

# Miljøtekniske grunnundersøkelser: Beslutningsgrunnlag eller pene rapporter?

Av Randi Skirstad Grini,  
Marianne Langedal  
og Rolf Tore Ottesen.

Forfatterne er ansatt henholdsvis hos:  
Kummeneje A/S, 7003 Trondheim  
Trondheim Kommune, Miljøavdelingen  
Trondheim Kommune, Miljøavdelingen

## Sammendrag

Innledende miljøtekniske grunnundersøkelser bør gi problemeiere og myndigheter en oversikt over den reelle forurensningssituasjonen i et undersøkt område. Denne artikkelen vurderer dagens beslutningsgrunnlag basert på et utvalg av 14 tilfeldige rapporter fra innledende miljøtekniske grunnundersøkelser. Videre foreslås forbedringer i undersøkelsesstrategi, etter at to ulike metoder er utprøvd på Nedre Elvehavn i Trondheim.

Dagens undersøkelsesstrategi går ut på å analysere få prøver tatt fra antatt mest forurenset område, etter en historisk kartlegging av aktiviteten. Behovet for risikoanalyse og tiltak vurderes ofte ut fra en sammenligning av miljøgiftkonsentrasjonen i enkeltprøver i forhold til en grenseverdi. De fleste av de gjennomgåtte rapportene anbefalte videre undersøkelser. Med andre ord er

omfanget av dagens innledende undersøkelser som regel for lite til å danne grunnlag for risikoanalyser, forslag til tiltak eller til å friskmelde området.

På Nedre Elvehavn ble det i tillegg til en tradisjonell miljøteknisk grunnundersøkelse (5 analyserte prøver), tatt 135 prøver etter et rutenett, inklusive duplikater tatt med en meters mellomrom. Denne undersøkelsen viste at flere områder var forurenset enn det som var antatt etter den historiske kartleggingen. Videre viste den at konsentrasjonen av miljøgifter varierte sterkt over en avstand på en meter.

Grunnlaget for risikoanalyser og beslutninger angående tiltak vil bli betydelig bedre dersom det blir krav om prøvetaking etter et rutenett. Resultatene kan da ångis som en sannsynlighet for å overskride en grenseverdi. Usikkerheten ved å sammenligne resultater fra enkeltprøver med en grenseverdi vil da bli redusert.

## Innledning

I stadig større grad omreguleres tidligere industritomter eller lignende til mer følsomt arealbruk, som boligområder, skoler og lekeplasser. På slike tomter er grunnen ofte forurenset. Omreguleringen medfører blant annet at mennesker i større grad kan bli eksponert for forurensninger. Forurensning i grunnen kan ha helsemessige effekter ved direkte eksponering, medføre dårligere inneklimate samt skade naturmiljøet.

I Norge kom forurenset grunn på dagsorden på slutten av 1980-tallet. Statens forurensningstilsyn (SFT) har utarbeidet en veiledning for gjennomføring av miljøtekniske grunnundersøkelser (SFT, 1991), samt en foreløpig saksbehandlingsveileder for håndtering av grunnforurensningssaker (SFT, 1995). Begge disse veilederne gir store frihetsgrader i forhold til undersøkelsesstrategi, og stiller ingen konkrete krav til omfang av undersøkelsene. Det stilles imidlertid krav til gjennomføring av stedsspesifikke risikoanalyser ved overskridelse av foreløpige norske normverdier for mest følsomt arealbruk (SFT, 1995).

For tiden utarbeider SFT nye normverdier og mal for gjennomføring av stedsspesifikke risikoanalyser. Risikoanalysene skal bygge på resultater fra miljøtekniske grunnundersøkelser. For at risikoanalyser skal være et pålitelig hjelpemiddel, er det avgjørende at undersøkelsesresultatene er representative for det undersøkte området. Miljørisikoprojektet vil også gi retningslin-

jer for gjennomføring av slike undersøkelser.

Av praktiske og økonomiske hensyn gjennomføres vanligvis miljøtekniske grunnundersøkelser i flere faser (Tabell 1). Etter hver fase vurderes det om beslutningsgrunnlaget er tilstrekkelig til å friskmelde området, å gjennomføre en risikoanalyse eller til å stille krav om tiltak. Eventuelt må en utvidet undersøkelse gjennomføres. I Norge stilles det ikke krav til å verifisere at et område er rent, i motsetning til ISOs foreslåtte standard for miljøtekniske grunnundersøkelser (ISO 10381 5-6).

I denne artikkelen vurderes kvaliteten av det beslutningsgrunnlaget som normalt foreligger etter at innledende miljøtekniske grunnundersøkelser (fase 1 og 2) er gjennomført. Artikkelen gir først en oversikt over vanlig omfang av slike undersøkelser, samt en oppsummering av hvilke anbefalinger som gis på dette grunnlaget. Resultatene fra en tradisjonell miljøteknisk grunnundersøkelse (fase 1 og 2) fra Nedre Elvehavn i Trondheim, blir sammenlignet med en systematisk undersøkelse fra det samme området. Anbefalinger for å bedre beslutningsgrunnlaget for miljømyndighetene blir gitt.

## Evaluerings av miljøtekniske grunnundersøkelser

Dagens beslutningsgrunnlag er vurdert på bakgrunn av 14 rapporter, som alle er fra innledende miljøtekniske grunnundersøkelser (fase 1 og 2). Disse ble plukket ut tilfeldig og stilt til rådighet av SFT. Rapportene omhandler små til mellomstore undersøkelser av fyllplas-

**Tabell 1: Faser i gjennomføringen av miljøtekniske grunnundersøkelser (SFT, 1991).**

	<b>UNDERSØKELSESSTRATEGI</b>
Fase 1	<b>Innledende undersøkelse.</b> Innsamling og gjennomgang av bakgrunnsdata.
Fase 2	<b>Avklarende undersøkelse.</b> Fysisk gjennomføring av avklarende undersøkelse.
Fase 3	<b>Utvidet undersøkelse.</b> Detaljert undersøkelse av kilde og omfang av spredning.
Fase 4	<b>Tiltaksundersøkelse.</b> Undersøkelse med detaljvurdering og pilottesting av tiltak.
Fase 5	<b>Gjennomføring av tiltak.</b> Tiltak kan være av permanent eller midlertidig art.
Fase 6	<b>Overvåkning.</b> Utføres dersom tiltak foreløpig ikke er vurdert, eller ved midlertidige tiltaksløsninger.

ser, forurenset industrigrunn og kombinasjoner av disse to situasjonene. Både tungmetallforurensning og forurensning av organiske miljøgifter er representert. Prøvetakingsmedia er hovedsakelig naturlige løsmasser, antropogen fyllmasse, grunnvann, sigevann og drensvann. I tillegg er det tatt enkelte prøver av andre prøvemedier i noen av undersøkelsene. En sammenstilling av datagrunnlaget i rapportene er gitt i tabell 2 og figur 1. Rapportene er anonymisert og vist i kronologisk rekkefølge.

