske PAH med antropogent oppgav (ibid.).

Dermed er det mulig å sette opp ratioforhold som indikerer kilden til PAH. Et ofte brukt ratioforhold er PAH-forbindelser med masse 202, fluoranten mot fluoranten pluss pyren ( $\text{Flu} / (\text{Flu} + \text{Pyr})$ ). Her antas det at petroleumskilder har en terskelverdi på 0,40, ratioer mellom 0,40 og 0,50, som er karakteristisk for forbrenning av flytende fossilt brensel som bensin, mens forbrenning av gress, tre og kull karakteriseres med en ratio  $> 0,50$  (ibid., s. 495).

Et annet ratioforhold er mellom forbindelser med masse 228; mellom benzo[a]antracen mot benzo[a]antracen pluss krysen ( $\text{BaA} / (\text{BaA} + \text{Chr})$ ), der verdier under 0,20 karakteriserer petroleum. En ratio fra 0,20 til 0,35 antas å stamme fra en blanding av petroleum eller forbrenning. Mens en ratio på over 0,35 tyder på forbrenning. (ibid., s. 495-496)

Ofte opereres det i tillegg med et tredje ratioforhold, da med masse 276; indeno[1,2,3-cd]pyren mot indeno[1,2,3-cd]pyren pluss benzo[ghi]perylene ( $\text{InP} / (\text{InP} + \text{BghiP})$ ). I dette ratioforholdet antas det at verdier under 0,20 stammer fra petroleum, at verdier mellom 0,20 og 0,50 forbrenning stammer fra trafikk og at ratioer over 0,50 antas å stamme fra forbrenning av gress, tre og kull (ibid., s. 496). Til sammen gir dette:

**Tabell 13: Oversikt over PAH-par, ratioforhold og indikert kilde: (Yunker [Et al.] 2002, s. 495-496)**

| PAH-par                                    | Ratioforhold | Indikerer                     |
|--|--------------|-------------------------------|
| $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$   | $< 0,4$      | Petroleum                     |
| $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$   | $0,4 - 0,5$  | Petroleumsforbrenning         |
| $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$   | $> 0,5$      | Gress, tre og kullforbrenning |
| $\text{BaA} / (\text{BaA} + \text{Chr})$   | $< 0,2$      | Petroleum                     |
| $\text{BaA} / (\text{BaA} + \text{Chr})$   | $0,2 - 0,35$ | Blandede kilder               |
| $\text{BaA} / (\text{BaA} + \text{Chr})$   | $> 0,35$     | Forbrenning                   |
| $\text{InP} / (\text{InP} + \text{BghiP})$ | $< 0,2$      | Petroleum                     |
| $\text{InP} / (\text{InP} + \text{BghiP})$ | $0,2 - 0,5$  | Blandede kilder               |
| $\text{InP} / (\text{InP} + \text{BghiP})$ | $> 0,5$      | Gress, tre og kullforbrenning |

Vanligvis plottes så  $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$  mot  $\text{BaA} / (\text{BaA} + \text{Chr})$  og  $\text{Fla} / (\text{Fla} + \text{Pyr})$  mot  $\text{InP} / (\text{InP} + \text{BghiP})$  for identifisere kilden til PAH.

### **5.2.6 PAH- og PCB-diagram**

PAH- og PCB-diagram er en grafisk fremstilling av relative verdier av enkeltforbindelsene av PAH og PCB mot summen av de totale undersøkte forbindelsene. Ved bruk av dette vil mønster i fordelingen av enkeltforbindelsen vises for hver lokalitet. Dette gir muligheten til å sammenligne og se om det er likheter som går igjen i de forskjellige lokaliteter. Datasett kan vanligvis ikke uten videre benyttes. Etersom enkeltforbindelser plottes som summen av forbindelsene må det benyttes verdier som gir mening og lave verdier gir usikre analyseresultat. Dette gjør at det må benyttes verdier som ligger et stykke over deteksjonsgrensen. I tillegg vil enkeltvise mønstre vanskelig la seg skille ut og den visuelle fremstillingen bli rotete hvis mange lokaliteter plottes inn i samme diagram.

### **5.2.7 Bruk av GIS i fremstilling av geokjemiske fordelingen**

Et geografisk informasjonssystem (GIS) kan brukes til fange, lagre og undersøke data som har eller kan gis en romlig karakter (Thums og Farago 2001, s. 184). Dermed er GIS et verktøy for å modellere trekk i den fysiske verden. Denne muligheten til å koble verdier til lokalitet gir evnen for å analysere data på et romlig nivå og danne kart for videre informasjonsgrunnlag. Underliggende i et GIS er derfor databasen som inneholder lokalitet og verdier av en romlig natur.

Styrken ved GIS-metoden er muligheten til å knytte sammen verdi og lokalitet, og gjennom dette fortelle noe om jorda på hvert punkt og over større områder. Dette gjør GIS til et hjelpemiddel for å ta beslutninger basert på romlig data, samt muligheten til å identifisere kilder og den romlige fordelingen av forurensing (Thums og Farago 2001, s. 200; Zhang 2006, s. 509). En annen styrke med GIS databasen er muligheten til å inkorporere flere lag og ved hjelp av manipulasjon av dataen få ny informasjon. I slike tilfeller blir ofte kategorier som nåværende og tidligere industrielle områder, vegkant, bysentrum og urørt land brukt (Ljung [et al.] 2006, s. 357).

I overføringen fra den fysiske verden til et GIS må trekk omformes til symboler, og i tilfellet med utslippskilder kan disse karakteriseres som punkt-, linje- eller diffuse flatekilder. Utslipp fra en individuell stasjonær kilde, som en industriskorstein, kan ses på som en punktkilde. Flere individuelle kilder som er mobile og operer på et lineært nettverk, det vil si vei eller jernbane, vil ha utslipp som følger et lineært mønster. Den tredje typen kilde er av en natur slik at den er for mange til å vurderes individuelt, som utslipp fra flere hus, eller naturlig diffuse. Denne tredje typen representeres best ved et polygon i et GIS (Heywood [et al.] 2006, s. 228).



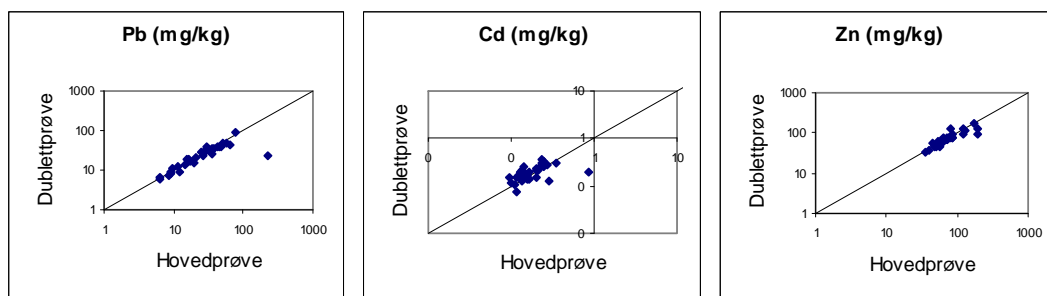
## 5.3 Metodevurdering

### 5.3.1 Prøvemedium og prøvetakningsmønster

Prøvemediumet i datamaterialet som brukes, foruten dypprøver fra Trondheim, er overflatejord (0-2cm). En svakhet med bruk av overflatejord er at jorden er utsatt for omrøring og utskifting. Dette er et problem ettersom det i oppgaven brukes historiske kategorier som forutsetter at prøvematerialet representerer kategorien den faller inn under. Spesielt aktuelt er dette i kategorier som består av få punkter. Samtidig vil prøvetakningsmønsteret påvirke resultater. For eksempel forventes det forskjeller i konsentrasjonsintervallet om prøvene hovedsakelig stammer fra sentrumsområder eller mer landlige områder.

### 5.3.2 Reproduserbarhet av resultatene

Det er ikke undersøkt reproduserbarheten for datasettene som anvendes. Ettersom datamaterialet stammer godkjente undersøkelser og prosjekter, forventes det god reproduserbarhet (Ottesen 2009). Under vises likevel eksempel på undersøkelser av reproduserbarheten for datasettet Trondheim bykartlegging:



Figur 27: Eksempel på dobbel-logaritmisk skala for undersøkelse av reproduserbarheten av prøvene. I dette tilfellet vises bly, kadmium og sink fra Trondheim bykartleggingsdatasettet.

### 5.3.3 Nivåjustering

Selv om det alltid vil være variasjoner når det anvendes forskjellig prøvetakning og analyser, kan dette i noe grad rettes opp ved å nivåjustere resultatene mot hverandre (Naturvårdsverket 1997, s. 14). Dette kan gjøres ved at et utvalg gamle prøver reanalyseres sammen med nye prøver og resultatene brukes for å kalibrere det gamle datasettet. Fordelen ved dette er at resultatene i større grad da kan sammenliknes direkte.

Dette er ikke gjort ved noen av datasettene som er brukt i oppgaven. Dermed vil vurdering av absolutte konsentrasjoner være usikre og man må med forsiktighet vurdere dem opp mot hverandre. Problemet er ikke aktuelt ved sammenligning av anrikningsfaktor og

PAH-ratioforhold. Ettersom verdiene som benyttes referer til datasettet og dermed vurderes ikke konsentrasjonen, det vil si at det brukes forholdstall ikke absolutte verdier.

### **5.3.4 Beregning av bakgrunnsverdi og problematisering av klassiske statistiske metoder**

For å se på menneskelig påvirkning av et stoff i et område må det først bestemmes hva som kan regnes for naturlig forekomst, bakgrunnsverdien, for stoffet. Her er et viktig poeng at det ikke er mulig å operere med en absolutt geokjemisk bakgrunnsverdi, ettersom en enkel verdi ikke gir rom for den naturlige variasjonen i et område (Matchallat [et al.] 2000, s. 991). Ved bestemmelse av bakgrunnsverdi og for å gi en representasjon av datasett vil det være av liten verdi å oppgi kun median eller gjennomsnittlig verdi uten å oppgi standardavviket. Det vil si at konsentrasjonsvariasjonen må fremgå for å si noe om hva som kan anses som naturlige forhold (ibid., s. 992). Derfor bør bakgrunnsverdi ikke anses som en verdi, men en spennvidde hvor en forventer at bakgrunnsverdien er. I tillegg vil bakgrunnsverdier kun gjelder for små områder, og selv her vil det være forskjeller (Reimann og Garrett 2005, s. 15). Dette gjør det nødvendig å definere den lokale bakgrunnsverdien for hver undersøkelse og for hvert element (Matchallat [et al.] 2000, s. 998).

Med utgangspunkt i dette kan bakgrunnsverdi ses på som forskjellen mellom normal fordeling av et element i forhold til anomalier. Der anomali er avvik fra normen, det vil si et avvik fra det geokjemiske mønsteret innenfor et område (Reimann og Garrett 2005, s. 12). For å skille mellom bakgrunn og anomali, opereres det vanligvis med en satt terskel som skiller dem og terskelverdien ses på som den ytre grensen for hva som er bakgrunnskonsentrasjon (ibid., s. 13).

Ved å angi bakgrunnsverdien som medianen av den totale distribusjonen og kalkulere terskelnivået som median 2 ganger standardavvik kan man finne bakgrunns- og terskelverdien (Matchallat [et al.] 2000, s. 999). Ved å beregne bakgrunnsverdier fra et datasett, med forutsetning at det er brukt samme metode, vil bestemmelsen av bakgrunnsverdiene være selvrefererende.

Det er likevel ikke uproblematisk å bruke klassiske statistiske metoder på data fra overflatejord. For eksempel vil data fra naturmiljøet ofte ha høye verdier som skiller seg fra resten av datasettet, noe som vil påvirke standardavviket. I tillegg vil dataen være romlig avhengig, det vil si at prøver nær hverandre vil vanligvis ha liknende verdier. Dette står i kontrast til klassisk statistiske tester som antar uavhengighet mellom prøvene. Samtidig vil det ved hver lokalitet være flere forskjellige prosesser som har påvirket analyseresultatet, blant

annet berggrunnen, topografi, vegetasjon, klima, mengde organisk materiale og kronstørrelse. Til slutt vil kjemisk analyse inneholde usikkerheter, mens klassiske metoder krever presis data (Reimann [et al.] 2008, s. 2).

### **5.3.5 Problematisering av anrikningsfaktor**

Til tross for potensielle fordeler med anrikningsfaktor, er bruken ikke helt uproblematisk. Det er viktig å være klar over at antropogen aktivitet kun er en av mange kilder til høyere anrikning av et stoff i jorden. Tungmetaller og andre grunnstoffer finnes naturlig i forskjellige former og forskjellige konsentrasjoner i naturen samtidig som naturlige prosesser påvirker konsentrasjonen av stoffer i jorden og skaper naturlige variasjon innenfor selv små områder (Zhang 2006, s. 502). Selv om anrikningsfaktor har blitt brukt for å evaluere spormetallers forurensning i jord, kan gyldigheten reduseres i urbane miljø. Spesielt er dette tilfeller der jord stammer fra forskjellige kilder med forskjellige geokjemisk fordeling (Wong [Et al.] 2006, s. 4-5).

Tijhuis problematiserer også bruken av anrikningsfaktor for å bestemme bidraget fra antropogene kilder (Tijhuis 2003, s. 149). Her trekkes det frem at det er mange faktorer som er med på å spille inn på forholdene i jorda og som dermed vil ha effekt på resultatene av undersøkelser basert på anrikningsfaktor. Spesielt er det vanskelig å isolere en antropogen kilde i forhold til andre ettersom utslipp ofte er av diffus karakter i det urbane miljøet (ibid.). Samtidig er bymiljøet stadig i forandring, med omskiftning og utskiftning av jord, noe som gjør at jorden det analyseres på kan ha en annen og lavere eksponeringstid (Joranger 2005, s. 6). En annen potensiell feilkilde er nødvendigheten av å bruke absolutte konsentrasjoner, som kan være et problem hvis det blir brukt data fra samme område, men av ulik dybde og prøvemedium for analyse (Diawara [et al.] 2006, s. 301).

Likevel vil anrikningsfaktoren i en viss grad kunne brukes til å skille mellom metaller og andre stoffer som stammer fra antropogen aktivitet i forhold til geogene kilder. I slike tilfeller antas det ofte at fordelingen skyldes menneskelig kilder når anrikningens faktoren er over et gitt terskelnivå. Birke og Rauch karakteriserer for eksempel en anrikning på  $>3$  som en anomali (Birke og Rauch 2000, s. 246). I slike tilfeller ser man anrikningen i forhold til en referanseverdi, som for eksempel medianen av datasettet. Men som ved avsetningszone for vei, opereres det med flere terskelverdier avhengig av artikkel:

**Tabell 14: Sammenheng mellom anrikningsfaktor og grad av antropogen innflytelse: (Yongming [et al.] 2006, s. 179)**

| <b>Anrikningsfaktor</b> | <b>Antropogen innflytelse</b> |
|-------------------------|-------------------------------|
| AF <2                   | Mangel til minimal anrikning  |
| AF 2-5                  | Moderat anrikning             |
| AF 5-20                 | Signifikant anrikning         |
| AF 20-40                | Veldig høy anrikning          |
| AF >40                  | Ekstremt høy anrikning        |

At det i litteraturen brukes en rekke terskelnivå verdier; 3, 5, 10, 20, 500, gjør at det vil være stor forskjell i tolkningen av anrikningsfaktoren (Reimann og de Caritat 2005, s. 93). Problemet ligger dermed ikke i normaliseringen av resultatet mot en referanse, men i selve terskelnivået eller avkuttingsverdien. Dette skaper et (unaturlig) skille der verdier under en gitt grense er naturlig forekomst og over er det bevis på antropogen utslipp. Derfor har det avgjørende betydning for hvilken referanseverdi som brukes (ibis., s. 94). Anrikningsfaktor bør derfor ikke brukes som bevis på at stoff kommer fra en lokal menneskelig kilde (ibid., s. 97). Samtidig kan ukritisk bruk av anrikningsfaktor gi et feil inntrykk hvis man ser bort fra råmaterialet (Reimann og de Caritat 2000, s. 5090).

De potensielle utfordringene ved bruk av anrikningsfaktor til tross, det er likevel en nyttig teknikk for å finne likheter og forskjeller mellom områder. Som nevnt er problemet vanligvis ikke at man normaliserer verdiene, men bruken av terskelverdier. Dette er en gradforskjell, men en viktig en (-). I denne oppgaven brukes ikke anrikningsfaktor som bevis for antropogene kilder, men for å vise om det er anrikning i områdene. En annen styrke er at metoden enkelt kan kobles sammen med GIS for å skille ut områder for videre analyse. Så lenge man er klar over begrensningene, kan samtidig bruken av anrikningsfaktor ha overføringspotensial ettersom den refererer til konsentrasjoner innad i hvert datasett.

### **5.3.6 Problematisering av PAH-ratioforhold**

PAH-ratioer kan fungere for ideelle prøver som er dominert av en type kilde, men i naturlige forhold er det vanligvis flere kilder og resultat kan derfor være misvisende. Dette gjør at PAH-ratioer må brukes deretter (Yunker [Et al.] 2002, s. 511). Samtidig vil transport, transformasjon og forskjellig rate av nedbryting av PAH-forbindelser føre til et skift i ratioene, noe som gjør kildebestemmelse usikkert (Skårn 2008, s. 31). Et siste moment er at det er usikkerhet knyttet til lave PAH konsentrasjoner og at ratioforholdet er sensitivt for påvirkning. Dette medfører at indikerte kilder av PAH-ratioene lett påvirkes og avhenger av hva terskelverdier det opereres med.

Usikkerhet i nøyaktig bestemmelse av kilder utelukker ikke metoden fungere som en pekepinn mot potensielle kilder. I tillegg vil fremstillingen av ratioforhold, med fastesatte grenseverdier, egne seg for å vise om det er en forandring i fordelingen som følger alderen på bebyggelse og om det er likheter som går igjen i byer. Her er det likevel viktig å være klar over at kategoriene som det opereres med er generelle og ”innholdet” i dem varierer fra by til by. Spesielt gjelder dette for de yngre områdene og faktorer som avstand til gammel bebyggelse og hovedveinettet har betydning for resultatet.

### **5.3.7 Problematisering av GIS**

Modeller i GIS er begrenset av mulige feil i originale datasett og vil forbli en forenkling av den fysiske verdien i digital form. For eksempel kreves det reduksjon og generalisering av data for å representere reelle verdslige trekk i et GIS. Der naturlige trekk er kontinuerlige med gradvis forandring fra en enhet til en annen i naturen vil overganger i et GIS for eksempel blir representert som et skarpt skille (Thums og Farago 2001, s. 187). Samtidig vil det kunne oppstå feil ved aggregering av forskjellige datalag i et GIS, der lagene har forskjellig verdi eller representerer forskjellige kategorier. Faren er dermed i et forenklet og generalisert modeller av den fysiske verden at man mister en del informasjon. Dette fører til usikkerhet i kart og påfølgende resultat som bygger på disse. I tillegg vil fremvisning av kart gi rom for misforståelse, feilrepresentasjon og feiltolkning av resultat. Derfor er metoden for fremvisning og kategorisering av dataen avgjørende, siden feiltolkning skjer hvis dataen er uheldig representert (ibid., s. 193). For å bøte på dette vil fremvisning av de originale datapunktene og opphavet til dataene være et fundamentalt krav i et GIS prosjekt (ibid., s. 201).

Et annet problem ved bruken av GIS, og generelt andre statistiske verdier, er at registrerte data fra den fysiske verden blir hurtig foreldet. Dette introduserer ytterligere feil i datasett og modeller (ibid., s. 189). Kort sagt vil kartene låse virkeligheten og dermed operere med et statisk verdensbilde, der det ikke foregår massetransport, omrøring og annen forandring av jorda.

Samtidig vil det være en avveining mellom resolusjon og alder på datamaterialet. Fordelen med økt resolusjon, ved bruk av tettere prøvetakning, er økt verdi av modellen. Lav tetthet i prøvetakningen medfører at man kan overse signifikante geokjemiske forandringer. En undersøkelse med høyere oppløsning vil derfor være nødvendig for å bestemme små og muligens høye verdier innen områder (Diawara 2006, s. 214). Problemet er at tettere nett av prøver tar lenger tid og krever mer ressurser. Et annet element er at mønsteret av

prøvetakning vil spille inn. Det er ikke gitt at samme resultatet fås ved bruk av fast rutenett eller prøvetakning etter gitte kriterier, som ved geokjemisk kartlegging av barnehager.

Et annet moment er problemet knyttet til usikre kilder i datagrunnlaget som kartene bygger på. For eksempel vil den historiske bruken av grunnen i urbane områder vanligvis være variert og vanskelig å stadfeste, samtidig som arkiver over tidlig industriell bruk og deponier ofte er mangelfull eller ikke-eksisterende (Thornton 1990, s. 121). I tillegg kan forurensing fra industri og næring fra tidligere århundre bli maskert av skiftende bruk av arealer og transport av masser. Dette gjør at forurensende masser blir skjult eller begravd under overflaten og det blir dermed ikke fanget opp i analyse basert på overflatejord.

Med det overnevnte tatt i betraktning er det for å sammenlikne byene tatt utgangspunkt i likhetstrekk som er i alle byene og som består av objektive og etterprøvbare variabler. Dette gjør at mulighetene begrenses og valg må gjøres i forhold til hvilke "tråder" som skal følges. I tilfellet med uavhengige variabler som her, vil resultatet begrenses av oppløsning av prøvepunktene og anvendte kart. Dette er spesielt gjeldende i tilfeller med små lokale variasjon i datasettet og ved kildebestemmelse, ettersom høyere oppløsning gir bedre vurderingsgrunnlag og sikrere resultat.

### **5.3.8 Bruk av aritmetisk gjennomsnittlig verdi i barnehageprosjektene**

For å redusere datamengden fra barnehageprosjektene er det blitt brukt aritmetisk gjennomsnittlig verdi av hver barnehage i stede for enkeltlokaliteter. Dette kan virke som en reduserende metode, ettersom det mistes en del data og problemer som følge av bruk av aritmetisk gjennomsnitt. Likevel var dette nødvendig for å få en mer håndterlige datamengde, men samtidig benytte meg av all dataen som forelå i det ordinale datasettet. Samtidig kan det tenkes at denne fremgangsmåten i dette tilfellet gir et bedre bilde av prøvelokalitetene ettersom tilfeldige høye konsentrasjoner ikke påvirker resultatet i den grad.

På et generelt grunnlag vil bruk av gjennomsnittlig verdi høyne minimumsverdier og redusere maksimumsverdier, noe som også viser igjen i tallmaterialet:

**Tabell 15: Resultat av minimum, median, aritmetisk gjennomsnitt og maksimumsverdi av de As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 ved bruk av aritmetisk gjennomsnitt på Oslo barnehagedatasett:**

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|
| As (716)        | 1,00            | 4,15           | 4,77                            | 32,75            |
| Pb (716)        | 4,88            | 23,93          | 33,39                           | 477,77           |
| Cd (716)        | 0,05            | 0,20           | 0,27                            | 2,19             |
| Cr (716)        | 8,33            | 19,66          | 21,38                           | 106,35           |
| Cu (716)        | 7,03            | 20,63          | 27,99                           | 548,37           |
| Hg (716)        | 0,01            | 0,06           | 0,10                            | 1,45             |
| Ni (716)        | 7,00            | 18,73          | 21,11                           | 116,25           |
| Zn (716)        | 37,86           | 105,63         | 159,00                          | 2492,69          |
| PAH sum16 (716) | 0,04            | 0,29           | 1,01                            | 28,65            |
| PCB sum7 (714)  | 0,001           | 0,003          | 0,008                           | 0,582            |

**Tabell 16: Resultat av minimum, median, aritmetisk gjennomsnitt og maksimumsverdi av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 ved bruk av alle lokaliteter i Oslo barnehagedatasett, i tillegg vises forskjell i medianverdien i dette tilfellet i forhold til medianverdien ved bruk av aritmetisk gjennomsnitt:**

| Forbindelse (N)  | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Forskjell i median (%) |
|------------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|------------------------|
| As (5731)        | 1,00            | 3,70           | 4,81                            | 197,00           | -12                    |
| Pb (5731)        | 0,50            | 19,60          | 33,51                           | 2700,00          | -22                    |
| Cd (5731)        | 0,05            | 0,17           | 0,26                            | 17,00            | -15                    |
| Cr (5731)        | 1,84            | 18,20          | 21,30                           | 158,00           | -8                     |
| Cu (5731)        | 0,25            | 18,30          | 27,57                           | 2950,00          | -13                    |
| Hg (5728)        | 0,01            | 0,04           | 0,10                            | 8,29             | -34                    |
| Ni (5731)        | 0,50            | 17,80          | 21,19                           | 173,00           | -5                     |
| Zn (5731)        | 11,60           | 91,10          | 156,75                          | 11300,00         | -16                    |
| PAH sum16 (5713) | 0,01            | 0,10           | 1,07                            | 120,00           | -188                   |
| PCB sum7 (5690)  | 0,001           | 0,002          | 0,009                           | 9,00             | -45                    |

Bruk av aritmetisk gjennomsnitt sammenliknet med alle lokaliteter har vist høyere minimum- og medianverdi, mens maksimumsverdier var lavere. I tillegg vises det at det er en del forskjell i medianverdiene i de to datasettene, spesielt for PAHsum16 og PCBsum7. Dette kommer av at hoveddelen av disse verdiene er lave og at høye enkeltverdier i barnehagene gjør at medianverdien i tilfellet med gjennomsnittlig verdi blir høyere.

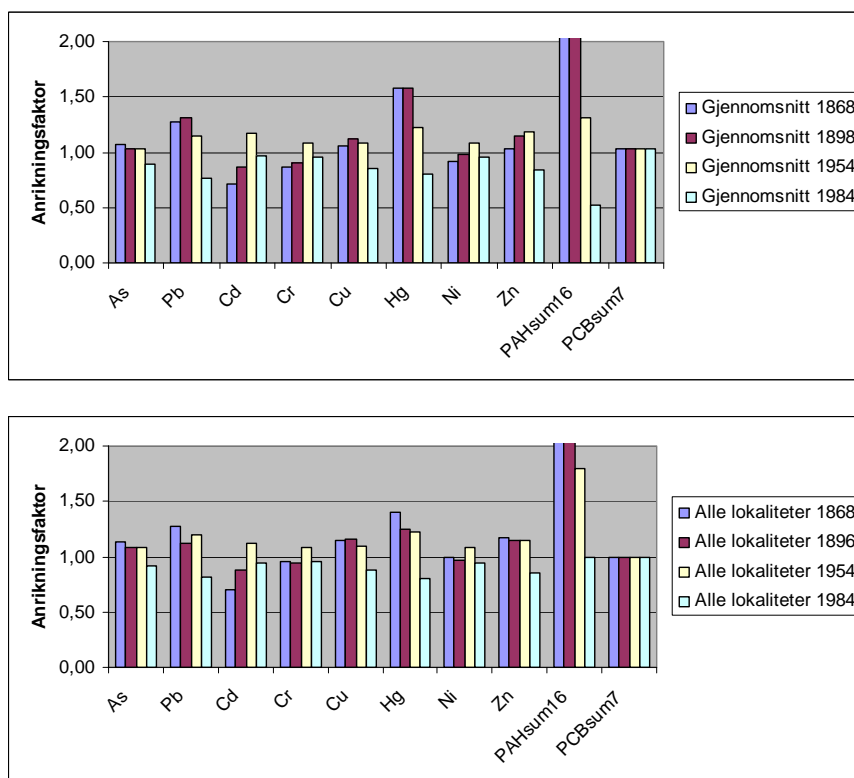
Å bruke en prøve fra hver barnehage er en annen metode.

**Tabell 17: Resultat av minimum, median, aritmetisk gjennomsnitt og maksimumsverdi av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 ved bruk av lokalitet 1 i hver barnehage i Oslo, i tillegg vises forskjell i medianverdien i dette tilfellet i forhold til medianverdien ved bruk av aritmetisk gjennomsnitt:**

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Forskjell i median (%) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|------------------------|
| As (627)        | 1,00            | 3,70           | 4,60                            | 49,40            | -12                    |
| Pb (627)        | 1,40            | 19,60          | 33,42                           | 934,00           | -22                    |
| Cd (627)        | 0,05            | 0,18           | 0,30                            | 17,00            | -9                     |
| Cr (627)        | 4,79            | 17,60          | 20,79                           | 155,00           | -12                    |
| Cu (627)        | 5,04            | 18,00          | 27,45                           | 1090,00          | -15                    |
| Hg (627)        | 0,01            | 0,04           | 0,10                            | 1,61             | -45                    |
| Ni (627)        | 4,00            | 17,50          | 20,35                           | 111,00           | -7                     |
| Zn (627)        | 19,70           | 91,30          | 173,86                          | 3760,00          | -16                    |
| PAH sum16 (627) | 0,01            | 0,10           | 1,11                            | 49,00            | -188                   |
| PCB sum7 (624)  | 0,001           | 0,002          | 0,006                           | 0,840            | -45                    |

Igjen vises det forskjeller i medianverdien og med et resultat som likner resultatet ved bruk av alle prøvene. Dette er noe som må tas hensyn til ved sammenlikning og vurdering av konsentrasjonsforskjeller i forhold til andre datasett.

Derimot ser det ut til at anrikningsfaktoren i mindre grad for alderen på bebyggelse samt næringsarealer og områder nær vei i større grad, påvirkes av bruken av gjennomsnittlig verdi.



**Figur 28: Forskjellen i anrikningsfaktor til As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 mellom bruk av aritmetisk gjennomsnittligverdi, øverst, og bruk av alle prøvelokaliteter, nederst, i Oslo barnehageprosjekt.**



Men som det er vist er forskjellene relativt små. Dette gjør at datasettene jevnt over viser samme resultat, ettersom påvirkningen er lik på alle verdiene. Dermed er det kun diskusjonen av absolutte konsentrasjoner som vil være påvirket av bruken av gjennomsnittlig verdi fra hver barnehage.

## **5.4 Redigering av datasett**

Hvert datasett inneholdt forskjellig antall prøver og deteksjonsgrense for de analyserte komponentene. På grunn av dette er det benyttet noe forskjellig fremgangsmåte i behandlingen av datasettene. En redigering som er gjort i alle tilfellene er ved tegning av boxplott, der det for alle tre byene og alle datasettene, er det brukt 95% maks. Dette er gjort for å øke leseligheten av figurene.

### **5.4.1 Trondheim**

I datasettet for overvåking av jordforurensning i Trondheim er verdier under deteksjonsgrense satt til halve denne for metaller og PAHsum16 verdier under deteksjonsgrense er satt lik 0,1 mg/kg. Ved fremstilling av PAH-diagram er prøver som har PAHsum16 lik eller over 1 mg/kg beholdt og enkelverdier under deteksjonsgrense er satt til 0,01 mg/kg. I utregninger med PAH-ratioer er prøvelokaliteter med verdier under 0,03 mg/kg, det vil si tre ganger deteksjonsgrense, fjernet.

I datasettet fra dypprøvene er halve deteksjonsgrense brukt for verdier under denne, det samme er gjort for barnehageprøvene fra Trondheim. For barnehageprøve i Trondheim er aritmetisk gjennomsnitt av hver barnehage brukt til videre undersøkelse, etter at prøvepunkt som var markert med andre prøvemedium enn jord var tatt bort.

### **5.4.2 Bergen**

Prøver med enkeltverdier av metallene under deteksjonsgrense er satt til halve denne i datagrunnlaget for regional kartlegging. På grunn av varierende deteksjonsgrense for PAH- og PCB-forbindelser er PAHsum16 verdier satt til 0,1 mg/kg og PCBsum7 verdien satt til 0,002 mg/kg, hvis disse var under deteksjonsgrense. Ved fremstilling av PAH-diagram er prøver som hadde PAHsum16 < 3 mg/kg tatt vekk, enkelverdier under deteksjonsgrense er satt til den laveste deteksjonsgrensen i datasettet; 0,01 mg/kg. I datasettet til PCB-diagrammet er alle prøver under PCBsum7 < 0,2 mg/kg tatt vekk og enkelverdier under deteksjonsgrense er satt

til 0,0005 mg/kg. I utregninger av PAH-rasjoner er alle prøver som inneholdt verdier under deteksjonsgrense fjernet, de resterende er beholdt for å ha nok prøver.

Ved redigering av datasettet for barnehageprøvene i Bergen er halve deteksjonsgrense brukt for verdier under denne. I likhet med Trondheim er aritmetisk gjennomsnitt av hver barnehage brukt i utregningene.

### **5.4.3 Oslo**

Det er brukt aritmetisk gjennomsnittlig verdi fra hver barnehage i Oslo-datasettet. I utregning av metallkonsentrasjoner er halve deteksjonsgrense brukt. Ved verdier der PAHsum16 og PCBsum7 konsentrasjonene var under deteksjonsgrense er verdien satt til halve denne, henholdsvis 0,1 og 0,002 mg/kg. Ved fremstilling av PAH- og PCB-diagram, samt PAH-ratioer, er lokaliteter som hadde enkelverdier under < 3 ganger deteksjonsgrense fjernet.

## **5.5 Historisk utviklingskart**

De produserte utviklingskartene bygger på flere kilder; trykte kart, trykte litterære kilder og digitale kart. Digitalisering av de trykte kildene er gjort ved hjelp av hjemmeskanner, med unntak av kartet for tidligste utbredelse av Oslo som er mottatt i digital form fra forfatteren (Aspen 2003).

Et problem med bruk av trykte eldre kart har vært lav nøyaktighet og forskjellig projeksjon. På grunn av få referansepunkt har dette ført med seg noe usikkerhet i georefereringen av kartene, og dermed også usikkerhet i utstrekningen til arealene. I tillegg er det et problem at det er operert med forskjellige kategorier. I andre tilfeller er kun adressen oppgitt og ikke arealet. Dette er tilfellet med næring i Oslo, derfor er det lagt 25 meter buffer rundt adressepunktet til bedriften.

Samtidig som det er feil i fremstillingen på grunn av unøyaktigheter, er det også ”feil” knyttet til kartgrunnlaget. Med dette mener jeg at anvendte historiske kart, spesielt for de eldste områdene, kun oppgir bebygde områder som var innenfor de gamle kommunegrensene til byene. Etersom alle byene i dag består av det som før var flere kommuner, vil kartene være feil ettersom bebyggelse i utkantkommunene ikke er registrert. Dette gjør at det gis et feil inntrykk når det gjelder bosetningsmønster, da de tidligere kommunene vil ha vært mindre befolket enn ”hovedkommunen”.

## **5.6 Diskretiseringsmønster**

Med utgangspunkt i historiske kart, aktsomhetskart og veidata er arealet i kommunene delt inn i mindre segmenter etter kategoriene; byutvikling, næringsområder og punkt som ligger nærmere enn 60 meter fra midtlinjen til hovedveiene der de to eldte bebyggelseskategoriene er fjernet. Punkt som faller utenfor disse kriteriene er tatt med i nøkkeltallene for datasettene, og vil eventuelt bli fanget opp ved gjennomgang av enkeltpunkt.

Veistrekningene som er brukt stammer fra N50 data der det er brukt Europa- og riksveier (NTNU 2008). I første omgang ble det brukt veistrekninger fra Norges Veg Database (NVDB), men disse ble ikke brukt i det endelige arbeidet. Fordelen ved brukt av NVDB sin veidata var at det er oppgitt års døgn trafikk. Dette muliggjør koblingen mellom anrikning til mengde trafikk. Men på grunn av få prøver og usikre resultat er denne forbindelsen ikke undersøkt.

I størst mulig grad er de historiske kartenes utstrekning brukt direkte, mens det i enkelte tilfeller har blitt brukt skjønn i avgrensningen av områdene. For å redusere usikkerhet i kartdataen og for å rette opp noe av det konstruerte skarpe skillet mellom områdene, samt å ha nok punkter til de eldste bydelene, er utregninger fra de to eldste tidspunktene med lokaliteter som ligger 15 meter utenfor de opptegnede områdene gjort.

### **5.6.1 Utvelgelse av enkeltlokaliteter med høy konsentrasjon**

#### *5.6.1.1 Trondheim bykartleggingsdatasett*

Ved utvelgelsen av datapunkt for enkeltpunkt av høye metallkonsentrasjon er det tatt utgangspunkt i konsentrasjonen av bly, kadmium, sink og kvikksølv. For å redusere antall punkter er kun prøvepunkt som hadde høyest verdi av de nevnte element brukt. I tillegg var kriteriet at høye verdier av flere element gikk igjen i lokaliteten. Utvelgelsen av enkeltpunkt av PAH er gjort men hensyn til høy verdi. Enkelpunkter er kun vurdert i datasettet for kartlegging av forurenset grunn i Trondheim, ikke for dypprøver eller barnehageprosjektet.

#### *5.6.1.2 Bergen regionkartleggingsdatasett*

Enkelpunktene av metaller i Bergen er valgt ut i fra hensyn på høye konsentrasjoner av Pb, Cu, Hg og Zn. Her er det tatt utgangspunkt i de høyeste verdiene av disse elementene og kun de lokaliteter som hadde høye verdier av flere elementer er tatt med. Ved utvelgelsen av PAH- og PCB-punkt er også de lokaliteter med høyest verdi tatt med. Det er kun foretatt en slik undersøkelse i datasettet til Bergen regional kartlegging.

### *5.6.1.3 Oslo barnehagedatasett*

Som for Bergen er enkeltpunkter for metall valgt ut med hensyn til konsentrasjoner av Pb, Cu, Hg og Zn, men kun lokaliteter med gjennomgående høye verdier er nærmere vurdert. Det er brukt tallene fra gjennomsnittlig verdi i diskusjonen, men undersøkelse av enkeltprøver fra barnehagene pekte ut de samme lokalitetene.

Når det gjelder PCB- og PAH-lokaliteter er punkter plukket ut i fra hoveddatasettet, ikke gjennomsnittsverdi. Dette ble gjort ettersom det er stor variasjon innen hver barnehage, der det både var prøvepunkt med høy konsentrasjon og prøver under deteksjonsgrensen.

