

Spredning av forurensning fra land til havnebasseng i Stavanger havn

Bjørn Eidem

Lektorutdanning med master i realfag
Oppgaven levert: Januar 2012
Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ
Biveileder(e): Rolf Tore Ottesen, IKJ

FORORD

Først og fremst vil jeg takke veilederen min, **Rolf Tore Ottesen**, ved NGU for å ha vist meg en veldig engasjerende og interessant del av kjemien som jeg knapt visste om før jeg møtte ham. Han vært en kontinuerlig kilde til inspirasjon, glede og nysgjerrighet gjennom hele arbeidet med masteroppgaven, i tillegg til at han har vært enormt hjelpsom med gode råd, godt humør og solid faglig kunnskap. Tusen takk, og jeg håper at jeg får gleden av å jobbe mer sammen med deg ved senere anledninger.

Jeg vil også sende en stor takk til min andre veileder, **Trond Peder Flaten**, ved NTNU for god veiledning, konstruktiv kritikk og utfordrende spørsmål. En god del av det som står skrevet i denne oppgaven hadde ikke blitt presentert på den måten det har blitt gjort dersom du ikke hadde vært der og veiledet meg gjennom denne prosessen.

Deler av arbeidet med oppgaven har blitt utført ved NGU. I den forbindelse vil jeg takke **Ola Anfinn Eggen** for all assistanse knyttet til ArcGIS og behandling av analysedata. Jeg vil også takke **Arnfinn Skadsheim** i Stavanger Kommune for uvurderlig hjelp ved feltarbeid og innsamling av datamateriale, samt nyttig lokalkunnskap om områdene prøvene ble tatt i.

Jeg vil også takke alle jeg har hatt gleden av å bli kjent med i løpet studietiden min på NTNU. Da først og fremst de mange velduftende menneskene på **LUR**, men også øvrige kjemifolk som jeg har tilbrakt mange timer på lab og lesesal sammen med.

Sist, men ikke minst vil jeg takke **familien min** og alle andre som har vært der når jeg har trengt dere. All støtten og omtanken jeg har fått i løpet av disse årene har vært uvurderlig.

SAMMENDRAG

Denne undersøkelsen er en del av Stavanger Kommunes pågående arbeid med opprydding av forurensning i Stavanger havn. Dette arbeidet er en del av Klifs fokus på forurenset sjøbunn. Det er miljøvernmyndighetenes mål at sedimenter som er forurenset med helse- eller miljøfarlige kjemikalier, ikke skal medføre fare for alvorlige forurensningsproblemer. Den nasjonale handlingsplanen omfatter totalt 17 prioriterte fjordområder. Det har tidligere vært gjennomført en rekke studier og risikovurderinger for å etablere en oversikt over forurensningssituasjonen i Stavanger. Denne undersøkelsen har som mål å identifisere områder på land med aktive kilder, evaluere hvilke kilder som eventuelt finnes og hvor stort bidrag disse kildene utgjør i forhold til forurensningen i havnebassenget; i tillegg til å foreslå tiltak for å begrense/eliminere disse kildene.

Det ble tatt prøver fra totalt 94 sandfangskummer ved forskjellige lokaliteter i Stavanger. Sedimentene fra disse kummene ble analysert med hensyn på å bestemme konsentrasjonene av arsen, barium, bly, kadmium, kobolt, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, PAH₁₆ og PCB₇. Resultatene ble vurdert ut fra gjeldende tilstandsklasser for innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter. Det ble i tillegg utført 145 analyser av maling og betong/murpuss på eldre stående bygningsmasse i Vågen i Stavanger med et håndholdt XRF-apparat for å gi en indikasjon på om stående bygningsmasse kan være en potensiell forurensningskilde.