### **Datagrunnlaget i rapportene**

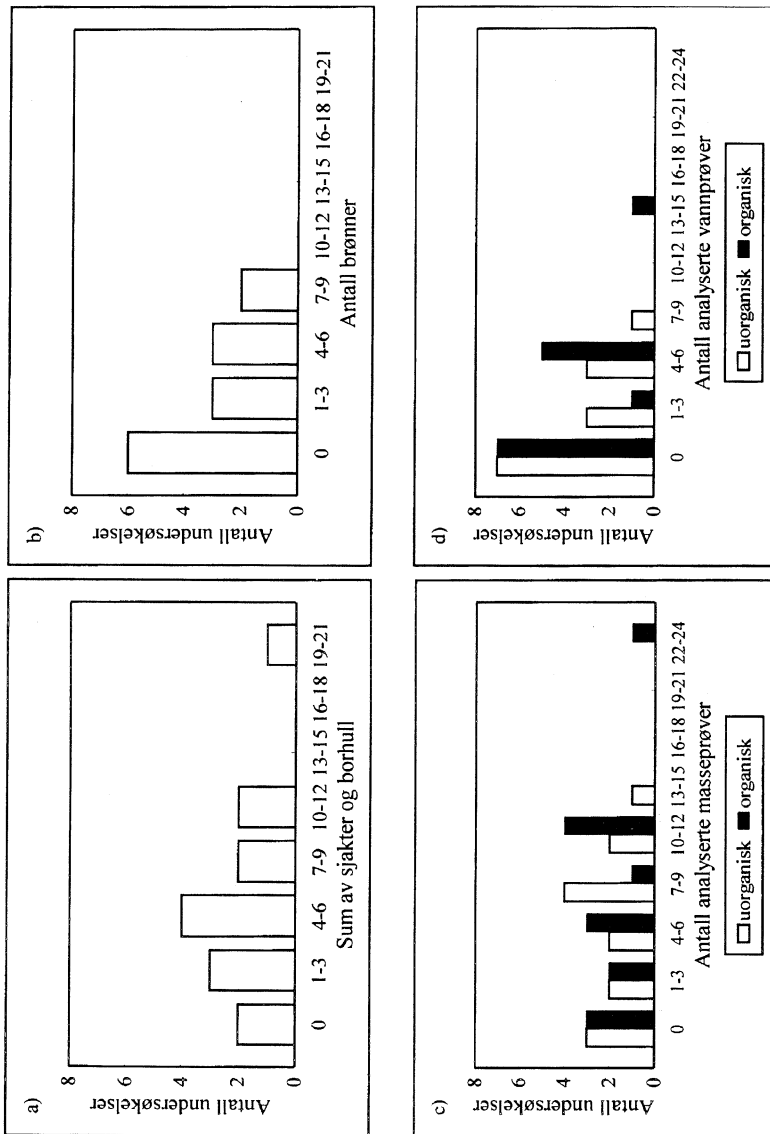
Alle de 14 undersøkelsene startet med

en gjennomgang av historiske opplysninger vedrørende eventuell industriell virksomhet og/eller utfyllingshistorie, samt geologi og topografi. Disse opplysningene danner grunnlaget for valg av prøvetakingspunkter. I 13 av undersøkelsene ble borhull og/eller sjakter, eventuelt supplert med brønner, plassert i de antatt mest forurensede områdene. I noen av undersøkelsene ble enkelte prøvepunkter tilfeldig fordelt, for å oppnå en noe bedre dekning av undersøkelsesområdet.

I de fleste undersøkelsene ble det tatt prøver fra 3 - 9 borhull eller sjakter, med størst konsentrasjon omkring 3-4 punkter (Figur 1a). Ved forboring for grunn-

**Tabell 2: Oppsummering av dokumentasjon fra de vurderte rapportene.**

	<b>Rapport</b>	<b>Beskriver</b>	<b>Beskriver</b>	<b>Beskriver</b>	<b>Prøvetar</b>	<b>Prøvetar</b>	<b>Vurderer</b>
	<b>prøve-</b>	<b>prøve-</b>	<b>analyse?</b>	<b>systematisk?</b>	<b>ansatte</b>	<b>"Hotspots"?</b>	<b>representativitet?</b>
	<b>taking?</b>	<b>preparering?</b>					
1	Ja	Nei	Ja	Delvis	Delvis	Delvis	Mangelfull
2	Nei	Nei	Mangelfull	Nei	Ja	Ja	Mangelfull
3	Ja	Mangelfull	Nei	Nei	Ja	Ja	Mangelfull
4	Ja	Mangelfull	Ja	Nei	Ja	Ja	Mangelfull
5	Ja	Ja	Ja	Nei	Ja	Ja	Mangelfull
6	Ja	Mangelfull	Ja	Nei	Ja	Ja	Nei
7	Ja	Mangelfull	Mangelfull	Nei	Delvis	Delvis	Delvis
8	Ja	Ja	Ja	Nei	Ja	Ja	Ja
9	Ja	Ja	Ja	Nei	Ja	Ja	Nei
10	Ja	Mangelfull	Mangelfull	Nei	Ja	Ja	Nei
11	Ja	Ja	Ja	Delvis	Ja	Ja	Nei
12	Ja	Ja	Ja	Ja	Nei	Nei	Mangelfull
13	Ja	Mangelfull	Ja	Nei	Ja	Ja	Nei
14	Ja	Ja	Mangelfull	Nei	Ja	Ja	Nei



Figur 1: Gruppering av undersøkelserne etter a) summen av sjakter og borhull, b) antall brønner, c) antall analyserte masseprøver og d) antall analyserte vannprøver.

vannsbrønner tas det også ofte ut masseprøver. Dersom det installeres grunnvannsbrønner, er antallet oftest 1 - 6 (Figur 1b). Alle typer prøver (sjakter, skovel, osv) er tatt med i figur 1. Til uorganisk kjemisk analyse sendes det vanligvis 1 - 9 masseprøver og 0 - 6 vannprøver, (figur 1c og d). Tilsvarende tall for organiske analyser er 3 - 11 og 0 - 6.