## 6.0 Resultater og kommentarer

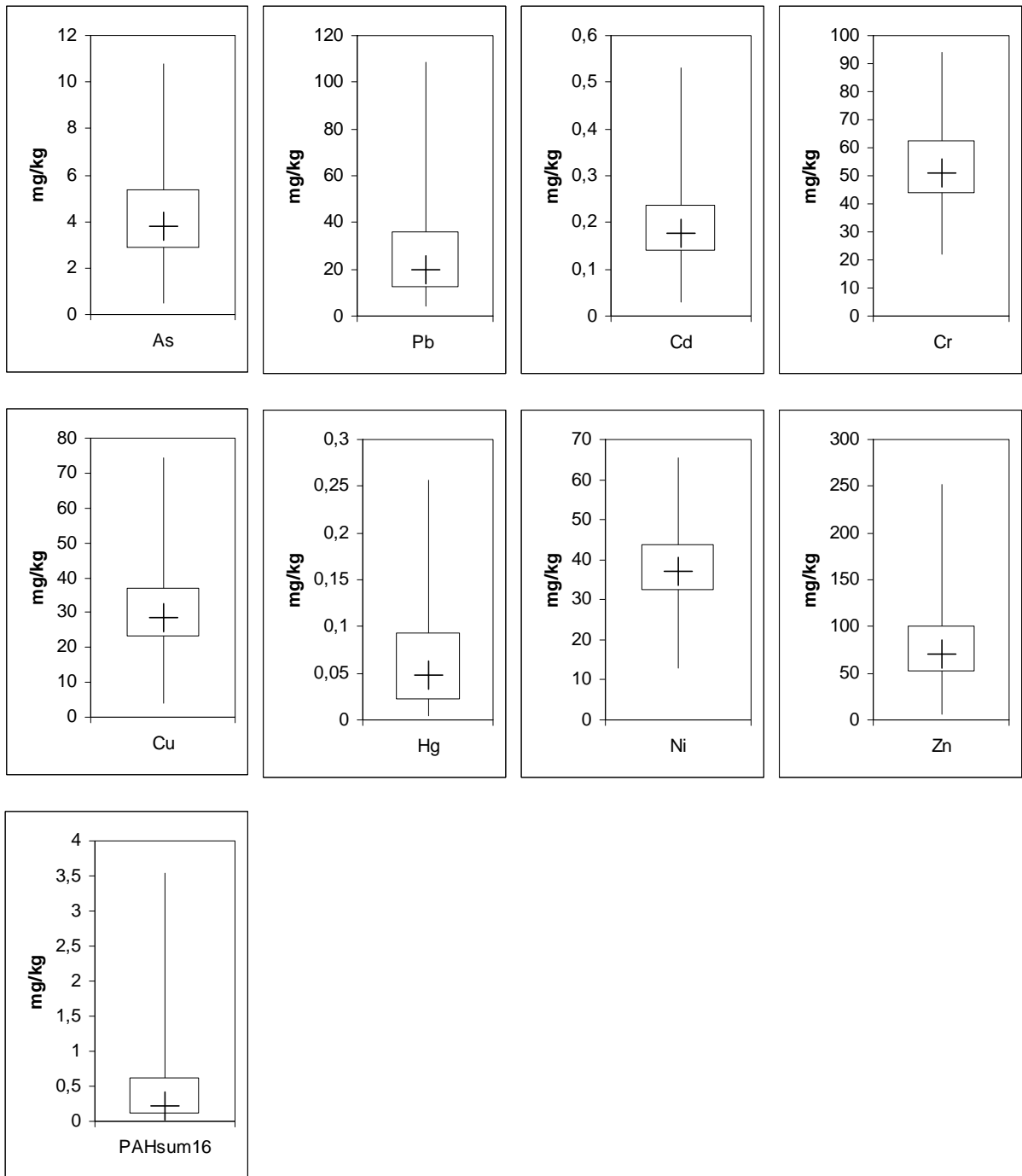
Under følger resultatet av undersøkelsen som er gjort, mens datagrunnlaget ligger vedlagt på medfølgende CD. Dataene som anvendes er ikke nivåjustert opp mot hverandre, dette gjør at vurdering av konsentrasjoner mellom forskjellige datasett har noe usikkerhet knyttet til seg.

### 6.1 Statistikk for Trondheimsdataene

#### 6.1.1 Nøkkelverdier og boxplot for Trondheim bykartlegging

Tabell 18: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn og PAHsum16 i Trondheim bykartleggingsdatasettet:

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (334)        | 0,50            | 3,80           | 4,79                            | 27,90            | 3,64           | 3              |
| Pb (334)        | 4,00            | 19,65          | 65,34                           | 9280,00          | 510,86         | 4              |
| Cd (334)        | 0,03            | 0,18           | 0,25                            | 6,10             | 0,40           | 0              |
| Cr (334)        | 22,10           | 50,80          | 56,83                           | 247,00           | 23,96          | 0              |
| Cu (334)        | 4,16            | 28,45          | 42,60                           | 2640,00          | 145,24         | 0              |
| Hg (334)        | 0,01            | 0,05           | 0,08                            | 1,29             | 0,14           | 41             |
| Ni (334)        | 12,90           | 37,10          | 40,59                           | 177,00           | 18,11          | 0              |
| Zn (334)        | 6,50            | 70,05          | 118,13                          | 6370,00          | 363,08         | 0              |
| PAHsum16 (75)   | 0,02            | 0,22           | 0,81                            | 7,10             | 1,45           | 37             |



**Figur 29: Boxplot over konsentrasjonene av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn og PAHsum16 i Trondheim bykartlegging.**

## 6.1.2 Nøkkelverdier for Trondheim dypprøver

### 6.1.2.1 Blandprøver fra 0-1 meter

**Tabell 19: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Trondheim dypprøver 0-1m:**

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (262)        | 0,50            | 5,35           | 6,57                            | 89,00            | 7,63           | 2              |
| Pb (262)        | 2,50            | 20,05          | 411,15                          | 95300,00         | 5885,82        | 68             |
| Cd (262)        | 0,01            | 0,14           | 0,27                            | 5,40             | 0,49           | 11             |
| Cr (262)        | 21,80           | 51,65          | 57,14                           | 214,00           | 24,92          | 0              |
| Cu (262)        | 5,54            | 37,90          | 49,87                           | 570,00           | 62,51          | 0              |
| Hg (262)        | 0,01            | 0,05           | 0,14                            | 3,90             | 0,33           | 38             |
| Ni (262)        | 1,00            | 35,05          | 38,05                           | 101,00           | 14,75          | 1              |
| Zn (262)        | 19,80           | 90,30          | 166,04                          | 2720,00          | 289,08         | 0              |
| PAHsum16 (261)  | 0,01            | 0,50           | 4,37                            | 340,00           | 23,38          | 23             |
| PCBsum7 (261)   | 0,002           | 0,002          | 0,007                           | 0,440            | 0,037          | 254            |

### 6.1.2.2 Blandprøver fra 1-5 meter

**Tabell 20: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Trondheim dypprøver 1-5m:**

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (248)        | 0,50            | 4,75           | 5,52                            | 150,00           | 10,02          | 3              |
| Pb (248)        | 2,50            | 2,50           | 45,11                           | 7800,00          | 498,79         | 207            |
| Cd (248)        | 0,01            | 0,08           | 0,12                            | 1,20             | 0,16           | 29             |
| Cr (248)        | 26,20           | 64,35          | 67,82                           | 208,00           | 30,17          | 0              |
| Cu (248)        | 3,83            | 32,75          | 72,61                           | 7960,00          | 512,35         | 0              |
| Hg (248)        | 0,01            | 0,01           | 0,05                            | 1,94             | 0,19           | 136            |
| Ni (248)        | 14,90           | 43,15          | 46,60                           | 108,00           | 21,65          | 0              |
| Zn (248)        | 19,30           | 73,95          | 88,80                           | 1390,00          | 129,68         | 0              |
| PAHsum16 (43)   | 0,01            | 0,10           | 0,33                            | 2,70             | 0,57           | 6              |
| PCBsum7 (43)    | 0,002           | 0,002          | 0,002                           | 0,013            | 0,002          | 43             |

Her kan spesielt lavere verdier av bly, kadmium, kvikksølv, PAHsum16 og PCBsum7 nevnes. Samtidig vises det at mange prøver har verdier av bly, kvikksølv og PCBsum7 under deteksjonsgrensen.

### 6.1.3 Nøkkelverdier for Trondheim barnehageprøver

Tabell 21: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Trondheim barnehageprøver:

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (181)        | 1,30            | 4,63           | 5,32                            | 35,90            | 3,87           | 0              |
| Pb (181)        | 2,70            | 9,23           | 14,95                           | 400,88           | 31,49          | 0              |
| Cd (181)        | 0,03            | 0,03           | 0,06                            | 1,07             | 0,09           | 120            |
| Cr (181)        | 12,50           | 24,33          | 29,08                           | 233,00           | 21,19          | 0              |
| Cu (181)        | 12,75           | 33,17          | 35,03                           | 94,40            | 9,93           | 0              |
| Hg (181)        | 0,00            | 0,02           | 0,04                            | 0,42             | 0,05           | 29             |
| Ni (181)        | 9,98            | 27,00          | 27,24                           | 57,40            | 6,03           | 0              |
| Zn (181)        | 22,33           | 59,33          | 73,16                           | 485,00           | 55,55          | 0              |
| PAHsum16 (181)  | 0,03            | 0,15           | 0,69                            | 34,03            | 2,70           | 51             |
| PCBsum7 (181)   | 0,002           | 0,002          | 0,003                           | 0,033            | 0,004          | 169            |

I forhold til Trondheim bykartlegging har barnehageprøvene høyere konsentrasjoner av arsen og kobber. I tillegg er det mange prøver av kadmium som er under deteksjonsgrensen, hvilke kan forklares med at det er brukt en mindre følsom deteksjonsmetode.

## 6.2 Statistikk for Bergensdataene

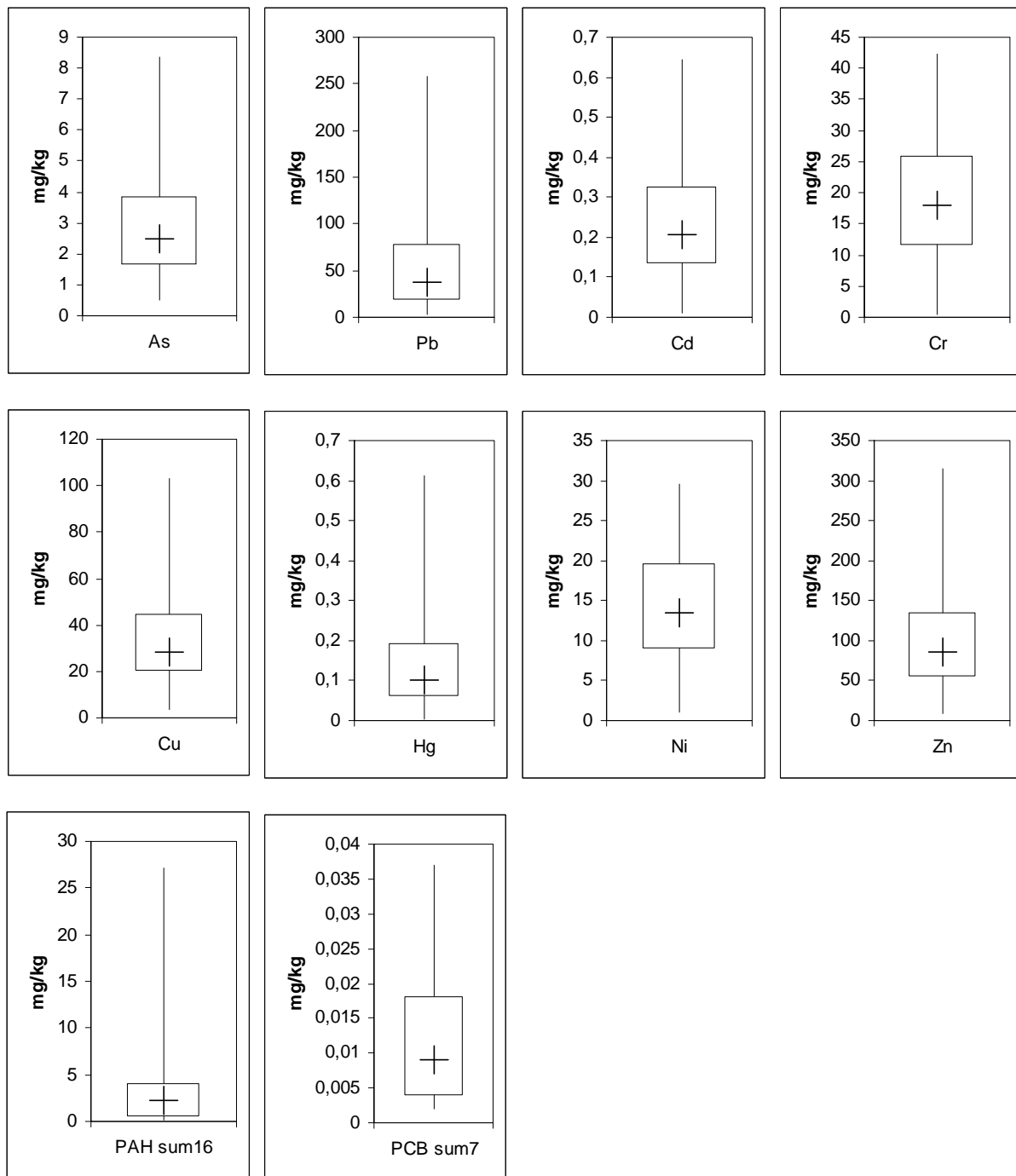
### 6.2.1 Nøkkelverdier og boxplot for Bergen regional kartlegging

Tabell 22: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen regional kartlegging:

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (435)        | 0,50            | 2,51           | 3,34                            | 38,10            | 3,26           | 43             |
| Pb (435)        | 2,50            | 38,10          | 84,48                           | 5780,00          | 293,52         | 27             |
| Cd (435)        | 0,01            | 0,20           | 0,26                            | 1,49             | 0,20           | 2              |
| Cr (435)        | 0,50            | 18,10          | 21,41                           | 215,00           | 19,91          | 2              |
| Cu (435)        | 3,56            | 28,40          | 46,69                           | 2850,00          | 144,43         | 0              |
| Hg (435)        | 0,01            | 0,10           | 0,19                            | 2,93             | 0,29           | 5              |
| Ni (435)        | 1,00            | 13,40          | 16,51                           | 310,00           | 22,05          | 2              |
| Zn (435)        | 8,04            | 85,50          | 117,56                          | 998,00           | 113,88         | 0              |
| PAHsum16 (40)   | 0,10            | 2,20           | 4,93                            | 40,00            | 8,72           | 4              |
| PCBsum7 (40)    | 0,002           | 0,009          | 0,014                           | 0,085            | 0,016          | 7              |

Bergen regional kartlegging skiller seg ut med høye verdier av PCBsum7 og PAHsum16.





**Figur 30: Boxplot over konsentrasjonene av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen regionkartlegging.**

## 6.2.2 Nøkkeltall for Bergen barnehageprosjekt

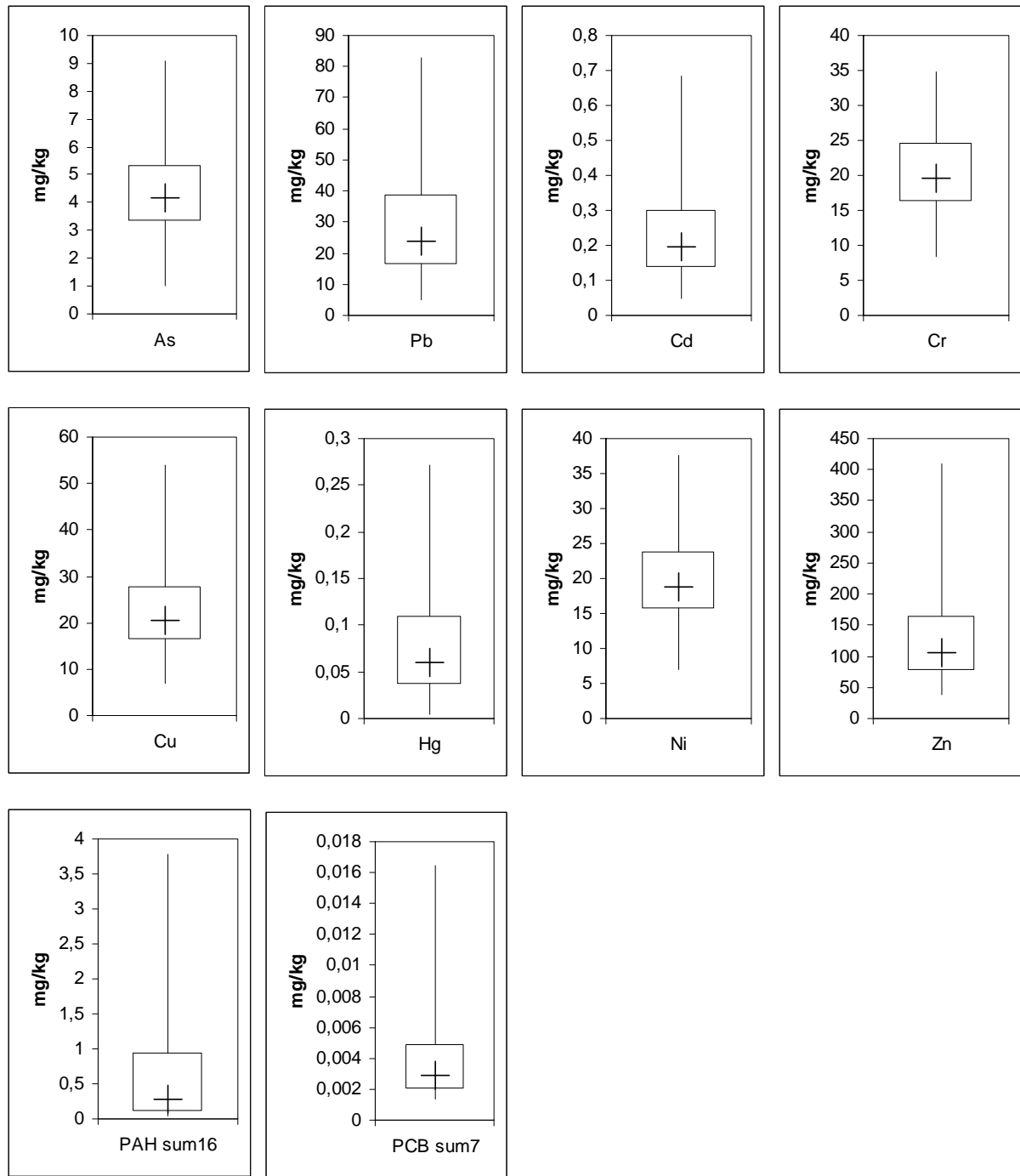
Tabell 23: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen barnehageprosjekt:

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (235)        | 1,02            | 4,19           | 5,11                            | 50,19            | 4,33           | 0              |
| Pb (235)        | 2,50            | 15,86          | 27,39                           | 1339,80          | 88,06          | 0              |
| Cd (235)        | 0,05            | 0,06           | 0,08                            | 0,82             | 0,06           | 179            |
| Cr (235)        | 5,62            | 12,50          | 15,61                           | 79,20            | 9,41           | 0              |
| Cu (235)        | 8,20            | 23,12          | 25,15                           | 188,28           | 15,01          | 0              |
| Hg (235)        | 0,01            | 0,04           | 0,06                            | 1,33             | 0,10           | 7              |
| Ni (235)        | 2,50            | 10,40          | 11,46                           | 78,17            | 7,32           | 0              |
| Zn (235)        | 29,30           | 58,50          | 71,35                           | 341,00           | 43,35          | 0              |
| PAHsum16 (235)  | 0,06            | 0,22           | 0,68                            | 25,34            | 1,81           | 25             |
| PCBsum7 (235)   | 0,002           | 0,002          | 0,006                           | 0,215            | 0,018          | 182            |

## 6.3 Nøkkelverdier og boxplot for Oslo barnehageprosjekt

Tabell 24: Konsentrasjonsintervall, antall prøver (N), standardavvik og antall prøver under deteksjonsgrense av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Oslo barnehageprosjekt:

| Forbindelse (N) | Minimum (mg/kg) | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Standard avvik | Antall <DL (N) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|------------------|----------------|----------------|
| As (716)        | 1,00            | 4,15           | 4,77                            | 32,75            | 2,84           | 14             |
| Pb (716)        | 4,88            | 23,93          | 33,39                           | 477,77           | 36,39          | 0              |
| Cd (716)        | 0,05            | 0,20           | 0,27                            | 2,19             | 0,25           | 87             |
| Cr (716)        | 8,33            | 19,66          | 21,38                           | 106,35           | 8,63           | 0              |
| Cu (716)        | 7,03            | 20,63          | 27,99                           | 548,37           | 39,46          | 0              |
| Hg (716)        | 0,01            | 0,06           | 0,10                            | 1,45             | 0,12           | 9              |
| Ni (716)        | 7,00            | 18,73          | 21,11                           | 116,25           | 9,95           | 0              |
| Zn (716)        | 37,86           | 105,63         | 159,00                          | 2492,69          | 192,32         | 0              |
| PAHsum16 (716)  | 0,04            | 0,29           | 1,01                            | 28,65            | 2,27           | 181            |
| PCBsum7 (714)   | 0,001           | 0,003          | 0,008                           | 0,582            | 0,032          | 231            |

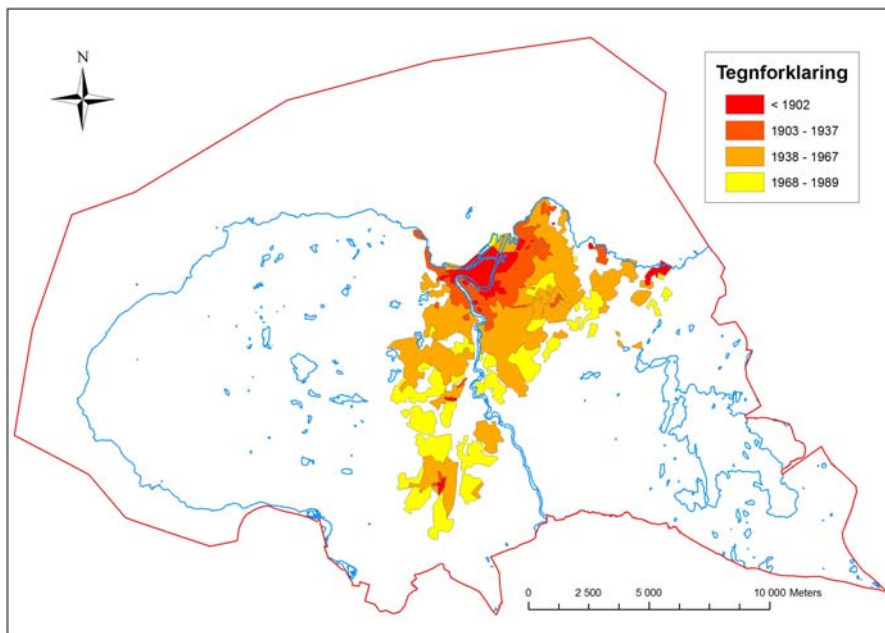


Figur 31: Boxplot over konsentrasjonene av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Oslo barnehageprosjekt.

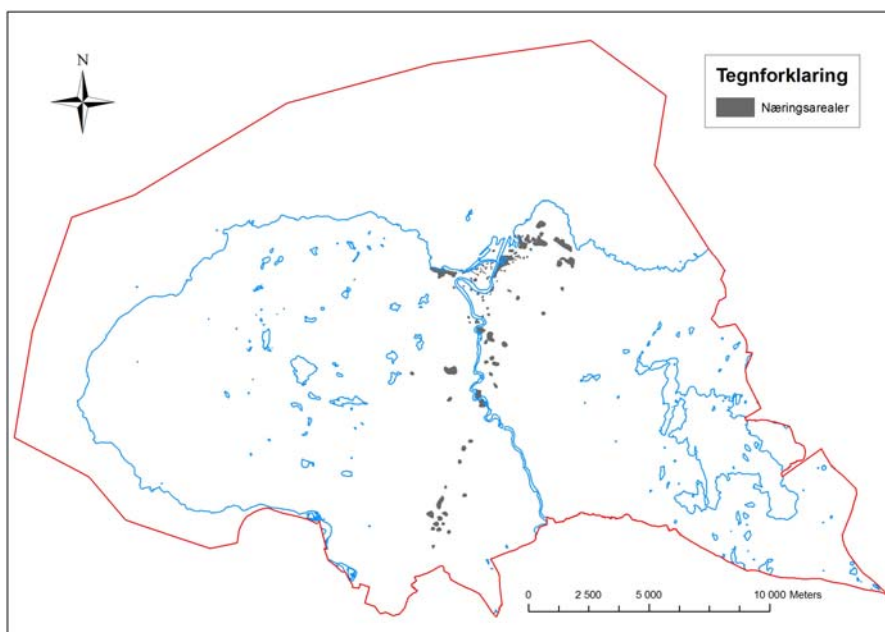
## 6.4 Inndelingsmønster i Trondheim, Bergen og Oslo

Kartene under bygger på figurene vist i kapittel 2, men er konvertert slik at det er anvendelig i ArcGIS.

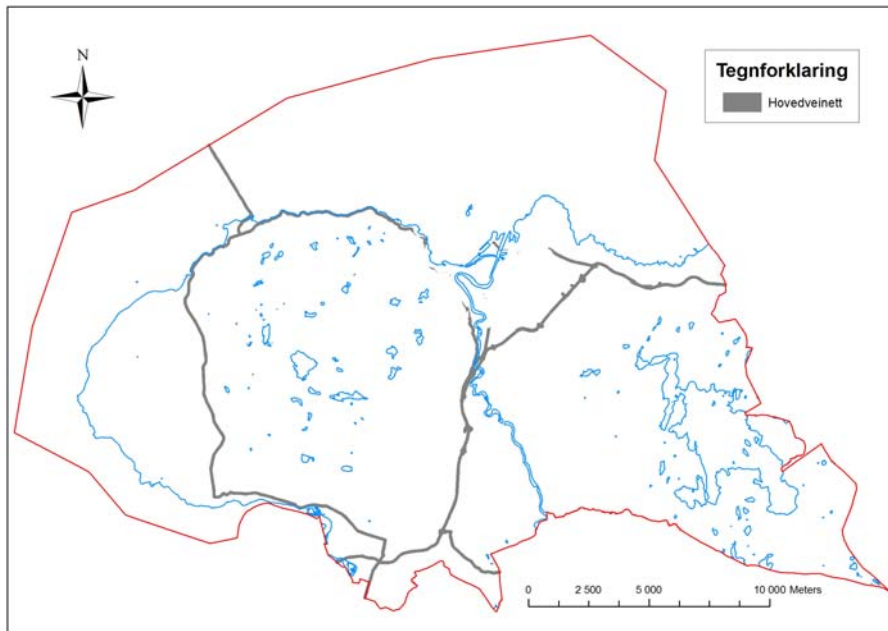
## 6.4.1 Trondheim



Figur 32: Diskretiseringsmønster for bebyggelse i Trondheim, etter samme utstrekning som historisk byutviklingskartet vist i kapittel 3.1.2.

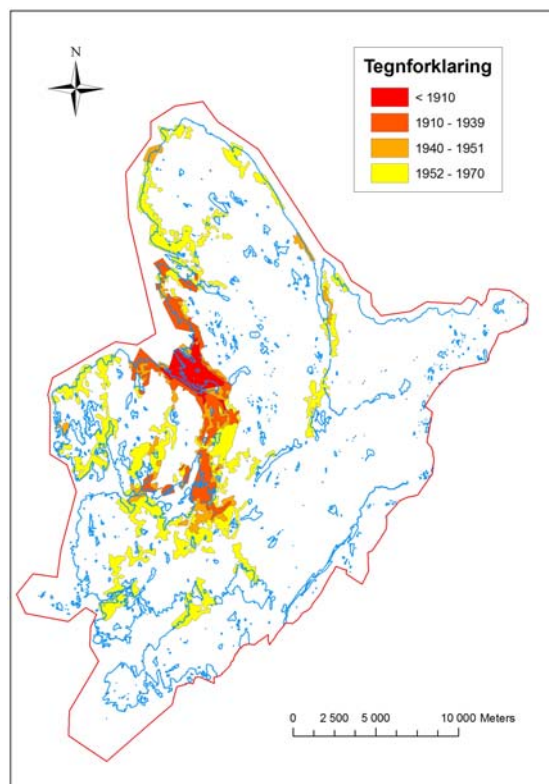


Figur 33: Diskretiseringsmønster for næringsarealer i Trondheim, etter samme utstrekning som kartet vist i kapittel 3.1.3.

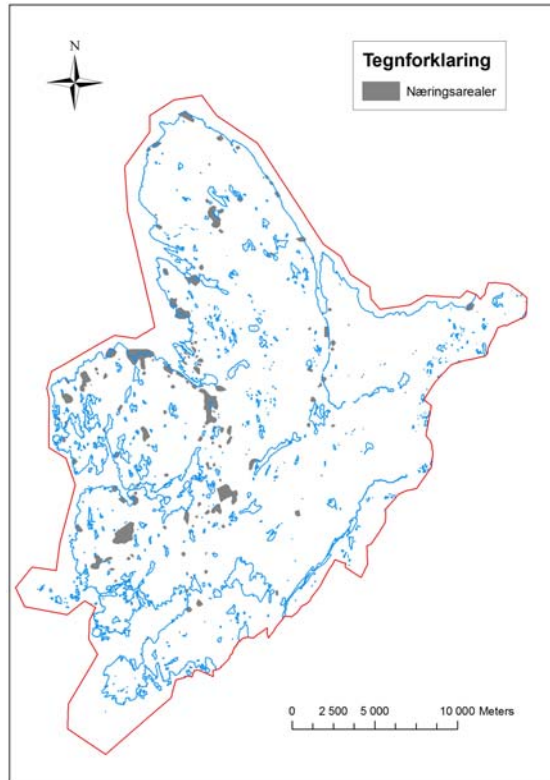


Figur 34: Diskretiseringsmønster for veisystemet i Trondheim, bestående av 60 meter buffersone rundt europa- og riksveier fra N50 datasett og der sentrumsområdene er fjernet.

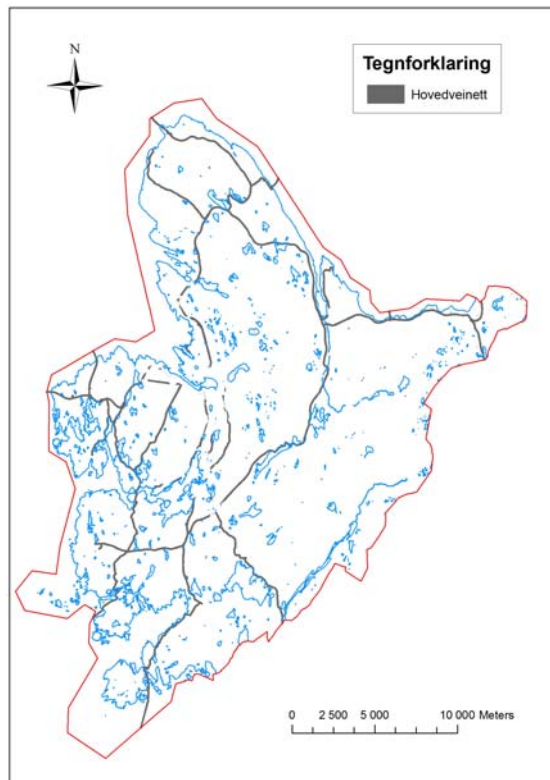
#### 6.4.2 Bergen



Figur 35: Diskretiseringsmønster for bebyggelse i Bergen, etter samme utstrekning som historisk byutviklingskartet vist i kapittel 3.2.2.

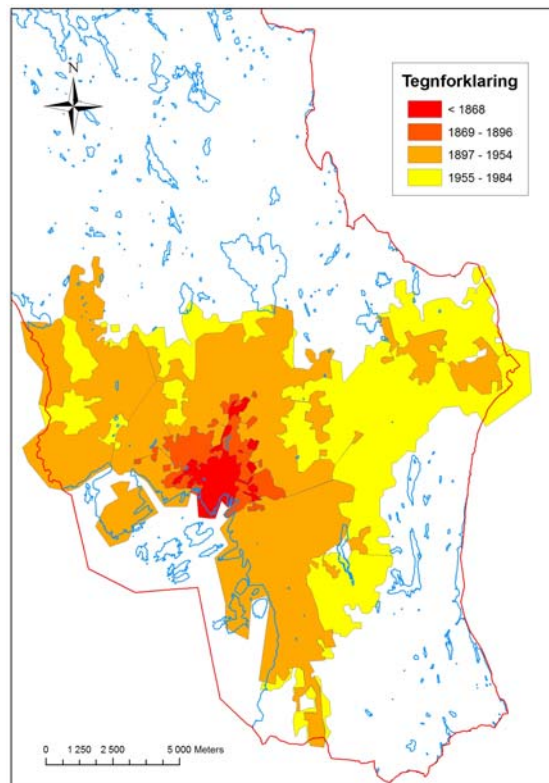


**Figur 36: Diskretiseringsmønster for næringsarealer i Bergen, etter samme utstrekning som kartet vist i kapittel 3.2.3**

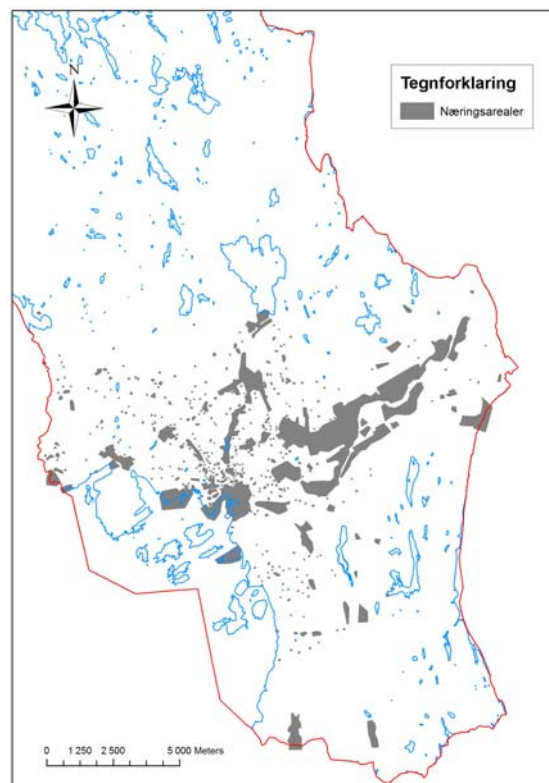


**Figur 37: Diskretiseringsmønster for veisystemet i Bergen, bestående av 60 meter buffersoner rundt europa- og riksveier fra N50 datasett og der sentrumsområdene er fjernet.**

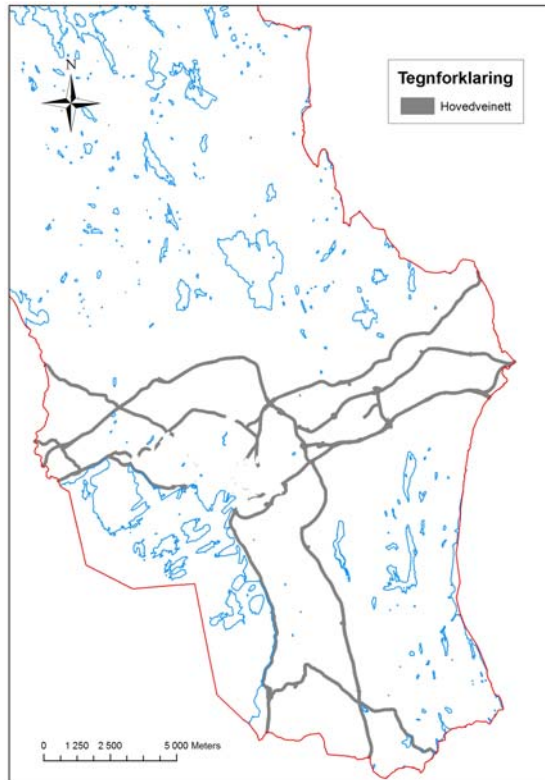
### 6.4.3 Oslo



Figur 38: Diskretiseringsmønster for bebyggelse i Oslo, i samme utstrekning som historisk byutviklingskartet vist i kapittel 3.3.3.



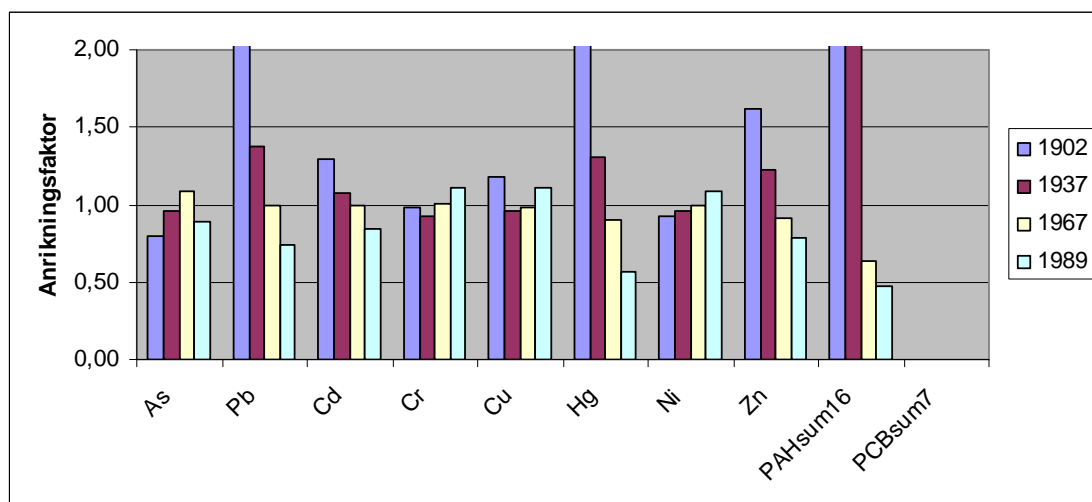
Figur 39: Diskretiseringsmønster for næringsarealer i Oslo. Kartet viser samme utstrekning som i kapitel 3.3.3, men det er ikke skilt mellom næring fra før 1945 og områder som var regulert til næring etter generalplanen i 1960.



Figur 40: Diskretiseringsmønster for veisystemet i Oslo, bestående av 60 meter buffersoner rundt europa- og riksveier fra N50 datasett og der sentrumsområdene er fjernet.

## 6.5 Anrikningsfaktor i byutviklingsområder, næringsarealer og områder nær vei i Trondheim, Bergen og Oslo

### 6.5.1 Trondheim bykartlegging

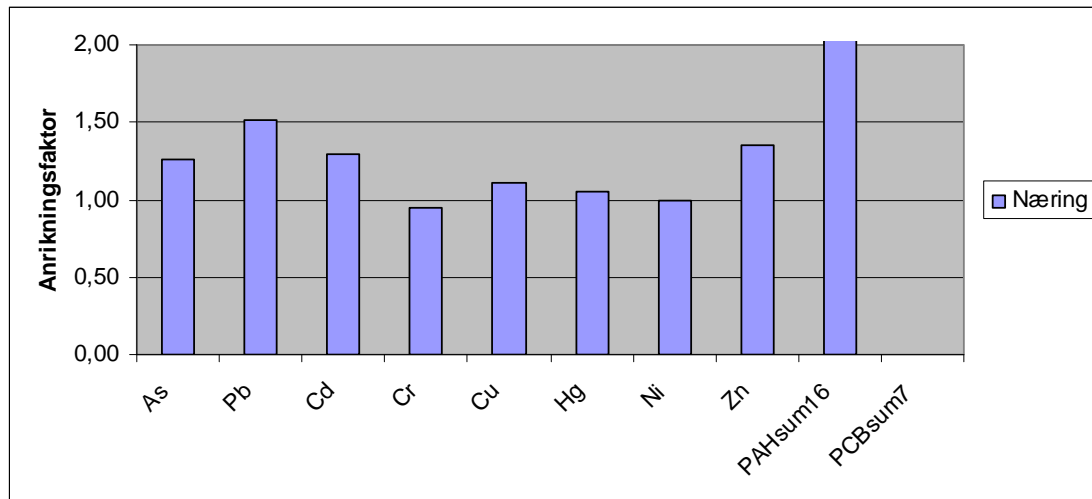


Figur 41: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn og PAHsum16 i forskjellige byutviklingsgrenser, etter grensene vist i historiskebyutviklingskart, i Trondheim bykartleggingsdatasettet.