Konsentrasjonene av de utvalgte uorganiske og organiske miljøgiftene i sandfangsprøvene viser at det finnes flere aktive kilder i de undersøkte områdene. De største samlede konsentrasjonene ble påvist på verftsområdene på Buøy, i tillegg til at det ble funnet tegn til aktive kilder til enkelte miljøgifter på oljebasen i Dusavika og ved noen enkeltpunkter spredt rundt i byen. Det ble også funnet høye konsentrasjoner av miljøgifter tilknyttet flere av småbåthavnene i byen. XRF-analysene av stående bygningsmasse viser at mengden tungmetaller i gamle bygninger i Stavanger er til dels meget høy, og utgjør dermed en potensielt stor forurensningskilde. Generelt sett bærer Stavanger preg av høye konsentrasjoner av kobber og sink. I begge tilfellene overskrider medianene for hvert metall (hhv. 82 og 430 mg/kg) grensen for potensielle toksiske effekter (hhv. 51 og 360 mg/kg) jmf. tilstandsklasseindelingen. I tillegg ble det funnet bekymringsverdig høye konsentrasjoner av bly (maks. 2 400 mg/kg) og nikkel (maks. 670 mg/kg) på verftsområdene og på oljebasen i Dusavika. Det finnes også en mengde spredte kilder til PCB₇, samt tegn til aktive bly-kilder i Gamle Stavanger.

De aktive kildene til bly i Gamle Stavanger er sannsynligvis blybeslag og maling. Bly og sink er ikke uventet to av tungmetallene det ble funnet mest av i maling på stående

bygningmasse. Det ble også funnet høye konsentrasjoner av arsen og krom. For alle disse fire metallene ble grensen for farlig avfall overskredet ved flere prøvepunkter. I tillegg ble det funnet store mengder barium, jern og titan på bygningene, men disse metallene regnes som mindre bekymringsfulle da de har begrenset eller ingen påvist toksisk effekt på mennesker.

De viktigste kildene til miljøgifter på land i Stavanger er knyttet til verfts- og oljeindustrien, renovasjon/oppussing av gamle bygninger og de mange småbåthavnene. Det er også til dels store bidrag fra vegtrafikken.

Det foreslås strengere kontroll av aktiviteten tilknyttet vedlikehold av båter ved de mange småbåthavnene, krav til oppsamling av malingsrester og annet avfall ved riving/oppussing av gamle bygg, hyppigere tømming av sandfangskummer for å minske videre partikulær transport av miljøgifter til havnebassenget, jevnlig prøvetaking av sandfangssedimenter for å overvåke situasjonen og eventuelt utbytting av sandfangskummer til mer effektive konstruksjoner. I tillegg så foreslås det etablering av et sedimenteringssystem tilknyttet overvannssystemet på Buøy for å minske utslippene derfra.

ABSTRACT

This survey is a part of Stavanger municipality's ongoing effort to clean up pollution in Stavanger harbor. This effort is in itself a part of Klif's focus on polluted seabed. The objective of the environmental authorities is that sediments polluted with health or environmental hazardous chemicals should not lead to serious pollution problems. The National Action Plan includes a total of 17 priority fjords. It has previously been a number of studies and risk assessments to establish an overview of the pollution situation in Stavanger. This study aims to identify areas on land with active sources, evaluate the sources that may exist and how large the contributions of these sources are in relation to pollution in the basin, as well as to propose measures to reduce/eliminate these sources.

Samples were taken from a total of 94 stormwater traps at different locations in Stavanger. The sediments from these traps were analyzed to determine the concentrations of arsenic, barium, lead, cadmium, cobalt, copper, chromium, mercury, nickel, zinc, PAH₁₆ and PCB₇. The results were evaluated based on the existing classes for the content of metals and organic substances in the sediments as provided by Klif. It was also performed 145 analysis of paint and concrete in older buildings in Vågen in Stavanger with a handheld XRF instrument to give an indication if these buildings can be a potential source of pollution.