Uttak av prøver i felt var basert på en visuell inspeksjon og subjektiv vurdering av materialets forurensningsgrad. Prøvestørrelsen er vanligvis ikke beskrevet, men normalt velges det ut bare en liten del av borkjernen eller en "sjaktvegg". Videre utvelgelse av hvilke prøver som skulle sendes til kjemisk analyse var også subjektiv. Subjektiv prøveutvelgelse foregikk med andre ord i 3 trinn:

- Subjektiv fordeling av prøvepunkter over undersøkelsesområdet.
- Subjektivt uttak av materiale i felt.
- Subjektiv utvelgelse av prøver som skal sendes til kjemisk analyse.

Rapportene inneholder nesten ingen betraktninger om enkeltprøvers representativitet for det området de er tatt fra (Tabell 2). Det er ikke beskrevet at dobbeltprøvetaking er utført, hverken i felt eller i laboratoriet. Undersøkelsesresultatene samlede reproduserbarhet (dvs sannsynligheten for at tilsvarende resultater oppnås dersom undersøkelsen gjentas) er heller ikke vurdert. Gjennomgangen av rapportene viser ingen endring av prøvetakingsstrategi eller omfang i perioden 1989 til 1996.

## **Dokumentasjon av metoder og resultater i rapportene**

Undersøkelsesstrategi og fysisk gjennomføring av undersøkelsene er ofte mangelfullt dokumentert. Utstyret som ble benyttet til prøveuttak (skjeer, grunnvannspumper) eller prøveemballasje er vanligvis ikke omtalt. Jordprøver er normalt analysert uten noen forbehandling. Kun i noen få tilfeller ble prøvene siktet. Vannprøver (grunnvann/sigevann) oppgis å være konserverte i henhold til SFT (1991). Det er imidlertid liten bevissthet omkring hvordan preparering av prøvene påvirker analyseresultatet, og også hvordan kornfordeling og innhold av organisk materiale påvirker prøvens kjemiske sammensetning. Det er lite referanser til vitenskapelige arbeider som dokumenterer holdbarheten av de benyttede metodene.

Det har imidlertid vært en positiv utvikling på laboratoriesiden. De fleste kjemiske analyser gjennomføres nå ved akkrediterte laboratorier. Beskrivelsene av prøvepreparering i laboratorium og analysemetoder er forbedret, og analyseresultatene kvalitet oppgis nå gjerne av det anvendte laboratoriet (instrumentnøyaktighet). Dokumentasjon av analysemetoder finnes ofte i vedlegg til rapportene. Prosedyre for laboratorie-prøvetakingen, det vil si uttak av nødvendig mengde materiale som benyttes til kjemisk analyse, omtales imidlertid fortsatt ikke.

Når det gjelder resultatpresentasjonene, blir de geotekniske resultatene presentert på en ryddig og oversiktlig måte. Resultater fra kjemiske analyser

presenteres vanligvis i tabeller, mens originalene fra laboratoriene ligger vedlagt. Kartmaterialet er ofte dårlig, og det er ikke alltid enkelt å finne ut hvor de analyserte prøvene stammer fra. Geokjemiske kart tegnes ikke.

### **Vurderinger og anbefalinger i rapportene**

Databearbeidingen består stort sett i å knytte analyseresultatene opp mot nederlandske ABC- eller STI-verdier. I nyere rapporter er de foreløpige norske normverdiene for jord (SFT, 1995) benyttet. Sammenligningen skjer prøve for prøve, og det blir sjelden foretatt noen sammenstilling for å vise generell belastning av lokaliteten.

Hele 10 av 14 rapporter anbefalte videre undersøkelser på grunn av for spinkelt datagrunnlag til å utføre tiltaks-vurdering. Tre av rapportene var rene datarapporter, og ga ingen anbefalinger. Kun én rapport anbefalte tiltak på bakgrunn av den utførte undersøkelsen. Ingen rapporter anbefalte frikjenning av det undersøkte området.

### **Sammenligning av to ulike undersøkelses-strategier**

Resultater fra en tradisjonell fase 1 og 2 miljøteknisk grunnundersøkelse, utført etter samme prinsipp som beskrevet i det forutgående, er sammenlignet med en mer omfattende og systematisk undersøkelse. Begge undersøkelsene er utført på Nedre Elvehavn i Trondheim.

Den tradisjonelle innledende undersøkelsen ble utført av Kummeneje AS (Kummeneje, 1994), og var basert på

historiske opplysninger. Trondheim kommune ønsket imidlertid å avklare påliteligheten av slike miljøtekniske grunnundersøkelser, og etablerte et prosjektsamarbeid med Norges Tekniske Høgskole (NTH). Prosjektet var basert på prøvetaking etter et rutenett. Det ble også utført dobbel prøvetaking i felt, med 1 m avstand mellom hver prøve. Målet med oppgaven var å bestemme konsentrasjonsavvik mellom prøver tatt med kort mellomrom, samt prøve å angi minimum antall prøver som er nødvendig for å beskrive et forurenset jordvolum med en tilstrekkelig grad av reproduserbarhet (Karlsaune, 1994). Metodebeskrivelse for begge undersøkelsene er gitt i Tabell 3.

### **Beskrivelse av lokaliteten**

Nedre Elvehavn er et tidligere industriområde beliggende i sentrum av Trondheim. Det har vært variert industriell virksomhet på tomta, med bl.a. skipsbygging og verksted med slipp i over 100 år. Det har også vært drevet bilopphugging på området. Av spesielt forurensende aktiviteter nevnes sprøytemaling, priming og skraping av bunnstoff, i tillegg til søl med olje og avfettingsmidler. Området drenerer til Nidelva. Tomta er nå omregulert til boligformål. Den undersøkte delen av området er vist på figur 2.