Her vises det at bly, kadmium, kvikksølv, sink og PAHsum16 er anriket i den eldste delene av Trondheim. Forklaringen på dette er at disse elementene både har lave bakgrunnsverdier og

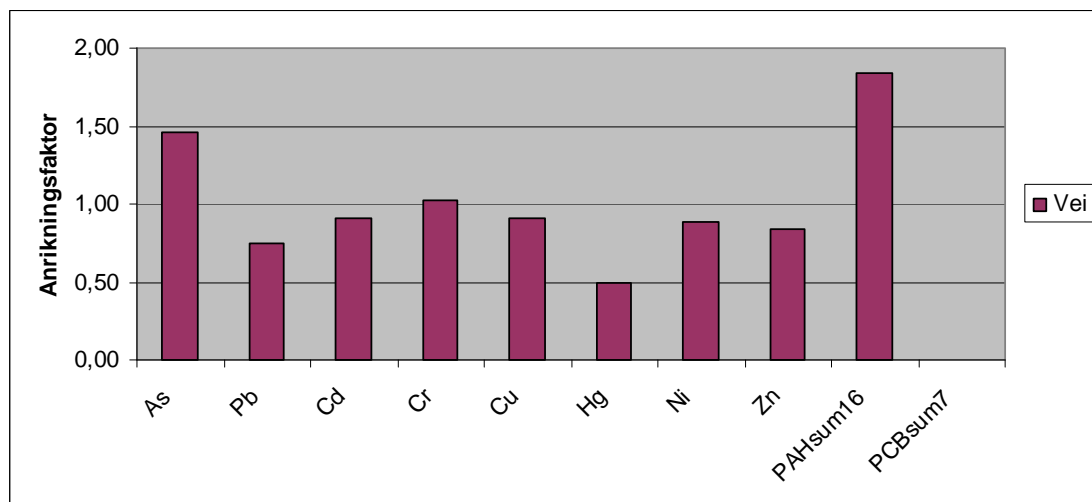


elementene er de kommersielt mest anvendte. Samtidig kan krom og nikkel trekkes frem som eksempel på fordeling som har naturlige kilder. I fremvisningen av avrinningsfaktor kan det kommenteres at årstallene angir de samme periodene som er brukt i byutviklingskartene.



Figur 42: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn og PAHsum16 i Trondheim bykartlegging i områder som er angitt som næringsarealer.

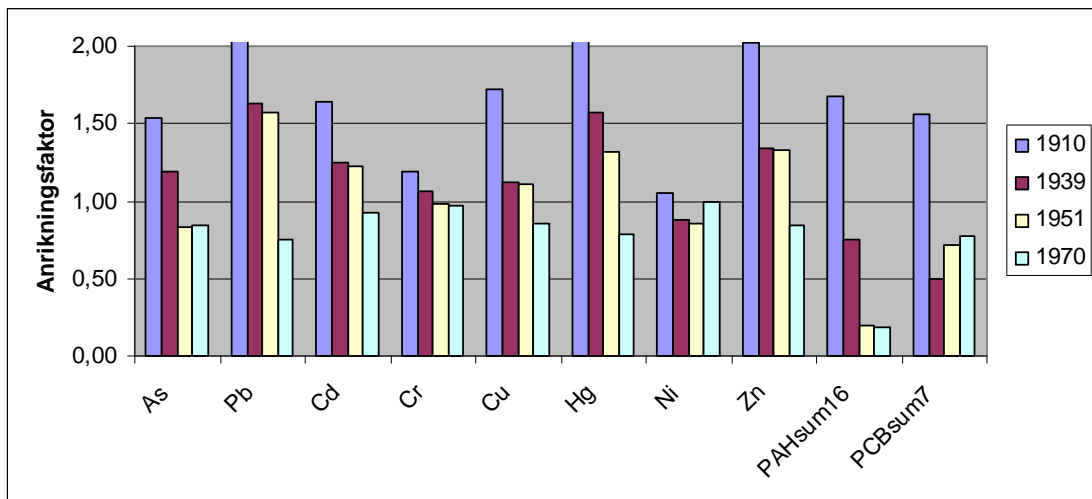
Ved næringsarealer i Trondheim er det funnet anrikning av bly, kadmium, sink og PAHsum16.



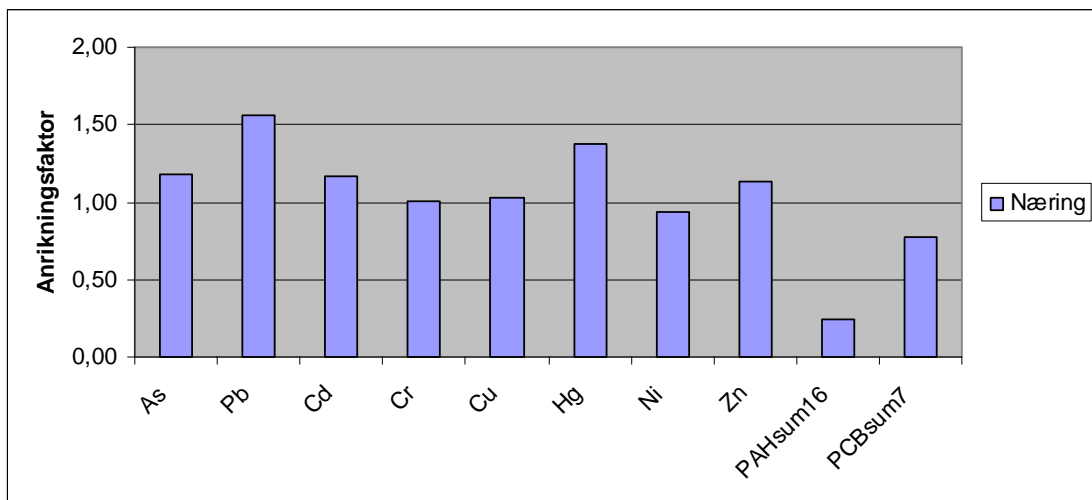
Figur 43: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn og PAHsum16 i lokaliteter innfor 60 meter fra hovedveinettets midtlinje, der sentrumsområdene er fjernet, i Trondheim.

Ved områder nær vei i Trondheim er det kun PAHsum16 av forventede element som er anriket, mens anrikning av arsen vil stamme fra andre kilder.

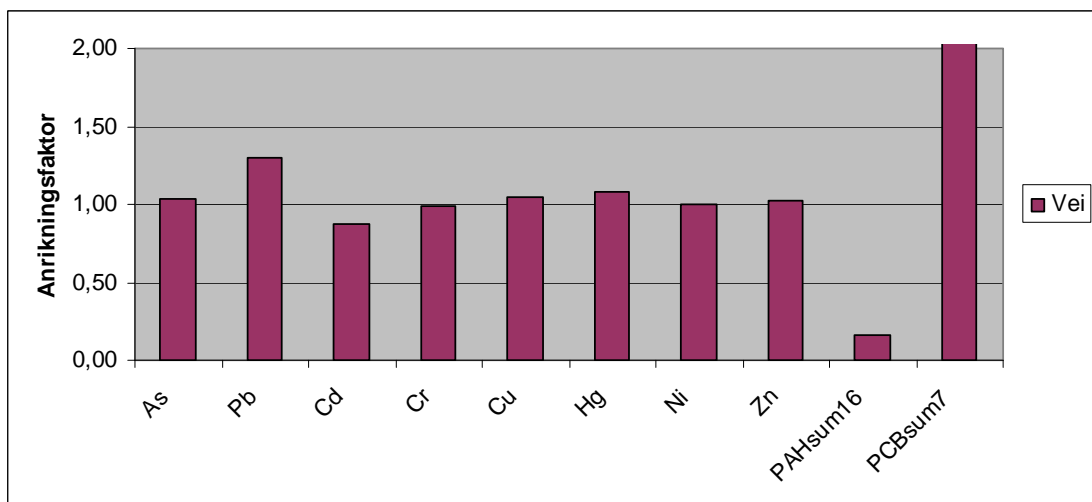
## 6.5.2 Bergen regionalkartlegging



Figur 44: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i forskjellige byutviklingsgrenser, etter grensene vist i historiskebyutviklingskart, i Bergen.



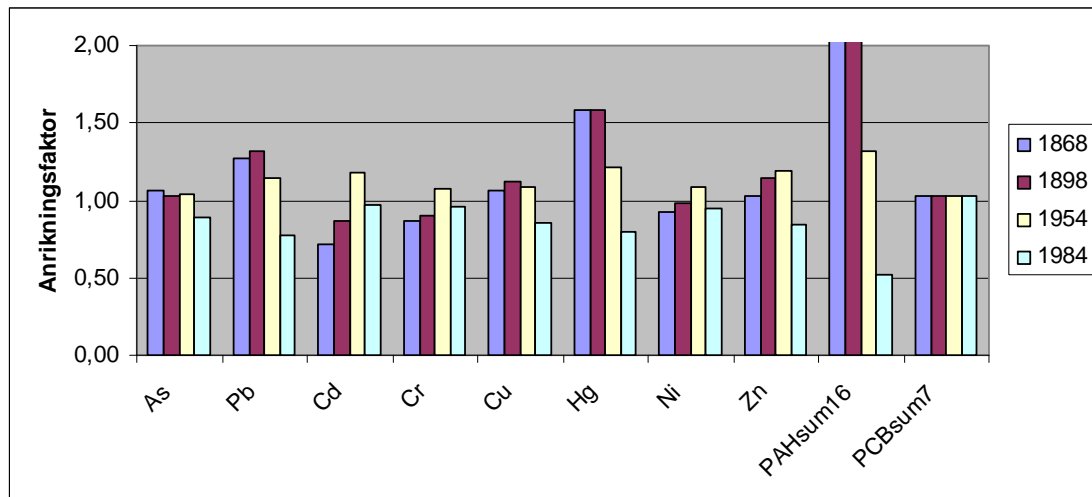
Figur 45: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen i områder som er angitt som næringsarealer.



Figur 46: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i lokaliteter innenfor 60 meter fra hovedveinettets midtlinje, der sentrumsområdene er fjernet, i Bergen.

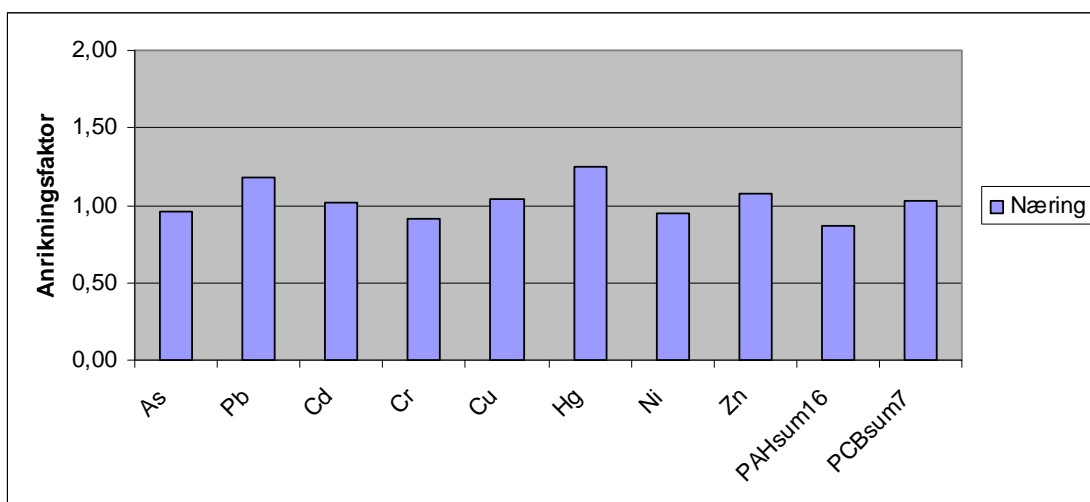
Det er kun bly, av de elementene som trafikk og veislitasje er kilde til, som er noe anriket nær vei i Bergen. Samtidig kan PCBsum7 stamme fra veitrafikk, men andre aktuelle kilder er bygningsmaterialer og transformatorolje.

### 6.5.3 Oslo barnehageprosjekt

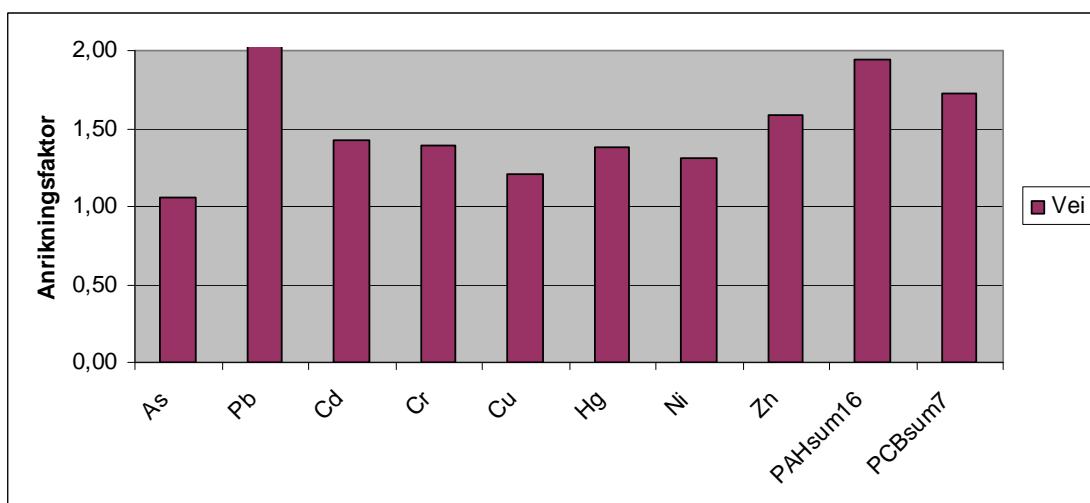


Figur 47: Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i forskjellige byutviklingsgrenser, etter grensene vist i historiskebyutviklingskart, i Oslo.

Her er det verd å merke seg at dataen for Oslo viser en mindre anrikning og av færre elementer enn det som er vist i Trondheim og Bergen. Som vist er det kun bly, kvikksølv og PAHsum16 som viser anrikning i den eldre delen av byen. Samtidig vil det være noe feil å sammenlikne anrikningen direkte med Bergen regionkartlegging og Trondheim bykartlegging, ikke på grunn av at metoden ikke kan overføres, men på grunn av ulikt prøvetakningsmønster.



**Figur 48:** Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Oslo i områder som er angitt som næringsarealer.

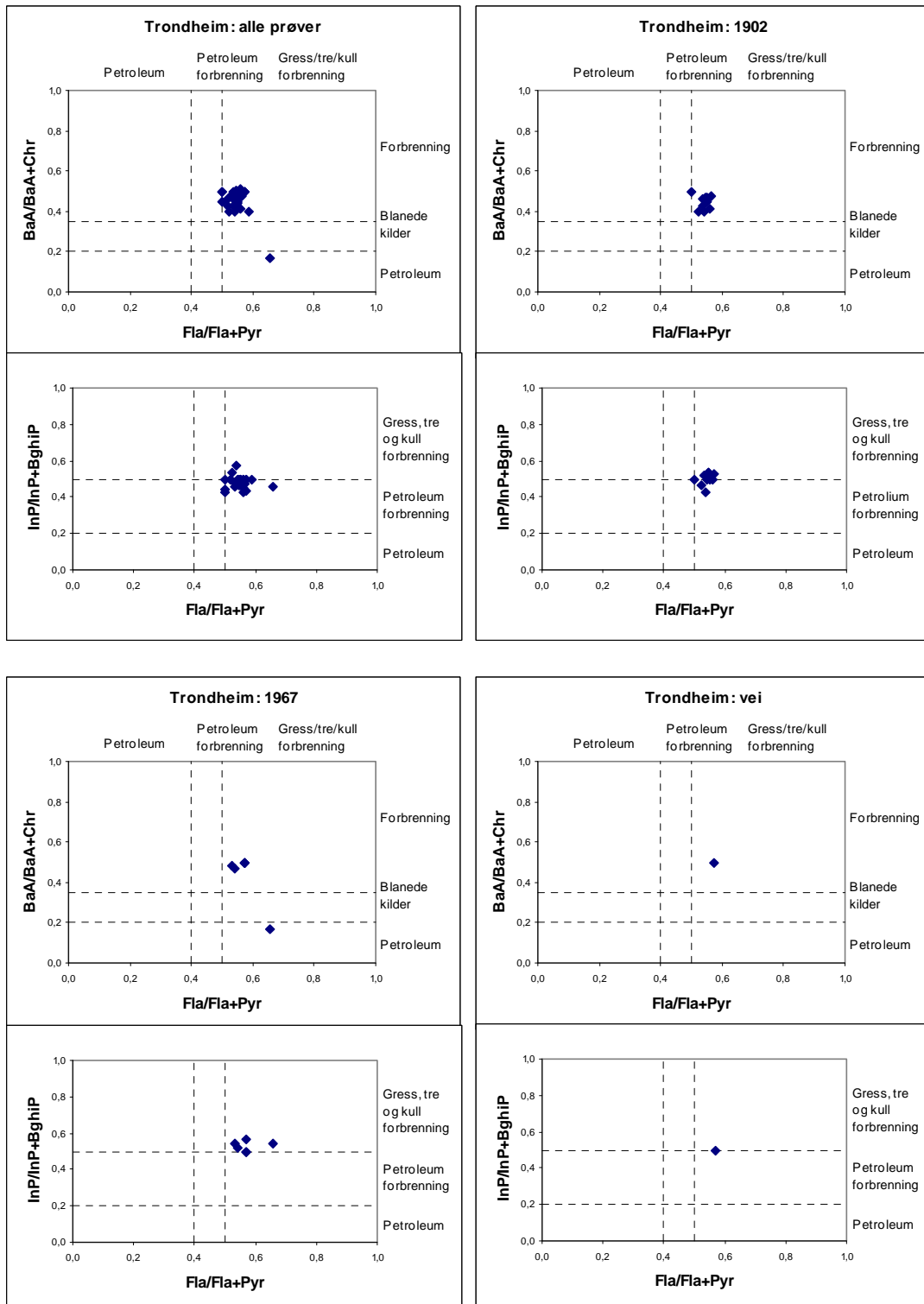


**Figur 49:** Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i lokaliteter innenfor 60 meter fra hovedveinettets midtlinje, der sentrumsområdene er fjernet, i Oslo.

I motsetning til Trondheim og Bergen viser Oslo en klar anrikning av elementer som bly, sink og PAHsum16 i områdene nær hovedveinettet.

## 6.6 PAH-ratioer i Trondheim, Bergen og Oslo

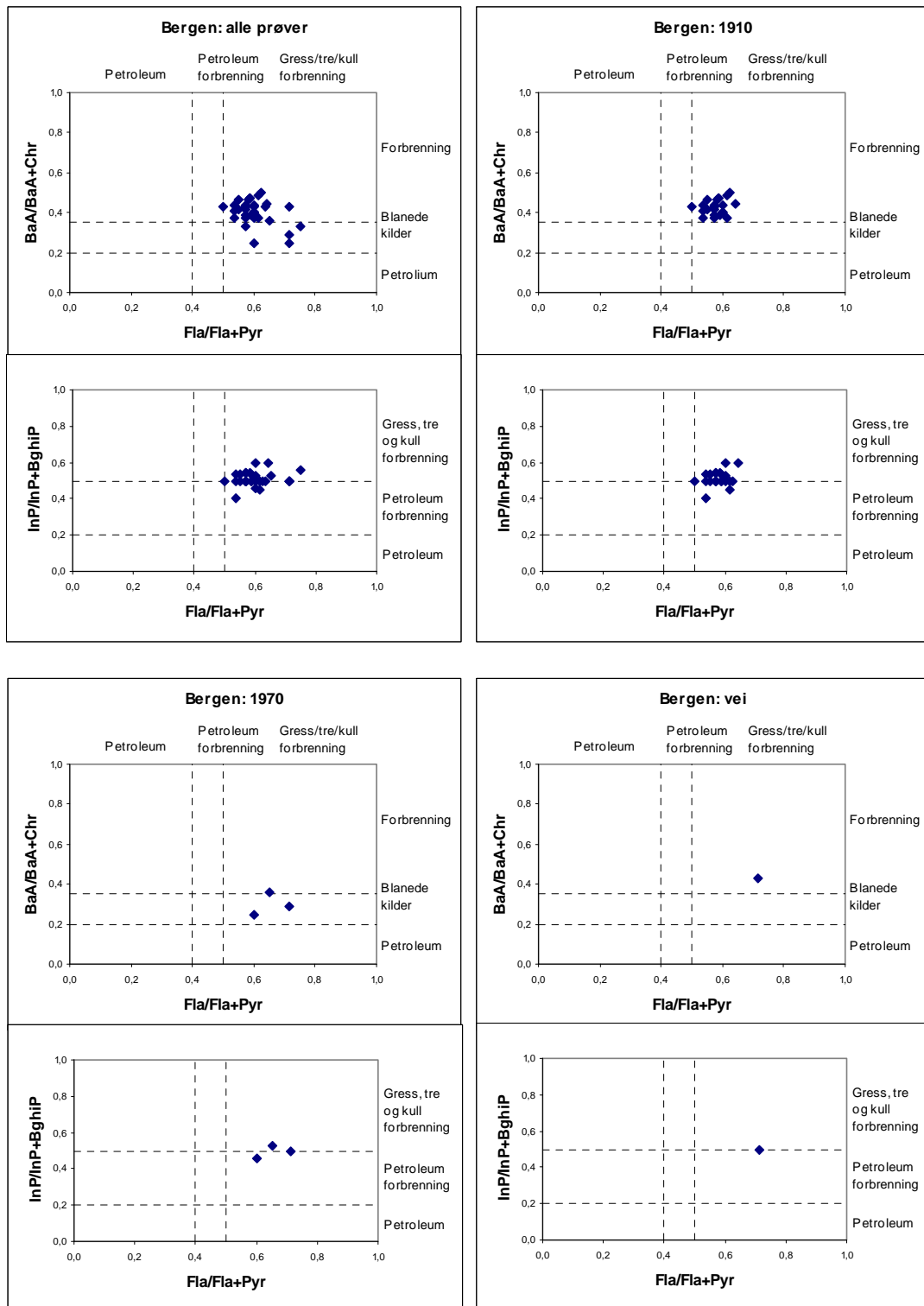
### 6.6.1 Trondheim bykartlegging



Figur 50: Grafisk fremstilling av PAH-ratioer fra; hele datasettet, områder som er markert som 1902 og 1967, samt prøver som faller innenfor 60 meter fra vei utenfor sentrumsområdene. Prøvepunkt med enkeltverdier <3 ganger deteksjonsgrense er fjernet.

Her kan det kommenteres at det er liten spredning av punktene i datasettet.

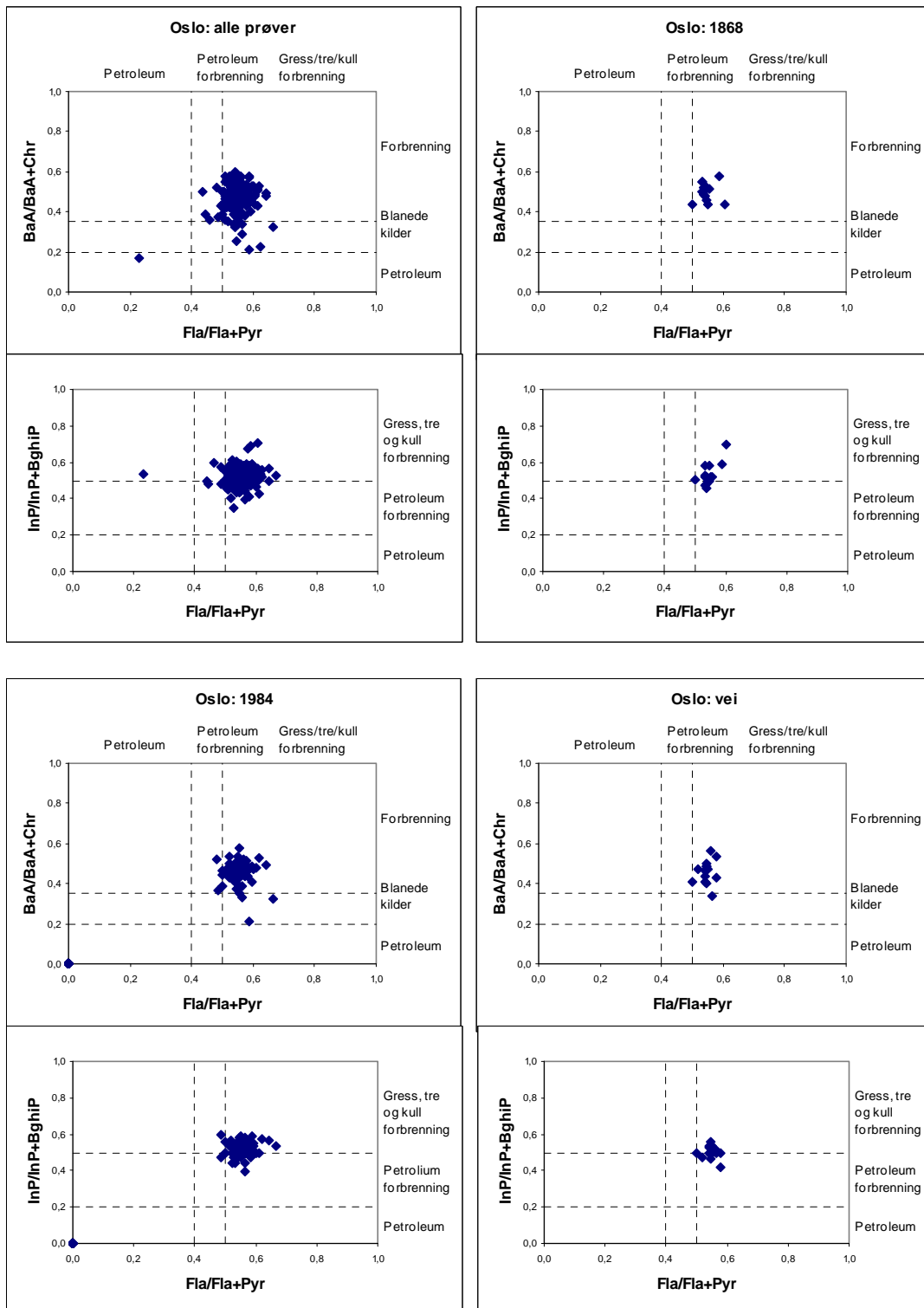
## 6.6.2 Bergen regionalkartlegging



Figur 51: Grafisk fremstilling av PAH-ratioer fra; alle lokaliteter, områder som er markert som 1910 og 1970, samt prøver som faller innenfor 60 meter fra vei utenfor sentrumsområdene. Prøvepunkt med enkeltverdier under deteksjonsgrense er fjernet.

På tross av større spredning i dataen for Bergen, er det en korrelasjon mellom indikerte kilder i ratioforholdene.

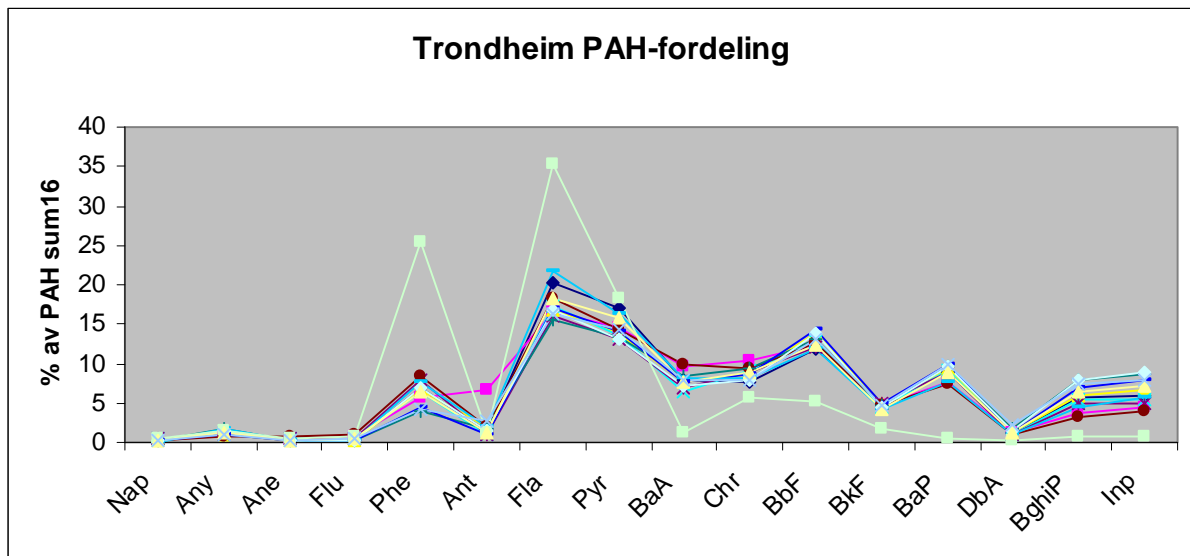
### 6.6.3 Oslo barnehageprosjekt



Figur 52: Grafisk fremstilling av PAH-ratioer fra; hele datasettet, områder som er markert som 1868 og 1984, samt prøver som faller innenfor 60 meter fra vei utenfor sentrumsområdene. Prøvepunkt med enkeltverdier <3 ganger deteksjonsgrense er fjernet.

## 6.7 PAH-profil i Trondheim, Bergen og Oslo

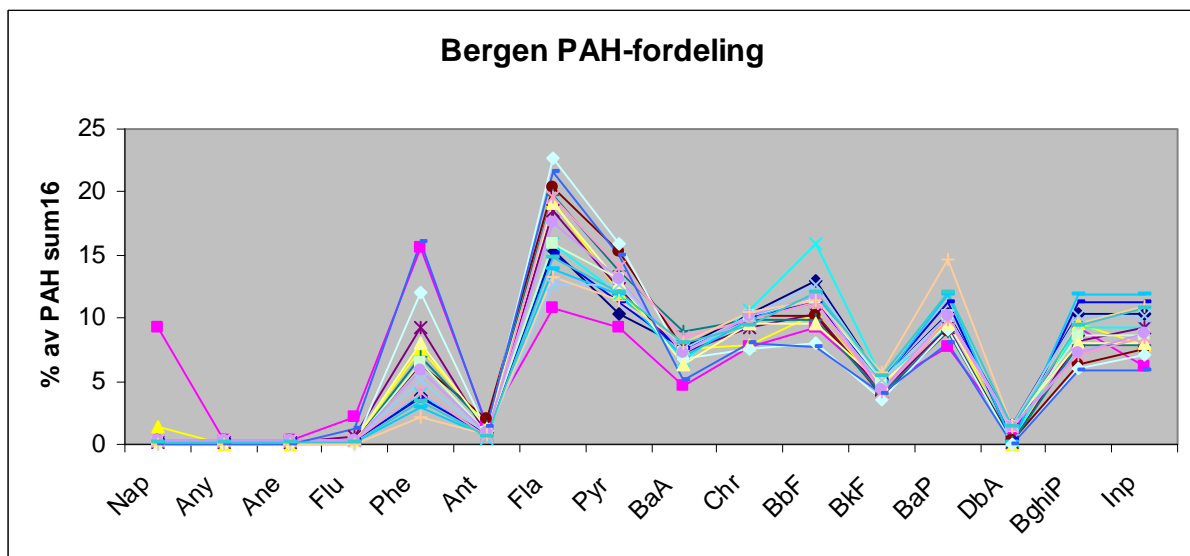
### 6.7.1 Trondheim bykartlegging



Figur 53: PAH-fordeling, i forhold til PAHsum16, av prøver i Trondheim som er over 1 mg/kg.

Lave verdier av lette PAH-forbindelser tyder på gamle kilder.

### 6.7.2 Bergen regionalkartlegging

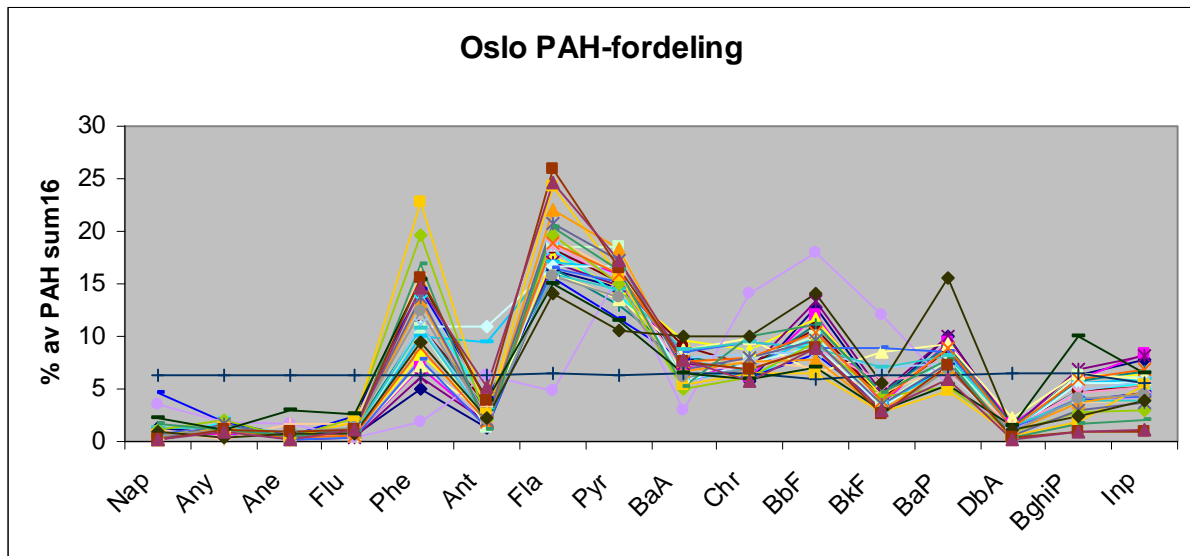


Figur 54: PAH-fordeling, i forhold til PAHsum16, av prøver i Bergen som er over 3 mg/kg.

Høy verdi av Nap i en av prøve indikerer en ny kilde i for prøven (Ottesen 2009).



### 6.7.3 Oslo barnehageprosjekt

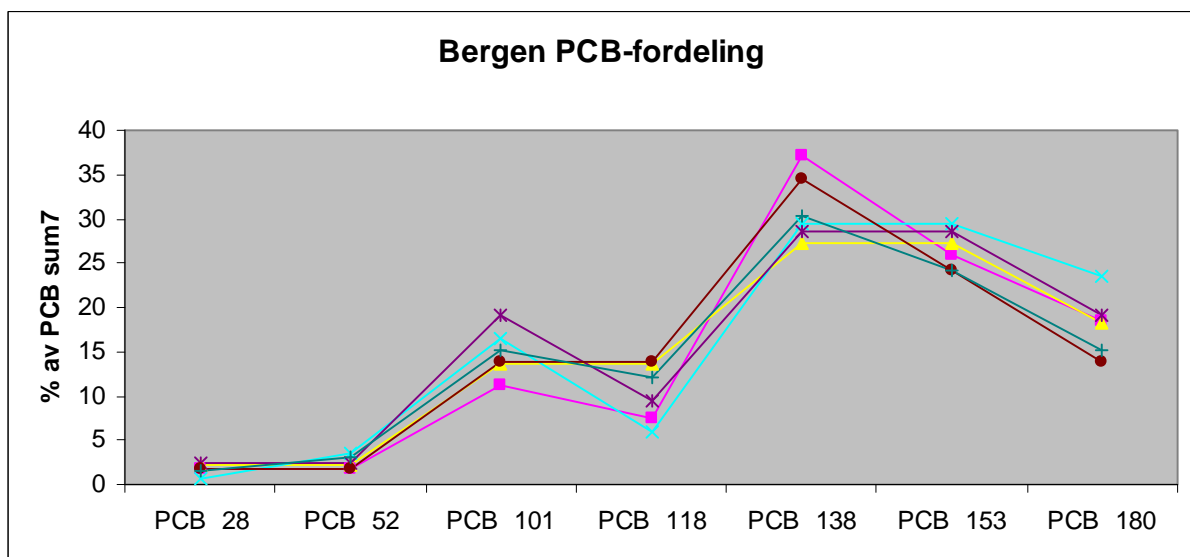


Figur 55: PAH-fordeling, i forhold til PAHsum16, av prøver i Oslo som ikke hadde enkelverdier under 3 ganger deteksjonsgrense.

Et prøvepunkt som skiller seg ut i fordelingen er den som opptrer som en tilnærmet rett linje. Lokaliteten oppfulgte kriteriet, det vil si at det ikke var enkeltverdier under 3 ganger deteksjonsgrensen, men totalsummen er lav og det er ikke registrert forskjeller mellom enkeltforbindelsene. Dette viser at PAH-diagram der det brukes lave verdier ikke gir meningsfull informasjon.

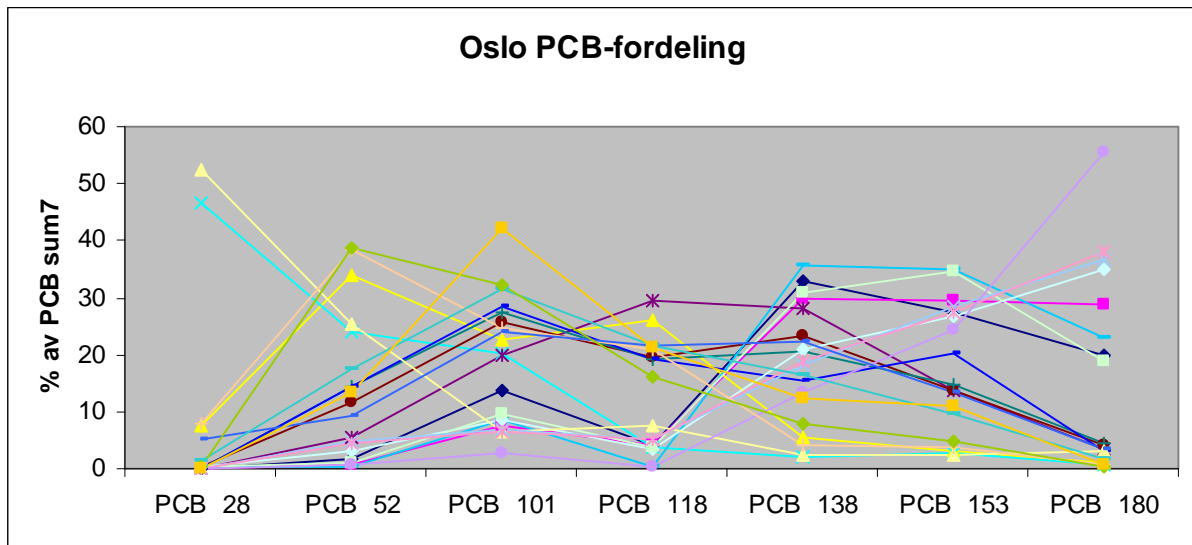
## 6.8 PCB-profil i Bergen og Oslo

### 6.8.1 Bergen regionalkartlegging



Figur 56: PCB-fordeling, i forhold til PCBsum7, av prøver i Bergen som er over 0,2 mg/kg PCBsum6.