The concentrations of selected inorganic and organic pollutants in the stormwater trap samples show that there are several active sources in the surveyed areas. The largest total concentrations were found at the shipyard areas on Buøy, in addition to the discovery of signs of active sources of some contaminants at the oil base in Dusavika, and at some individual locations across the city. It was also found high concentrations of pollutants associated with a number of small boat harbors in the city. XRF analysis of standing buildings show that the amount of heavy metals in old buildings in Stavanger is very high in some places, and is thus a potentially large source of pollution. Generally the pollution in Stavanger is characterized by high concentrations of copper and zinc. In both cases, the medians for each metal (respectively 82 and 430 mg/kg) exceed the limit of potential toxic effects (respectively 51 and 360 mg/kg) as set by Klif. In addition, it was found disturbingly high concentrations of lead (max cons. 2400 mg/kg) and nickel (max cons. 670 mg/kg) on the boatyard areas and the oil base in Dusavika. There are also a number of scattered sources to PCB₇, as well as signs of active lead sources in Old Stavanger.

The active sources of lead in Old Stavanger are probably lead fittings and paint. Lead and zinc are not unexpected two of the heavy metals it was found most of in the paint on the

standing buildings. It was also found high concentrations of arsenic and chromium. For all these four metals the limit for hazardous waste was exceeded at many of the sampling points. It was also found large amounts of barium, iron and titanium on the buildings, but these metals are considered as less worrisome since they have limited or no proven toxic effects on humans.

The main sources of pollutants on land in Stavanger are related to shipbuilding and the oil industry, renovation/refurbishment of old buildings and the many small craft harbors. There are also some major contributions from road traffic.

A stricter control of the activities associated with maintenance of the boats at the many small craft harbors is proposed, as well as requirements for the collection of paint residues and other waste from demolition/renovation of old buildings, more frequent emptying of the stormwater traps to reduce further particulate transport of pollutants to the harbor, regular sampling of the stormwater trap sediments to monitor the situation and a replacement of some stormwater traps to more efficient models. In addition, the proposed establishment of a sedimentation system associated to the stormwater system on Buøy to reduce emissions there.

Forkortelser

DNV: Det Norske Veritas

ISO: Internasjonal organisasjon for standardisering

Klif: Klima- og forurensningsdirektoratet

NGI: Norges Geotekniske Institutt

NGU: Norges geologiske undersøkelse

NTNU: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner

PCB: Polyklorinerte bifenyler

SFT: Statens forurensningstilsyn (Endret navn til Klif i 2010)

TBT: Tributyltinn

TDI: Tolererbart daglig inntak

Innhold

1	Innledning	1
1.1	Målet med oppgaven	1
1.2	Tidligere studier utført i Stavanger havn	1
2	Kilder til miljøgifter i de undersøkte områdene	4
2.1	Betong og murpuss	4
2.2	Industriell aktivitet	4
2.3	Båthavner	5
2.4	Vegtrafikk og forbrenning av petroleumsprodukter	6
2.5	Eksteriørmaling	6
2.6	Bruk av sandfangskummer som prøvetakingspunkter	8
2.7	Bruk av tilstandsklasser	10
3	Tungmetaller / Uorganiske miljøgifter i maling	12
3.1	Antimon, Sb	12
3.2	Arsen, As	13
3.3	Barium, Ba	14
3.4	Bly, Pb	14
3.5	Jern, Fe	17
3.6	Kadmium, Cd	18
3.7	Kobber, Cu	19
3.8	Krom, Cr	20
3.9	Kvikksølv, Hg	22
3.10	Nikkel, Ni	23
3.11	Sink, Zn	23
3.12	Titan, Ti	24
4	Organiske miljøgifter	26
4.1	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer)	26
4.2	Polyklorinerte bifenyler (PCBer)	26
5	Undersøkt område	30
5.1	Dusavika	30
5.2	Bangarvågen	31
5.3	Galeivågen	33
5.4	Vågen	33
5.5	Hillevågsvannet	34