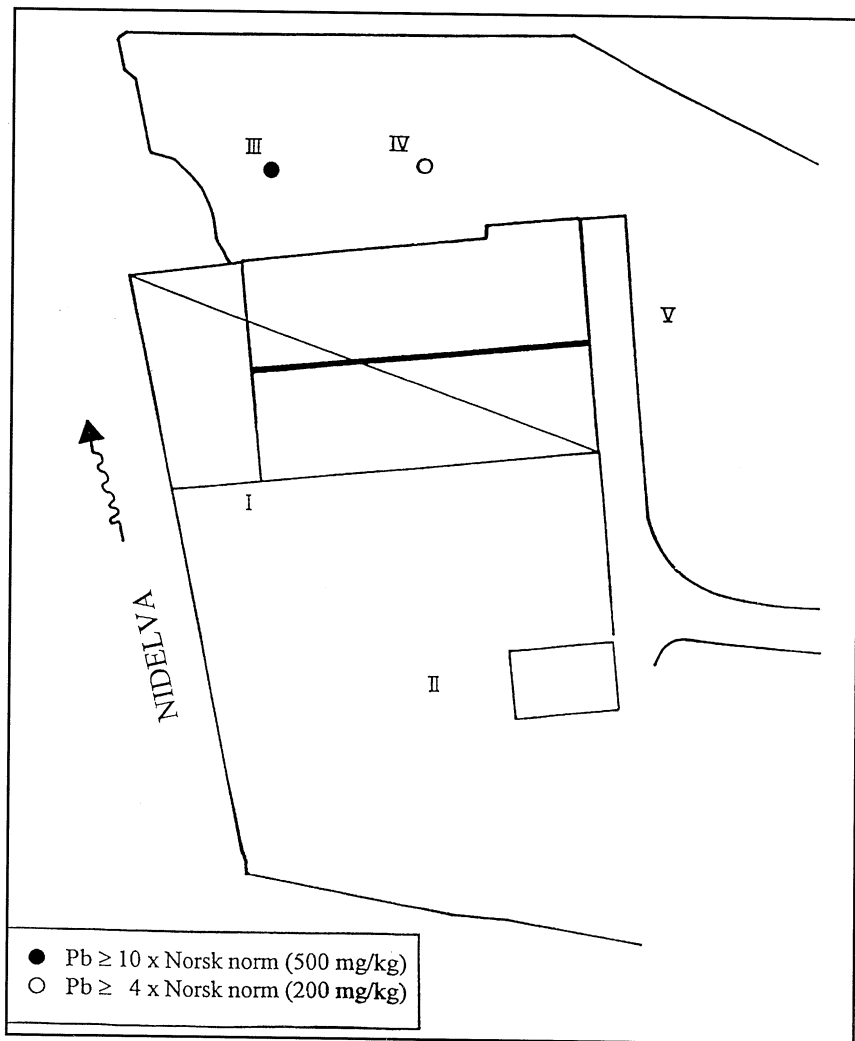
### **Resultater og kommentarer fra Nedre Elvehavn**

I forbindelse med utbyggingen på Nedre Elvehavn, ble tiltakskriteriene knyttet til 4 og 10 ganger norsk normverdi (henholdsvis 200 og 500 mg Pb/kg,

**Tabell 3: Metoder for de ulike undersøkelsene på Nedre Elvehavn**

Aktivitet	Normal fase 1 - 2 miljøteknisk grunnundersøkelse (Kummeneje, 1994)	Systematisk miljøteknisk grunnundersøkelse (Karlsaune, 1994)
Prøvetakingsstrategi	Bruk av historiske opplysninger for plassering av 5 sjakter til 2 m dyp (Fig. 2a).	Systematisk prøvetaking fra rutenett på 25x25 m utenom bygninger. To borhull med 1 m avstand i hver rute. Prøvetaking i 13 ruter, tilsammen 26 borhull i 3-9 m dyp. (Fig. 2b)
Prøveuttak	Visuell inspeksjon, subjektivt utvalg av 5 prøver til kjemisk analyse.	Samleprøve pr m borkjerne fra alle borhull. Totalt 135 prøver til kjemisk analyse.
Prøvepreparering	Ingen forbehandling.	Prøvene ble splittet i 3 deler. Én del ble tørket og siktet med 2 mm nylonstikt før kjemisk analyse.
Kjemisk analyse		Oppslutning i kongevann. Analysert med ICP-AES (31 grunnstoff).
Statistisk behandling		Histogrammer og kumulative frekvensfordelingskurver for Pb og Ni.





Figur 2:  
Kart over nedre Elvehavn, Trondheim, med markering av prøvetakingspunkter. Prøvepunkter som har minst en prøve som overstiger henholdsvis 4 eller 10 ganger norsk normverdi for bly er markert a) Lokalisering av sjakter (I-IV) i den tradisjonelle undersøkelsen (etter Kummeneje, 1994).

Figur 2b) (neste side) Lokalisering av borhull (x) i den rutenettbaserte undersøkelsen (etter Karlsaune, 1994).