## 6.8.2 Oslo barnehageprosjekt



Figur 57: PCB-fordeling, i forhold til PCBsum7, av prøver i Oslo som ikke hadde enkelverdier under 3 ganger deteksjonsgrensen.

## 6.9 Verdier i utvalgte lokaliteter i Trondheim, Bergen og Oslo

### 6.9.1 Lokaliteter fra Trondheim bykartlegging datasettet

Tabell 25: Oversikt over konsentrasjoner av Pb, Cr, Cu, Hg og Zn i utvalgte enkeltpunkt og medianverdi for hele datasettet i Trondheim bykartleggingsdatasettet:

| Id              | Pb (mg/kg) | Cr (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Hg (mg/kg) | Zn (mg/kg) |
|-----------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| 1006            | 583,00     | 31,60      | 31,10      | 0,204      | 424,00     |
| 1009            | 9280,00    | 62,40      | 311,00     | 0,051      | 875,00     |
| 1021            | 102,00     | 47,20      | 46,30      | 1,250      | 130,00     |
| 1042            | 52,00      | 42,80      | 22,00      | 1,290      | 87,80      |
| 1083            | 108,00     | 81,00      | 96,50      | 0,308      | 855,00     |
| 3034            | 29,40      | 247,00     | 53,10      | 0,238      | 111,00     |
| 4040            | 215,00     | 46,10      | 30,80      | 0,079      | 763,00     |
| 4045            | 916,00     | 67,80      | 27,70      | 0,044      | 217,00     |
| 4054            | 227,00     | 54,80      | 36,70      | 0,025      | 122,00     |
| 4055            | 522,00     | 53,80      | 57,10      | 0,118      | 264,00     |
| 7001            | 208,00     | 48,80      | 119,00     | 0,167      | 263,00     |
| 7002            | 195,00     | 48,70      | 74,70      | 0,165      | 248,00     |
| 7007            | 257,00     | 34,40      | 2640,00    | 0,452      | 6370,00    |
| 7008            | 92,40      | 81,20      | 247,00     | 0,019      | 1160,00    |
| Median datasett | 3,80       | 50,80      | 28,45      | 0,05       | 70,05      |

**Tabell 26: Oversikt over utvalgte lokaliteter og konsentrasjon av PAHsum16 og medianverdi for hele datasettet i Trondheim bykartleggingsdatasettet:**

| <b>Id</b>       | <b>PAHsum16 (mg/kg)</b> |
|-----------------|-------------------------|
| 1006            | 5,90                    |
| 1009            | 3,00                    |
| 1012            | 3,10                    |
| 2001            | 6,00                    |
| 3031            | 3,00                    |
| 3040            | 3,00                    |
| 4034            | 4,60                    |
| 4040            | 2,90                    |
| 5022            | 7,10                    |
| Median datasett | 0,22                    |

## 6.9.2 Lokaliteter fra Bergen regionkartlegging datasettet

**Tabell 27: Oversikt over konsentrasjoner av As, Pb, Cu, Hg, Ni og Zn i utvalgte enkeltpunkt og mediankonsentrasjonen for hele datasettet i Bergen regionalkartleggingsdatasettet:**

| <b>Id</b>       | <b>As (mg/kg)</b> | <b>Pb (mg/kg)</b> | <b>Cu (mg/kg)</b> | <b>Hg (mg/kg)</b> | <b>Ni (mg/kg)</b> | <b>Zn (mg/kg)</b> |
|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 14              | 2,38              | 113,00            | 108,00            | 0,36              | 13,60             | 573,00            |
| 15              | 6,91              | 241,00            | 214,00            | 0,24              | 19,90             | 286,00            |
| 24              | 4,94              | 275,00            | 57,30             | 0,41              | 17,10             | 549,00            |
| 89              | 11,21             | 309,00            | 97,00             | 1,26              | 10,50             | 218,00            |
| 103             | 8,98              | 352,00            | 41,50             | 0,11              | 13,90             | 896,00            |
| 109             | 5,56              | 582,00            | 202,00            | 2,93              | 10,50             | 219,00            |
| 115             | 3,21              | 485,00            | 121,00            | 1,79              | 13,80             | 257,00            |
| 119             | 2,33              | 339,00            | 90,60             | 1,37              | 13,90             | 302,00            |
| 188             | 5,69              | 456,00            | 140,00            | 1,50              | 27,80             | 423,00            |
| 194             | 6,20              | 477,00            | 165,00            | 0,83              | 17,80             | 235,00            |
| 199             | 14,48             | 229,00            | 753,00            | 0,10              | 310,00            | 998,00            |
| 201             | 8,44              | 459,00            | 109,00            | 1,41              | 28,40             | 236,00            |
| 203             | 8,10              | 860,00            | 2850,00           | 0,56              | 13,50             | 759,00            |
| 205             | 8,71              | 415,00            | 119,00            | 1,16              | 28,80             | 498,00            |
| 206             | 9,78              | 866,00            | 148,00            | 1,30              | 17,70             | 308,00            |
| 265             | 8,38              | 251,00            | 268,00            | 0,05              | 22,30             | 634,00            |
| 316             | 2,38              | 462,00            | 26,30             | 0,04              | 16,90             | 143,00            |
| 403             | 5,36              | 387,00            | 102,00            | 1,19              | 24,50             | 427,00            |
| 412             | 3,07              | 5780,00           | 537,00            | 0,25              | 6,72              | 106,00            |
| Median datasett | 2,51              | 38,10             | 28,40             | 0,10              | 13,40             | 85,50             |

**Tabell 28: Oversikt over konsentrasjon av PAHsum16 og PCBsum7 i utvalgte lokaliteter og mediankonsentrasjon for hele datasettet i Bergen regionalkartleggingsdatasettet:**

| <b>Id</b>       | <b>PAHsum16 (mg/kg)</b> | <b>Id</b>       | <b>PCBsum7 (mg/kg)</b> |
|-----------------|-------------------------|-----------------|------------------------|
| 818             | 29,00                   | 706             | 0,027                  |
| 824             | 5,00                    | 709             | 0,022                  |
| 827             | 5,20                    | 710             | 0,085                  |
| 828             | 4,00                    | 716             | 0,021                  |
| 829             | 4,90                    | 717             | 0,015                  |
| 830             | 40,00                   | 718             | 0,029                  |
| 831             | 6,80                    | 746             | 0,033                  |
| 838             | 21,00                   | 748             | 0,042                  |
| 839             | 27,00                   | 749             | 0,021                  |
| 840             | 7,30                    | 773             | 0,017                  |
| Median datasett | 2,20                    | Median datasett | 0,009                  |

### 6.9.3 Lokaliteter fra Oslo barnehageprosjekt datasettet

**Tabell 29: Konsentrasjon av As, Pb, Cd, Cu, Hg og Zn i utvalgte enkeltlokaliteter og medianverdien for hele datasettet i Oslo barnehageprosjekt:**

| <b>Id</b>       | <b>As (mg/kg)</b> | <b>Pb (mg/kg)</b> | <b>Cd (mg/kg)</b> | <b>Cu (mg/kg)</b> | <b>Hg (mg/kg)</b> | <b>Zn (mg/kg)</b> |
|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 76              | 7,46              | 211,56            | 1,24              | 43,29             | 0,331             | 877,00            |
| 109             | 2,92              | 56,02             | 1,01              | 129,72            | 0,076             | 854,16            |
| 117             | 8,03              | 220,40            | 1,35              | 108,76            | 0,796             | 2076,10           |
| 133             | 30,29             | 309,04            | 0,71              | 400,13            | 0,623             | 767,47            |
| 152             | 4,95              | 124,55            | 1,50              | 36,46             | 0,134             | 2492,69           |
| 186             | 9,36              | 154,19            | 0,96              | 44,35             | 0,187             | 751,50            |
| 301             | 7,94              | 101,68            | 1,03              | 55,04             | 0,220             | 758,13            |
| 397             | 5,56              | 50,07             | 0,85              | 66,26             | 0,086             | 1105,81           |
| 432             | 18,28             | 143,82            | 0,69              | 159,10            | 0,642             | 427,33            |
| 442             | 9,65              | 69,87             | 1,67              | 548,37            | 0,163             | 661,30            |
| 478             | 3,12              | 155,96            | 1,12              | 523,66            | 0,322             | 357,36            |
| 551             | 1,00              | 116,25            | 2,19              | 435,50            | 0,825             | 350,75            |
| 567             | 3,10              | 116,08            | 0,56              | 25,25             | 0,521             | 776,25            |
| 645             | 8,95              | 477,77            | 1,59              | 304,62            | 1,454             | 763,88            |
| 659             | 5,77              | 107,25            | 1,44              | 28,20             | 0,289             | 1136,93           |
| 663             | 5,60              | 66,82             | 2,11              | 23,98             | 0,114             | 950,45            |
| 682             | 9,28              | 222,40            | 1,49              | 152,52            | 0,828             | 1005,00           |
| 769             | 4,15              | 315,83            | 0,35              | 36,97             | 0,172             | 1847,20           |
| 789             | 3,07              | 145,88            | 1,11              | 25,37             | 0,384             | 1025,63           |
| 800             | 1,53              | 379,00            | 0,76              | 145,98            | 0,374             | 171,85            |
| Median datasett | 4,15              | 23,93             | 0,20              | 20,63             | 0,06              | 105,63            |

**Tabell 30: Konsentrasjonen av PAHsum16 og PCBsum7 i utvalgte lokaliteter og medianverdi for hele datasettet i Oslo barnehageprosjekt:**

| <b>Id</b>       | <b>PAHsum16<br/>(mg/kg)</b> |
|-----------------|-----------------------------|
| 5_3             | 48,00                       |
| 41_2            | 44,00                       |
| 90_1            | 49,00                       |
| 91_9            | 120,00                      |
| 109_1           | 46,00                       |
| 119_1           | 47,00                       |
| 119_3           | 44,00                       |
| 152_8           | 63,00                       |
| 154_2           | 44,00                       |
| 161_2           | 72,00                       |
| 180_8           | 61,00                       |
| 309_7           | 87,00                       |
| 309_3           | 82,00                       |
| 786_2           | 110,00                      |
| Median datasett | 0,29                        |

| <b>Id</b>       | <b>PCBsum7<br/>(mg/kg)</b> |
|-----------------|----------------------------|
| 59_8            | 0,526                      |
| 61_1            | 0,157                      |
| 139_5           | 1,970                      |
| 216_5           | 0,616                      |
| 366_7           | 3,170                      |
| 370_1           | 0,840                      |
| 528_14          | 4,960                      |
| 528_5           | 0,580                      |
| 575_6           | 0,571                      |
| 596_20          | 9,000                      |
| 596_10          | 0,620                      |
| Median datasett | 0,003                      |

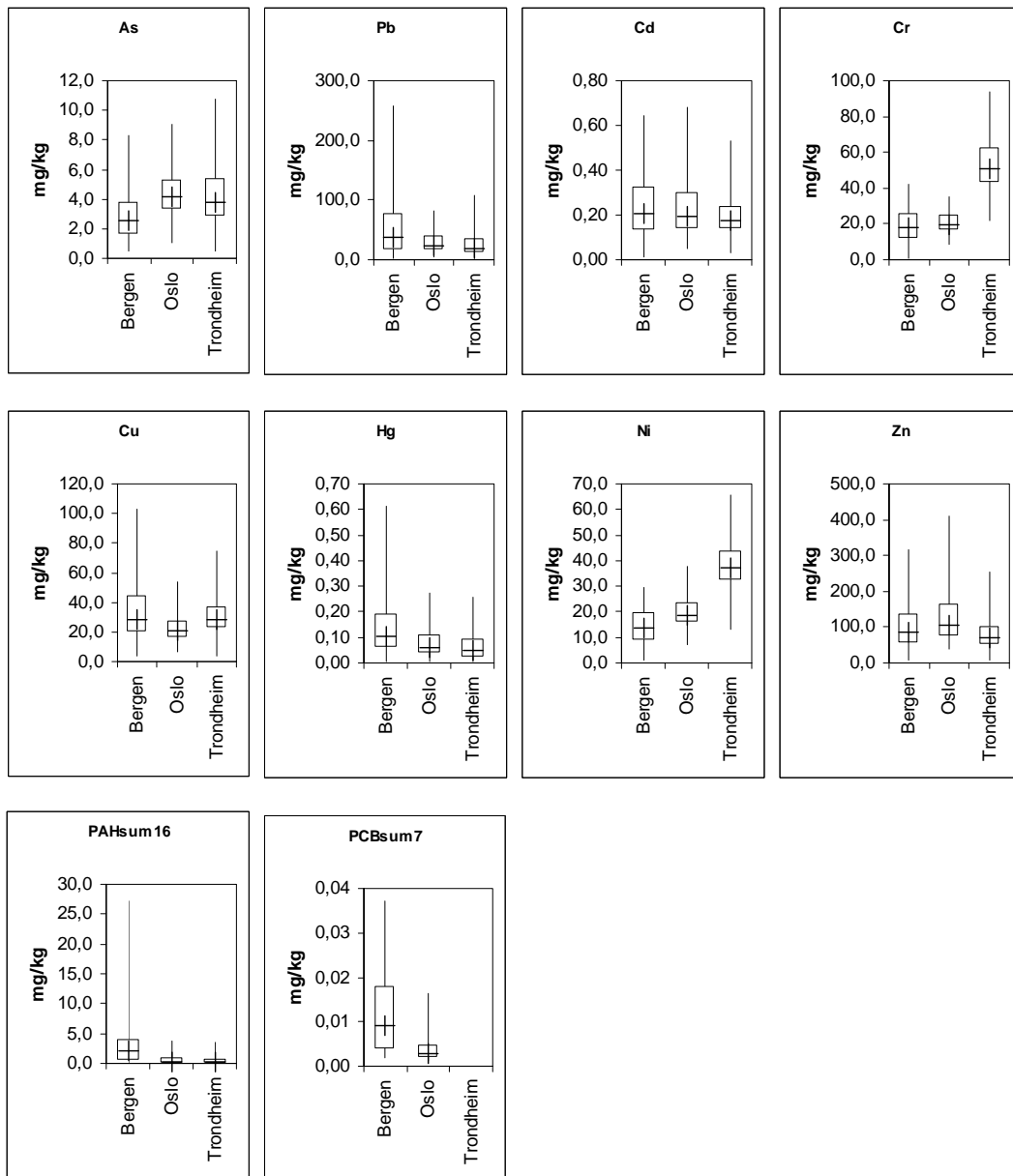
## **7.0 Diskusjon**

### **7.1 Byjord**

#### **7.1.1 Geogene og antropogene elementer**

Det er forskjell mellom hvilke miljøgifter som undersøkes og resultatene av undersøkelsene i bygeokjemisk sammenheng. Likevel er et fellestrekk i fokuset på arsen, tungmetallene Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn og organiske forbindelser som PAH og PCB i varierende sammensetning. Dette henger sammen med utbredt kommersiell bruk og betydningen disse stoffene har på human helse (Wong [et al.] 2006; Ottesen og Langedal 2001; Jartun [et al.] 2008; Diawara [et al.] 2006).

For å undersøke om de overnevnte miljøgiftene har geogene eller antropogene kilder kan konsentrasjonsintervallet fra flere datasett vurderes opp mot hverandre. Denne fremgangsmåten må gjøres med forsiktighet, ettersom det ikke er utført nivåjustering av resultatet og utgangspunktene for undersøkelsene ikke er de samme. Dette tatt dette i betraktning vil sammenligning av konsentrasjonene likevel gi nyttig informasjon både ved at konsentrasjonsforskjeller kan indikere hvilke element som har antropogene og geogene kilder og samtidig gir det en mulighet å se likheter og forskjeller mellom byene.



**Figur 58: Oversikt over konsentrasjonsintervallet av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen regionkartlegging, Oslo barnehageprosjekt<sup>5</sup> og Trondheim bykartlegging.**

Resultatene over tyder på at konsentrasjonsintervallet er påvirket av underliggende geologi i byene. Her kan spesielt Trondheim trekkes frem som eksempel. I boxplottet viser naturlig høye bakgrunnsverdier av nikkell og krom igjen ved at medianverdier er betraktelig høyere enn for Bergen og Oslo.

Betydningen av geologi kan videre utdypes ved å se på konsentrasjonen i datasettet for Trondheim dypprøver:

<sup>5</sup> Konsentrasjonsintervallet for Oslo må ses i sammenheng med at prøvene stammer fra barnehager og at det er brukt aritmetisk gjennomsnittlig verdi fra hver barnehage. Likevel vil dataen fra Oslo gi et nyttig referansegrunnlag i forhold til resultater fra regionalkartleggingen i Bergen og bykartleggingen i Trondheim. Samtidig er det vist i resultatdelen at konsentrasjonene av As, Cr, Cu og Ni har likende verdier i barnehageprosjektene for Bergen og Trondheim som for regional- og bykartleggingen.

**Tabell 31: Mediankonsentrasjon av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i Trondheim bykartlegging og dypprøver fra Trondheim:**

|             | <b>Bykartlegging<br/>(N=334)</b> | <b>Dypprøver 0-<br/>1m (N=262)</b> | <b>Dypprøver 1-<br/>5m (N=248)</b> |
|-------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Forbindelse | Median<br>(mg/kg)                | Median<br>(mg/kg)                  | Median<br>(mg/kg)                  |
| As          | 3,80                             | 5,35                               | 4,75                               |
| Pb          | 19,65                            | 20,05                              | 2,50                               |
| Cd          | 0,18                             | 0,14                               | 0,08                               |
| Cr          | 50,80                            | 51,65                              | 64,35                              |
| Cu          | 28,45                            | 37,90                              | 32,75                              |
| Hg          | 0,05                             | 0,05                               | 0,01                               |
| Ni          | 37,10                            | 35,05                              | 43,15                              |
| Zn          | 70,05                            | 90,30                              | 73,95                              |

Her vises det forhøyede konsentrasjoner av bly, kadmium, kvikksølv og sink i øvre deler av jorden, den menneskepåvirket jorden, i forhold til dypere prøver. Samtidig vises det at det har vært en fortykning av krom og nikkel i forhold til berggrunnen (Ottesen 2009). Selv om dette ikke direkte kan overføres til Bergen og Oslo, gir det en indikasjon på hvilke elementer antropogen aktivitet har påvirket mest (Pb, Cd, Hg, Zn) og på hvilke som domineres av geogene kilder (As, Cr, Cu og Ni).

Et lignende resultat er vist i undersøkelsen av konsentrasjonsintervallet i barnehageprosjektene og konsentrasjonene av As, Cr, Cu og Ni har lignende verdier i barnehageprosjektene i Bergen og Trondheim i forhold til regional- og bykartleggingen. Dette tyder på at konsentrasjonene hovedsakelig er bestemt av geogene kilder. Likevel er det vist noe høyere arsenkonsentrasjon i barnehageprosjektene i Bergen og Trondheim, og høyere kobberkonsentrasjon i Trondheim. Dette kan forklares av høy bakgrunnsverdi og hyppig bruk av CCA-impregnert trevirke i barnehagene.

Forhøynede verdier av Pb, Cd, Hg og Zn er også tidligere funnet i sentrale og eldre deler av Trondheim i artikkelen til Ottesen og Langedal, noe som tyder på antropogen påvirkning (Ottesen og Langedal 2001, s. 63). Andersson viser også høye konsentrasjonene av bly, kadmium, kvikksølv og sink i overflatejord i Trondheim i de eldste bydelene. Igjen indikeres det at disse har hovedsaklig antropogene kilder, mens arsen, kobber, krom og nikkel har både naturlig og antropogene kilder (Andersson [et al.] (2006, s. 10). Dette er også en trend som er funnet i Oslo. Joranger gant at gjennomsnittlige tungmetallkonsentrasjonene i sentrumsområdene er merkbart forhøyde mot sentrum (Joranger 2005, s. 9). Tilfellet er også det samme i Tjihuis undersøkelse i Oslo, samtidig som det er funnet at Cd, Zn, Hg, Cu, Pb har hovedsakelig antropogene kilder, As og Ni er til dels antropogen, mens Cr hovedsakelig er påvirket av underliggende geologi (Tjihuis 2003, s. 39).



Dette er også en trend som vises utenfor Norge. Birke og Rauch sine undersøkelser fra Berlin viser at indre deler av Berlin var anrikt av blant annet Cd, Hg, Pb og Zn (Birke og Rauch 2000, s. 236). I tillegg har undersøkelse av Galwai i Irland vist at elementer som Pb og Zn er anrikt i sentrum av byen. (Zhang 2006, s. 507). Mielke finner også et lignende resultat i New Orleáns. Her ble det funnet en anrikning, i forhold til medianverdier, på 30 av Pb, 13 for Zn og 4 for Cd (Mielke [et al.] 1999, s. 124). I tillegg er PAH anrikt i urbane byer og medianverdi for PAH i New Orleáns indre by er vist til å være fire ganger høyere enn for forstedene (Mielke [et al.] 2004, s. 246).

Et viktig poeng her er at det vanligvis er en sammenheng mellom konsentrasjonene av miljøgiftene og det observeres vanligvis forhøyde verdier av flere elementer i samme områder. For eksempel viser Mielke i en studie at det var en sammenheng mellom innhold av Pb, Zn og Cd forurensning i urban jord (Mielke [et al.] 1999, s. 127). I en annen artikkel finner Mielke en sammenheng mellom PAH og metaller (Pb, Zn, Cd, Ni, Cu og Cr) (Mielke [et al.] 2004, s. 243).

Tatt i betraktning at det i Trondheim er vist en sterk forhøyning av Pb, Cd, Hg og Zn i forhold til dypere prøver vil tyder dette på at elementene hovedsaklig skyldes antropogene kilder. Dette utsagnet styres ved at det også i andre undersøkelser er gjort lignende konklusjon og det er vist at antropogene aktiviteter er kilder til disse tungmetallene (Ottesen og Langedal 2001, s. 67; Birke og Rauch 2000; s. 236, Zhang 2006, s. 507; Mielke [et al.] 1999, s. 124; Ljung [et al.] 2006, s. 362). Samtidig er det vist at PAH (Ottesen [et al.] 2000, s. 15) og PCB (Anderson [et al.] 2004) hovedsaklig har antropogene kilder i bymiljøet. I motsetning har As, Cr, Cu og Ni i større grad geogene kilder i Bergen, Oslo og Trondheim.

## **7.1.2 Undersøkelse av konsentrasjonsintervall i datasettene**

### *7.1.2.1 Sammenlikning av Bergen regional kartlegging, Oslo barnehageprosjekt og Trondheim bykartlegging*

På tross av at det er vist antropogen påvirkning av Pb, Cd, Hg og Zn er det jevnt over funnet lave verdier i Trondheim bykartleggingen. For eksempel viser medianverdien i alle tilfellene konsentrasjoner som faller inn under tilstandsklasse 1 og kun bly og krom har verdier over tilstandsklasse 2 i 95%-tile. Det vil si at medianverdien for alle elementene er i en arealbruksklasse som egner seg for all bruk foruten landbruk, mens bly og krom har verdier som er egnet for blant annet boliger og barnehager (Ottesen [et al.] 2007a, s. 9). Dette stemmer overens med Ottesen og Langedal sine funn, der det er funnet lavt forurensningsnivå i Trondheim.

Sammenlignet med Bergen regionalkartlegging har Trondheim kartlegging lavere verdier av flere metaller. Foruten naturlig høye verdier av nikkel og krom i Trondheim og lave verdier av As i Bergen, har Bergen høyere mediankonsentrasjon av bly, kadmium, kvikksølv og sink. En forklaring kan være forskjell i prøvetakningsmønster, men en annen viktig faktor er lite overskuddsmasser i Bergen (Ottesen 2009). Dette gjør at jorden i Bergen, spesielt i sentrumsområdene, i mindre grad er skiftet ut og dermed vil være mer forurensset.

Konsentrasjonsintervallet i Oslo barnehageprosjekt har jevnt over lave verdier og kun konsentrasjonen av sink er høyere i forhold til Bergen regionalkartlegging og Trondheim bykartlegging. Her må det likevel sammenliknes med forsiktighet, ettersom datasettet for Oslo bygger på annet datamaterialet og det er brukt aritmetisk gjennomsnittlig verdi av analyseresultatene.

Når det gjelder konsentrasjonene av PAHsum16 har Bergen klart høyest verdier, med en medianverdi som er ti ganger høyere og en 95% maks verdi som er åtte ganger høyere. Forskjellen mellom maksimalverdi er mindre i byene, men denne verdier er i større grad avhengig av hvor mange prøver som datasettet bygger på og den forteller dermed lite om selve trenden i byen. Total mengde PAH som slippes ut i Bergen er sannsynligvis ikke radikalt forskjellig fra utslip i Oslo og Trondheim (Jensen [et al.] 2009). Likevel kan en mulig årsak er større mengder båttrafikk i Bergen sentrum (Eggen 2009).

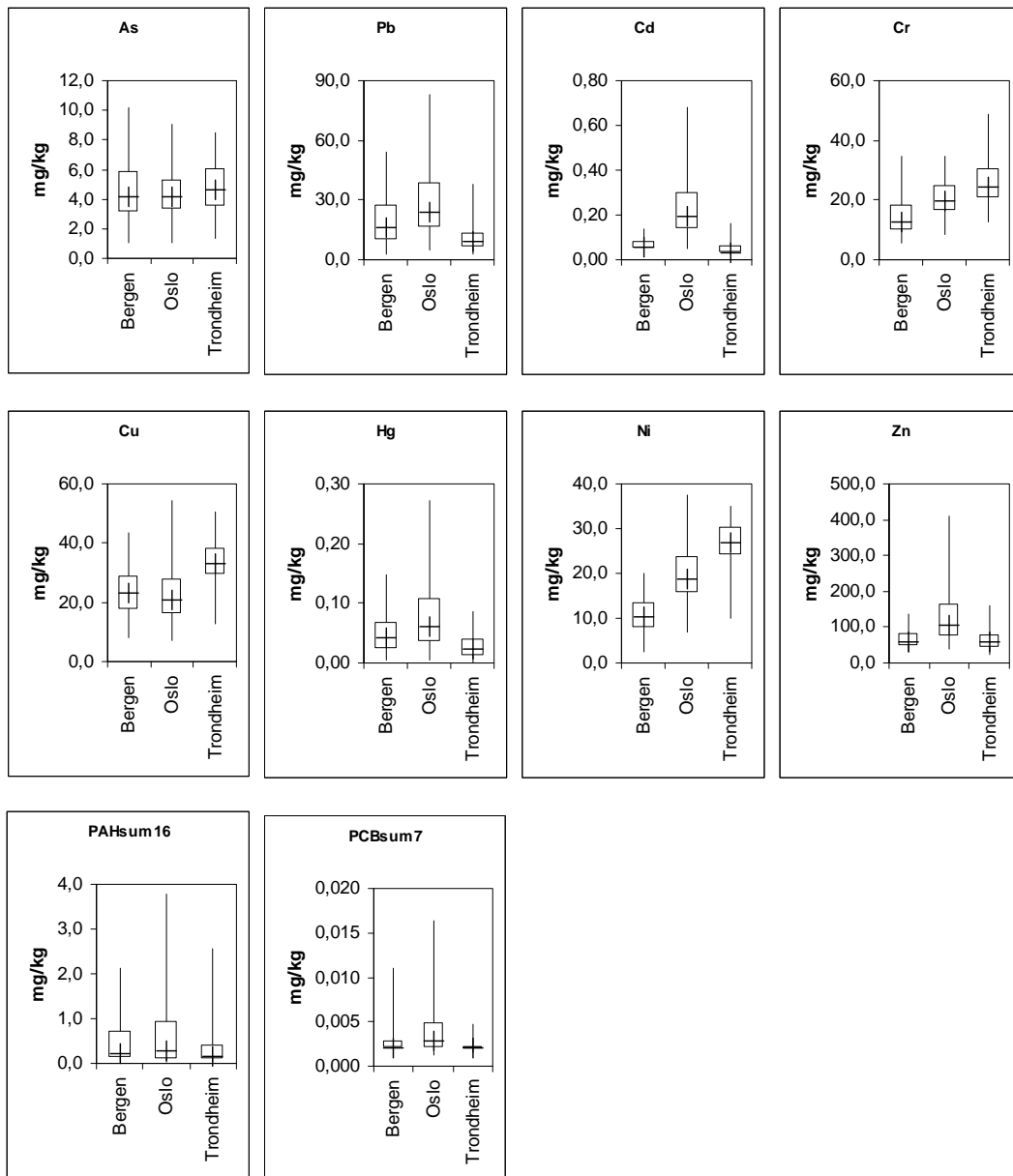
Samtidig kan en forklaring være klimatiske og topografiske forskjeller. Bergen vil med våtere klima vaske PAH-holdige partikler fra atmosfæren og partiklene blir dermed ikke utsatt for langtransport. Samtidig er PAH-dataene fra Bergen eldre enn for Oslo og Trondheim. Med utvikling innen analysemetoder, der de eldre generelt har lavere følsomhet, kan også dette forklare deler av forskjellen. En tredje forklaring er prøvetakningsmønster i de forskjellige byene. I Bergen er hoveddelen av prøvepunktene innenfor de eldste delene av byen eller i nærheten av hovedveinettet, dermed kan det forventes høyere konsentrasjoner av PAH. Dette står i kontrast til Oslo og Trondheim, der punktene er jevnere fordelt. Dette forklarer hvorfor medianverdien er høyere, men det gir ingen ensidig forklaring på hvorfor også maksimumsverdien i Bergen er mye høyere enn de andre byene. Dermed kan det virke som om Bergen, i tillegg til nevnte forbehold ovenfor, har høyere PAH-utslipp og/eller at PAH i større grad akkumuleres.

Medianverdien av PCB er også betraktelig høyere for Bergen enn for Oslo. Igjen kan dette forklares med prøvetakningsmønsteret i Bergen, ettersom flere av prøvene i Bergen regionalkartlegging er tatt rundt to lokaliteter og hvor det vises høye konsentrasjoner. Dette gjør naturligvis at også medianverdien og 95% maksverdien blir tilsvarende høy. I motsetning er

prøvene i Oslo spredt utover byen. Samtidig er barnehager typisk bestående av trehus med omliggende åpne arealer og der det kan forventes færre og mindre PCB-kilder i form av bygninger. Dette står i motsetning til flere av PCB prøvene i Bergen som er tatt i sentrumsnære områder. Likevel er det mulig at Bergen har høyere konsentrasjoner av PCB og at klima spiller en rolle slik som ved PAH. Ettersom det er et våtere klima i Bergen kan dette medføre at PCB både i større grad vil vaskes fra atmosfæren og at bygningsmaterialer, som er en kjent kilde til PCB, vil oppleve større slitasje. Dette gjør at mer PCB blir skylt fra bygninger over til omliggende jord. I tillegg er det vist hos Jartun at Bergen har høyere andel av PCB-holdige bygninger (Jartun [et al.] 2008b, s. 7).

#### *7.1.2.2 Sammenligning av barnehageprosjektene i Bergen, Oslo og Trondheim*

Som vist tidligere er det forskjeller mellom byene ved undersøkelse av samme prøvemedium, overflatejord, men forskjellig prøvetakningsmønster. Men også barnehageundersøkelsene fra de forskjellige byene viser klare forskjeller:



**Figur 59: Boxplot over konsentrasjonsintervallene av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen, Oslo og Trondheim barnehageprosjekt.**

I boxplottet vises det store forskjeller i metallkonsentrasjoner for metallene Pb, Cd, Hg og Zn, PAHsum16 og PCBsum7 mellom Bergen og Trondheim i forhold til Oslo. I tillegg er konsentrasjonsintervallet lavere enn det som tidligere er vist i Bergen og Trondheim i henholdsvis regional- og bykartleggingen. Ettersom forskjellene er store og gjelder for element som har hovedsakelig antropogene kilder tyder det på at resultatet ikke er tilfeldig, selv om absolutte konsentrasjonsforskjellene ikke er helt nøyaktig. Samtidig kan noe av konsentrasjonsforskjellene vist for bly, kadmium, kvikksølv og sink stamme fra fortykning som følge av sand. Når det gjelder PAHsum16 og PCBsum7 viser dataen fra barnehageprosjektene i større grad likhet sett i forhold til verdiene fra tidligere, med ekstremverdiene i Bergen regionalkartlegging. Likevel kan prøvetakningen i dette tilfellet

være av betydning, ettersom det ikke skilt mellom jord og sandprøver i barnehageprosjektet i Bergen og det forventes dermed lavere verdier.

Oslo skiller seg fra barnehage prosjektet i Bergen og Trondheim med høyere verdier av Pb, Cd, Hg, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 og det kan være snakk om at fotavtrykket til Oslo er større enn de andre to byene. På tross av at størrelse ikke direkte har sammenheng med konsentrasjoner vil mindre byer generelt har konsentrert forurensning innenfor mindre områder. Ettersom Oslo er en større by, kan dette være med på å forklare forskjellene som vises ettersom Oslo by strekker seg over større områder og i større mengder har påvirket nærmiljøet.

Med det overforstående tatt i betraktning ser det ut til å eksistere et mønster i byene med bakgrunn i barnehageprosjektene (Ottesen 2009). Det vil si at det er funnet en sammenheng mellom konsentrasjonen av enkelte metaller, PAHsum16 og PCBsum7 og størrelsen på byen.

**Tabell 32: Oversikt over mediankonsentrasjonen As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen, Oslo og Trondheim barnehageprosjekt:**

| <b>Forbindelse</b> | <b>Trondheim<br/>(N = 181)</b> | <b>Bergen<br/>(N = 235)</b> | <b>Oslo<br/>(N = 716)</b> |
|--------------------|--------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| As (mg/kg)         | 4,63                           | 4,19                        | 4,15                      |
| Pb (mg/kg)         | 9,23                           | 15,86                       | 23,93                     |
| Cd (mg/kg)         | 0,03                           | 0,06                        | 0,20                      |
| Cr (mg/kg)         | 24,33                          | 12,50                       | 19,66                     |
| Cu (mg/kg)         | 33,17                          | 23,12                       | 20,63                     |
| Hg (mg/kg)         | 0,02                           | 0,04                        | 0,06                      |
| Ni (mg/kg)         | 27,00                          | 10,40                       | 18,73                     |
| Zn (mg/kg)         | 59,33                          | 58,50                       | 105,63                    |
| PAHsum16           | 0,15                           | 0,22                        | 0,29                      |
| PCBsum7 (mg/kg)    | 0,002                          | 0,002                       | 0,003                     |

Her vises det at elementene som er sterkt påvirket av antropogen aktivitet (Pb, Cd, Hg, Zn, PAHsum16 og PCBsum7) har klart høyest mediankonsentrasjon i Oslo, og Bergen har høyere konsentrasjon enn Trondheim. Dermed vises det i dette tilfellet at fotavtrykket til avhenger av størrelsen på storbyen og de vil derfor jevnt over ha høyere konsentrasjoner av elementer som har antropogene kilder. Samtidig vises ikke en slik fordelingen av As, Cr, Cu og Ni. Dette underbygger antakelsen at disse hovedsakelig har geogene kilder.

### 7.1.2.3 Vurdering av PAHsum16- og PCBsum7-konsentrasjoner i datasettene

Ettersom det er flere datasett tilgjengelig kan ekstremverdiene av PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen regionalkartlegging undersøkes nærmere.

**Tabell 33: Oversikt over mediankonsentrasjonen av PAHsum16 i Bergen regionkartlegging og barnehageprosjekt, Oslo barnehageprosjekt og Trondheim bykartlegging, barnehageprosjekt og dypprøver:**

| Datamateriale                   | Bergen               |                   | Oslo              | Trondheim         |                |                 |
|---------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|-----------------|
|                                 | Regional-kartlegging | Barnehageprosjekt | Barnehageprosjekt | Barnehageprosjekt | By-kartlegging | Dypprøver       |
| Prøvemateriale                  | Overflate            | Overflate         | Overflate         | Overflate         | Overflate      | Blanding (0-1m) |
| Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | 4,93                 | 0,68              | 1,01              | 0,69              | 0,81           | 4,37            |
| Median (mg/kg)                  | 2,20                 | 0,22              | 0,29              | 0,15              | 0,22           | 0,50            |
| 3 kvartil (mg/kg)               | 4,00                 | 0,71              | 0,95              | 0,39              | 0,62           | 1,4             |
| 95% maks (mg/kg)                | 27,10                | 2,12              | 3,79              | 2,57              | 3,55           | 12              |
| Antall prøver (N)               | 40                   | 235               | 716               | 181               | 75             | 261             |

Som vist over er konsentrasjonene lavere i barnehageprosjektene i Bergen og Trondheim i forhold til henholdsvis regional- og bykartleggingen og Trondheim dypprøver. Dette kan forklares med at prøvene er spredd utover hele byen, ikke konsentrert i sentrumsområder som regionkartleggingen i Bergen og dypprøvene i Trondheim. I tillegg vil importert jord og fortykning på grunn av sand gi lavere analyseresultat.

PAH konsentrasjonene mellom Bergen, Oslo og Trondheim er muligens ikke er så forskjellige som det fremgår av boxplottet fra Bergen regionkartlegging. PAHsum16 verdiene for Trondheim dypprøver, som hovedsaklig er fra sentrumsområder og gamle industriområder, er på høyde med Bergensprøvene. Igjen er det farlig å sammenlike direkte, men det er verd å merke seg at forskjellen mellom Trondheim bykartlegging og barnehageprøvene er betraktelig mindre enn det man finner i Bergen. Dermed gis et feil og overdimensjonert inntrykk fra PAH-konsentrasjoner i Bergen regionkartlegging i forhold til de verdiene man finner i Oslo og Trondheim. Dermed kan det virke som verdiene skyldes andre faktorer enn mer PAH i Bergen i forhold Oslo og Trondheim.