5.6	Gamle Tasta fyllplass	34
5.7	Felleskjøpets kornsiloer	37
6	Metode	38
6.1	Prøvetaking av sedimenter fra sandfangskummer	38
6.2	Analysemetoder	39
6.3	Analyse av maling og betong/murpuss på stående bygg	39
6.4	Kvalitetssikring og duplikatprøver	40
7	Resultater	43
7.1	Sedimenter fra sandfangskummer	43
7.2	Sammenligning mellom sandfangsprøver og sjøbunn-sedimenter	53
7.3	Generell vurdering av analysene av sedimentene fra sandfangskummene	56
7.4	Sammenligning mellom Bergen og Stavanger	56
7.5	Prøveduplikater	57
7.6	Analyser av maling og murpuss med håndholdt XRF	59
8	Diskusjon	66
8.1	Sedimenter fra sandfangskummer	67
8.2	Analyser av maling og murpuss med håndholdt XRF	82
9	Konklusjon og anbefalinger	87
	Referanser	89
A	Grenseverdier for farlig avfall	95
B	Resultater sandfangsedimenter	97
C	Resultater XRF	100
D	Prøvetakingsstasjoner sjøbunnsedimenter	103
E	Prinsipp XRF	104

1 Innledning

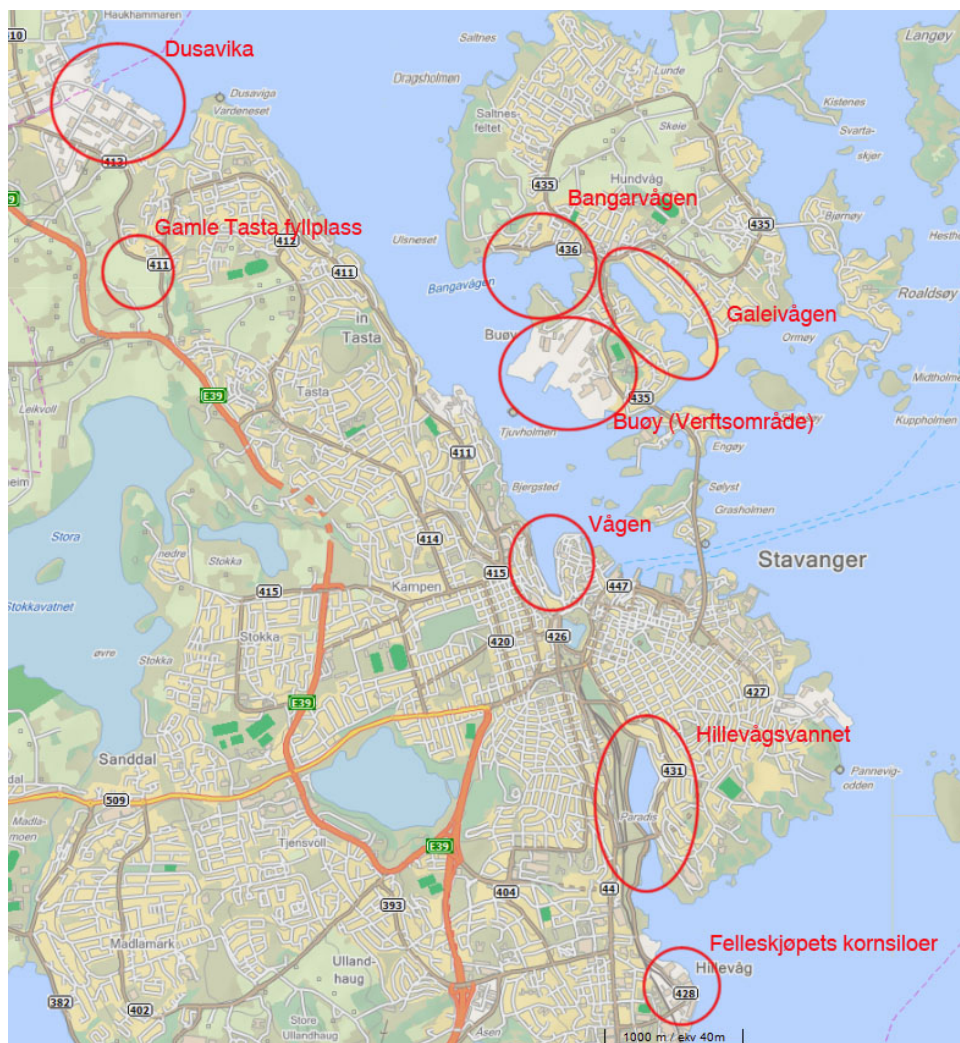
1.1 Målet med oppgaven

Denne oppgaven er et bidrag til å identifisere aktive forurensningskilder på land som kan bidra med forurensning i havnebassenget i Stavanger. Sjøbunnen i Stavanger havn er sterkt forurenset (Fylkesmannen, 2006) og det er viktig å stoppe aktive kilder på land slik at opprydding i den forurensete sjøbunnen blir varig. Dette lokale prosjektet er igjen en del av en stor satsing som Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har igangsatt med opprydding av forurenset sjøbunn. Klif har satt opp en liste over 17 områder langs hele kysten som bør prioriteres for opprydding. For hvert av disse områdene er det utarbeidet fylkesvise tiltaksplaner for forurenset sjøbunn. Hensikten med disse planene er å oppnå en helhetlig behandling av forurenset sjøbunn i hvert område. Fylkesmannen i Rogaland kom i 2004 med en rapport som omtalte de undersøkelsene som hadde blitt gjort frem til da (Fylkesmannen, 2006). Rapporten peker på at undersøkelsene som har blitt gjort i deler av havneområdet i Stavanger viser at sjøbunnen er meget forurenset av miljøgifter, og at forurensningen stammer fra flere kilder, blant annet skipstrafikk, industri og gamle