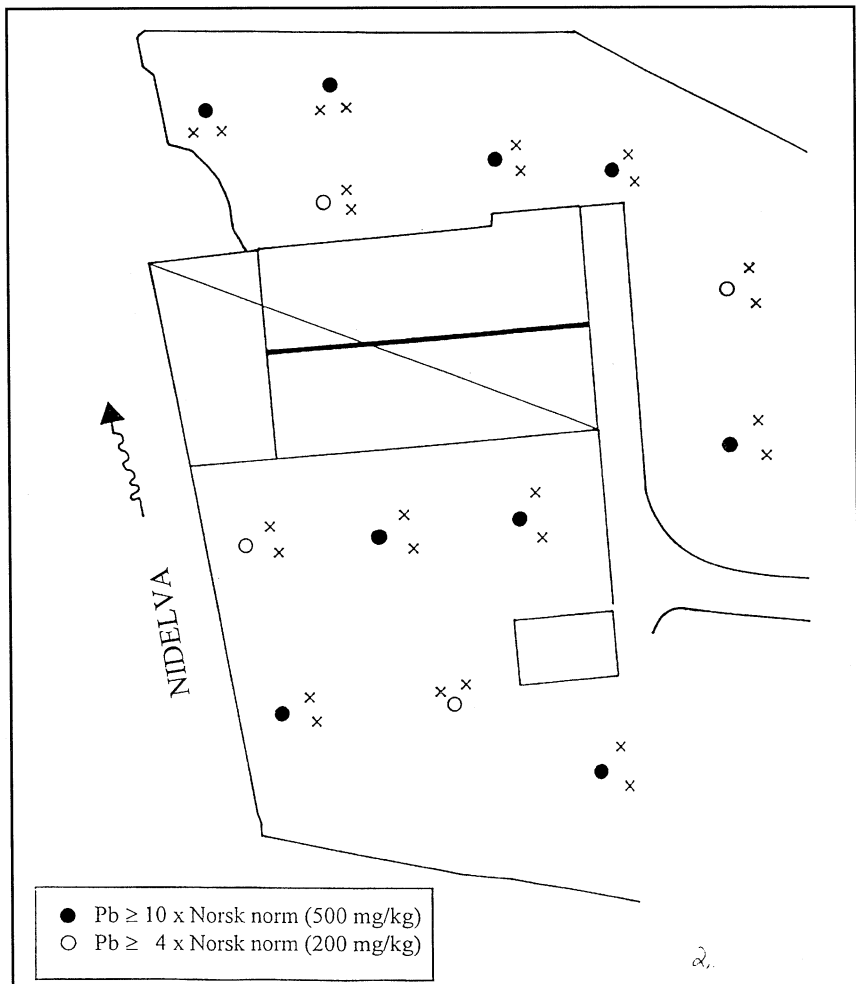


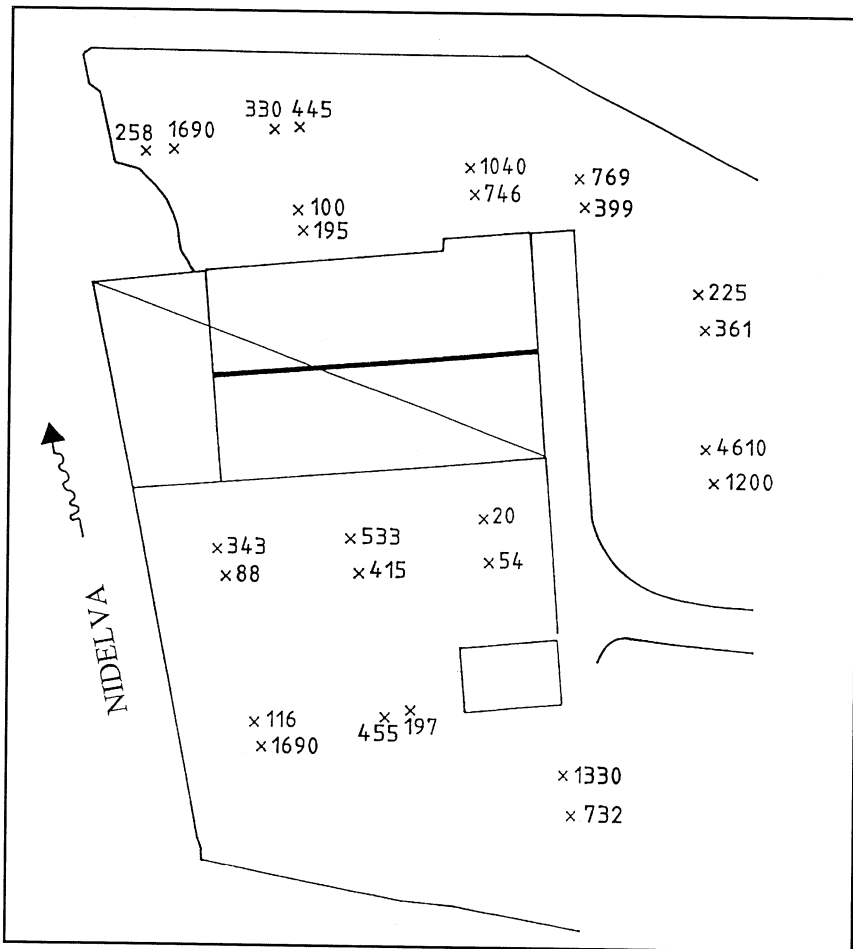
Fig. 2 B

SFT, 1995). Resultatene fra begge undersøkelserne er derfor vurdert i forhold til disse kriteriene.

I undersøkelsen basert på historisk informasjon (Kummeneje, 1994) ble det kun påvist konsentrasjoner over 10 ganger normverdien i området der det ble dumpet avfall og bunnslam (Figur 2a).

Store deler av tomta ble ikke prøvetatt. Som de fleste av de gjennomgåtte fase 1 og 2 rapportene, anbefalte også denne rapporten å utføre tilleggsundersøkelser.

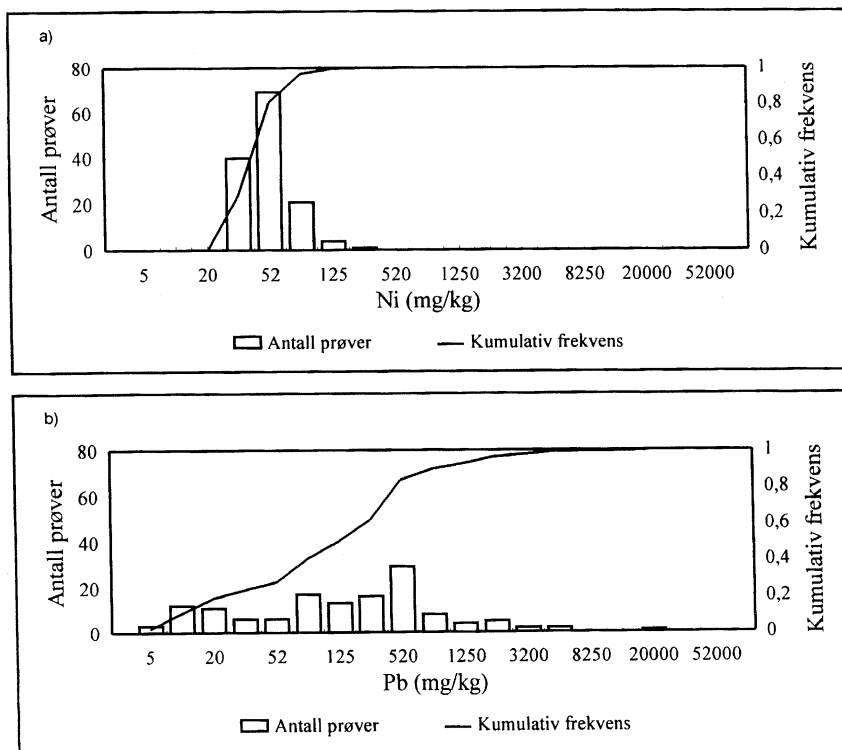
I den rutenettbaserte undersøkelsen ble det påvist blykonsentrasjoner over 10 ganger normverdien også på områ-