En lignende forklaring kan også være gjeldene for de høye PCB verdiene i Bergen regionkartlegging:

**Tabell 34: Oversikt over mediankonsentrasjon av PCBsum7 i Bergen regionkartlegging og barnehageprosjekt, Oslo barnehageprosjekt og Trondheim barnehageprosjekt:**

| Datamateriale                   | Bergen               |                   | Oslo              | Trondheim         |
|---------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                                 | Regional kartlegging | Barnehageprosjekt | Barnehageprosjekt | Barnehageprosjekt |
| Prøvemateriale                  | Overflate            | Overflate         | Overflate         | Overflate         |
| Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | 0,014                | 0,006             | 0,008             | 0,003             |
| Median (mg/kg)                  | 0,009                | 0,002             | 0,003             | 0,002             |
| 3 kvartil (mg/kg)               | 0,018                | 0,003             | 0,005             | 0,002             |
| 95% maks (mg/kg)                | 0,037                | 0,011             | 0,016             | 0,005             |
| Antall prøver (N)               | 32                   | 235               | 714               | 181               |

Om man tar i betraktning at flere prøver fra Bergen regionkartlegging er innfor to lokaliteter med høye verdier og konsentrasjonene fra barnehageprosjektet ligger langt under og nærmere verdiene man finner i Oslo og Trondheim, kan det virke som om de høye PCB verdiene i Bergen regionkartlegging gir et feil bilde i forhold til de andre datasettene. Likevel kan ikke høye konsentrasjoner avskrives ettersom det er vist at både atmosfærisk avsetning er høyere på vestlandet (Nam [et al.] 2008, s. 1597) og det er funnet høyere andel PCB-holdige bygg i Bergen (Jartun [et al.] 2008b, s. 10).

## **7.2 Anrikningsfaktor i byutviklingsområder, næringsarealer og områder nær vei**

Antakelsene om anrikning er basert på en forhøyning i forhold til en referanseverdi. I denne undersøkelsen har jeg satt referanseverdien til medianen av datasettet i hvert tilfelle. Dermed vil den fiktive bakgrunnsverdien ikke fange opp spekteret av naturlige variasjon, med stor forskjell i naturlige konsentrasjoner innenfor områder. Denne fremgangsmåten er brukt ettersom målet med oppgaven er å undersøke trender i hver by sett i forhold til gitte kriterier. Dermed er ikke forholdet mellom forurensing og naturlige bakgrunnsverdiene avgjørende ettersom fokuset er fordelingsmønstre. I tillegg er tanken at den naturlige variasjonen i stor grad vil utjevnes over større områder og vil i mindre grad påvirke resultatet.

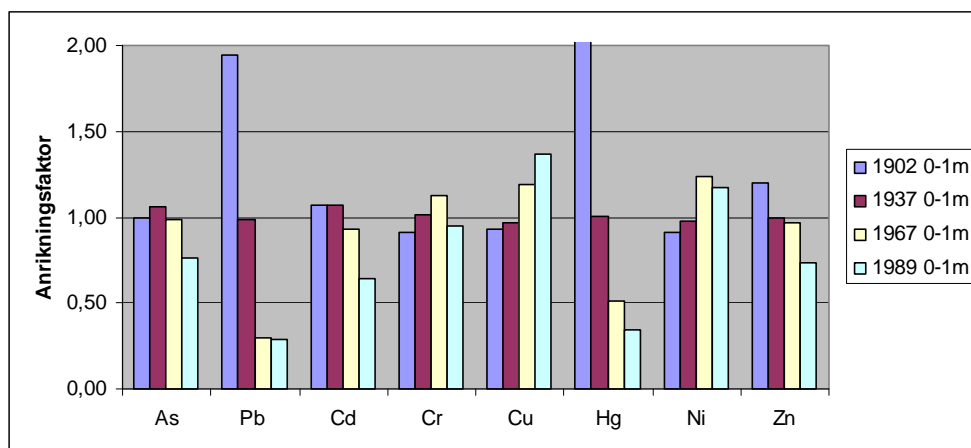
### **7.2.1 Byutviklingsområder**

#### *7.2.1.1 Trondheim*

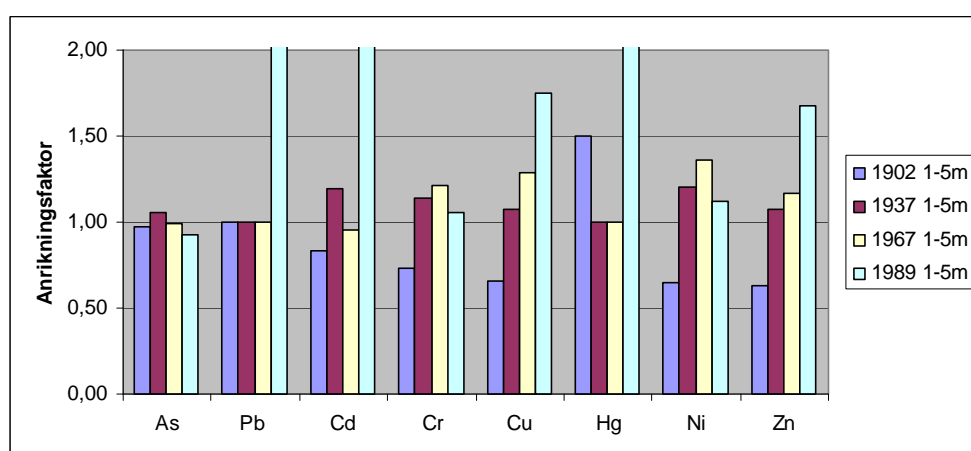
Anrikningsmønsteret, i forhold til kategorien byutviklingen, viser en trend for enkelte av de undersøkte elementene i Trondheim bykartleggingsdatasettet. Bly, kadmium, kvikksølv, sink og PAHsum16 er anriktet i de eldste delene av byen og anrikningen er nedadgående med lavere verdier etter hvert som alderen avtar.

For de andre undersøkte elementene (As, Cr, Cu og Ni) er det varierende anrikning og ingen klar forhøyning i noen av kategoriene. Her kan fordelingen, spesielt i tilfellet med nikkel og krom, forklares ved naturlige variasjonen og naturlig høye konsentrasjoner. I tillegg kan forbruk og utslipp av disse elementene være små, i forhold til bakgrunnsverdier, og det viser dermed ikke noen tyelig trend.

At sammenhengen mellom fordelingen av Pb, Cd, Hg og Zn og alder på bebyggelse ikke er tilfeldig kan underbygges ved å se på flere datasett:



**Figur 60:** Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i blandingsprøver 0-1 meter i Trondheim dypprøver.

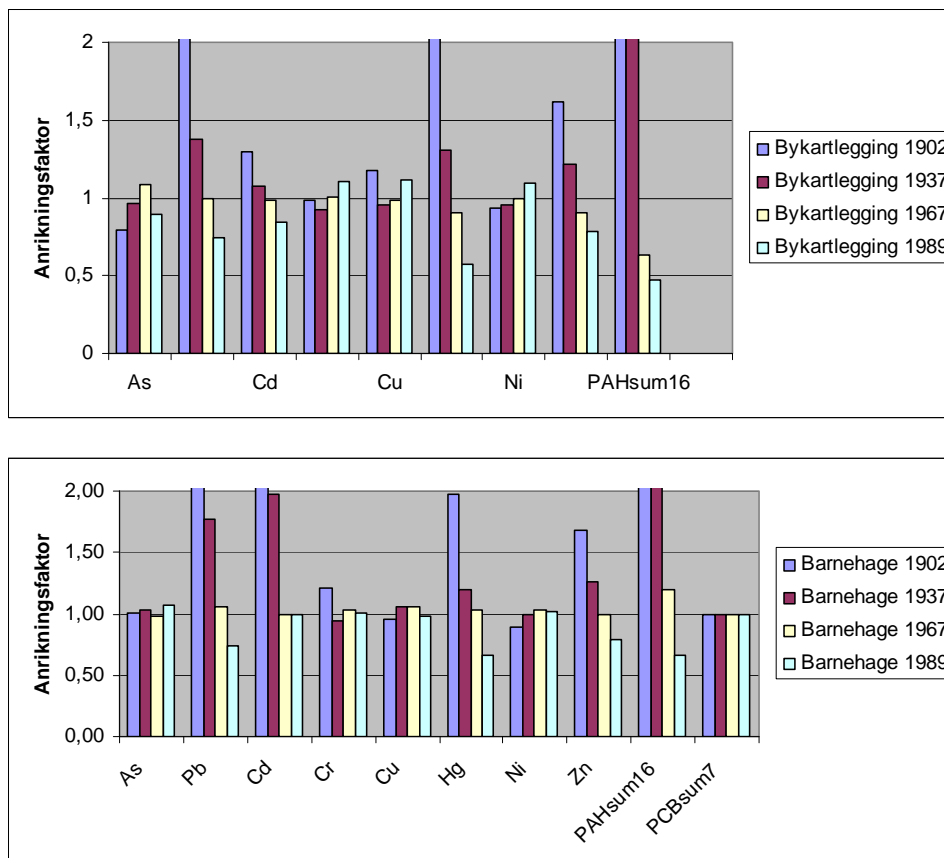


**Figur 61:** Anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i blandingsprøver 1-5 meter i Trondheim dypprøver.

Fordelingen for 0-1 meter prøvene likner den som er vist for Trondheim bykartlegging, med anrikning av Pb, Hg og Zn. Resultatene fra prøver mellom 1-5 meter viser i motsetning at de yngste delene jevnt over har høyere verdier. Selv om det knytter seg noe usikkerhet til størrelsen av anrikningen, på grunn av få prøver fra de yngre bydelene og annet prøvetakningsmønster, viser 1-5 meter prøvene et annet anrikningsmønster for Pb, Cd, Hg og Zn. Med tanke på at 1-5 meter prøvene viser naturlig bakgrunnsverdier og at det er funnet forskjell i anrikningsmønster i forhold til overflatejord og 0-1 meter prøvene, tyder dette på menneskelig påvirkning. Samtidig er det tidligere vist at konsentrasjonene av Pb, Cd, Hg og Zn er lavere i de dypeste prøvene. Dette stryker dermed antakelsen om at fordelingsmønstret til elementene som vises ikke er tilfeldig, men har sammenheng med alderen på området og det alderen representerer som for eksempel stor mengde forskjell aktivitet.

På tross av stor forskjell i konsentrasjonsintervall er det et lignende anrikningsmønster også i prøver fra bykartleggingen og barnehageprosjektet i Trondheim:





Figur 62: Oversikt over anrikning av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Trondheim, med bykartleggingsprøver øverst og resultat fra barnehageprosjektet i Trondheim nederst, delt inn i områder etter kategoriene i historisk byutvikling.

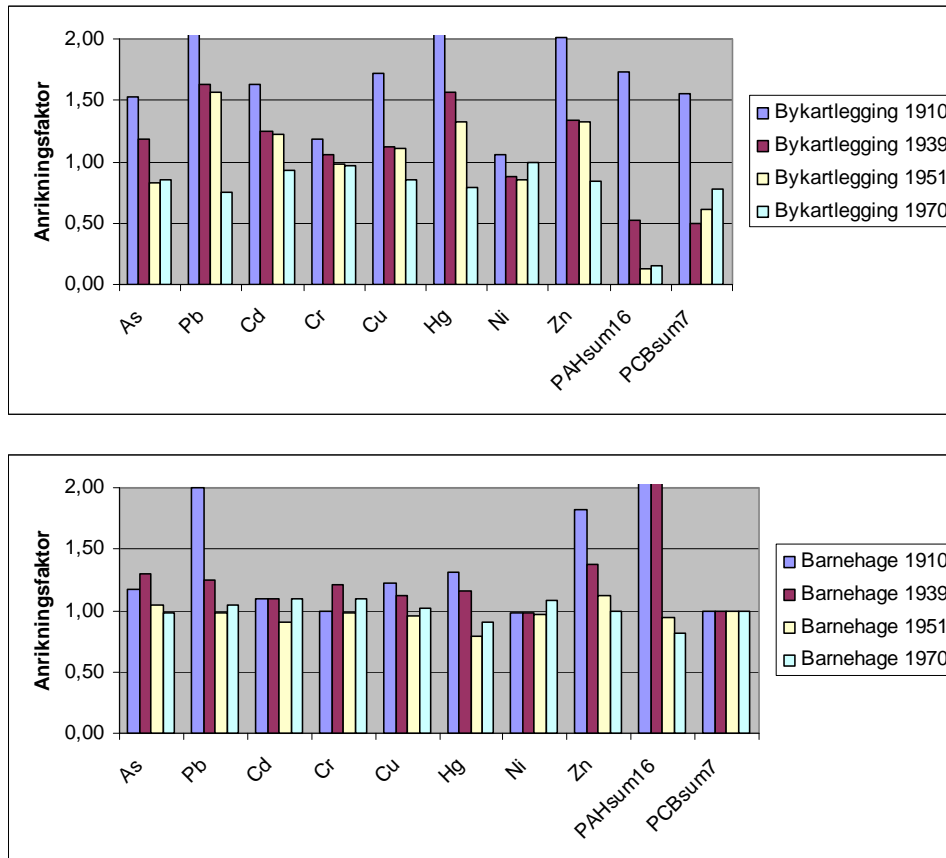
I begge tilfellene er bly, kadmium kvikksølv, sink og PAHsum16 anriktet i de eldre delene av byen. Til sammen tyder dette på at trenden som vises for Pb, Cd, Hg, Zn og PAHsum16 er menneskeskapt og avhenger av alderen på bebyggelsen. I motsetning vises det, i alle tre prøvematerialene, at trenden for As, Cr, Cu og Ni er lignende, og at antropogen påvirkning på disse stoffene dermed har vært liten i forhold til bakgrunnsverdier og naturlige variasjon.

### 7.2.1.2 Bergen

Bergen regional kartleggingsdatasettet viser en anrikning av blant annet bly, kadmium, kvikksølv, sink og PAHsum16 i de eldre delene av byen i forhold til de yngre. I tillegg vises det en trend et alle elementene i større grad (Pb og Zn) og i mindre grad (Cr og Ni) er anriktet i den eldste delen av byen og alle elementene, med unntak av PCB, har en lik eller nedadgående anrikning fra gammel til nyere bebyggelse. Det gjelder spesielt for Pb, Hg og Zn som har den høyeste anrikningen, med verdier over to. Det tydelig mønsteret i Bergen kan forklares med at det generelt er lite overskuddsmasse i området, som gjør at jord i sentrale deler av Bergen vil være brukt flere ganger. Dette øker anrikning av den original jorden

ettersom den ikke blir tilført ny, ikke-forurenset, jord og ved at gammel jord ikke er transportert vekk (Ottesen 2009).

Bergen barnehageprosjekt viser også et lignende anrikningsmønster:



**Figur 63:** Sammenligning av anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i Bergen regionkartlegging og Bergen barnehageprosjekt, med regionkartlegging øverst og resultat fra barnehageprosjektet i Bergen nederst, delt inn i områder etter kategoriene i historisk byutvikling.

Selv om mønsteret ikke gjelder i alle tilfellene, vises at det er en klar anrikning av både bly, sink, PAH og delvis kvikksølv i de eldste områdene.

Forbindelsen som skiller fra trenden i Bergen regionkartleggingsdatasettet er PCBsum7 og hvor det ikke viser noen anrikning i barnehagedatasettet. Forklaringen er sannsynligvis forskjell i forbruksmønster. Mens metaller og PAH er benyttet gjennom historien er PCB en stoffgruppe som hovedsaklig var i bruk fra 1950-1980. Ettersom alle utbyggingskategoriene er før dette, vil det ikke være noen klar trend fra eldre til nyere bebyggelse. Derimot viser bebyggelse etter 1970 lavere konsentrasjoner av PCBsum7 enn de resterende:

**Tabell 35: Oversikt over aritmetisk gjennomsnittlig av PCBsum7 konsentrasjon i barnehageprosjektet i Bergen; hele datasettet, områder som faller inn under historiske byggegrensene 1910, 1939, 1951 og 1970, samt områder som ikke er registrert bebygd i 1970 (uregistrerte områder). Ved uregistrerte områder er to utliers fjernet:**

|                 | Hele datasett | 1910  | 1939  | 1951  | 1970  | Uregistrert område |
|-----------------|---------------|-------|-------|-------|-------|--------------------|
| Antall (N)      | 235           | 18    | 39    | 24    | 81    | 79                 |
| PCBsum7 (mg/kg) | 0,006         | 0,006 | 0,004 | 0,012 | 0,005 | 0,003              |

Det viser at det sannsynligvis vil være lavere konsentrasjoner av PCB i områder som er bebygd etter 1980.

### 7.2.1.3 Oslo

Bare et fåtall av elementene er anrikt i diskretiseringsmønsteret i Oslo. Det er kun få av elementene, ut i fra diskretiseringsmønsteret med byutvikling, som er anrikt i Oslo. Av stoffene er det kun PAHsum16 som følger mønsteret med høye verdier i de eldste delen av byen og lavere i de yngre, med gradvis synkende anrikning. Foruten PAH er det en svak anrikning av bly og noe høyere anrikning av kvikksølv i de eldre delene av byen. I tillegg til disse elementene har kadmium, krom, nikkel og sink alle høyere verdier i 1954-området enn i de resterende, men anrikningen er lavere enn for PAHsum16, Pb og Hg.

Det er ikke vist anrikning av PCBsum7 i noen av områdene. Dette henger sammen med at alle områdene domineres av lave verdier nær deteksjonsgrensen. Selv om det er noe forandring innenfor områdene, med høyest aritmetisk gjennomsnitt i 1954-området, har alle områdene anrikningsfaktor rundt 1.

### 7.2.1.4 Sammenligning av resultat av anrikningsfaktor i byutviklingsområdene

Det er en trend som går igjen i alle tre byene; bly, kvikksølv og PAHsum16 er anrikt i de eldre delene av byen og anrikningen avtar mot yngre bebyggelse. Mønsteret viser spesielt godt i Bergen regionkartlegging, der anrikningen er større for flere elementer. Foruten Pb, Hg og PAHsum16 viser både Bergen og Trondheim, i flere datasett, en anrikning av kadmium og sink i de eldste delene av byen.

Når det gjelder selve fordelingen av elementene ser det ut til at Bergen og Trondheim har likest fordelingsmønster, med anrikning av Pb, Cd, Hg, Zn og PAHsum16 og lignende fordelingsmønster. Som nevnt kan tydelig anrikningsmønster i Bergen i regionaldatasettet forklares med lite overskuddsmasse i Bergen. Tilfellet med lite tilgjengelig masser er ikke tilfellet i Oslo. I tillegg kan faktorer som at Oslo har høyere konsentrasjon av elementene som er funnet anrikt i de andre byene, få prøver fra eldre bydelene og at prøvene ikke reflekterer

gammel byjord forklare hvorfor det mønsteret ikke vises i Oslo. På tross av at det ikke er funnet et anrikningsmønster i denne undersøkelsen har Tijhuis vist at blant annet Pb, Cd, Hg og Zn er påvirket av antropogen aktivitet i sentrale distrikter (Tijhuis 2003, s. 39).

Dette viser dermed noe av den potensielle svakheten med Oslo-datasettet, at prøvene stammer fra barnehager. For eksempel vil CCA-impregnert trevirke være hyppig brukt og dette vil påvirke resultatet ved jevnt over forhøyede verdier av arsen, noe som er vist i Trondheim og Bergen. Dermed danner prøvene et bilde av området innenfor barnehagen og representere ikke i den grad området generelt. I tillegg fører prøvetakningsmønsteret til at store områder som ikke har barnehager, som Grorudalen med næringsarealer og de mest sentrale områdene, ikke er kartlagt. Et annet problem, som er mer avgjørende i denne sammenheng, er at jorden kan være ny og utsatt for massetransport ettersom bygging og utforming av barnehager er yngre enn kategorien den vises under. Dermed vil utgangspunktet som er brukt her, med å dele inn byen etter historiske parametre, være til liten nytte. Dette gjør det kan være mindre relevant å sammenligne Oslo med Trondheim bykartlegging og Bergen regionkartlegging, som hadde som formål å danne geokjemisk kart over selve byen og ikke over bestemte områder. Likevel har barnehageprosjektene i Bergen og Trondheim vist likende resultat som regional- og bykartleggingen, noe som taler for mønsteret som er funnet i de andre byene blir maskert i Oslo.

En faktor som er gjeldende i alle tilfeller er bakgrunnskonsentrasjonenes påvirkning på anrikningsfaktoren, der høye bakgrunnskonsentrasjoner og naturlig variasjon maskerer menneskelig påvirkning. Høye verdier av nikkel og krom kan forklare anrikningsmønsteret, eller mangel på det, i Trondheim for disse elementene.

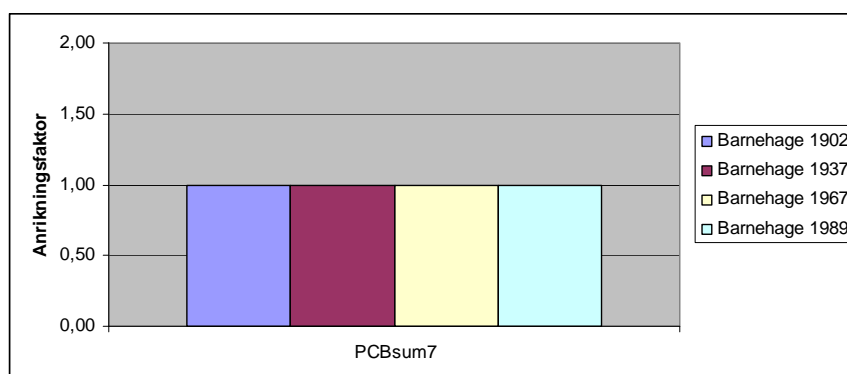
Mens det er varierende grad av anrikningsmønster av tungmetaller i byene, viser PAHsum16 fordelingen en klar trend. Alle byene har tydelig anrikning med høye verdier i gammel bebyggelse, og har sammenheng med at menneskelig aktivitet kontinuerlig har vært kilde til PAH. Likevel er det overraskende at et klart mønster fremtrer så klart for PAH i forhold til de andre elementene. Her kan forklaringen være at bakgrunnsverdiene av PAH er lave sett i forhold til menneskelig utslipp. Dette gjør at fordelingen i mindre grad, enn for metaller, blir maskert:

**Tabell 36: Konsentrasjonen av PAHsum16, nikkel og sink i Trondheim bykartlegging (overflatejord) og dypprøver (0-1m og 1-5m):**

|                       | Median (mg/kg) | Aritmetisk gjennomsnitt (mg/kg) | Maksimum (mg/kg) | Prosent >DL |
|-----------------------|----------------|---------------------------------|------------------|-------------|
| <b>PAHsum16</b>       |                |                                 |                  |             |
| Overflatejord (N=75)  | 0,22           | 0,81                            | 7,10             | 75          |
| 0-1m (N=261)          | 0,50           | 3,08                            | 84,00            | 71          |
| 1-5m (N=43)           | 0,10           | 0,33                            | 2,70             | 21          |
| <b>Ni</b>             |                |                                 |                  |             |
| Overflatejord (N=334) | 37,10          | 40,59                           | 177,00           | 100         |
| 0-1m (N=262)          | 35,05          | 38,05                           | 101,00           | 100         |
| 1-5m (N=248)          | 43,15          | 46,60                           | 108,00           | 100         |
| <b>Zn</b>             |                |                                 |                  |             |
| Overflatejord (N=334) | 70,05          | 118,13                          | 6370,00          | 100         |
| 0-1m (N=262)          | 90,30          | 166,04                          | 2720,00          | 100         |
| 1-5m (N=248)          | 73,95          | 88,80                           | 1390,00          | 100         |

Resultatene ovenfor stammer alle fra Trondheim, med prøver fra overflatejord og blandingsprøver fra 0-1m og 1-5m, der prøvene fra 1-5m antas å være naturlige bakgrunnsverdier. Det er forskjeller mellom verdiene, men poenget her er å vise at disse forskjellene er større for PAH enn for de to metallene. På grunn av dette må det større antropogene utslipp av metaller til for å registrere påvirkningen, mens i tilfeller med PAH vil selv relativt lave utslipp vise tydelige mønstre i fordelingen.

I motsetning til det klare mønsteret til PAH er fordelingen av PCB ustrukturert med tanke på historiske utvikling. Oslo viser ingen anrikning i noen av kategoriene, mens Bergen regional kartlegging er anriket i den eldste perioden. Trondheim barnehageprosjekt viser også en lignende fordeling:



**Figur 64: Fordelingen av PCBsum7 i Trondheim barnehageprøver i de forskjellige historiske kategoriene.**

Igjen vises det ingen sammenheng mellom alder og konsentrasjonen av PCB. Dette styrker forklaringen at ettersom bruken av PCB er ny, sett i forhold til de andre elementene, vil det

ikke forventes et fordelingsmønster som følger alderen på bebyggelsen. I stede vil andre parametre som nærhet til PCB-holdige bygninger og produkter styre fordelingen i prøvelokalitetene.

## 7.2.2 Næringsarealer

### 7.2.2.1 Trondheim

Anrikningen i næringsarealer viser at foruten bly og til en viss grad kadmium og sink, er det kun PAHsum16 som har nevneverdig anrikning. Til gjengjeld er anrikningens faktoren av PAH hele 7. Selv om dette ved første blick er veldig høyt, kan dette til dels forklares med at kun 6 prøver faller inn under denne kategorien og resultatet vil dermed være usikkert. Samtidig er det tidligere funnet forhøyde verdier av As, Pb, Cd, Hg og Zn i industrielle områder øst i Trondheim (Ottesen og Langedal 2001, s. 67). Sterk anrikning av As og tungmetaller i nedlagt smelteverk vest i Trondheim (ibid., s. 68).

### 7.2.2.2 Bergen

Det vises ingen klar anrikning av stoffene som er knyttet til gammel næringsgrunn i Bergen regionkartleggingsdatasettet, selv om arsen, bly, kadmium, kvikksølv og til dels sink har jevnt over noe høyere verdier. De lavere verdiene av PAHsum16 og PCBsum7 for dette området kan ha sammenheng med få prøver, henholdsvis 5 og 3, for disse stoffene i kategorien. I tillegg er vist i artikkelen til Ottesen og Volden at det er anrikt av på bly, sink, kvikksølv og kadmium i forhold til hele datasettet (Ottesen og Volden 1999, s. 15).

### 7.2.2.3 Oslo

I områdene som faller inn under næring er det ingen av elementene som er tydelig anrikt. Den høyeste anrikningen finnes av Pb, Hg og Zn, men alle disse har en anrikningsfaktor nær 1, det vil si lignende fordeling som hele datasettet og næringsaktivitet har dermed ikke ført til anrikning i området. Dette kan ha sammenheng med prøvetakningsmønsteret som datasettet bygger på. I tilfellet med Oslo vil prøvene stamme fra områder innenfor barnehager, slik at undersøkelsen i utgangspunktet ikke er tatt på gammel næringsgrunn. Hvis den er det vil det ha mest sannsynlig ha foregått opprydning av området først. Dette gjør kun atmosfæriske kilder vil fange opp, og i slike tilfeller vil utslipsmønsteret kunne være diffust med for lav påvirkning til at det gir utslag. Likevel er det fra tidligere undersøkelser vist at blant annet gassverket i Cuba-området i Oslo har ført til forhøyde verdier av PAH (Ottesen 2009). Og

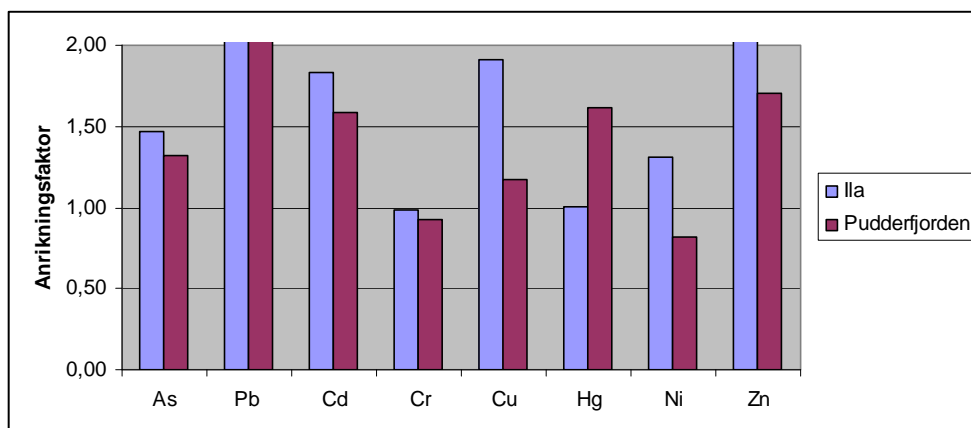
for eksempel er det funnet kornaktig slagg med høye metallkonsentrasjoner i det som kan være avsetning fra Aker mekaniske verksted (Joranger 2005, s 15) Samtidig har Tjihuis funnet at jevnt over høye verdier av sink i Oslo, noe som nok skyldes utslipp fra industri (Tjihuis 2003, s. 43).

#### *7.2.2.4 Sammenligning av næringsarealer i Bergen, Oslo og Trondheim*

Et klart mønster av anrikning er ikke vist i noen av byene i kategorien næringsarealer. For enkelte elementer, som Pb, Hg og Zn, kan det likevel virke som det er noe anrikning i forhold til alle verdiene i datasettene, men anrikningen er liten i hvert tilfelle og varierer fra by til by. Samtidig skyldes den forskjellige fordelingen av PAHsum16 innen byene nok en tilfeldighet og ikke en systematisk forskjell. Dette på tross av at gassverk er en næringsgruppe som er ført til høye PAH konsentrasjoner i nærmiljøet og usikker avgrensning av utslipsområde forklarer hvorfor denne ikke viser bedre igjen i byene i denne undersøkelsen.

I utgangspunktet skulle man forvente å finne høy anrikning av de utvalgte stoffene innenfor næringsområder, ettersom forbruk, foredling og produksjon av materialer vil føre til utslipp i nærområdet. Forklaringen til lav anrikning kan komme av at næringsaktiviteter er svært heterogen, i forhold til kategorien byutvikling, og dermed vil enkeltlokaliteter med høy konsentrasjon bli maskert av de resterende. I tillegg vil faktorer som få prøver, usikker avgrensning av næringsområdene og utslippsområde ha stor innvirkning. En annen faktor er om prøvemediet reflekterer ”næringspåvirket jord”, det vil si om jorden fra disse områdene er den samme som lå der da det var aktiv næringsvirksomhet. Ettersom områdene i dag til stor grad ikke lenger er næringsarealer, er det ikke utenkelig at også jorden er skiftet ut og overflatejorden vil dermed ikke reflektere næringspåvirket jord. Et eksempel på dette er store utbygginger i Ila i Trondheim, der tidligere næringsområdet i dag er gjort om til boligbebyggelse (Ottesen 2009). I slike tilfeller vil det sannsynligvis ha skjedd en opprydning på området og tilførsel av ny, ren, jord slik at prøver av overflatejord herfra ikke vil representere næringspåvirket jord.

Om påvirkningen fra næring maskeres ved bruk av den generelle kategorien, viser figuren under at det samme ikke gjelder innenfor to av de gamle industriområdene i Bergen og Trondheim:



**Figur 65: Oversikt over anrikningsfaktor av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn i gamle industriområder i Bergen og Trondheim.**

Ila i Trondheim (punkt 1006, 7003-7008 i Trondheim bykartlegging) og vestre side av Pudderfjorden i Bergen (punkt 1-2, 20-21, 103-108 i Bergen regionkartlegging) viser at industrien mest sannsynlig har vært en kilde til den geokjemiske fordelingen i området og har ført til forhøyning av typiske ”industri-metaller” som Pb, Cd og Zn.

## 7.2.3 Områder nær vei

### 7.2.3.1 Trondheim

Det er vanskelig, og usikkert, å si noe om veiens påvirkning i den geokjemiske fordelingen av elementene Trondheim ettersom det kun er få prøver fra bykartleggingsdatasettet i Trondheim i kategorien. I tillegg vil det med vei, som med alle de andre fiktive kategoriene, være vanskelig å isolere veiens og trafikkens bidrag fra andre kilder. Dermed kan mangel på anrikning av nikkel og krom i Trondheim forklares med høye bakgrunnsverdier og at menneskelig tilførsel blir neglisjerbar i forhold til bakgrunnsverdiene.

Resultatet i denne undersøkelsen viser at områder nær vei har en negativ effekt på anrikningen, det vil si en anrikningsfaktor på under 1, og reflekterer verdier i 1989-området. Et unntak er mengden PAHsum16 som er noe anriket, men tallet er likevel usikkert ettersom det stammer fra fire prøver. På tross av at det i denne undersøkelsen ikke er funnet anrikning nær vei, har tidligere undersøkelser vist høyere verdier av Cd, Hg, Pb og Zn nær hovedveiene enn i resten av byen (Ottesen og Langedal 2001, s. 68).

### 7.2.3.2 Bergen

Når det gjelder områder nær vei i Bergen regionalkartlegging er det ikke vist anrikning og fordelingen ligner fordelingen fra 1970-området, som kan forklares med at hoveddelen av punktene faller inn under denne kategorien. Likevel har Tjihuis i en annen undersøkelse vist



at overflatejord nær vei i Bergen inneholder mer Cr, Cu, Hg, Pb og Zn enn toppjord i resten av byen (Ottesen og Volden 1999, s. 14). Få prøver og verdier nær deteksjonsgrense kan forklare den lave PAHsum16 og PCBsum7 anrikningen.

#### *7.2.3.3 Oslo*

I motsetning til Trondheim og Bergen viser områder nær vei i Oslo en klar anrikning. Alle stoffene man forventer å finne er anrikt: Pb, Zn og PAHsum16 har høye verdier. Tidligere funn viser at prøver av toppjorden i nærheten av hovedvei E-18 i Oslo er anrikt med Cr, Cu og Ni, og prøver fra alle større hovedveier langs Oslo viser en anrikning av disse metallene og As i forhold til Oslo generelt (Tijhuis 2003, s. 42).

Samtidig som flere metaller og PAHsum16 er anrikt er det vist anrikning av PCBsum7. Dette kan forklares med at trafikk kan være en kilde til PCB. Selv om det ikke er PCB i nye produkter vil gamle bildekk fortsatt brukes og gammel asfalt slites og dermed kan noe PCB komme herfra (Amundsen og Roseth 2004, s. 22). På tross av dette kan funn av PCB nær vei ha andre kilder som gamle bygninger og olje i gamle transformatorer. Dette viser hvor vanskelig det er å isolere kilder av miljøgifter til naturen, ettersom det er mange faktorer som er med på å spille inn. For eksempel vil luftbårne tungmetaller ha andre kilder som industri og forbrenningsanlegg. Disse vil ha effekt på tungmetallkonsentrasjonen nær hovedveiene og vanskeliggjøre bestemmelsen av bidraget fra hovedveiene (Tijhuis 2003, s. 149).

#### *7.2.3.4 Sammenligning av resultat fra områder nær vei*

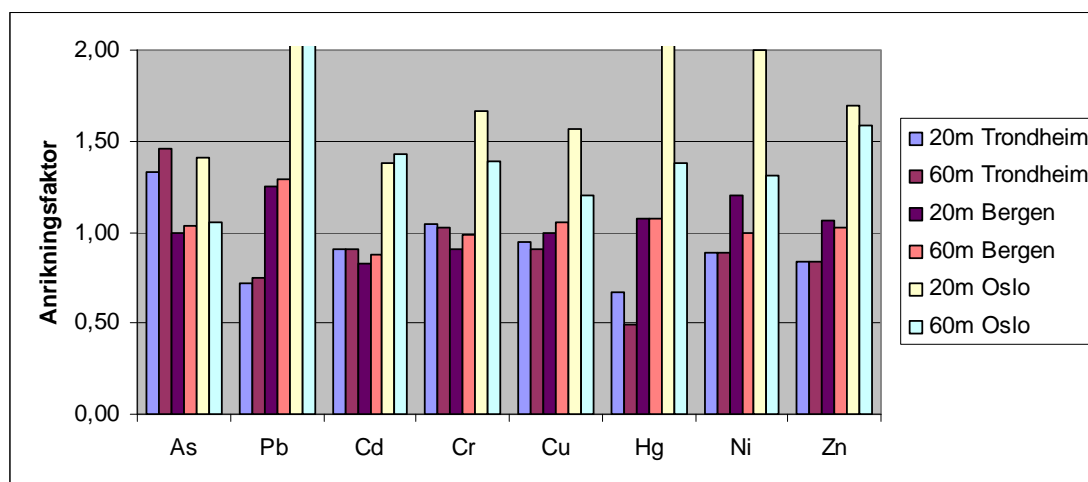
I liket med næringsarealer er det ikke funnet ett mønster som går igjen i alle tre byene når det gjelder anrikning nær vei. Dette er uventet ettersom utslipp fra vei er kjent og mer homogen enn for eksempel utslipp fra næring.

Det er kun Oslo som har anrikningsfaktor som tyder på påvirkning fra trafikk og veislitasje, med høye verdier av Pb, Cd, Cr, Zn og PAHsum16. Samtidig er arsen verdien lav, noe som forsterker påstanden at fordelingen skyldes påvirkning fra trafikk og ikke andre kilder. Med unntak av PAHsum16 i Trondheim og til dels Pb i Bergen viser verken Trondheim eller Bergen en lignende fordeling. Men når det gjelder PAH i Bergen, er PAH verdiene generelt høyere og medianverdien av PAHsum16 er høyere i Bergen enn for Trondheim, på tross av at det vises lav anrikning.

Til tross for at det ikke er funnet anrikning av metaller nær vei i Bergen og Trondheim i denne undersøkelsen fant Tijhuis (2003, s. 153-154) i Bergen forhøyede verdier av Cr, Cu,

Hg, Pb og Zn og Ottesen og Langedal har vist lignende resultater i Trondheim med høyere verdier av Cd, Hg, Pb og Zn (Ottesen og Langedal 2001, s. 68).

En forklaring på at det i denne oppgaven ikke er funnet anrikning er at prøvepunktene ikke reflekterer veipåvirket overflatejord og at det ikke er tatt høyde for mengde trafikk og kjøremønster i undersøkelsen. Når det gjelder veipåvirket jord vil utvelgelsen av punkt med tanke på nedslagssonen ha betydning. Ettersom det i oppgaven er brukt flere datasett og disse ikke var beregnet for å kartlegge områder nær vei er det blitt brukt en relativt breid sone. Faren er dermed at prøvepunktene ikke lenger representerer veipåvirket jord.



**Figur 66: Oversikt over konsentrasjonen av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni og Zn 20 meter og 60 meter fra hovedveinettets midtlinje i Bergen regionkartlegging, Oslo barnehageprosjekt og Trondheim bykartlegging.**

Som vist over er det forskjell mellom resultatene fra prøver som ligger 20 meter og 60 meter fra midtlinje. Forutsetningen for at prøvene representerer veipåvirket jord er at anrikninger er høyere nærmere veien enn lenger fra, ettersom større andel av utslipp fra trafikken faller ned nærmere veien. For Oslo ser dette ut til å stemme og lokalitetene representerer veipåvirket jord, ettersom elementene Pb, Cr, Cu, Ni og Zn er mer anrikt nærer veien enn lenger fra. I motsetning er forskjellene mindre eller motsatt i Bergen og Trondheim. Her kan forklaringen være at påvirkningen er for lave til å bli registrert, enten på grunn av høye bakgrunnsverdier eller lave utslipp. Dette gjør at forskjellen som vises skyldes naturlige variasjoner i fordelingen eller andre kilder, ikke påvirkning fra vei.