fyllplasser. Miljøgifter som enkelte tungmetaller, PAH og PCB finnes i høye konsentrasjoner i sjøbunnen, og på bakgrunn av de høye nivåene har Mattilsynet innført kostholdsråd på sjømat i området. Dette vil si at innholdet av miljøgifter er så høyt at det kan være helseskadelig å spise fisk og skalldyr herfra. Spesielt gjelder kostholdsrådet i Stavanger konsum av lever fra torsk fanget i havneområdene, i tillegg frarådes konsum av skjell fanget i Vågen. Til tross for at det har vært gjennomført oppryddingstiltak på land i enkelte av de berørte områdene, finnes det fortsatt uidentifiserte kilder som kan bidra til spredning av forurensning. Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) ble kontaktet av lederen for prosjektet i Stavanger kommune med forespørsel om de kunne bidra til å spore opp og identifisere potensielle kilder til forurensning på land. Dette kommer som en konsekvens av at NGU tidligere har oppnådd gode resultater ved bruk av sandfangskummer som prøvetakingspunkter for sedimentprøver i byer som Bergen (Alston, 2011; Jartun, 2008) og Trondheim (Bjervamoen et al., 2006; Egede Nissen et al., 2008).

1.2 Tidligere studier utført i Stavanger havn

Det har vært utført forskjellige undersøkelser i og rundt Vågen i Stavanger de siste 10 årene, i tillegg til risikovurderinger og oppsummeringer. Den nyeste undersøkelsen er en miljøundersøkelse utført av Det Norske Veritas (DNV) i områdene Vågen og Mekjarvika

(DNV, 2011). De undersøkelene og risikovurderingene som har vært gjort har etablert et ganske fullstendig bilde av det som kan sies å være en alvorlig forurensnings situasjon i sjøen i Stavanger. I Fylkesmannens rapport har Stavanger havn blitt delt inn i 12 områder. Av disse 12 er det 5 som er av interesse i forhold til denne studien: Dusavika, Bangarvågen (med Buøy), Galeivågen, Vågen og Hillevågsvannet. Disse fem områdene er delområder hvor det anbefales videre arbeid jmf. rapporten fra Fylkesmannen. Disse, i tillegg til noen ekstra lokaliteter (Gamle Tasta fyllplass og Felleskjøpets kornsiloer), står avmerket på kartet i figur 1. Hver lokasjon er nærmere beskrevet i kapittel 5.