Figur 3: Blykonsentrasjoner i duplikatprøver (1 m avstand) 0-1 m dyp på Nedre Elvehavn (mg/kg, etter Karlsaune, 1994).

der som var antatt rene ifølge den historiske kartleggingen (Figur 2b, Karlsaune, 1994). Resultatene viser også at blykonsentrasjonene varierer betydelig mellom prøver tatt med bare én meters mellomrom (Figur 3). Prøvene er tatt som blandprøver fra hver hele løpemeter pr borhull. Det er ikke

selektivt tatt prøver av materiale med antatt høyest konsentrasjon, og analyseresultatene representerer derfor sannsynligvis den reelle inhomogeniteten i materialet. Den store variasjonen i konsentrasjonsnivå som vist i figuren, viser at det er behov for å systematisere dataene.



Figur 4: Histogram og frekvensfordeling av a) nikkel- og b) blykonsentrasjonene på Nedre Elvehavn for 135 prøver. Spredningen i nikkelkonsentrasjoner er liten i forhold til bly. Bare 1 % av nikkelkonsentrasjonene er høyere enn 4 ganger normverdien, mens ca 35 % av prøvene hadde blykonsentrasjoner over 4 ganger normverdien.

### Statistisk bearbeiding av resultater

Resultatene fra den rutenettbaserte undersøkelsen er gruppert etter konsentrasjonsnivå på en logaritmisk skala i histogrammene (Figur 4). Kumulativ frekvensfordeling viser hvor stor andel av prøvene som ligger under en viss verdi (f.eks 4 og 10 ganger normverdien). Siden dataene er tilnærmet lognormalt fordelt, er både histogrammene og kumulativ frekvens

plottet i forhold til lognormal konsentrasjonsakse. I figur 5 er det vist histogrammer og frekvensfordelinger for nikkel og bly i forskjellige dyp.

Diagrammene for nikkel og bly har svært forskjellig utseende (Figur 4). Konsentrasjonen av nikkel varierer i liten grad (22 - 141 mg/kg), mens bly viser stor variasjonsbredde (4 - 17 700 mg/kg). Dette vises ved at den kumulative frekvenskurven for nikkel er

bratt, mens den er mye flatere for bly. Omtrent 80 % av nikkelskonsentrasjonene overstiger norsk normverdi, mens bare 1 % overstiger 4 ganger normverdien. For blykonsentrasjonene er det ca 70% som overskrider normverdien, mens henholdsvis 35% og 18% overskrider 4 og 10 ganger normverdien.

Nikkelskonsentrasjonene endres ikke systematisk med prøvedybden (Figur 5). I diagrammene for bly er derimot antall prøver med høye blykonsentrasjoner avtagende med økende prøvetakingsdybde. Andelen av prøvene som overskrider normverdien synker fra 95% på 1 m dyp, til 50% på 5 m dyp. Tilsvarende reduseres antall prøver som overstiger normverdien 10 ganger fra 45% til 0%.

Forskjellen på bly- og nikkeldiagrammene, skyldes sannsynligvis at bly og nikkel har forskjellig opphav på Nedre Elvehavn. Nikkelskonsentrasjonene tilsvarer det som tidligere er funnet i over 600 år gamle sedimenter langs Nidelva, og på uforurensede lokaliteter ellers i Trondheim (Ottesen et al., 1995; Hana, 1996). Selv om nikkelskonsentrasjonene overstiger SFTs normverdi, er hovedkilden til nikkel sannsynligvis lokal, nikkelrik berggrunn.

Blykonsentrasjonene i preindustrielle sedimenter langs Nidelva ligger på mindre enn 3 mg/kg. I overflatejord fra sentrale bydeler i Trondheim ligger blynivået på ca 80 mg/kg. Det er derfor overveiende sannsynlig at de mye høyere blykonsentrasjonene på Nedre Elvehavn skyldes industriell aktivitet. Siden blyinnholdet stammer fra flere kil-

der (industriell aktivitet, generell byforurensning og naturlig innhold),

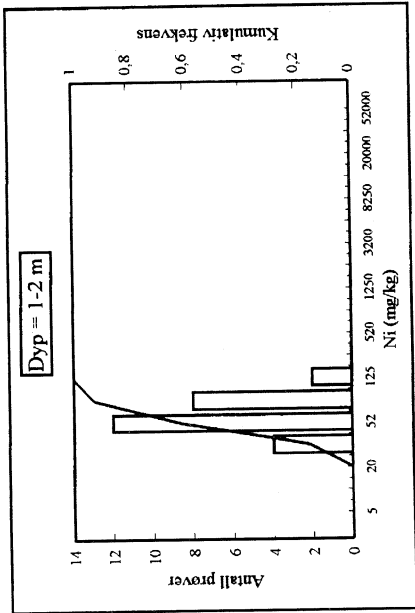
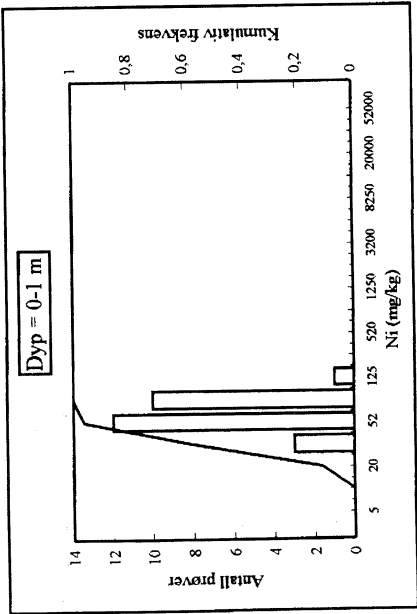
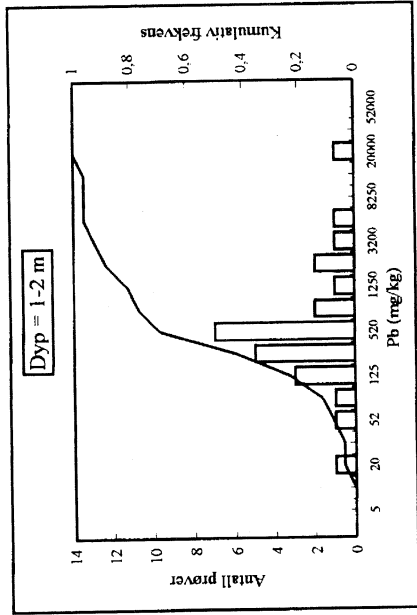
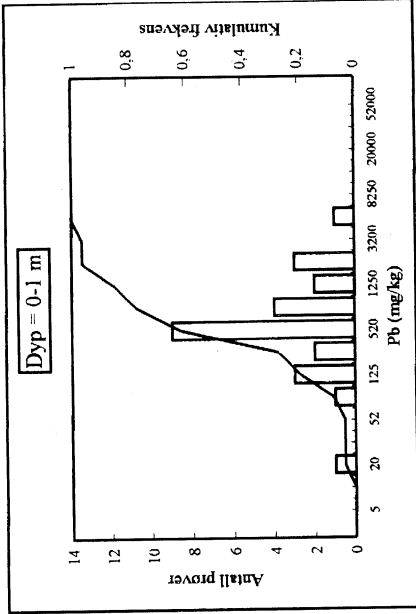
er frekvensfordelingene for bly flatere enn for nikkel.