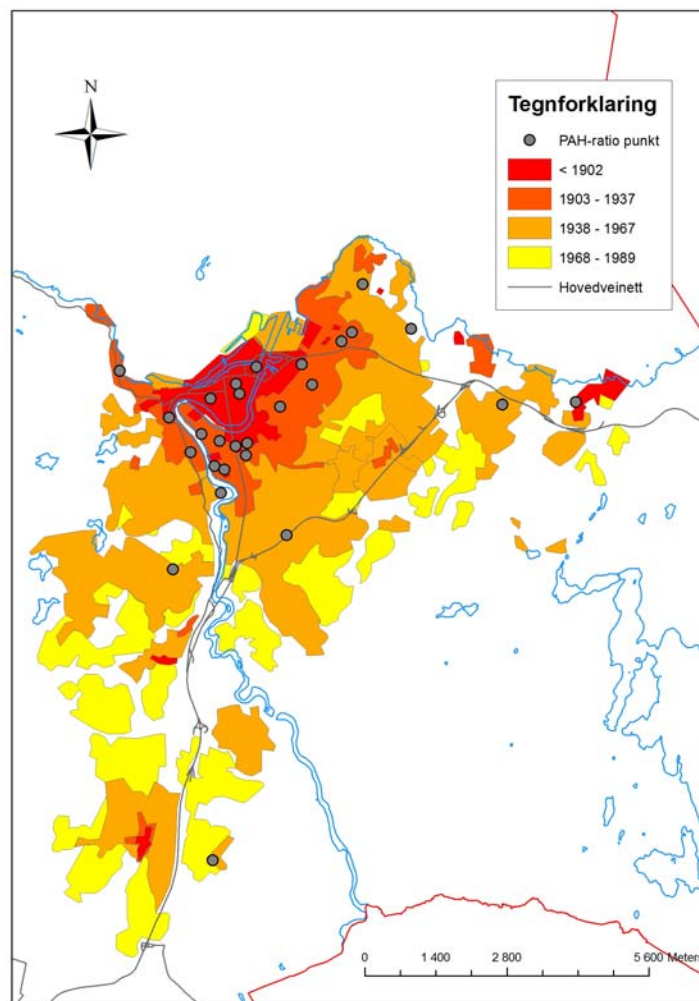
Foruten liten påvirkning fra veien er det et annen svakhet som vanskeliggjør undersøkelsen; antall prøver innenfor kategorien veipåvirket jord. I Bergen var totalt antall metallprøver innen kategorien 41, noe som burde gi en god representasjon, men det var kun to PAH og PCB lokaliteter i kategorien. I Oslo er kun 20 prøver i kategorien, men har til gjengjeld 20 prøvepunkter for PAH mot Trondheims fire. Dette gjør, ut i fra resultatene, at

datamaterialet som brukes ikke egner seg til å isolere bidrag fra veien i forhold til andre kilder. Men fra viste resultat fra Oslo og litteraturen nevnt, vil trafikk og slitasje av veibane være kilde til blant annet bly, sink og PAH.

## 7.3 PAH-ratioer og PAH-diagram i Trondheim, Bergen og Oslo

### 7.3.1 Trondheim bykartlegging

Ratioforholdet for alle prøvene i Trondheim indikerer en blanding av tre- og kullforbrenning og petroleumsforbrenning. Likevel er det noe sprikende resultat ettersom de forskjellige ratioparene indikerer forskjellige kilder. Også prøver fra 1902 og 1967 området indikerer samme kilder, men det virker som om petroleumsforbrenning har større betydning i den eldste delen av byen. Når det gjelder prøver nær vei, med kun et prøvepunkt, indikeres ikke petroleumsforbrenning.

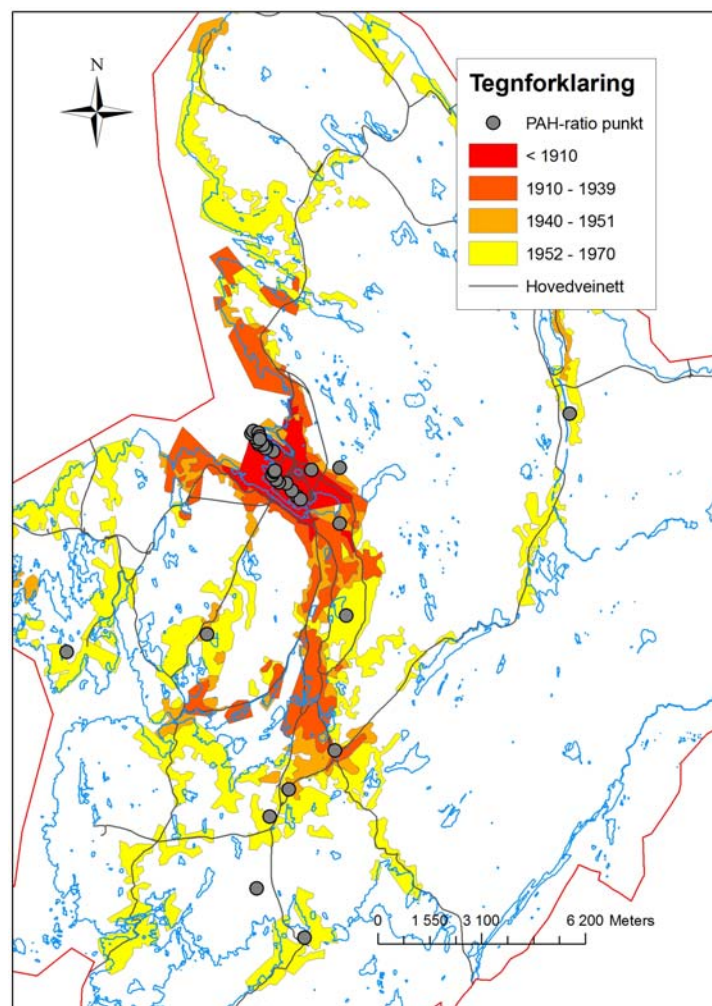


Figur 67: Oversikt prøvepunkt for PAH-ratioforhold, i tillegg vises bebyggelseskategoriene og hovedveinettet i Trondheim.

PAH-diagrammet viser at alle prøvene, over en viss verdi, har lignende fordeling av enkeltforbindelsene. Det vises også at det er lave konsentrasjoner av de letteste PAH-forbindelsene, og kun få prøvepunkt har verdier over deteksjonsgrensen for disse forbindelsene. Dette har sammenheng med at PAH-forbindelser med lav masse både brytes ned hurtigere og er mer flyktige enn de tyngre. Samtidig tyder dette på gamle kilder (Ottesen 2009). Foruten dette vises det høye verdier av Phe, Fla, Pyr, BbF og BaP. Toppene ved fluoranten (Fla) og pyren (Pyr) med molekylmasse 202 samt benzo(a)pyren (BaP) med masse 252 er indikatorer menneskelig forbrenning av tre, kull og petroleum (Yunker [et al.] (2002, s. 500).

### 7.3.2 Bergen regionkartlegging

Ut i fra prøvene ser det ut til at hoveddelen av PAH-utslippene stammer fra forbrenning av kull og tre, men det indikertes også at enkelte prøver har blandede kilder.



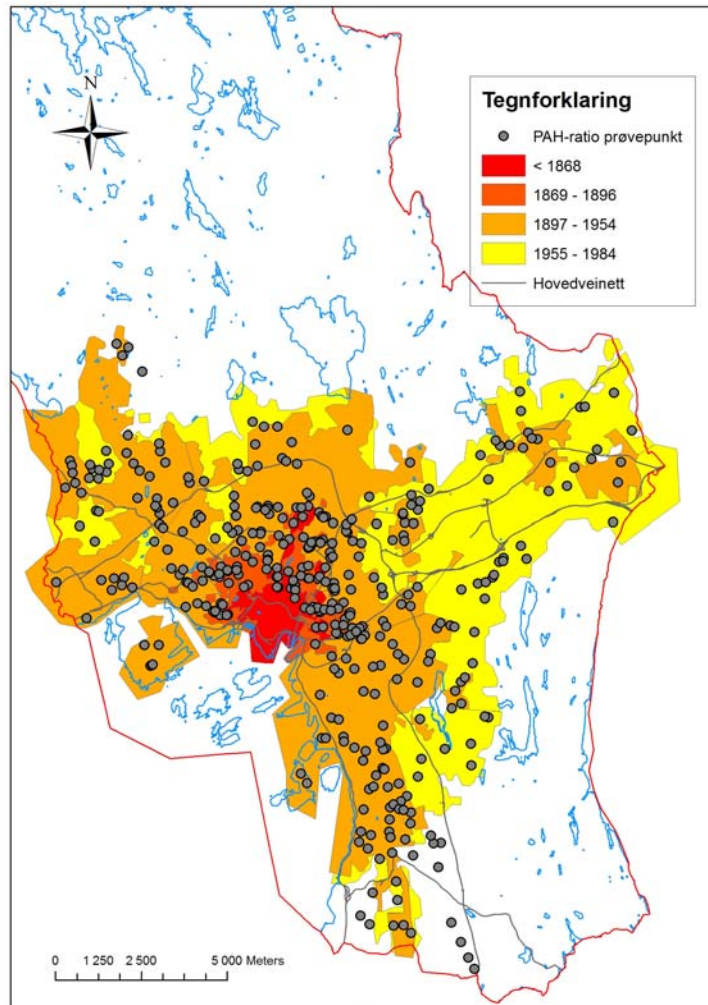
Figur 68: Oversikt prøvepunkt for PAH-ratioforhold, i tillegg vises bebyggelseskategoriene og hovedveinettet i Bergen.

En lignende fordeling som for alle prøvene vises også for 1910-området, men det indikeres i større grad forbrenning av tre og kull som kilder. Trenden er noe annerledes i 1970-området. På tross av få prøver virker det som petroleumsforbrenning har større betydning i denne kategorien. Det er kun et punkt som faller inn under områder nær vei og da indikeres petroleum ikke som kilde.

Ut i fra PAH-diagrammet fra Bergen virker det som om prøvene har en lignende PAH-fordeling. Med unntak av en lokalitet, har alle lave verdier av de letteste PAH-forbindelsene. Det er derimot er det vist høye verdier av Phe, Fla, Pyr, BbF og BaP. Høye verdier av fluoranten (Fla) og pyren (Pyr) samt benzo(a)pyren (BaP) indikerer menneskelig forbrenning av tre, kull og petroleum. Samtidig tyder høy verdi av fenantrene (Phe) med molekylmasse 178 på forbrenning av gress og tre (ibid.).

### **7.3.3 Oslo barnehageprosjekt**

Også for Oslo indikerer PAH-ratioene for alle prøvene forbrenning av tre og kull. Likevel indikeres også blandede kilder og petroleumsforbrenning som kilder for enkelte prøver.



**Figur 69: Oversikt prøvepunkt for PAH-ratioforhold, i tillegg vises bebyggelseskategoriene og hovedveinettet i Oslo.**

Prøvene fra 1868-området viser lignende resultat som hele datasettet, men er mer vridd i retning av forbrenning av tre og kull som kilder til PAH. Prøvene fra 1984 har noe lavere ratioforhold, men også her indikeres forbrenning av tre og kull som kildene til PAH. På tross av større spredning virker det som om det i større grad indikeres blandede kilder og petroleumsforbrenning i områdene. Denne trenden er enda sterkere vist i områdene nær veien der prøvene er generelt lavere og mer venstrevridde. Det indikeres dermed at en større del av PAH-utslippene har sitt opphav fra petroleumsforbrenning.

Likt som for Bergen og Trondheim er fordelingen av PAH-forbindelsene er i all hovedsak lik for alle prøvene. Igjen er det funnet høye verdier av Phe, Fla, Pyr, BbF og BaP og toppene indikerer menneskelig forbrenning av tre, kull og petroleum (ibid.).

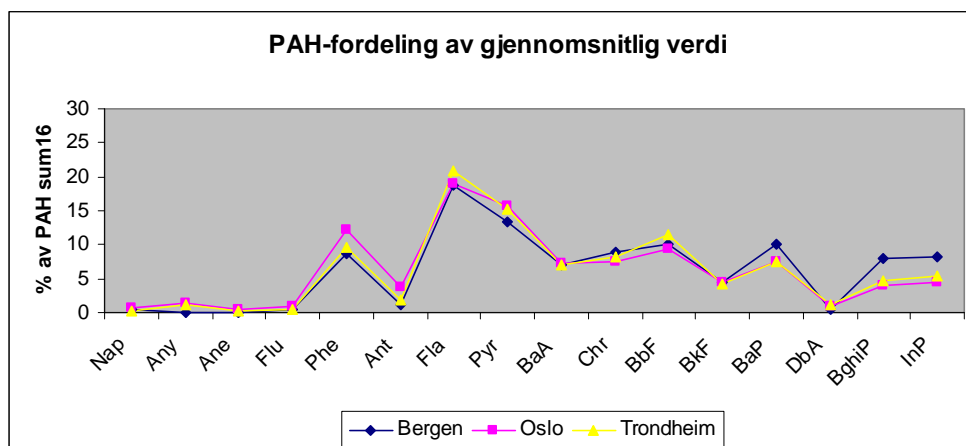
### **7.3.4 Sammenligning av PAH-ratioforhold og PAH-diagram i Trondheim, Bergen og Oslo**

Resultatet fra PAH-ratioforholdet indikerer at PAH hovedsakelig stammer fra forbrenning av tre og kull i de undersøkte byene. Mengde som stammer fra forbrenning av tre og kull i forhold til petroleum er forskjellig. I Bergen og Oslo indikeres det at hoveddelen av PAH stammer fra forbrenning av tre og kull, mens indikert kilde er sprikende i Trondheim. Her kan forklaringen på forskjellen som vises i Bergen og Oslo skyldes prøvetakningsmønsteret; i Bergen er hoveddelen av PAH-prøvepunktene innenfor tidlig bebygde områder. Der forholdet mellom mengde trafikk og mengde fyring kan antas å være vridd mot vedfyring som hovedkilde. Dette viser også igjen ved at de eldre delene av Bergen har en høyere andel av ved- og kullforbenning som kilde enn yngre områder. Samtidig vil gassverket i Bergen ligget i de eldste delene i Bergen (Ottesen 2009), slik at høye konsentrasjoner og kull som indikert kilde vil ha gassverket som utslippskilde. I Oslo ses et linkende resultat, men prøvelokalitetene er jevnere spredd og ratioforholdene i Oslo er lavere og mer venstrevridd enn for Bergen, selv om ved- og kullforbrenning indikeres som kilde i de fleste prøvene.

Mønsteret som vises i Oslo og delvis i Bergen er en økende påvirkning fra petroleumsforbrenning fra eldre til yngre bydeler. Dette kan ha sammenheng med at eldre bydeler har hatt historisk lang vedfyring og generelt lavere trafikk, samtidig som gassverkene lå i disse områdene. I tillegg vil forbrenning av olje til oppvarming i bygg være mer gjeldene for yngre områder (Ottesen 2009). Dette er likevel ikke et utsagn som holder for alle byene. Trondheim har et annet fordelingsmønster enn det som er vist i Bergen og Oslo, men datasettet for Trondheim inneholder færre punkter og indikerte kilder er sprikende.

Når det gjelder ratioforholdet for prøver nær vei er det ikke funnet klarer indikasjoner på at PAH stammer fra forbrenning av petroleum og kun Oslo har nok punkter til å vurderes. Ratioforholdet i byen er noe mer vridd mot venstre og ned i forhold til datasettet generelt, noe som kan indikere at petroleumsforbrenning i større grad påvirker PAH-fordelingen i disse områdene.

PAH-diagrammene nedenfor viser at det er visse forskjeller mellom byene, men fordelingen i all hovedsak likner på hverandre.

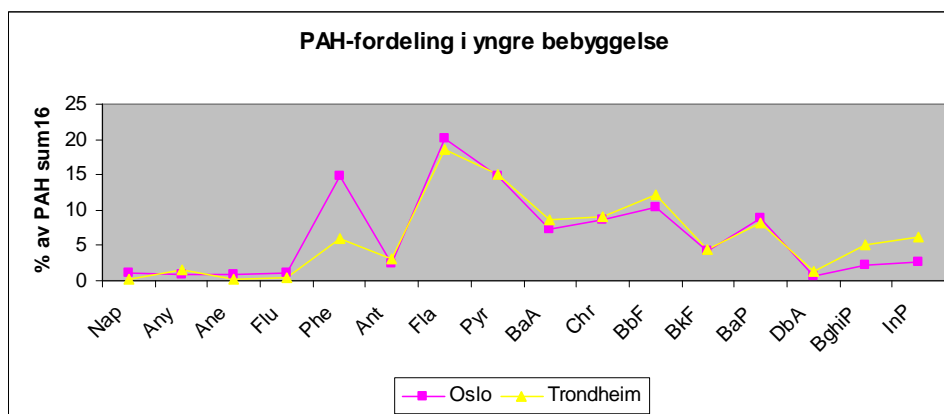
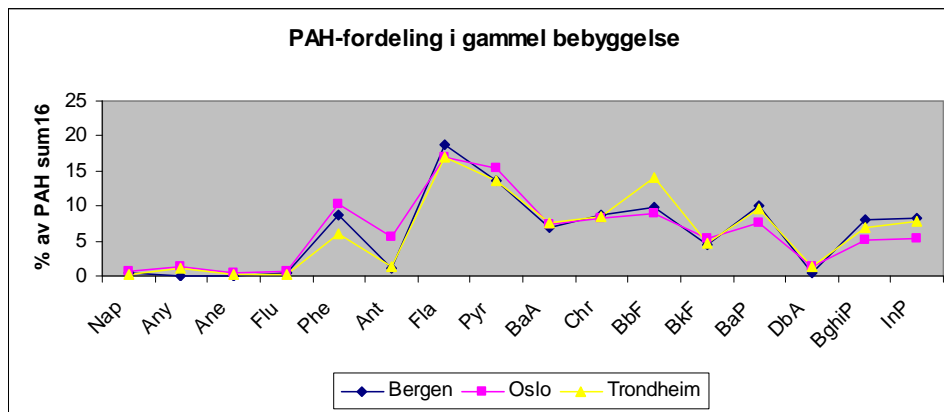


**Figur 70:** Aritmetisk gjennomsnittlig verdi av PAHsum16-forbindelsene i Bergen, Oslo og Trondheim. For Bergen er det brukt prøver over 3 mg/kg fra regionkartleggingsdatasetet, for Oslo brukes kun prøver med enkeltverdier over 3 ganger deteksjonsgrense og i Trondheim vises prøver over 1 mg/kg fra bykartleggingsdatasetet.

Selv det er noe usikkert å bruke gjennomsnittlig verdi i diagrammet, ettersom variasjonen i datasettene er tatt vekk og kun verdier over en gitt (og varierende grense) er brukt, gir det muligheten til å se trendene i byene. Tatt dette i betraktning viser byene lignende fordeling og forskjellene innen hver by er større enn forskjellen mellom byene. Lignende fordeling kan forklares med at det er samme kilder i alle tre byene, og at disse er hovedsakelig få og dominerende kilder som vedfyring og petroleumsforbrenning. Men ulikheter i spesifikke kilder, forskjellig grad av nedbrytning og andre variabler gjør at fordelingen ikke vil være helt lik.

Aritmetisk gjennomsnittlig verdi av PAH-forbindelsene delt inn etter gammel, de to eldste kategoriene, og yngre bebyggelse, de to yngste kategoriene, viser også et lignende mønster for Bergen, Oslo og Trondheim:



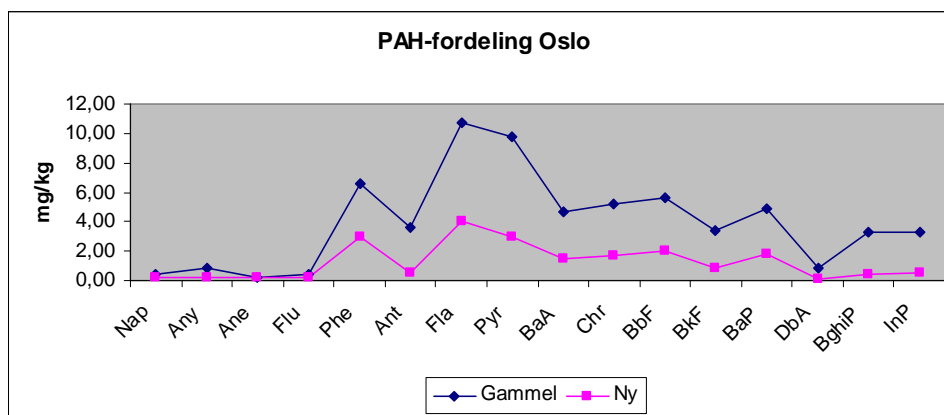


**Figur 71: Fordeling av aritmetisk gjennomsnitt verdi av PAH-forbindelser, i forhold til PAHsum16, av utvalgte punkter<sup>6</sup> i Bergen, Oslo og Trondheim.**

Som vist er det forskjeller mellom alderen på bebyggelse, men dette vises først ved stabile PAH-forbindelsener som fenanantren og tyngre forbindelser.

Målt mot PAHsum16 viser både Trondheim og Oslo høyere andel av tunge PAH-forbindelser, BghiP og InP, i eldre bebyggelse. Samtidig vises det at Bergen har lignende, og høy, andel av disse forbindelsene. I motsetning viser yngre bebyggelse i Oslo lavere verdier av disse og høyere andel av Phe og Fla. Forklaring på dette er at de tyngre PAH-forbindelsene brytes ned saktere enn de lette, dermed vil de akkumuleres i større grad i den eldre delen av byen, der utslippene har foregått lengst.

<sup>6</sup> Punktene består av Bergen (regionkartlegging): 816, 818, 823, 824, 826 – 835, 838 – 840, Oslo gammel 72, 91, 109, 119, 152, Oslo ny: 128, 436, 483, 672, 760, Trondheim (bykartlegging) gammel: 1012, 3040, 4040, og Trondheim ny: 1009, 3031, 3034. (For Oslosettet er de høyeste verdiene brukt)



Figur 72: Aritmetisk gjennomsnittlig konsentrasjonen av PAH-forbindelsene i Oslo som vist ovenfor.

Også konsentrasjonene av de enkelte forbindelsene viser denne fordelingen. Her vises det både at konsentrasjonene er jevnt over høyere i eldre deler av Oslo og at konsentrasjonen er større av BghiP og InP.

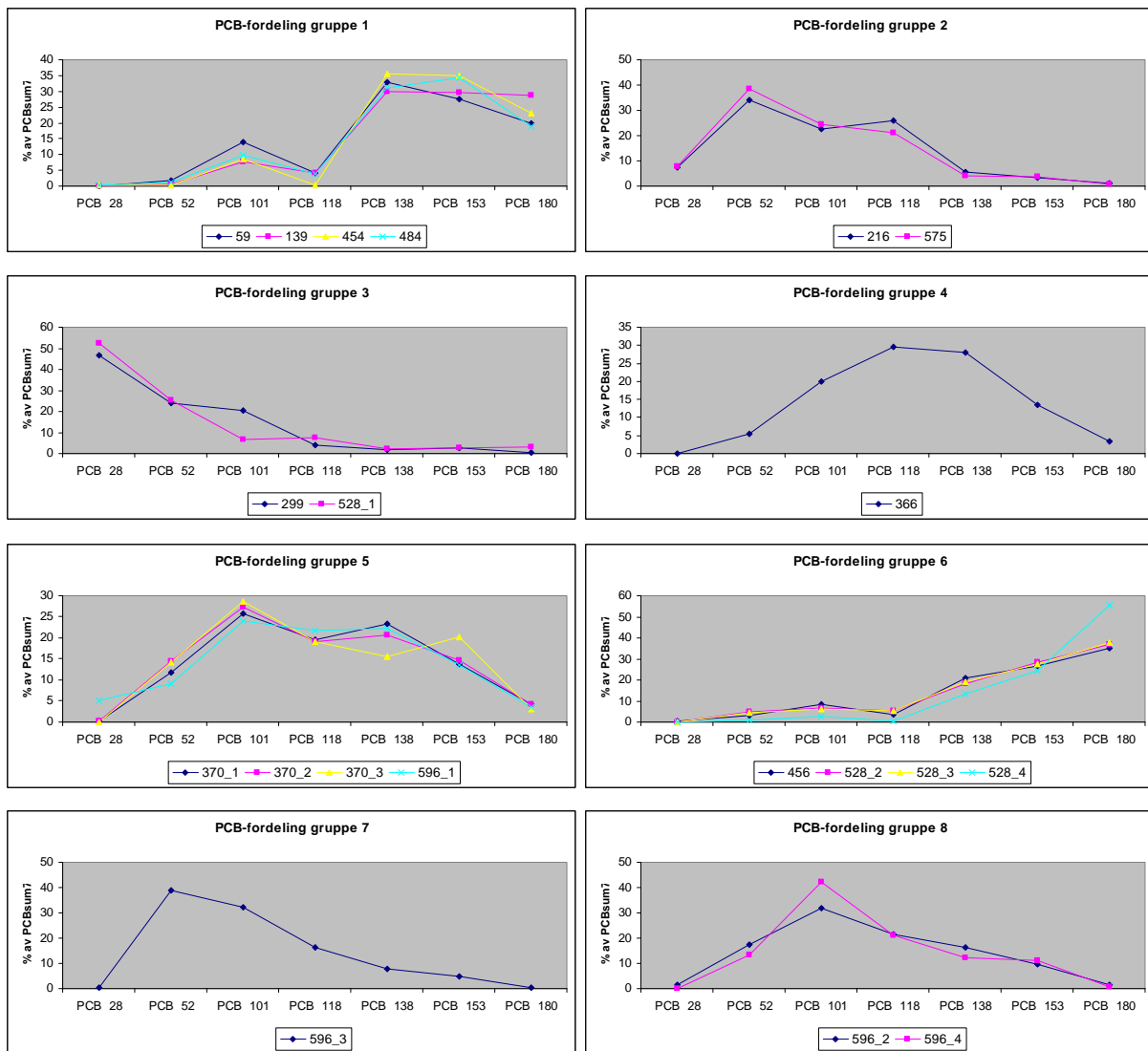
## 7.4 PCB-diagram for Oslo og Bergen

### 7.4.1 Bergen regionkartlegging

Fordelingen av enkeltkomponentene i PCBsum7 viser en lignende fordeling i Bergen. Det er topper ved PCB 101 og spesielt PCB 138, samt høye verdier av PCB 153 og PCB 180. I tillegg vises det lave konsentrasjoner av PCB 28 og PCB 52. Den lignende PCB-fordelingen kan til dels forklares med at flere av prøvepunktene er nær hverandre, med sannsynligvis med samme kilde. Punkter som ligger langt fra hverandre har også lignende fordeling. Dette tyder på lignende kilder, det vil si lignende produkt der som har den samme fordeling av PCB-komponentene.

### 7.4.2 Oslo barnehageprosjekt

PCB-komponentene viser i utgangspunktet ingen klare mønstre, men ved en nøyere gjennomgang viser åtte klart definerte, forskjellige, kilder i Oslo barnehageprosjekt:

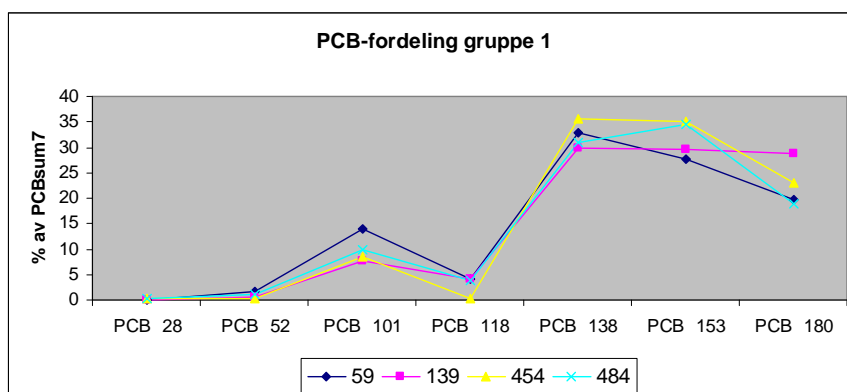


Figur 73: Gruppering av PCB-fordeling i Oslo basert på lokaliteter som ikke hadde enkelverdier under 3 ganger deteksjonsgrensen. Ved barnehager der kun en prøve er over den gitte grensen er barnehageidentifikasjon oppgitt, ved flere er de nummerert tilfeldig.

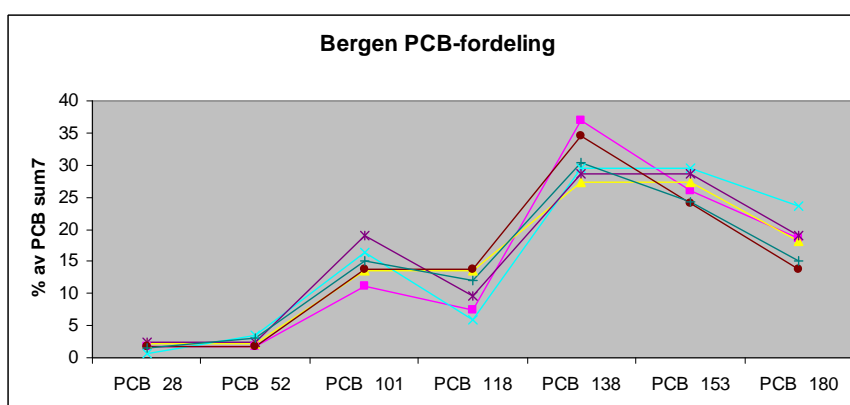
Dermed kan den ”ustrukturerte” fordelingen av PCB forklares med at PCB stammer fra en rekke produkter, med forskjellig bruk av de enkelte PCB-forbindelsene. Samtidig vises det at prøver som ligger langt fra hverandre kan ha samme type kilde, men at prøver som ligger nær hverandre ikke nødvendigvis har lik fordeling og eller lik kilde. Dette kan komme av at PCB i slike tilfeller har in-situ utslipp, slik at påvirkningsområdet fra hver enkelt kilde vil være av lite utstrekning.

### 7.4.3 Sammenligning av fordelingen av PCB i Bergen og Oslo

Som vist under viser et PCB-holdig produkt igjen både i Oslo barnehageprosjekt og Bergen regionkartlegging:



Figur 74: Fordelingen av PCB-komponenter i barnehagene 59, 139, 454 og 484 i Oslo, hvor høyeste verdi fra hver barnehage er brukt.



Figur 75: Fordelingen av PCB-komponenter i prøver i Bergen med PCBsum7 konsentrasjoner over 0,2 mg/kg.

Ettersom prøvepunktene i begge datasettene ligger langt fra hverandre, er det ikke snakk om en enkelt punktkilde. Men utslippene stammer fra lignende produkt som har likt innhold av PCB-komponentene. Forklaringen kan være, ettersom det er snakk om geografisk store avstander, bruk av et lignende produkt som for eksempel en bestemt type maling. Fra dette eksemplet og tidligere funn tyder dette på at det er flere lokale og klart forskjellige kilder til PCB i byene, mens det for PAH er et mindre sett av lignende kilder som går igjen.

## 7.5 Gjennomgang av enkeltlokaliteter i Trondheim, Bergen og Oslo

En svakhet med å se på enkeltpunkter i forhold til kategoriene brukt tidligere, som alder på bebyggelse, er at studie av enkeltlokaliteter forutsetter at overflatejorden som blir analysert i enda større grad faktisk representerer kategorien det ligger under eller i nærheten av. På tross av at dette i enkelte tilfeller ikke stemmer gir tilnærmingen ved å studere enkeltlokaliteter en bedre mulighet til å studere forskjellige kilder og lokale variasjoner i datasettet. Samtidig belyser enkeltpunkt svakheter ved kategoriene som brukes i oppgaven og vanskeligheten med å fastlå kilder når datagrunnlaget er lite.

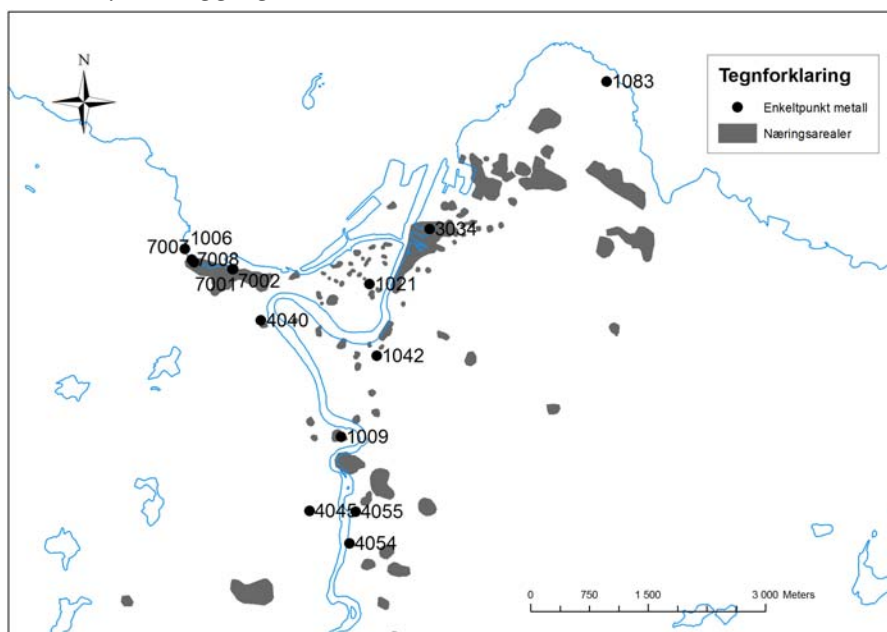
Ettersom det er lignende funn i de tre byene, gjennomgås ikke alle enkeltlokaliteter i detalj. Samtidig vil et utdrag gi et godt inntrykk av viktige funn som følge av nøyere gjennomgang av datasettene. Kartene viser likevel alle punktene med høye verdier, ettersom dette får frem poenget med funnene.

### 7.5.1 Lokalteter med høy metallkonsentrasjon

Byene, da spesielt Bergen og Trondheim, har høye metallkonsentrasjoner hovedsakelig konsentrert i kategoriene med eldst bebyggelse. I Oslo derimot er ikke sentrum som dominerer. Dette kan skyldes av at det er få punkter i disse områdene, spesielt i de eldste delene, men det kan også tyde på at næring og industri i Oslo har vært mer spredd enn det som er tilfellet i Trondheim og Bergen.

Grunnen til at sentrumsområdene har høye konsentrasjoner kommer av at områdene gjennom århundrer har vært utsatt for menneskelig påvirkning, både i form av produksjon av produkter og forbruk, men også andre hendelser som bybranner. Samtidig, som utslipp har foregått over en lengre periode, vil også utslipp i mindre eller ingen grad ble rensset før. Dette viser igjen ved at metallkonsentrasjonene jevnt over er høye over store områder. På grunn av uoversiktlig historisk bruk av grunnen i sentrumsområde vil de fremstå som diffuse flatekilder der det er vanskelig og usikkert å isolere en enkelt kildes bidrag i forhold til andre.

#### 7.5.1.1 Trondheim bykartleggingsdatasettet



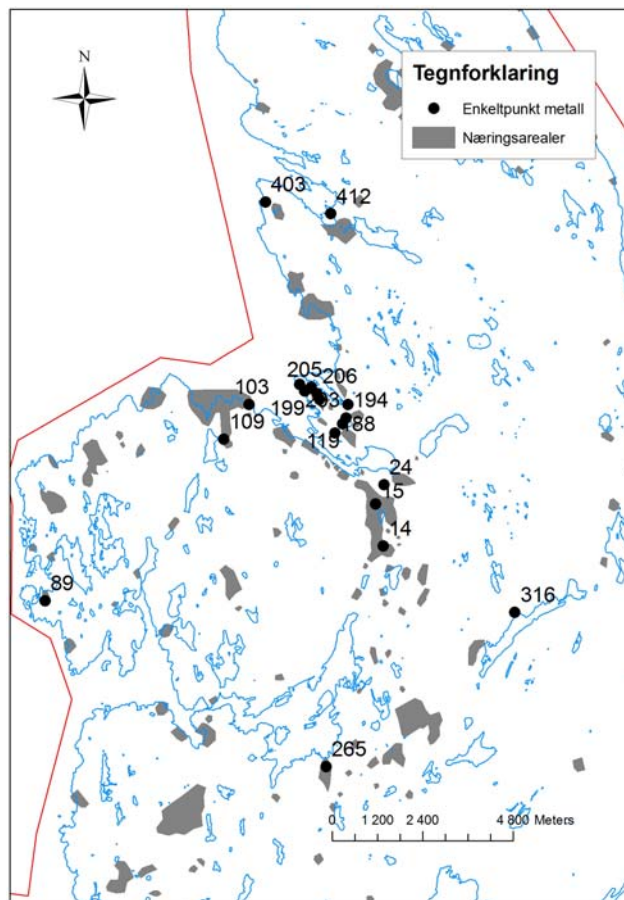
Figur 76: Utvalgte enkeltpunkt for metall fra datasettet Trondheim bykartlegging, i tillegg vises områder angitt som næringsarealer.

Med prøvepunktene 1006, 7001, 7002, 7007 og 7008 vises en klar klynge vest for Trondheim sentrum. Prøvene fra området, Ila, viser tydelig Ila's lange industrihistorie med annet mekanisk industri, metallsmelteverk og utskipningskaier som alle er kilder til utslipp. Derfor er næringsvirksomhet, uten at en enkel næring eller bedrift kan bestemmes, forkaringen på høye verdier av bly, kobber, krom og sink i området. Likevel kan smelteverket i området trekkes frem som en sannsynlig hovedkilde (Ottesen og Landedal 2001, s 68).

Punktene 1021 og 1042 skiller seg ut med høye verdier av kvikksølv. Dette kan dels stamme fra generelt forbruk, men i tillegg vil St. Olav sykehus forbrennings- og krematorium i området ha vært en stor kilde til blant annet kvikksølv i området. (Ottesen og Langedal 2001, s. 66-67).

Punktet som skiller seg ut geografisk er 1083, som ligger nordøst i forhold til sentrum. Dette punktet faller utenfor kategoriene som er brukt i oppgaven og det er ikke registrert noen næring i området som kan forklare høye verdier av en rekke tungmetaller. I tillegg skiller lokaliteten fra omliggende punkt, noe som taler for en lokal punktkilde. At det ikke er registrert næring eller aktivitet i området, kan tyde på at aktiviteten er av en art som ikke er blitt registrert som for eksempel en privat båtplass. Samtidig kan det ikke utelukkes at massetransport fra forurensede områder kan være kilden. Poenget her er at datagrunnlaget er manglende og at kildebestemmelse dermed blir spekulasjon ut i fra de data som foreligger.