Figur 1: Oversiktskart over Stavanger med interesseområder avmerket (Ill: kart.finn.no / Bjørn Eidem)

I Fylkesmannens rapport blir det vist til resultater av undersøkelser gjort tidligere. Her kommer det frem at prøver tatt av sjøbunnsedimenter utenfor Dusavika i 2001 gir tilstandsklasse III for PCB, klasse V for PAH og klasse III for kvikksølv. For

Bangarvågen ligger sedimentene i tilstandsklasse III og IV for PCB, III og IV for PAH, mens tungmetallene ligger mellom klasse I til III. I Galeivågen viser prøvene tilstandsklasse III til V for PAH, klasse IV for kvikksølv på en stasjon, mens øvrige tungmetaller ligger i tilstandsklasse I til III. For Hillevågsvannet viser analyser av sedimentene tilstandsklasse III for de fleste tungmetallene, klasse IV for PCB og PAH, mens TBT ligger i tilstandsklasse V (for en definisjon av de forskjellige tilstandsklassene, se tabell 2 i kapittel 2.7). I Fylkesmannens rapport (Fylkesmannen, 2006) er det satt opp følgende mål for de mest forurensede områdene:

Områdene Vågen nord til Buøy, samt Bangarvågen er sentrumsnære områder som er brukt til skipstrafikk og industri. Vågen og området nord til Buøy er i tillegg mye brukt til rekreasjon i form av bruk av fritidsbåter. Samtidig grenser områdene til Byfjorden som i tillegg til rekreasjon også er mye brukt til fiske. Det er satt kostholdsråd i Byfjorden som følge av spredning av forurensning fra andre områder. Det er ønskelig på sikt å fjerne kostholdsrådene i Byfjorden. Det innebærer at miljømål i Vågen og området nord til Buøy, samt Bangarvågen settes til Nivå 1. På den måten vil miljømål for Byfjorden settes til Nivå 2.

Med andre ord er målet sett fra Fylkesmannens ståsted at forurensningstilstanden i Stavanger havn skal bli såpass stabil, og mengden biotilgjengelige miljøgifter så små, at man på sikt vil kunne oppheve kostholdsrådet fra Mattilsynet. En av forutsetningene for at dette skal være oppnåelig er at man klarer å begrense utslipp fra land til det minimale.

2 Kilder til miljøgifter i de undersøkte områdene

I urbane miljøer finnes det veldig mange kilder til miljøgifter. Det er derfor viktig å ha en klar oversikt over de eventuelle kildene når man utfører en undersøkelse i et område som har som hovedhensikt å minimere bidrag fra de forskjellige kildene. De fleste større kildene til miljøgifter i Stavanger har allerede blitt påpekt i tidligere rapporter (f.eks. Fylkesmannen (2006)). I dette kapittelet følger det derfor en rask gjennomgang av disse kildene, samt noen kilder som kanskje ikke har fått den oppmerksomheten de trenger i den gitte sammenhengen.

2.1 Betong og murpuss

Flere tidligere studier fra byer som Trondheim (Andersson og Volden, 2002) og Bergen (Andersson et al., 2002), samt en nasjonal studie gjort av NGU (Jartun et al., 2008b) har tatt for seg innhold av PCB i betong og murpuss. I den nasjonale studien ble det funnet at konsentrasjonen av PCB avtar eksponensielt med avstanden fra kilden, og det ble konkludert med at en av de viktigste spredningsmetoden for PCB i områder med tette flater vil være ved partikulær transport via overvannssystemet:

Hvis restene etter en oppussing ikke blir samlet opp, vil PCB-holdige malingsflak og murpussrester kunne forurense enten byjord eller sandfangsmaterialer. Dette kan videre føre til en kontaminering av en nedstrøms resipient, for eksempel havnesedimenter.

Dette ser også ut til å stemme i Stavanger når man ser på sammenligningen av PCB-profiler i kapittel 7.2. Man kan også se en klar indikasjon på at PCB i bygninger sprer seg til nærliggende sandfangskummer fra prøvene tatt rett i nærheten av Felleskjøpets siloer (hvor det har blitt påvist PCB i betongen (Jartun et al., 2008b)) i Hillevågsbukta (se kapittel 5.7 og kapittel 7.1.10).