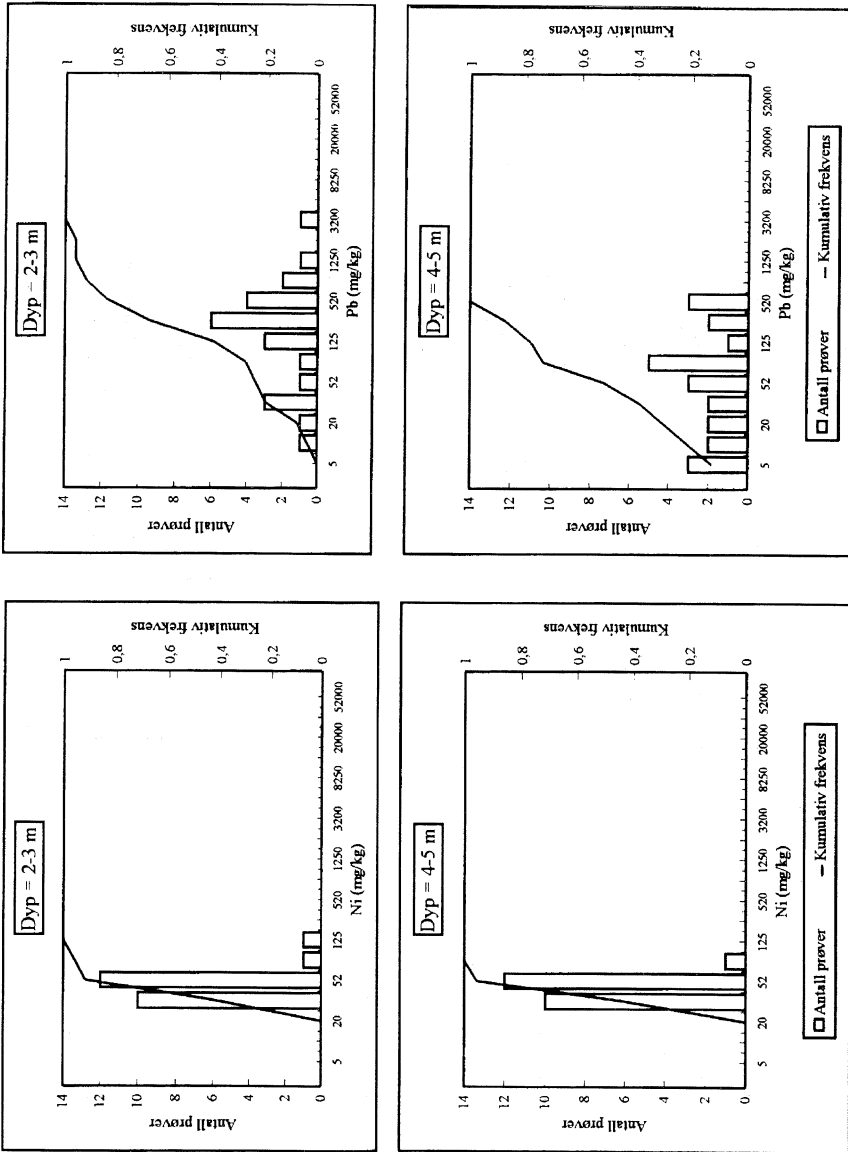
## Diskusjon

Rapportstudiet viser at undersøkelser fra fase 1 og 2 stort sett er basert på svært få prøver. Prøvene er tatt fra områder med antatt høyest forurensning, basert på historiske opplysninger. De fleste av rapportene anbefaler tilleggsundersøkelser før videre beslutninger kan tas.

Hensikten med dagens undersøkelsesstrategi er å beskrive verst tenkelige tilstand. Dermed skal unødige store undersøkelser på lite til moderat forurensede lokaliteter unngås (SFT, 1991). De to undersøkelsene på Nedre Elvehavn viser imidlertid at prøvetaking basert på historiske opplysninger medfører vesentlig mindre sjanse for å avdekke forurensninger av ukjent opprinnelse, enn en rutenettbasert undersøkelse. Historiske opplysninger er som regel mangelfulle. Dessuten er forurenset grunn, som vist på Nedre Elvehavn, svært inhomogen, selv i mest forurenset område. Det er derfor usikkert om verst tenkelige tilstand virkelig er dokumentert etter en miljøteknisk undersøkelse basert på historiske opplysninger.

I den rutenettbaserte undersøkelsen på Nedre Elvehavn er prosentvis avvik mellom duplikatprøvene størst i områder med høye blykonsentrasjoner. Lignende resultater er også funnet i geokjemiske undersøkelser på uforurensede områder (Bølviken et al., 1983;





Figur 5: Histogram og frekvensfordeling av nikkel- og blykonsentrasjonene på Nedre Elvehavn, delt inn etter prøvetakingsdyp. Fordelingen av nikkel forandrer seg ikke nevneverdig med dyp. Både spredning og maksimalkonsentrasjon av bly reduseres med dyp, noe som tilsier at forurensningsgraden avtar.