### 7.5.1.2 Bergen regionalkartleggingsdatasettet

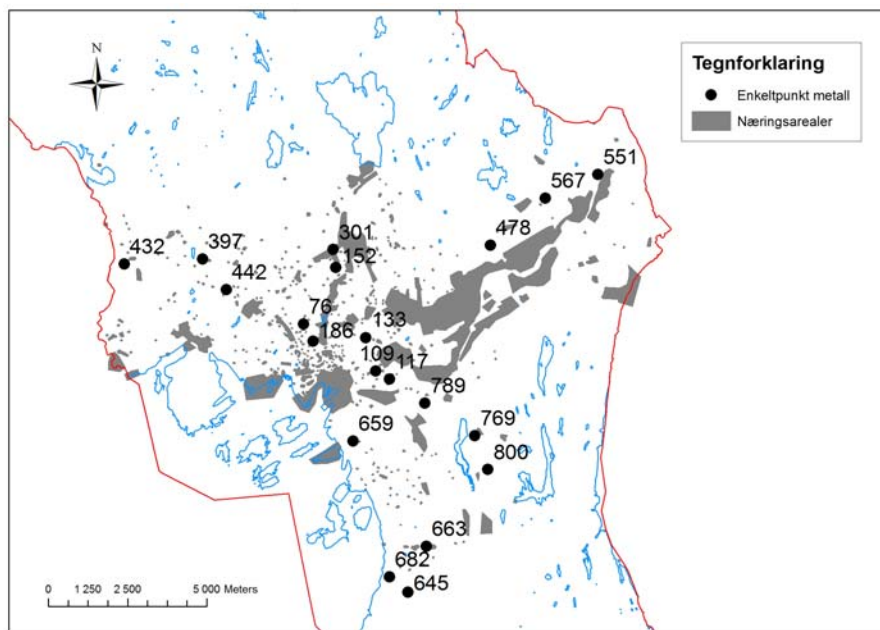


**Figur 77:** Utvalgte enkeltpunkt for metall fra datasettet Bergen regionalkartlegging, i tillegg vises områder angitt som næringsarealer.

Rett vest for Bergen sentrum, ved punktene 103 og 109, ligger deler av et gammelt industriområde. Det er derfor ikke overraskende at punkt i dette område har høye verdier av blant annet bly, sink, kobber og kvikksølv. Dette vises også igjen sør for byen, i fortsettelsen av det gamle industriområdet, ved punktene 14, 15 og 24. Igjen har enkeltpunktene i området høye verdier av bly, kobber og sink. Samtidig er punktene i nærheten av hovedveinettet, slik at også dette vil kilder til blant annet bly og sink.

Punkt 265, sør for byen, har høye verdier av bly, kobber og sink, spesielt i forhold til de omliggende punktene. Forklaringen kan komme av at det ligger på et område som tidligere er registrert som fabrikkområde. Samme forklaring stemmer derimot ikke for punkt 316, sørøst for byen. Punktet er i et område som, etter kartet, nylig er bebyggt. Forklaringen kan i stedet være at punktet ligger nær både jernbane og hovedvei. Trafikk, som er kjent kilde for blant annet bly og sink. Dette utelukker naturligvis ikke muligheten for andre aktiviteter og forhold som ikke er registrert.

### 7.5.1.3 Oslo barnehageprosjekt



**Figur 78: Utvalgte enkeltpunkt for metall fra datasettet Oslo barnehageprosjekt, i tillegg vises områder angitt som næringsarealer.**

I linje nordøst for byen ligger punktene 478, 567 og 551. Alle disse ligger på linje nær veien, dette indikerer at kildene stammer fra trafikk eller fra aktivitet som er knyttet til områder nær veiene. Dette gjør at også næring nevnes som potensiell kilde. Rundt punkt 478 er det ikke registrert tung industri, og høye konsentrasjoner av bly og sink kan dermed tyde på utslipp fra trafikk. Men dette forklarer ikke den høye konsentrasjonen av kobber, og kan stamme fra en kilde som ikke er registrert eller fra kilder inni barnehagen som malingsrester.

Punkt 567 ligger både nær vei, i et område det historisk har vært en del industri og som var bebygd før 1945. På tross av dette er det ikke mulig å bestemme kilden, men ettersom også omliggende lokalitetene har relativt høye verdier av sink tyder dette på atmosfærisk utslipp fra blant annet vei vil være en av kildene.

Punkt 551 ligger et stykke fra mulige kilder som forklarer den høye verdien av krom og kobber. En rekke punkter et stykke fra hverandre innenfor barnehagen viser også høye verdier av disse elementene. Forklaringen her kan være at det er kilder som ikke er registrert i området samtidig kan kilden stamme fra selve barnehagen i form av malingsrester eller lignende. Ettersom omliggende lokaliteter ikke har tilsvarende høye verdier tyder dette på en lokal punktkilde. En riktignok spekulativ forklaring kan være at den forurensede jorda ikke stammer fra området. Selv om området nylig bebygd kan jord i barnehagen utilsiktet være importert fra andre steder med forurenset grunn.

Vestover ligger blant annet punktene 442 og 432. Nær punkt 442 ligger et gammelt krematorium, men det er ikke funnet høye verdier av kvikksølv i området. Det er spesielt den

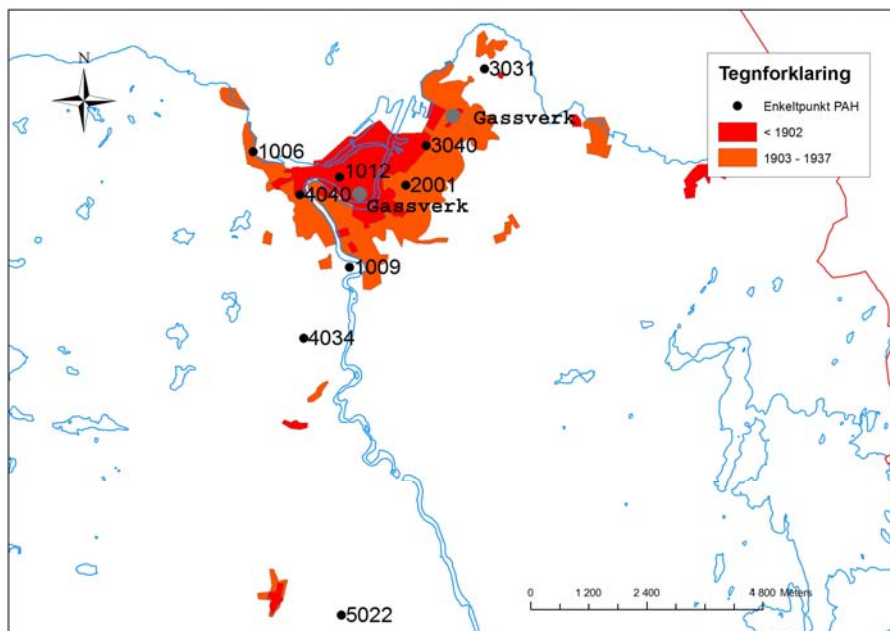


høye verdien av kobber som skiller punktet ut. Men er ikke registrert aktivitet i området som skulle tilsi dette og ingen omliggende punkt har lignende verdier. Heller ikke den høye sinkkonsentrasjonen kan forklares.

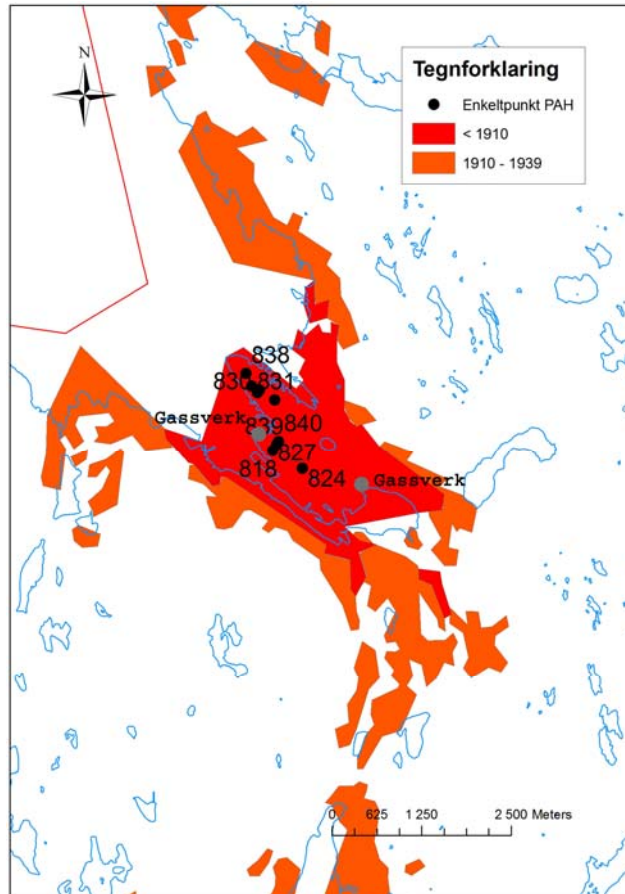
Den relativt høye arsenkonsentrasjonen i barnehage 432 kommer nok fra lokale kilder inni barnehagen, som lekeapparat. Mistanken forstrekkes ved de høyeste verdiene er tatt i nærheten av trevirke, selv om det ikke er opplyst om det er CCA-impregnert trevirke. Samtidig er det registrert garneri i nærheten og verksted som også kan være kilde til blant annet arsen, bly, kobber og sink. Likevel har taler omliggende barnehager med lave verdier for at kilden i dette tilfellet henger sammen med barnehagen. Forklaringen med CCA-impregnert trevirke kan også være kilden til høy konsentrasjonen av arsen i punkt 133, men denne lokaliteten har i tillegg høye verdier av andre miljøgifter også. Ettersom barnehagen ligger nært sentrum og i område der det er registrert næringer vil begge disse være forklaring til høye konsentrasjoner av blant annet bly, kobber og sink.

### 7.5.2 Lokalteter med høy konsentrasjon av PAH

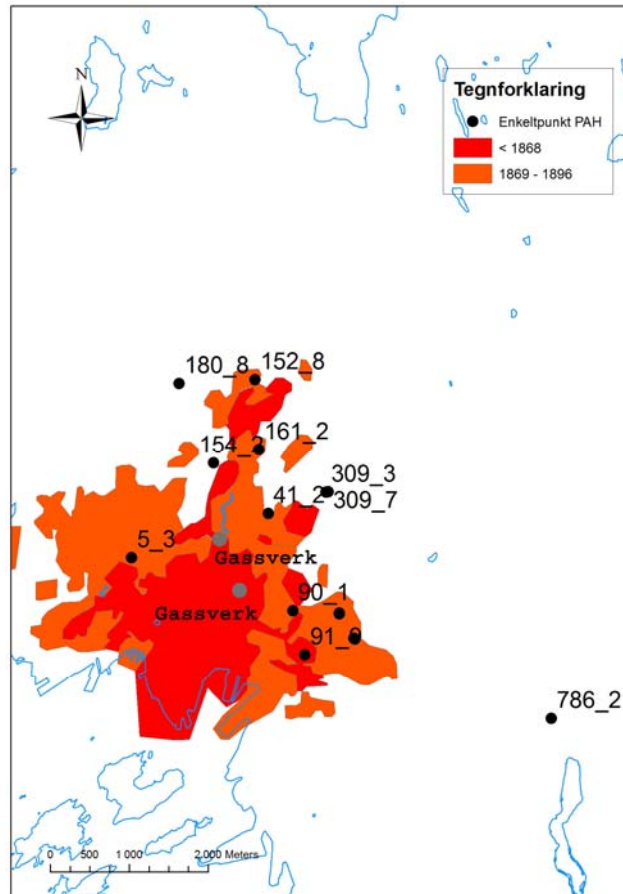
Hoveddelen av lokalitetene med høye PAH-konsentrasjoner ligger innenfor de eldste bydelene i Trondheim, Bergen og Oslo:



Figur 79: Oversikt over lokaliteter med høye PAH-konsentrasjoner i Trondheim bykartleggingsdatasettet, i tillegg vises omtrentlig plassering av tidligere gassverk (Miljøenheten Trondheim kommune 2008).



**Figur 80: Oversikt over lokaliteter med høye PAH-konsentrasjoner i Bergen regionkartleggingsdatasettet, i tillegg vises omtrentlig plassering av tidligere gassverk (Ottesen 2009).**



**Figur 81: Oversikt over lokaliteter med høye PAH konsentrasjoner i Oslo barnehageprosjekt, i tillegg vises omtrentlig plassering av tidligere gassverk (Eggen og Pedersen 2008).**

Dette har sammenheng med at det kontinuerlig har foregått vedfyring og næringsvirksomhet i området. Dette gjør at PAH både er deponert og akkumulert over tid i større grad i disse områdene enn i yngre områder. Likevel er det spesielt at det i Oslo vist et mønster av høye PAH-konsentrasjoner, hovedsakelig i nordøstlig retning i forhold til sentrum. En forklaring til dette er at folk i østlige deler av byen bor tettere og det historisk har vært mer og tyngre industri i området. Samtidig kan nordlig vindretning, den mest vanlige i Oslo, forklare hvor de fleste punktene er nord for sentrum.

I tillegg virker det som om fordelingen henger sammen med gassverkene som var i byene tidligere. Spesielt kan dette forklare hvorfor alle høye konsentrasjoner i Bergen er i Bergen sentrum, ettersom begge gassverkene lå her. Også for Oslo sin del, hvor det vises flere lokaliteter nord for gassverket med høye PAH-konsentrasjoner, tyder på en sammenheng mellom gassverkene og PAH. Sett i sammenheng med at det i Oslo tidligere er funnet at PAH er anrikt nær gassverket som lå ved Cubaområdet i Oslo (Ottesen 2009), er det tydelig at gassverk vil være store kilder til PAH i bymiljøet.

### *7.5.2.1 Kildebestemmelse av PAH i Trondheim og Oslo*

På grunn av lang og uoversiktlig historie og mange forurensingskilder, er kilder i sentrumsområdene vanskelig å nøyaktig kartlegge. Likevel kan det gå et generelt grunnlag fastslås at ved og kullfyring, bybranner, trafikk, båttrafikk, samt tidligere næringsvirksomhet som gassverk og lager av kull og tjæreimpregnert trevirke har vært og vil fortsette å være kilder til PAH i byene.

I Trondheim kan punkt 3031, nordøst for Trondheim sentrum, trekkes frem. Selv om det ikke er registrert bebyggelse før 1967, har området rundt vært bebyggt før dette. I tillegg er det en del næring, blant annet galvaniseringsanlegg og gartneri. Lenger sør er det registrert næringsvirksomhet, men ettersom prøvepunkter nærmere disse kildene har lavere verdier, er den lokal kilde. På tross av at dette ikke nøyaktig kan angis et det nærliggende å anta at Nobø fabrikk er kilden.

Andre aktuelle punkt i Trondheim er punktet 1009 sør for sentrum, som ut i fra registreringer kan ha en lokal kilde som kan bestemmes nøyaktig. Til tross for at punktet er nært de eldste områdene, og vil være utsatt for en rekke kilder, er prøvelokaliteten på et område der er registrert som bensinstasjon og verksted. Med tanke på at disse er kjente kilder til PAH er det naturlige å anta at dette vil være punktkilden i dette tilfellet. Dette forsterkes ytterligere ettersom nærliggende punkter har lave PAH-verdier. Men PAH-ratioen indikerer forbrenning av kull og tre som kilde, og ikke rester fra petroleum. Likevel er næringen som er registrert den mest sannsynlige kilden og forandringer i PAH fordelingen og usikkerheten i PAH-ratioer gir et falskt inntrykk.

Nær Heimdal skiller punktet 5022 seg ut fra de omliggende. Ettersom omliggende punkter har lave PAH-verdier, er det snakk om en lokal kilde. PAH-ratioene indikerer både petroleum og forbrenning av tre og kull som kilder, noe som er et svært sprikende resultat. I tillegg har punktet en annen PAH-fordeling enn de resterende i datasettet, med ekstremt høy andel av phenantren, fluoranten og pyren. Punktet ligger ikke i den eldste bebyggelsen og det er ikke næring i umiddelbar nærhet, men det er registrert deponi i nærheten. I deponiet er det påvist olje, dermed også PAH, slik at dette kan være kilden til den høye PAH konsentrasjonen i punktet.

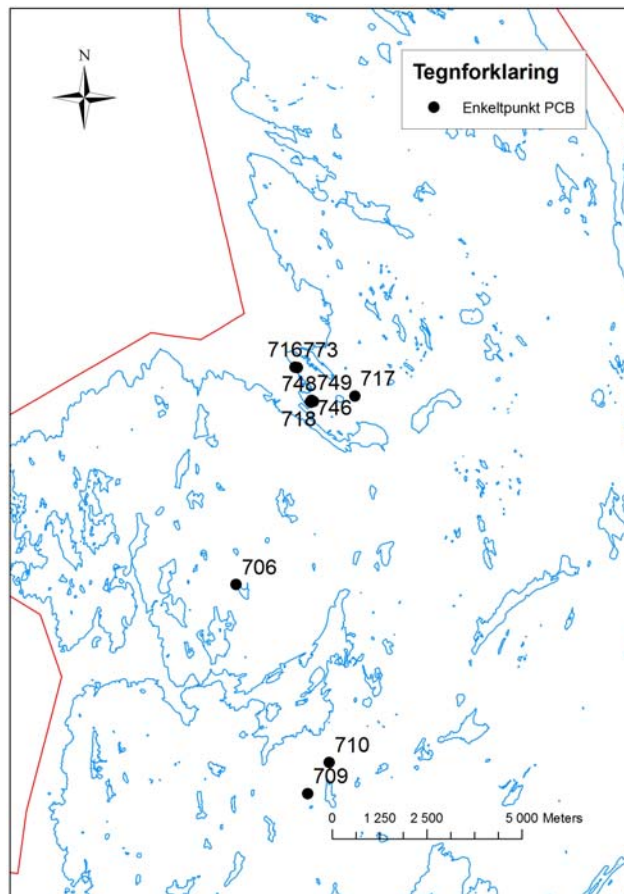
I Oslo kan enkeltlokaliteten 786\_2 trekkes frem, ettersom dette ligger et stykke fra sentrum og kildebestemmelsen bør vær enklere, men også her er det registrert flere forskjellige næring og dermed også flere kilder. Ut i fra PAH-ratioen er kilden forbrenning av kull og tre. Dette gir mening ettersom det er langt til nærmeste hovedvei. Likevel kan det antas at

sannsynlige kilder er et bilverksted og en bedrift som drev med trebehandlings i som er registrert i nærheten, til tross for at ratioforholdet indikerer forbrenningskilder.

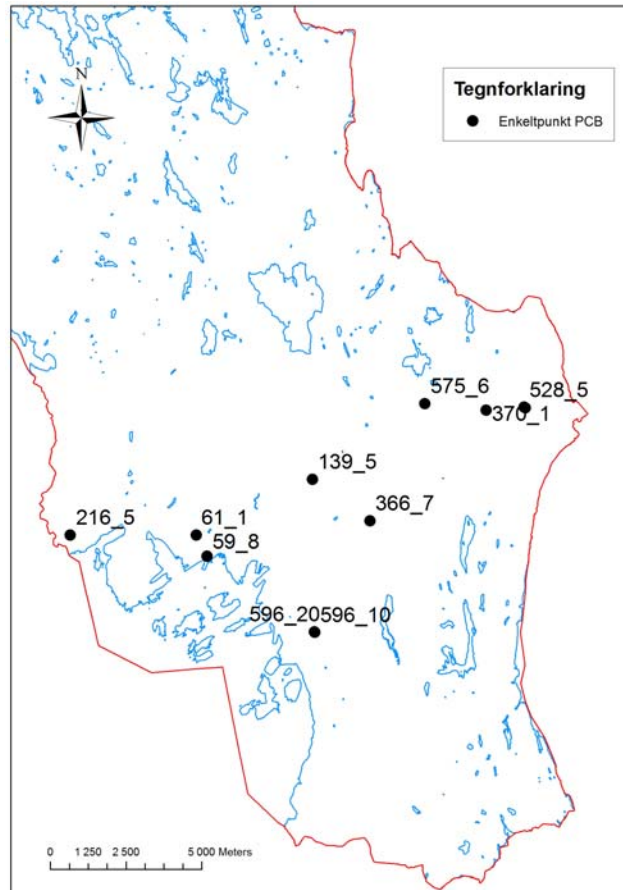
En annen lokalitet i Oslo er punktet 180\_8, som skiller seg fra 786 ved at kilden er indikert mer mot blandede kilder. Samtidig er det ikke bare punktet 180\_8 som har høye verdier i området flere punkt innenfor flere hundre meter har høye konsentrasjoner. På tross av at det ikke er mulig å fastslå nøyaktig kilde vil Ullevål sykehus i sør og utsalg og lager av kull til nord være aktuelle kilder.

### 7.5.3 Lokalteter med høy PCB-konsentrasjon

Lokaliteter med høy konsentrasjon av PCB ligger innenfor, eller i nærheten av, områder som var bebygd før 1980, i både Bergen og Oslo:



Figur 82: Oversikt over lokaliteter med høye konsentrasjoner av PCB i Bergen regionalkartlegging.



**Figur 83: Oversikt over lokaliteter med høye konsentrasjoner av PCB i Oslo barnehageprosjekt.**

Her kan det virke som Bergen sentrum dominerer med tanke på høye konsentrasjoner av PCB, men dette gir et ufullstendig bilde ettersom prøvepunktene for PCB ikke er spredd jevnt utover byen, men er hovedsaklig konsentrert rundt to lokalitetene i sentrum.

Kilder til PCB i lokalitetene er ikke mulig å bestemme ut i fra dataen tilgjengelig, men generelt vil PCB stamme fra PCB-holdige produkter som for eksempel PCB fra maling som lekker ut og samles i nærliggende jord. Ettersom PCB er brukt i en rekke produkter fra 1950-tallet og frem til 1980, vil det forventes høye verdier finnes i disse områdene. Her er det likevel ikke en direkte sammenheng mellom aldrene på bebyggelse og konsentrasjon av PCB. Bebygde områder fra 1950-1980 vil kunne ha høyere konsentrasjon, ettersom det i nybygg vil være større bruk av PCB-holdige produkter i konstruksjon, men også i eldre bygg vil være rehabilitert med PCB-holdige produkter. Samtidig kan det ikke utelukkes at deler av PCBen som observeres stammer fra andre kilder som langtransport fra kontinentet (Nam [et al.] 2008, s. 1598).

## **7.6 Bestemmelse av kilder i bymiljøet**

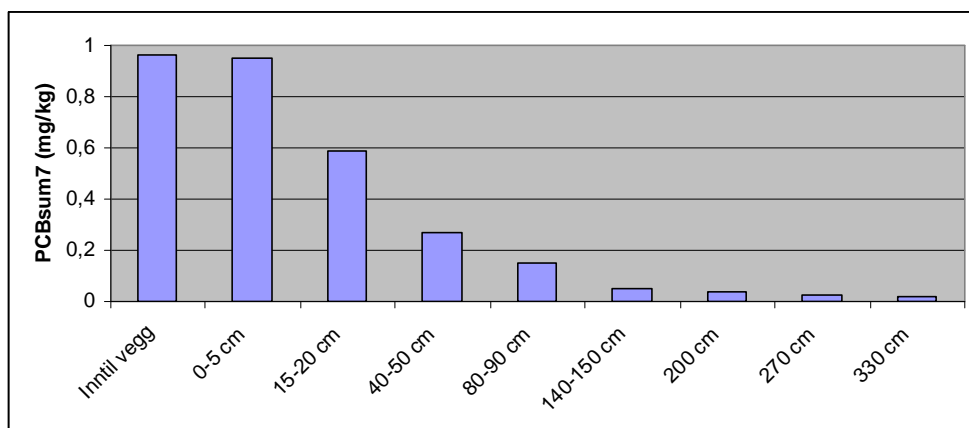
### **7.6.1 Betydningen av bakgrunnsverdi i bestemmelse av kilder**

Det er vist i datasettet for Trondheim dypprøver at mennesket har påvirket fordelingen i overflatejorden. Av elementene er forskjellen størst for bly med nesten tidobling av konsentrasjonene fra 1-5 meter til 0-1meter, men det er også vist merkbart høyere konsentrasjoner av kadmium, kvikksølv og sink. I motsetning er konsentrasjonene av krom og nikkel lavere, som følge av fortykning av berggrunnen av andre stoffer. Dette kan ikke direkte overføres til de andre byene, med det gir et bilde på hvilke elementer som er mest aktuelle for undersøkelse av menneskets påvirkning og det viser at bakgrunnsverdier har betydning i bestemmelsen av fordelingen og kilder.

### **7.6.2 Hvor store områder påvirkes av forskjellige kilder?**

Dette er et viktig spørsmål ettersom en punktkildes utstrekning vil ha avgjørende betydning hvor langt det kan antas at det fremdeles er snakk om samme kilde. Her kan det grovt og stilisert deles inn etter forskjellige utslippskilder; stasjonære punktkilder, mobile linjekilder og diffuse flatekilder.

Det er vist for områder nær vei i Oslo at avstanden fra kilde til prøvelokalitet påvirker resultatet og det forventes lavere verdier etter hvert som man beveger seg vekk fra veien. Nøyaktig når avstand kilden ikke lenger er synlig vil avhenge av faktorer som hindringer og trafikkmenge, men avstandene er funnet til å være relativt korte (Amundsen og Roseth 2004, s. 42; Filippelli [et al.] 2005, s. 6). Når det gjelder diffuse flatekilder er det ikke mulig å si noe generelt om avstander, ettersom det ikke er mulig å fastslå enkeltvis kilder. I motsetning er det mulig å studere utslippsmønstre for punktkilder, ettersom disse har veldefinerte utslipp. For eksempel vil konsentrasjonen av arsen fra CCA-impregnert trevirke, en punktkilde, falle hurtig med avstand fra kilden (Langedal og Hellesnes 1997, s. 8). Lignende tall er også funnet for fordelingen av PCB fra bygg hos Jartun [et al.] (2008b, s. 9) og kan eksemplifiseres med data fra barnehageprosjektet i Oslo:

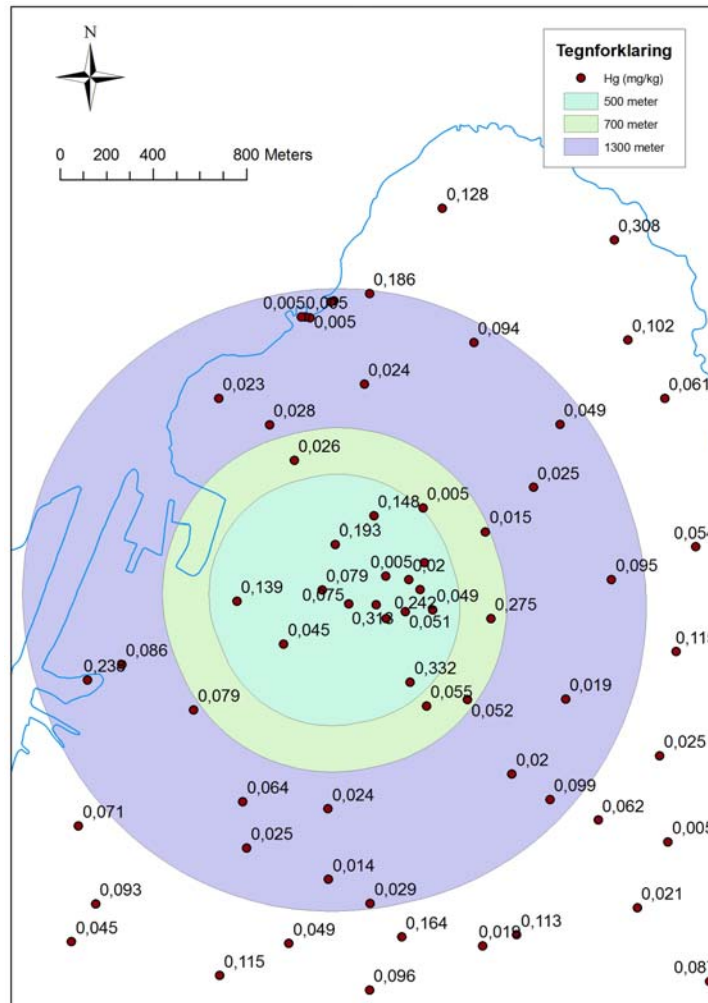


**Figur 84: Profil av PCBsum7 konsentrasjon fra vegg i barnehage 139 i Oslo barnehageprosjekt.**

Som vist over er PCB-konsentrasjonen nede på bakgrunnsnivå ved noen få meter fra veggen. Dette vil være tilfellet med de fleste punktkilder som har utslipp i form av utvasking og nedbryning av objekter, det vil si in-situ utslipp. Likevel vil også disse kildene i større grad gå fra veldefinert punktkilde til mer diffuse kilder etter hvert som tiden går.

En annen punktkilde har utslipp som skjer via atmosfæren; for eksempel forbrenningsanlegg og krematorier. Når det gjelder utslipp og sporing av kvikksølv fra har Langedal og Ottesen viset at det er vifteformet utslipp fra St. Olav Hospital avfallsforbrenning og krematorium på Øya i Trondheim. Utslippene stekker seg rundt en kilometer i nordgående, vanligste vindretning, retning (Langedal og Ottesen 2001, s. 67). Et annet eksempel på atmosfærisk punktkilde er Lademoen krematorium i Trondheim:





Figur 85: Figur over Lademoen krematorium i Trondheim, buffersoner på 500, 700 og 1300 meter vises, sammen med konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg) i hvert punkt i Trondheim bykartleggingsdatasettet.

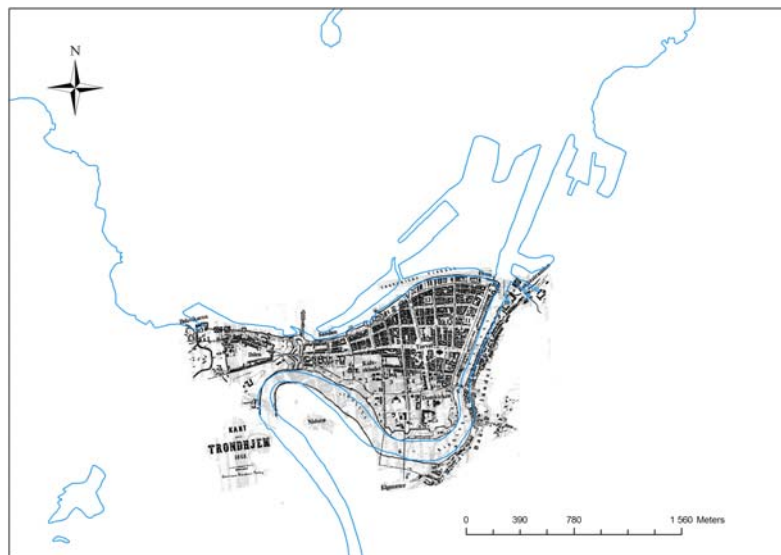
Tabell 37: Mediankonsentrasjonen av kvikksølv i områder 0-500, 500-700 og 700-1300 meter fra Lademoen krematorium, i tillegg vises mediankonsentrasjonen for hele Trondheim bykartleggingsdatasettet:

| Avstand    | 0-500 meter | 500-700 meter | 700-1300 meter | Hele datasettet |
|------------|-------------|---------------|----------------|-----------------|
| Antall (N) | 15          | 6             | 24             | 334             |
| Hg (mg/kg) | 0,079       | 0,039         | 0,027          | 0,047           |

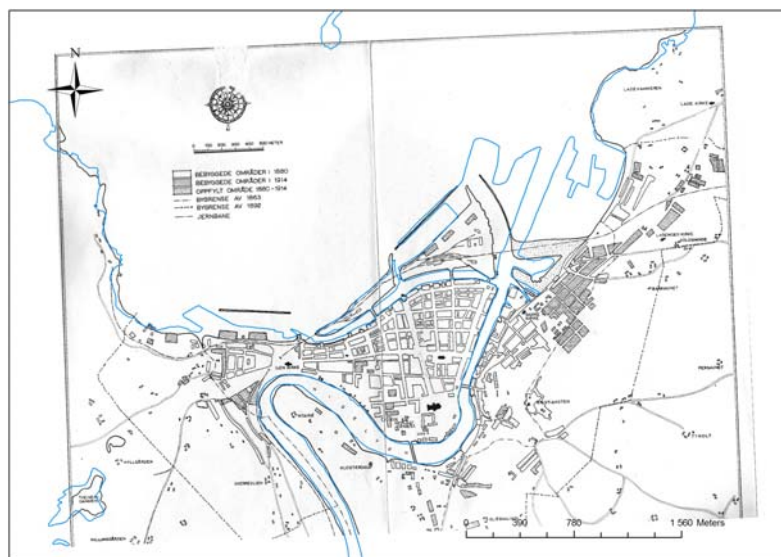
I dette tilfellet virker er man ved 500 meter nede på mediankonsentrasjonen til datasettet. Dette får frem et viktig poeng; det er vanskelig å si noe generelt om hvor langt utslipp fra enkeltkilder kan påvises, spesielt i tilfeller med kilder som har atmosfæriske utslipp. Dette gjør at kildebestemmelsen vil være vanskelig og oversikt over alle potensielle kilder vil være nærmest umulig i sentrale deler av urbane miljø.

### 7.6.3 Forandring i bymiljøet

I tillegg til at usikre utslippssoner gjør nøyaktig kildebestemmelse vanskelig ettersom bymiljø, spesielt overflatejorden, stadig forandres. Dette medfører at forurensing både maskeres og spres. At bymiljøet er et dynamisk miljø er som vist tidligere i utviklingen av kystlinjen i Trondheim:



Figur 86: Kart som viser Trondheims kystlinjen i 1868 lagt over dagens kystlinje (NTNU 2008 og Stav 1994, s. k2).



Figur 87: Kart som viser Trondheims kystlinjen i 1958 lagt over dagens kystlinje (Danielsen 1958 og NTNU 2008).

Dette viser at i tillegg til skiftende bebyggelse og næring, har det skjedd forandringer i bymiljøet i form av utfylling av blant annet kystlinjen. Selv om kartene over kun viser Trondheim, vil lignende utvikling av kystlinjen også ha skjedd i andre norske byene. Og i tillegg til forandring av kystlinje eksemplifiserer flere meter med menneskeskap kulturjord

hvordan mennesket påvirker og forandrer nærmiljøet over tid. Dette gjør det svært vanskelig å kartlegge kilder ettersom miljøet stadig er i forandring og utslipper ikke domineres av et fåtall større næringer, som for eksempel det som er vist i Porsgrunn (Holt 2009).

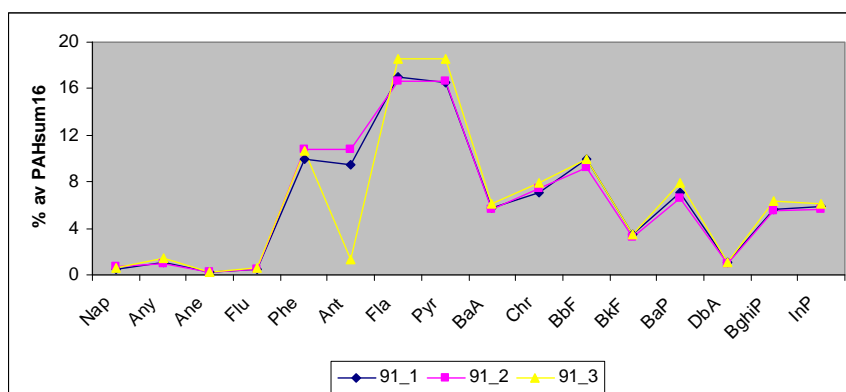
I Bergen og Oslo har det også skjedd forandringer de siste hundre årene. Blant annet er store områder i Bergen sentrum fylt igjen for å gi plass til bypark og festplass. Denne utfyllingen besto i første rekke av avfall fra garverivirksomhet i området. Mudderlaget som hadde samlet seg opp ble redningen for at ikke hele Lungegårdsvannet ble fylt igjen, ettersom dette hadde krevd at man først fjerner et 16 meter tykt forurenset mudderlag, for deretter å fylle på med en halv million kubikkmeter fyllmasse (Magnus 1986, s. 28).

I Oslo har det skjedd en vesentlig utfylling av havnen; for eksempel er det nær Akerselva avsatt store mengder sagflis i havnebassenget og på sjøsiden av Oslo S finner man nedfelt bryggekar av tømmer, steinblokker og betong. I tillegg viser undersøkelser fra Filipstad, et område som er tilført store mengder masser, fyllmasser bestående av brunlig, siltaktig sand, grusmasser og grovere masser. Samtidig er det enkelte steder funnet skrapjern og småskrot, kabler og rør, teglstein, glass, asfaltbiter og betongelement. Disse fyllmassene på Filipstad illustrerer typisk byjord; som inneholder diverse skrap og avfall, og ofte har høye konsentrasjoner av miljøgifter (Joranger 2005, s. 15).

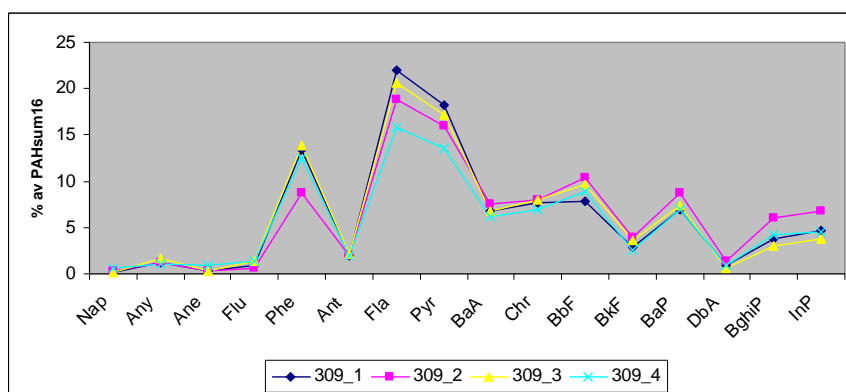
#### **7.6.4 Påviste kilder i bymiljøet**

I de eldste delene av byen har det foregått en mengde forskjellig aktivitet gjennom historien, noe som gjør at det ikke er mulig å skille ulike utslipp fra de forskjellige kildene. Derimot skulle man kanskje ikke forvente det samme problemet med å fastslå kilder utenfor sentrum, der færre og større næringsbedrifter holdt til. Likevel er det også her vist seg vanskelig å med sikkerhet fastslå kilder. Dette henger sammen med at datamaterialet som brukes hadde som mål å kartlegge hele byer, og ikke å stadfeste enkeltvis kilder. Dette gjør at datagrunnlaget er for lite og for spredt til å med sikkerhet fastslå kilder. I tillegg er det i flere tilfeller funnet høye konsentrasjoner i områder som det ut i fra datamaterialet ikke kan forklares. Dette illustrer dermed hvor vanskelig det er å kartlegge potensielle utslippkilder i en by og samtidig ta med alle variabler som påvirker fordelingen. Ikke minst gjøres arbeidet vanskeligere ettersom næringsvirksomheten er svært heterogen, slik at det ikke er mulig å på forhånd vite nøyaktig element og i hvilken grad de er sluppet ut i nærmiljøet.