2.2 Industriell aktivitet

Stavanger har, som de fleste andre byer i Norge, hatt en ganske betydelig vekst i industriell aktivitet det siste århundret. Stavanger har lenge vært en utpreget havneby, og det er dermed naturlig at shippingindustrien, og i senere tid også oljeindustrien har satt sitt preg på byen. I dag er mye av denne aktiviteten lokalisert i østre bydel, på verftsområdene på Buøya, og oljebasen i Dusavika. I tillegg til dette finnes det en mengde små bedrifter som

holder til i vannkanten rundt om i byen som har potensialet til å bidra med betydelige mengder miljøgifter til tross for mengden aktivitet på området. Dette kommer trolig som en følge av at mange bedrifter (både små og store) ikke har full kontroll og oversikt over hvor rester av diverse kjemikalier og produkter tar veien. I mange tilfeller ser det ut til at slike rester som befinner seg på tette flater (som asfalt og betong) blir spylt ned i nærmeste kum, uten noen form for kontroll av hva disse restene inneholder av miljøgifter (se kapittel 8.1). Det har også vært en mengde annen potensielt forurensende industriell aktivitet i Stavanger, slik som Stavanger Gasværk og Stavanger Tinfabrik, men disse faller i stor grad utenfor fokusområdene for denne undersøkelsen.

2.3 Båthavner

Stavanger er gjenstand for stor båtaktivitet, både når det gjelder større skipstrafikk og fritidsbåter. Som en konsekvens av dette har Stavanger mange større og mindre båthavner og båtsliper. Desidert størst er Hillevågsvannet, som huser en småbåthavn med ca. 1100 fritidsbåter. I tillegg til dette finnes det mange mindre, private båthavner spredt rundt om i området. De fleste båthavnene har oppstillingsplasser for vedlikehold av båtene, og i mange tilfeller er disse plassene tette flater hvor avrenning enten renner ut i sjøen; enten direkte eller via et sandfang. En undersøkelse gjennomført av NGU i 2005 (Jartun og Volden, 2005) ved 11 småbåthavner i Trøndelag konkluderer med at forurenset jord fra steder hvor det foregår spyling og vedlikehold av båter i enkelte tilfeller er sterkt forurenset, og at forurensningen lett kan spres til sjøen ved spyling og regnskyll. Det blir også anbefalt at materialet som ligger igjen etter pussing bør samles opp og leveres til godkjent mottak for forurensete masser. NGI har på oppdrag av Klif gjennomført en studie (NGI, 2010) av et utvalg småbåthavner rundt om i landet og funnet at de fleste båthavnene ikke har tilstrekkelig kontroll på avfall fra spyling og vedlikehold av båtene, og at dette avfallet i mange tilfeller blir skylt ut i sjøen. Fra NGIs rapport:

Slikt vedlikehold genererer et materiale som inneholder høye konsentrasjoner av flere tungmetaller og organiske miljøgifter som organiske tjærestoffer (PAH), tinnorganiske forbindelser (TBT) og PCB. Konsentrasjonen av disse stoffene foreligger typisk i tilstandsklasse IV og V etter Klif 2229/2007. Det er også observert at konsentrasjonen av metaller i flere prøver av slikt materiale er så høy at dette må karakteriseres som farlig avfall.

Det er dermed viktig å ikke undervurdere hvor stort bidraget fra de mange forskjellige båthavnene i Stavanger kan være.

2.4 Vegtrafikk og forbrenning av petroleumsprodukter

Det er kjent, og påpekt i flere studier (blant annet Bjervamoen et al. (2006) og Jartun et al. (2005)) at vegtrafikk og generell forbrenning av petroleumsprodukter er kilder til en rekke miljøgifter. Mest fremtredende av disse er PAHer, som finnes naturlig i råolje og dermed de fleste petroleumsprodukter, bly fra gammel blybensin, i tillegg til sink og kadmium fra f.eks. slitasje av bildekk.

2.5 Eksteriørmaling

Naturlig forvitring og erosjon av bygningsoverflater er utpekt som en mulig årsak til mobilisering av miljøgifter til det umiddelbare nærmiljøet i bundet partikkelform (Jartun et al., 2008c). Avskaling av malingsflak fra bygninger har blitt utpekt som en mulig kilde til PCB som man nå finner i norske havner og fjorder (Jartun et al., 2008c). På samme måte kan man ikke utelukke maling som kilde for tungmetaller. I urbane miljøer med stort sett tette flater vil malingsflak som faller av bygninger blir ført med overvannssystemet til nærmeste resipient; i mange tilfeller nærmeste havnebasseng (Jartun et al., 2008c,d). Renovasjon og oppussing av gamle bygninger kan forsterke denne effekten, da det i mange tilfeller ikke foregår noen form for oppsamling eller avgrensning av spredning av maling og andre typer avfall, som illustrert i figur 2.