Ottesen et al. 1983, Bølviken et al.; 1986). De geokjemiske undersøkelsene har vurdert analysefeilen i laboratoriet i forhold til totalt avvik mellom duplikatprøver. Analysefeilen er funnet å være neglisjerbar ved høye konsentrasjoner. Det er med andre ord den reelle inhomogeniteten i materialet som gir de store konsentrasjonsforskjellene for duplikatprøver. Prøvetaking basert på historiske opplysninger medfører derfor at videre beslutninger kan være preget av tilfeldigheter, avhengig av hvilke konsentrasjoner som er påtruffet. For eksempel ville beslutningen for videre arbeid i det sør-vestre hjørnet av Nedre Elvehavn blitt helt forskjellig avhengig av om det var prøven med 116 eller 1690 mg/kg bly som var blitt valgt ut for kjemisk analyse (figur 3). Den laveste konsentrasjonen betraktes ikke å representere stor helserisiko for jordspisende barn, mens tiltak absolutt er påkrevd for den høyeste verdien i boligområder (Langedal og Hellesnes 1997).

Diskusjonen om inhomogenitet viser også at den vanlige prosedyren med å vurdere konsentrasjoner i en enkeltprøve med en gitt grenseverdi, har liten verdi som grunnlag for steds-spesifikke risikoanalyser. Usikkerheten i dataene vil synliggjøres dersom sannsynligheten for overskridelse av en grenseverdi angis. Slik sannsynlighet for overskridelser kan beregnes for hele eller utvalgte deler av undersøkelsesområdet (figur 4 og 5). På denne måten får man raskt et representativt bilde av konsentrasjonsnivået. Usikkerheten i enkeltresultatene vil dermed også ha

mindre betydning. Statistiske beregninger stiller imidlertid visse minimumskrav til datamaterialet:

- Et tilstrekkelig antall prøver.
- Prøvetaking som er representativ for hele det undersøkte området.

På Nedre Elvehavn var det nødvendig med 30-40 prøver for å fremstille et reproduserbart gjennomsnitt og frekvensfordeling for blykonsentrasjonene (Karlsaune, 1994). Omtrent samme prøveantall har vært nødvendig for å få et reproduserbart gjennomsnitt og reproduserbar frekvensfordeling ved geokjemiske undersøkelser. Dette viser at datagrunnlaget i tradisjonelle innledende miljøtekniske grunnundersøkelser (normalt 3-9 jordprøver) er for lite i forhold til ønsket om reproduserbare resultater. Antall analyserte prøver i fase 1 og 2 bør derfor økes betraktelig for at undersøkelsene skal bli reproduserbare, og skal kunne tjene som et pålitelig beslutningsgrunnlag og som underlag for risikoanalyser.

For at resultatene skal være representative for det området undersøkelsen dekker, er det også viktig at ingen delområder er under- eller overrepresentert. For å gi alle punkter lik sannsynlighet for å bli prøvetatt, må prøvetakingen utføres etter et rutenett med lik avstand mellom hvert punkt. Tettere og mer selektiv prøvetaking kan eventuelt utføres i en senere fase for å kartlegge spredning ol.

Systematisk prøvetaking med større antall prøver i en tidligere fase betyr ikke nødvendigvis store økte totalkost-



nader. Begrenset prøvetaking basert på historiske opplysninger har i svært mange tilfeller vist seg kun å medføre anbefalinger om tilleggsundersøkelser før nærmere konklusjoner kan trekkes. Dette medfører gjerne fordyrende forsøk og ofte høyere analysekostnader pr analyse. I tillegg vil påliteligheten til resultatene fra systematisk prøvetaking bli svært mye bedre, og dermed gjøre det lettere å få aksept for eventuelle anbefalinger.

## Anbefalinger

I forbindelse med SFT's miljørisikoprojekt bør det fokuseres på å heve kvaliteten av miljøtekniske grunnundersøkelser ved å stille krav til;

- Prøvetakingsstrategi, og å definere et minimum antall prøver i innledende fase.
- Reproduserbarhet og representativitet av undersøkelsene i alle faser.
- At usikkerheten i resultatene synliggjøres.
- At reproduserbarheten av resultatene dokumenteres, og at eventuelle avvik rapporteres.

## Referanser

Bølviken, B., Ekremsæther, J., Ottesen, R. T. og Volden, T., 1983. Reproduserbarhet av geokjemiske bekkesediment data. *Nor. geol. unders.*, 388: 1-8.

Bølviken, B., Bergstrøm, J., Björklund, A., Konti, M., Lehmuspelto, P., Lindholm, T. Magnusson, J., Ottesen, R.T., Steenfelt, A. og Volden, T., 1986. *Geochemical Atlas of Northern Fennoscandia scale 1:4,000 000. Geological*

*Surveys of Finland, Norway and Sweden*, 20 s., 150 kart.

Hana, K., 1996. Nidelvas utvikling ved Kjøpmannsgata. Inst. for geologi og bergteknikk, NTNU, Hovedoppgave, 65s.

Karlsaune, P.A., 1994. Reproduserbarhet av geokjemiske data fra en lokaltet med forurenset grunn. Institutt for geologi og bergteknikk, NTH, Hovedoppgave, 51s, 6 vedlegg.

Kummeneje, 1994. Miljøteknisk grunnundersøkelse, Nedre Elvehavn A/S, området sør og nord for Bache brygga. Rapport 10455, nr 1, 7 s, 5 vedlegg.

Langedal, M. og Hellesnes, I., 1997. Innhold av tungmetaller i overflatejord og bakterier i sandkasser i barnehagene i Trondheim. Trondheim kommune, TM 97/03, 25s.

Ottesen R.T., Bølviken, B. og Ekremsæther, J., 1983. Nitric acid soluble heavy metals from the Oppland-Hedemark region, Southern Norway. *Nor. geol. unders.*, 389: 57-64.

Ottesen, R.T., Almklov, P. G. og Tjihuis, L., 1995. Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatejord fra Trondheim. Trondheim kommune, Rapport TM 95/06. 117s, vedlegg.

SFT, 1995. Håndtering av grunnforurenningssaker: Foreløpig saksbehandlingsveileder. SFT rapport 95/09.