Likevel viser fordelingen av PAH nedenfor noe interessant:

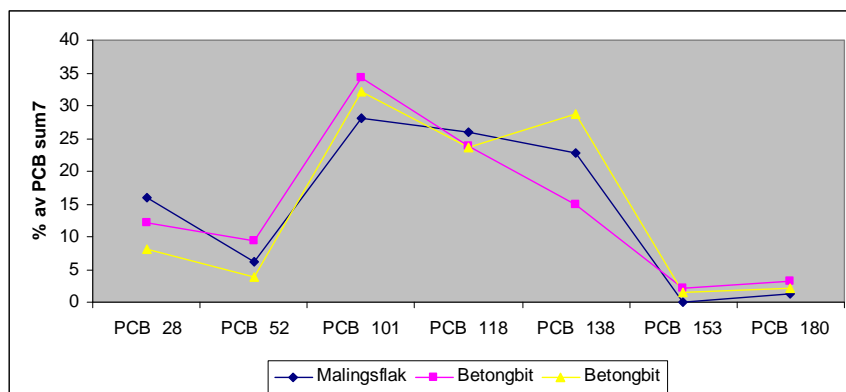


**Figur 88:** Fordeling, i forhold til PAHsum16, av enkeltkomponentene ved barnehage 91 i Oslo barnehageprosjekt.

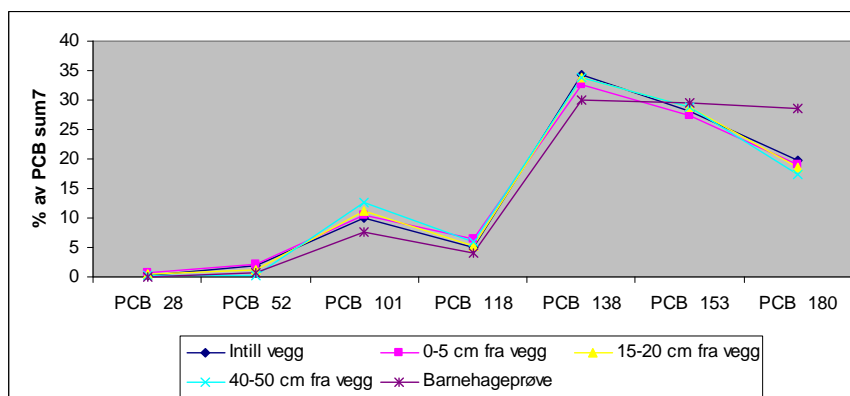


**Figur 89:** Fordeling, i forhold til PAHsum16, av enkeltkomponentene ved barnehage 309 i Oslo barnehageprosjekt.

Fordelingen viser at prøvene innenfor samme område, over deteksjonsgrensen, har lignende fordeling. Ut i fra dette vil prøver som ligger nær hverandre være påvirket av de samme kildene og dermed ha lignende fordeling, på tross av at konsentrasjonene er forskjellige. Dette vil ikke gjelde for alle elementer, men ved atmosfærisk utslippene og lik avstand til kilde gjør det naturlig å anta at det også i andre tilfeller vil være lik fordeling i prøvepunkter som er nær hverandre. Samtidig er det også vist i tilfellet med PCB-digram i Oslo og Bergen at punkt som ligger langt fra hverandre kan ha lignende kilder. Likevel er det et poeng, spesielt i tilfellet med organiske forbindelsene, at fordelingen av enkeltkomponenter ikke nødvendigvis har lik fordelingen som antatt kilde:



**Figur 90:** Diagram som viser fordelingen av PCB, i forholdt til PCBsum7, i antatt PCB kilde; et bygg i Oslo barnehageprosjekt.



**Figur 91:** Diagram som viser fordelingen av PCB, i forholdt til PCBsum7, nær antatt kilde (bygget over) i Oslo barnehageprosjekt.

Dette viser at det er mange og komplekse prosesser som styrer utslipp og fordelingen fra kilde til nærområde. Dermed kan være forskjeller i fordelingen mellom kilde og prøve, og til en viss grad innenfor prøver i samme område.

På tross av vanskeligheten med å fastslå enkeltkilder tyder mønster i byene, med anrikning av Pb, Cd, Hg og Zn og PAHsum16, at det eldste byområdene vil fungere som diffuse flatekilder. Utslipp vil stamme fra forskjellig menneskelig produksjon og forbruk. Det er sentralt at alderen på bebyggelse betyr mer enn bare ett tall; høy alder i et område betyr at det har vært mange og forskjellige aktiviteter i området. Dette står i kontrast til yngre bebyggelse, der det forventes færre og bedre kartlagte aktiviteter.

Aktiviteter som har pågått, da hovedsakelig i de eldre bydelene, har dermed påvirket den geokjemiske fordelingen gjennom en rekke kilder; trafikk med utslipp av eksos, oljesøl, slitasje av dekk og bil, slitasje og rehabilitering av bygninger med utslipp av bygningsrester som maling og mørtel, utslipp fra industriell og kommersiell aktivitet, samt bybranner og utslipp fra boligoppvarming som vedfyring. Samtidig som materialer er importert inn i byene,

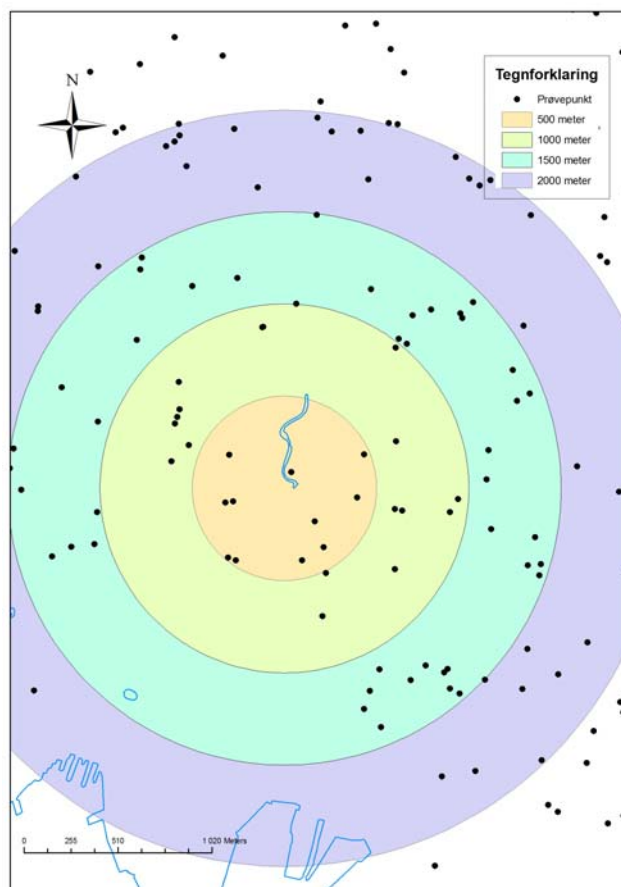
forbrukt og sluppet ut der, vil de også akkumuleres i byjorda og forbli der med mindre massene blir begravd eller flyttet.

Selv om det ikke er funnet en klar trend i anrikningen av metaller i den generelle kategorien næringsarealer, vises anrikning av bly, kvikksølv og sink i varierende grad i byene. Dette kommer av at næringsaktivitet er svært heterogen i sin størrelse, driftstid og virksomhet. Utslipp fra næring bør derfor i stedet ses enkeltvis eller kategorisert etter type næring. At denne fremgangsmåten kan gi bedre resultat er illustrert med at rekke tungmetaller er anrikt i de gamle industriområdene Ila og Pudderfjorden. Til tross for at den generelle kategorien ikke isolert viser en klar påvirkning fra næring, er det tydelig at næring og industri i byene har vært med på å forme den geokjemiske fordelingen i byene. Men bidraget må i hvert tilfelle bestemmes fra empiriske forsøk.

Av de undersøkte byene er det kun Oslo som viser forhøyde verdier av bly, sink og PAH nær vei. Likevel har både Tjihuis (2003, s. 153-154) i Bergen og Ottesen og Langedal (2001, s. 68) i Trondheim i tidligere undersøkelser vist anrikning av flere elementer nær vei. Dermed vil trafikk, slitasje av kjøretøy og veibane være kilder til tungmetaller som bly og sink, samt organiske miljøgifter som PAH.

Mennesket har kontinuerlig sluppet ut PAH fra aktiviteter som vedfyring og næringer, noe som viser igjen ved at det er høye verdier innenfor de eldste bydelene. I tillegg vil enkeltvis kilder som gassverk, forbenningsanlegg og trafikk være kilder til PAH også utenfor bysentrum. Dermed er det ikke overraskende at PAH-ratioene peker på forbrenning av kull, tre og petroleum som kilder i byene.

At enkeltvis kilder som gassverk har vært en vært kilde til utslipp kan gassverket i Cuba-området i Oslo illustrere:



Figur 92: Kart som viser forskjellig avstand fra gassverket på Cuba-området i Oslo.

**Formel 1: Mediankonsentrasjon av PAHsum16 i Oslo barnehagedatasett, der alle verdier er brukt, ved forskjellige avstander fra gassverket på Cuba-området i Oslo. I tillegg vises mediankonsentrasjonen for hele datasettet:**

| Avstand           | 0-500 meter | 500-1000 meter | 1000-1500 meter | 1500-2000 meter | Hele datasett |
|-------------------|-------------|----------------|-----------------|-----------------|---------------|
| Antall prøver (N) | 106         | 144            | 365             | 427             | 5714          |
| PAHsum16 (mg/kg)  | 1,00        | 0,58           | 0,74            | 0,51            | 0,10          |

Det første som kan kommenteres er at det jevnt over er høye PAH-konsentrasjoner. Dette kommer av at gassverket ligger i den eldste delen av Oslo der det har vært en mengde av kilde, blant annet andre gassverk. Likevel er det funnet at verdiene nærmest gassverket er enda slik at det er tydelig at gassverket har vært en stor kilde til PAH i området.

På tross av at det ikke har vært mulig å bestemme nøyaktige kilder til PCB i denne undersøkelsen vil PCB stamme fra er en rekke produkter, spesielt fra 1950 – 1980-tallet, som inneholdt PCB for å styrke og få frem ønskede egenskaper. Blant annet ble PCB tidligere brukt i transformator- og kondensatoroljer, isolerglasslim, kitt, tilsetning til betong, fugemasse og maling (Ottesen [et al.] 2007, s. 25). Dermed er det potensielt mange kilder til PCB i et bymiljø, noe som illustreres ved funnene av flere forskjellige PCB-profiler i barnehageprosjektet i Oslo.

## 8.0 Konklusjon

### 8.1 Konsentrasjonsforskjeller i byene

Ved undersøkelse av barnehagedataene i Oslo, Bergen og Trondheim er det funnet høyere konsentrasjonsintervall til Pb, Cd, Hg, Zn, PAHsum16 og PCBsum7 i større byer enn mindre. Det antas at disse elementene har hovedsaklig antropogene i byene, noe som er underbygd med konsentrasjonsforskjeller i forhold til dyprøvene i Trondheim, utbredt kommersiell bruk og et anrikningsmønster som avhenger av alderen på bebyggelse. For elementene As, Cu, Cr, Ni er det ikke vist et slikt mønster, og det antas at disse hovedsaklig har geogene kilder. Spesielt er dette tilfellet for nikkel og krom i Trondheim.

Lignende mønster i fordelingen av Pb, Cd, Hg, Zn, PAHsum16 vises også ved vurdering av Trondheim bykartlegging og Bergen regionkartlegging, men her kan det i tillegg trekkes frem faktorer som lite overskuddsmasse i Bergen forklarer høye konsentrasjoner av bly, kobber og kvikksølv i sentrale deler av byen. Samtidig vil forskjellig prøvetakningsmønster og analyseforskjeller påvirke resultatet. Dette belyser et viktig poeng med usikkerhet knyttet til sammenligning av konsentrasjoner fra ulike datasett. For eksempel er det vist i barnehageprosjektet i Bergen at høye PAH-verdier i Bergen regionalkartlegging gir et overdimensjonert bilde i forhold til Oslo og Trondheim. Likevel kan høye PCB-konsentrasjoner i Bergen regionalkartlegging ikke avskrives som misvisende, ettersom Bergen er kjent for høy bruk av PCB i bygningsmaterialer.

Det er også vist at konsentrasjonsintervallet påvirkes av prøvelokaliteten. For eksempel er det funnet høyere arsenkonsentrasjon, fra CCA-impregnert trevirke, i barnehageundersøkelsen enn i henholdsvis regional- og bykartleggingen i Bergen og Trondheim. Samtidig har tungmetallene bly, kadmium, kvikksølv og sink lavere konsentrasjoner inni barnehagene, noe som skyldes import av jord og sand, samt fortykning som følge av sand.

### 8.2 Fordelingen av arsen og utvalgte tungmetaller, PAHsum16 og PCBsum7

Barnehageprosjektene fra Bergen og Oslo viser at bly, kvikksølv og PAHsum16 er anriktet i de eldste områdene av byene. Barnehageprosjektet og bykartleggingen i Trondheim og Bergen regionalkartlegging viser i tillegg til bly, kvikksølv og PAHsum16 en anrikning av kadmium og sink. Samtidig vises det i nevnte tilfeller at konsentrasjonene avtar mot yngre bebyggelse. Dette gjelder derimot ikke for alle elementene og i like stor grad for alle byene,



hvor fordelingen av nikkel og krom i Trondheim kan trekkes frem som eksempel på elementer som har klart geogent opphav.

Mønsteret som er funnet med høye verdier av bly, kadmium, kvikksølv, sink og PAHsum16 virker overbevisende ettersom det er vist lignende trekk i de tre byene i forskjellige datasett og antatt bakgrunnsverdier i Trondheim viser en annen fordelingen enn det som vises i overflatejorden. I tillegg er det vist i annen litteratur at disse elementene er utbredt i kommersiell bruk og lignende mønster er funnet i andre byer.

Til tross for at det i de tre byene er indikert ved-, kull- og petroleumsforbrenning som kilder til PAH, varierer ratioforholdet etter alderen i byene. Påvirkningen fra ved- og kullfyring er høyere i Bergen og Oslo i de eldste områdene, og petroleumsforbrenning får økende betydning i yngre områder. Samme mønster vises ikke i Trondheim, men her er forskjellene mindre og uklare sett i forhold til spesielt Oslo. Det er også, om enn små, forskjeller mellom fordelingen av PAH i yngre og eldre bebyggelse, hvor andelen av tyngre (BghiP og InP) som er høyere i eldre bebyggelse, i motsetning til lette PAH-komponenter (Phe og Fla) er høyere i yngre bebyggelse.

Fordelingen til PCB er vist i barnehageprosjektene og Bergen regionalkartlegging til ikke avhengig av alderen på bebyggelse, med det mulige unntak av bebygde områder etter 1980. Grunnen til dette er at PCB, i motsetning til de andre undersøkte elementene, er et nytt produkt og det vil ikke ha foregått nevneverdig akkumulering over lengre tid i eldre områder i forhold til de yngre områder. Dermed tyder en jevn distribuering i byene på at fordelingen har sammenheng med bruken av PCB-holdige produkter i området og nærhet til kilde.

### **8.3 Kilder til fordelingen**

Det er vist at eldre bydeler, sentrumsområdene, i alle tre byene er anriktet av flere metaller og PAH. Her vil høy alder være synonymt med at det har forgått en rekke aktiviteter over lang tid. Dette gjør at sentrumsområdene må ses som en diffus flatekilde, der det er vanskelig å isolere og stadfeste enkeltvis kilder. Likevel vil store kilder til en rekke metaller og PAH være blant annet bygningsmaterialer, produksjon og utslipp fra næring, utslipp tilknyttet vei, gassverk, forbrenningsanlegg og krematorier.

Det er vist, ut i fra PAH-ratioforhold, at hovedkildene i byene er ved-, kull-, og petroleumsforbrenning. Funnet underbygges ved det er vist lignende fordeling av PAH-komponentene både innen hver by og mellom byene. Dette indikerer lignende og dominerende kilder som ved- og kullfyring og forbrenning av petroleum.

PCB-diagramet fra Bergen regionkartlegging viser at høye PCB-konsentrasjoner stammer fra et produkt eller produkter med samme PCB-fordeling. Når det gjelder datasettet for barnehageprosjektet i Oslo er det funnet åtte klart forskjellige kilder, der en av gruppene i Oslo er lik den i Bergen. På tross av at kildebestemmelse ikke har vært mulig i denne oppgaven, vil PCB stamme fra blant annet bygningsmaterialer, spesielt fra 1950 – 1980-tallet, som inneholdt PCB.

I undersøkelsen av anrikningsfaktor nær vei kan Oslo trekkes frem som eksempel der det er funnet forhøyning av bly, sink og PAH. Men utslipp fra vei er vist i andre undersøkelser for Trondheim og Bergen. Det skyldes at undersøkelsesmetoden påvirker resultatet, der faktorer som prøvetakningsmønster og hvilke nedslagsfelt som det opereres med vil ha avgjørende betydning. PAH-ratioforholdet har ikke vist en klar trend nær vei og bare Oslo har nok prøver i kategorien til å bli vurdert. Likevel viser prøvene fra områder nær vei at ratioforholdet er lavere og vridd mot venstre i forhold til hele datasettet, hvilket indikerer større betydning av petroleumsforbrenning.

Undersøkelser knyttet til anrikning i næringsarealer har ikke vist noen absolutt trend, selv om Bergen og Trondheim, og delvis Oslo, har anrikning av bly, kvikksølv og sink i næringsarealer. Dette kan forklares med bruk av for generell kategori i undersøkelsen. I tillegg har forskjellig næringsaktivitet heterogene utslipp og anrikningen kan dermed bli maskert. Samtidig er store deler av de gamle næringsarealer i byene i dag blitt boligområder, med påfølgende opprydning av grunnen i områdene. Likevel kan undersøkelsen av anrikning i Ila i Trondheim og vestre Pudderjord i Bergen gi eksempel på områder på områder som har hatt mye og tung industri og hvor det er tydelig anrikning av flere tungmetaller.

Selv om det på et overordnet nivå har vært mulig å bestemme kilder, har bestemmelse av enkeltvis kilder vært vanskelig, spesielt i sentrumsnære områder som fungerer som diffuse flatekilder. Men også studie av trafikk og enkeltlokaliteter har gitt sprikende resultat. Her kan faktorer som at næringer ofte ligger samlet og ukjent utslipsdata trekkes frem, samtidig som påvirkningsområdet er svært varierende. For eksempel er det i oppgaven vist at utslipp fra bygninger (in-situ utslipp) strekker seg over få meter, mens det ved atmosfæriske utslipp strekker seg over flere hundre meter. Dette vanskeliggjør nøyaktig bestemmelsen av kilder. Likevel er det vist at Lademoen krematorium i Trondheim og gassverket på Cubaområdet i Oslo har vært kilder til henholdsvis kvikksølv og PAH. De to kildene kan antas å være dominerende i bymiljøet, og nøyaktig kildebestemmelse i dette tilfellet vil høre til unntaket i forhold til regelen.

Et annet aspekt med kildebestemmelse er hvorvidt prøvemediet reflekterer påvirkningen fra omliggende aktivitet. Som vist med avstand fra vei, kan det være snakk om tilfeldig høye verdier eller påvirkning fra andre aktiviteter, og dermed ikke den aktiviteten man leter etter. I tillegg viser forandringen av kystlinjen og massetransport at byjord er dynamisk hvor bymiljøet stadig er i forandring og overflatejorda gjennomgår transport og omveltning. Dermed vil kildebestemmelse med utgangspunkt i et datamateriale som ikke hadde som utgangspunkt å bestemme kilder kunne gi usikre resultater.

Med utgangspunkt i det overnevnte kan byjord karakteriseres av antropogen påvirkning av Pb, Cd, Hg, Zn, PAH og PCB. Dette er spesielt tilfellet i de eldste bydelene, hvor høy alder representerer en mengde forskjellige aktiviteter. Næringsvirksomheter som smelteverk, gassverk og krematorier, utslipp fra vei, samt ved- og petroleumsforbenning vil også være sentrale kilder til miljøgiftfordelingen.

#### **8.4 Videre arbeid**

En stor del av oppgaven har vært å undersøke fordelingstrender i byene. Det har vist seg at naturlige verdier i stor grad påvirker resultatet av funnene. Derfor vil diskusjonsgrunnlaget være tjent med data over naturlige bakgrunnskonsentrasjoner i studieområdet. Av de undersøkte byene er det kun Trondheim som har data over naturlige bakgrunnskonsentrasjoner tilgjengelig. Hadde den type tallmateriale også vært tilgjengelig for Oslo og Bergen ville dette ha gitt et bedre grunnlag i forståelsen av hva som er de naturlige verdiene i byene og i hvilken grad antropogen påvirkning har forandret bymiljøet. Den type materiale kunne også dannet et avgjørende grunnlag i en forvaltningssammenheng, hvor kontroll av massetransport i byene og begrenset spredning av forurensede masser vil være sentrale tiltak.

## 9.0 Litteraturhenvisning

Amundsen C.E. og Roseth R. (2004): *Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge*, Statens vegvesen rapport UTB 2004/08

Andersson M., Ottesen R.T. og Haugland T. (2006): *Overvåkning av jordforurensning i Trondheim 1994-2004*, NGU rapport 2006.033

Andersson M., Ottesen R.T. og Volden T. (2004): *Building materials as source of PCB pollution in Bergen, Norway*. I *Science of Total Environment* 324 2004

Asplan Viak A.S. (2007): *Aktsomhetskart for grunnforurensning*, oppdrag fra Byutvikling Grønn etat, Bergen kommune

Antsje H. (2006): Upublisert materiale ved NGU

Arnesen H.M. (1998): *Trondheim By: Vekst og Utvikling – En analyse av forholdet mellom planlagt og faktisk utbygging av Trondheim by i perioden 1960-1998*, Hovedoppgave i Geografi, Geografisk institutt, NTNU, Trondheim 1998

Aspen J. (2003): *Byplanlegging som representasjon – en analyse av Harald Hals' generalplan fra Oslo av 1929*, Arkitektøyskolen i Oslo, Unipub As

Baltzersen B., Carlsen J., Engh P.-H., Hagen W., Haugeh E.B., Kalberg T., Reime S., Vihovde O. og Aasnes L. (1977): *Ei bok om Oslo : planlegging og byutvikling før 1950*, opptrykk av et semester ved arkitektøyskolen i Oslo, AHO-trykk

Birke M. og Rauch U. (2000): *Urban geochemistry: Investigations in the Berlin metropolitan area*. I *Environmental Geochemistry and Health* 22, 2000

Danielsen R. (1958): *Trondheim bys historie – IV: Det nye bysamfunnet 1880 – 1914*, F. Bruns Bokhandels forlag, Trondheim

Diawara M.M., Litt J.S., Unis D., Alfonso N., Martinez L.A., Crock J.G., Smith D.B. og Carsella J. (2006): *Arsenic, Cadmium, Lead, and Mercury in surface soils, Pueblo, Colorado: implications for population health risk*. I *Environmental Geochemistry and Health* 28 2006

Doick K. J., Klingelmann E., Burauel P., Jones K.C. og Semple K.T. (2005): *Long-Term Fate of Polychlorinated Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Agricultural Soil*. I *Environmental Science and Technology* vol. 39, No10 2005

Duzgoren-Aydin N.S., Wong C.S.C., Aydin A., Song Z., You M. og Li X.D. (2006): *Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China*. I *Environmental Geochemistry and Health* 28 2006

Egede-Nissen C., Einarisdótti, D. M. C., Haug S., Hovde G., Nauste K. B. og Skårn J. S. (2008): *Kartlegging og identifisering av aktive forurensningskilder til havnebassenget i Trondheim*. NGU rapport 2008.009

Eggen O. A. ved NGU (2009): Personlig kommentar

- Eggen O.A. og Pedersen S.H. (2008): *Om kartlegging av forurensende virksomhet i Oslo kommune føre 1948 – metode og hovedfunn*, NGU rapport 2008.037, oppdrag fra Helse- og velferdsetaten, Oslo kommune
- Eggen O.A. (2007): Datasett over Trondheim overvåkning av jordforurensing, Bergen regionalkartlegging og Oslo barnehageprosjekt, mottatt per e-mail 2. oktober 2007 fra NGUs geokjemidatabase.
- Eggen O.A., Haugland T. og Gaut S. (2006): *Kartlegging av jordforurensning i 12 barnehager i bydel Frogner (utenfor Ring 2)*, NGU rapport 2006.071, oppdrag fra Eiendoms- og byfornyelsesetaten Oslo kommune
- Eitrem, Vegar (1994): *Byutvikling i Trondheim – en case studie*, Diplom NTH 1994
- Ertresvaag, Agil (1982): *Bergen bys historie bind III – Et bysamfunn i utvikling 1800-1920*, Universitetsforlaget, Bergen
- Filippelli G.M., Laidlaw M.A.S., Latmier J.C. og Raftis R. (2005): *Urban Lead Poisoning and Medical Geology: An unfinished Story*, i GSA Today, v. 15; no.1, January 2005
- Fossen B. og Grønlie T. (1985): *Bergen bys historie bind IV – Byen sprenger grensene 1920-1972*, Universitetsforlaget, Bergen
- Harris C.J. (1991): *Bergen i kart : fra 1646 til vårt århundre*, Eide forlag i samarbeid med Bergen kommune, Centraltrykkeriet Grafisk Service AS
- Heywood I., Cornelius S. og Carver S. (2006): *An Introduction to Geographical Information Systems, third edition*, Pearson Education Limited, Mateu-Cromo, Artes Graficas, Spain
- Holt Y. (2009): *Jordforurensing i Porsgrunn – Kartlegging av tungmetaller og arsen i overflatejord i Porsgrunn kommune, Norge*. Masteroppgave til graden Master i kjemi, NTNU Trondheim
- Håpnes R.Å. (2003): *Trondheim tar form : bygningshistorisk blick på bydelene*, Tapir Uttrykk, Trondheim.
- Jensen H.K.B., Eggen O.A., Frøland S.L. og Skårn J.S. (2009): *Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban surface-soil in Oslo, Bergen and Trondheim, Norway: PAH<sub>16</sub> levels, compositions and ratios*. NGU rapport, upublisert utgave
- Jensen H.K.B. og Eggen O.A. ved NGU (2009): Personlig kommentar
- Jartun M., Ottesen R.T., Steinnes E. og Volden T. (2008a): *Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediment from stormwater traps*. I Science of the total environment 396 2008
- Jartun M., Eggen O.A., Volden T. og Ottesen R. T. (2008b): *Nasjonalt estimat på problemomfang og mengdeberegning for PCB i stående bygningsmasse i Norge*. NGU rapport 2008.080

- Jartun M. (2008): *Active sources and dispersion mechanisms of pollutants, especially polychlorinated biphenyls (PCBs), in the urban environment*. Doctoral theses at NTNU, 2008:229
- Joranger T. (2005): *Forurensset grunn i Oslo : Grenseverdier og aktsomhetsområder*, rapport 17/2005, Helse- og velferdsetaten, Oslo kommune, Oslo
- Kirkhusmo A. (1997): *Trondheims historie 997-1997, Bind 5: Vekst gjennom krise og krig 1920 – 1964*, Universitetsforlaget, Oslo
- Kjeldstadli K. og Myhre J. E. (1995): *Oslo – spennings by. Oslohistorie*, Pax Forlag A/S, Oslo
- Kjeldstadli K. (1990): *Oslo bys historie - Bind 4: Den delte byen Fra 1900 til 1948*, J. W. Cappelens Forlag A.S., Oslo
- Laidlaw M.A.S., Mielke H.W., Filippelli G.M., Johnson D.L. og Gonzales C.R. (2005): *Seasonality and Children's Blood Lead Levels: Developing a Predictive Model using Climatic Variables and Blood Lead Data from Indianapolis, Indiana, Syracuse, New York and New Orleans, Louisiana (USA)*. I *Environmental Health Perspectives* Volume 113, Number 6, June 2005.
- Langedal M. (2002): *Veileder for opprydding i forurensset grunn ved bygge- og gravearbeid*. Trondheim kommune, miljøavdelingen
- Langedal M. og Hellesnes I. (1997): *Innhold av tungmetaller i overflatejord og bakterier i sandkasser i barnehagene i Trondheim: Helse- og miljørisikovurdering*. Trondheim kommune, miljøavdelingen rapport TM 97/03
- Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J. og van Wezel A.P. (2001): *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater - Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater*. RIVM report 711701 023
- Ljung K., Otabbong E. og Selinus O. (2006): *Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden*. I *Environmental Geochemistry and Health* 28, 2006
- Magnus, Anders (1986): *Bergen – sett fra luften*, Ernst G. Mortenses Forlag A/S, Bergen
- Marker B.R. (1996): "The role of the Earth sciences in addressing urban resources and constraints" kapittel i *Urban Geoscience*, McCall G.J.H., De Mulder E.F.J. og Marker B.R. (red). A.A.Balkema, Rotterdam, Nederland
- Matchullat J., Ottenstein R. og Reimann C. (2000): *Geochemical background – can we calculate it?*. I *Environmental Geology* 39 (9) 2000
- Mielke H.W., Wang G., Gonzales C.R., Powell E.T., Le B. og Quach V.N. (2004): *PAHs and metals in the soils of inner-city and suburban New Orleans, Louisiana, USA*. I *Environmental Toxicology and Pharmacology* 18(3) 2004

McCall G.J.H. og Marker B.R. (1996): "Mineral resources" kapittel i *Urban Geoscience*, McCall G.J.H., De Mulder E.F.J. og Marker B.R. (red). A.A.Balkema, Rotterdam, Nederland

Mielke H.W. (1999): *Lead in the Inner Cities – Policies to reduce children's exposure to lead may be overlooking a major source of lead in the environment*. I *American Scientist*, Volum 87, 1999

Mielke, H.W., Gonzales C.R., Smith M.K. og Mielke, P.W. (1999): *The Urban Environment and Children's Health: Soils as an Integrator of Lead, Zinc, and Cadmium in New Orleans, Louisiana, U.S.A.* I *Environmental Research Section A* 81

Myhre J. E. (1990): *Oslo bys historie - Bind 3: Hovedstaden Christiania Fra 1814 til 1900*, J.W. Cappelens forlag A.S., Oslo

Nam J.J., Thomas G.O., Jaward F.M., Steinnes E., Gustafsson O. og Jones K.C. (2008): *PAHs in background soils from Western Europe: Influence of atmospheric deposition and soil organic matter*. I *Chemosphere* 80, 2008

Naturvårdsverket (1997): *Bakgrunnhalter i mark - Halter av vissa metaller och organiska ämnen i tätort och landsbygd. efterbehandling och sanering*. Naturvårdsverket Rapport 4640

Nissen H.A. (1999): *Oppsummering av Trondheims industrihistorie*, Miljøavdelingen Trondheim kommune

Ottesen R.T. ved NGU (2009): Personlig kommentar

Ottesen R.T., Alexander J., Joranger T., Rytter E. og Andersson M. (2007a): *Forslag til tilstandsklasser for jord*, NGU rapport 2007.019 oppdrag fra Statens forurensningstilsyn

Ottesen R.T., Haugland T. og Andersson M. (2007b): *Veileder for undersøkelse av jordforurensning i eksisterende barnehager og lekeplasser*, NGU rapport 2007.030 oppdrag fra Statens forurensningstilsyn

Ottesen, Rolf Tore og Langedal, Marianne (2001): *Urban geochemistry in Trondheim, Norway*, NGU-bull 428-2001 (s. 63-69) (Ottesen og Langedal, s. )

Ottesen R.T., Langedal, Marianne, Cramer J., Elvebakk H., Finne T.E., Haugland T., Jæger Ø., Longva O., Storstad T.M. og Volden T. (2000a): *Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: Datarapport*, NGU rapport 2000.115, Trondheim kommune og Norges geologiske undersøkelse

Ottesen R.T., Bogen J., Bølviken B., Volden T. og Haugland T. (2000b): *Geokjemisk atlas for Norge, del 1: Kjemisk sammensetning av flomsedimenter*, Trykkerhuset Skipnes AS, Norge

Ottesen R.T. og Volden T. (1999): *Jordforurensning i Bergen*, NGU rapport 99.022, oppdrag fra Bergen kommune

Ottesen R.T., Almklov P.G. og Tjihuis L. (1995): *Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatejord fra Trondheim*. Datarapport. Rapport TM 95/06

- Reimann C. og de Caritat P. (2005): *Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors*. I *Science of the Total Environment* 337 2005
- Reimann C. og de Caritat P. (2000): *Intrinsic Flaws of Element Enrichment Factors (EFs) in Environmental Geochemistry*. I *Environmental Science and Technology*, vol. 32, no. 24 2000
- Reimann C. og Garrett R. G. (2005): *Geochemical background—concept and reality*. I *Science of the Total Environment* 350 2005
- Reimann C., Filzmoser P., Garrett R. og Dutter R. (2008): *Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England
- Salomonsen S. ved Miljøenheten i Trondheim Kommune (2008): Oppdatert bransje-stoff register, mottatt per mail 30.04.2008
- Shi J., Wang H., Xu J., Wu J., Liu X., Zhu H. og Yu C. (2007): *Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China*. I *Environ Geol* 52 2007
- Skårn J.S. (2008): *Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in soils in Oslo, Norway*. Thesis for the degree of Master of Science, NTNU
- Statens forurensningstilsyn, SFT (2003): *Trygg disponering av rive- og anleggsmasser*. SFT rapport 1932/2003
- Stav I.E. (1994): *Industriarkitektur i Trondhjem 1855-1925 – Med hovedvekt på tiden etter 1890 og utvalgte bransjer. Bygninger, prosjekter og arkitekter*, Bind I Hoveddel, Hovedoppgave i kunsthistorie, Universitet i Bergen
- Stugu O.S. (1997): *Trondheims historie 997-1997, Bind 6: Kunnskapsbyen 1964 – 1997*, Universitetsforlaget, Oslo
- Stumm W. og Morgan J.J. (1996): *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters - Third Edition*, Wiley-Interscience Publication. John Wiley og Sons, Inc., New York, USA
- Sund T. (1947): *Bergen byområde – og dets geografiske utvikling 1900 – 1940*, J. D. Beyer A.S., Bergen
- Tietenberg T. (2006): *Environmental and Natural Resource Economics – Seventh Edition*. International edition, Pearson/Addition Wesley, Boston, USA.
- Tijhuis L. (2003): *The Geochemistry of the Topsoil and Bedrock in Oslo, Norway*, Doktor Ingeniør Thesis 2003:33, Department of Geology and Mineral Resources Engineering, Norwegian University of Science and Technology, NTNU
- Thornton I. (1990): *Soil contamination in urban areas*. I *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 1990, 82



Thums C. og Farago M. (2001): *Investigating urban geochemistry using Geographical Information Systems*. I Science Progress 2001 84 (3)

UNEP (2001): United Nations Environmental Programme. *Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)*. Convention text. Stockholm, Sweden

Wandrup F. (1986): *Oslo – sett fra luften*, E.G. Mortensen Forlag A.S.

Wong C.S.C., Li X. og Thornton I. (2006): *Urban environmental geochemistry of trace metals*. I Environmental Pollution 142, 2006

Yongming H., Peixuan D., Junji C. og Posmentier E.S. (2006): *Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts in Xi'an, Central China*. I Science of the Total Environment 355, 2006

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*. I Organic Geochemistry 33 2002

Zhang C. (2006): *Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland*. I Environmental Pollution 142, 2006

## 10.0 Figurhenvisning

- Aspen J. (2003): *Byplanlegging som representasjon – en analyse av Harald Hals' generalplan fra Oslo av 1929*, Arkitektøyskolen i Oslo, Unipub As. Fig 3.6a S. XVIII
- Danielsen R. (1958): *Trondheim bys historie – IV: Det nye bysamfunnet 1880 – 1914*, F. Bruns Bokhandels forlag, Trondheim.
- Eggen O.A. og Pedersen S. H. (2008): *Om kartlegging av forurensende virksomhet i Oslo kommune før 1948 – metode og hovedfunn*, NGU rapport 2008.037
- Endre Leivestad ved Bergen kommune Byrådsavdeling for klima, miljø og byutvikling, mottatt aktsomhetskart per e-mail 05.06.08.
- Engebretsen Ø. (1993): *Arealbruk i tettsteder 1955-1992. En analyse av utviklingen i Oslo, Bergen, Trondheim, Fredrikstad og Sarpsborg*, TØI rapport 177/1993, Oslo. S. 27
- Fossen A. B. og Grønlie T. (1985): *Bergen bys historie bind IV – Byen sprenger grensene 1920-1972*, Universitetsforlaget, Bergen. S. 948
- Harris C.J. (1991): *Bergen i kart : fra 1646 til vårt århundre*, Eide forlag i samarbeid med Bergen kommune, Centraltrykkeriet Grafisk Service AS. S. 130
- Håpnes R.Å. (2003): *Trondheim tar form : bygningshistorisk blick på bydelene*, Tapir Uttrykk, Trondheim. S. 27
- Johnsen Th., Bjørnstad B., Baumann T. og Hegge R. (1956): *Befaringshefte Nr. 10, befarings 25 juni 1956. Regionplankomiteen for Oslo-området*. Oslo 1956. S. 7
- Kjeldstadli K. (1990): *Oslo bys historie - Bind 4: Den delte byen Fra 1900 til 1948*, J. W. Cappelens Forlag A.S., Oslo. S. 42
- Markussen J. (1916/1925) : *Kart over Trondhjem med byggebelte*. F. Bruns Bokhandel. Tilgjengelig på Dora
- Miljøenheten Trondheim kommune (2008): Upublisert aktsomhetskart over Trondheim, mottatt per e-mail 28. August 2008 av Silje Salomonsen
- Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) berggrunnskart, lastet ned 04.04.09
- Norges Tekniske Naturvitenskaplige Universitet (NTNU), N50 kartdata lastet ned fra progdist 15. februar 2008
- Oslo Byplankontor (2008): *Generalplan for Oslo: Revidert 1960*  
<http://www.plan-og-bygningsetaten.oslo.kommune.no/getfile.php/Plan-%20og%20bygningsetaten/Internett/Dokumenter/plan/planer/andreplaner/generalplan-1960.jpg>. Lastet ned 02.februar 2008
- Ottesen R.T. (2009): private bilder mottatt 24.04.2009

Ranheim O.M. (1906): *Kart over Trondhjem Efter officielle kilder og private opmaalinger*. Aktietrykkeriets-lith. – AFD – Trondhjem – 5 – 06. Tilgjengelig på Dora (Ranheim 1906)

Stav I.E. (1994): *Industriarkitektur i Trondhjem 1855-1925 – Med hovedvekt på tiden etter 1890 og utvalgte bransjer. Bygninger, prosjekter og arkitekter*, Bind I Hoveddel, Hovedoppgave i kunsthistorie, Universitet i Bergen. S. K2

Stugu O.S. (1997): *Trondheims historie 997-1997, Bind 6: Kunnskapsbyen 1964 – 1997*, Universitetsforlaget, Oslo. S. 189

Sund T. (1947): *Bergen byområde – og dets geografiske utvikling 1900 – 1940*, J. D. Beyer A.S., Bergen s. 88

Trondheim bygningssjefkontor (1940): *Trondheim med byggebelte*. Bruns kart. Tilgjengelig på Dora

## **Vedlegg**

Vedlagt er CD som inneholder:

- Historiske kart som viser næring og byutvikling for Berge, Oslo og Trondheim
- Shape-filer som viser næring og byutvikling i Berge, Oslo og Trondheim
- Oppdatert bransje-stoff register fra Silje Salomonsen ved Miljøenheten i Trondheim  
Kommune
- Datamateriale som brukes i oppgaven