Figur 2: Tydelige malingsrester rundt et nylig oppusset hus (Foto: Bjørn Eidem)

Ved oppussing av eksteriørflater brukes i mange tilfeller sandblåsing eller høytrykksspyling for å fjerne maling og murpuss. Flere studier har vist at denne type reovering vil føre til utvidet spredning av miljøgifter fra kontaminerte bygningsfasader (Jartun et al., 2008c; Kuusisto et al., 2007; Mielke et al., 2001). I dag er alle kommuner pålagt å ha tilbud om mottak av farlig avfall, og rester av maling skal behandles som farlig avfall (Klif, 2011b). Til tross for dette finnes det ingen retningslinjer for hvordan man skal behandle malingsrester som fremkommer ved reovering, oppussing og rivning av eldre bygg som kan inneholde tungmetaller og miljøgifter. Som påpekt av Buraas bør slike retningslinjer utarbeides (Buraas, 2011).

Vi er til daglig i kontakt med mange potensielle kilder for tungmetaller og miljøgifter. Av disse er eksteriørmaling på bygninger og andre strukturer en av de største og mest fremtredende. Maling tilsettes en rekke kjemikalier for å gi malingen ønskede egenskaper og utseende (Buraas, 2011), og flere av stoffene er klassifisert som helse- og miljøskadelige (Folkehelseinstituttet, 2009). Dette kommer av at maling, og da spesielt maling som blir brukt utendørs, bør ha god motstandsdyktighet mot vær og vind, sopp- og muggvekst og ha lange vedlikeholdsintervaller. Dette kommer i tillegg til vanlige funksjonsegenskaper som dekkevne og tørketid. Grovt sett kan man dele kjemikaliene i maling inn i 5 hovedgrupper: Bindingsmiddel, løsningsmiddel, pigmenter, fyllstoffer og hjelpestoffer. Funksjonene til kjemikaliene i hver gruppe er beskrevet i tabell 1.

Tabell 1: Sammensetning av maling (Buraas, 2011)

Bestanddel	Funksjon
Bindingsmiddel	Finfordeler de andre komponentene. Danner basis for en kontinuerlig film av maling.
Løsningsmiddel	Reduserer viskositeten. Danner en homogen blanding.
Pigmenter	Gir farge. Benyttes som korrosjonshemmer.
Fyllstoffer	Gir den rette konsistensen, volumet og styrken. Gir god lagringsstabilitet.
Hjelpestoffer	Tilsettes i små mengder for å få en ønsket funksjon (for eksempel katalysatorer, biocider, mykgjørere).

Myndighetene med Klif og Folkehelseinstituttet i spissen setter strenge krav til substitusjon av farlige råstoffer med mindre farlige. Dette har ført til at potensielle toksiske komponenter i maling har blitt erstattet av tryggere alternativer. For eksempel har uorganiske pigmenter blitt erstattet av organiske pigmenter, og kobber har erstattet arsen og TBT som biocid (Jotun, 2011). Alikevel blir det fortsatt brukt en del potensielt helse- og miljøfarlige kjemikalier i maling, da mange av kjemikaliene ikke har aktuelle

erstatningskandidater som ivaretar de forventede egenskapene i malingen.

Som Buraas påpeker så er omfanget av eventuelle helse- og miljøskadelige stoffer i maling i Norge ikke tilstrekkelig kartlagt (Buraas, 2011). De aller fleste bygg har en form for maling eller puss på fasaden, og siden mye av den stående bygningsmassen er av eldre dato (før innføring av forbud mot miljøgifter i maling), er det rimelig å anta at en ganske stor andel av den samlede bygningsmassen er påført maling som kan inneholde tungmetaller og miljøgifter. Buraas skriver videre at:

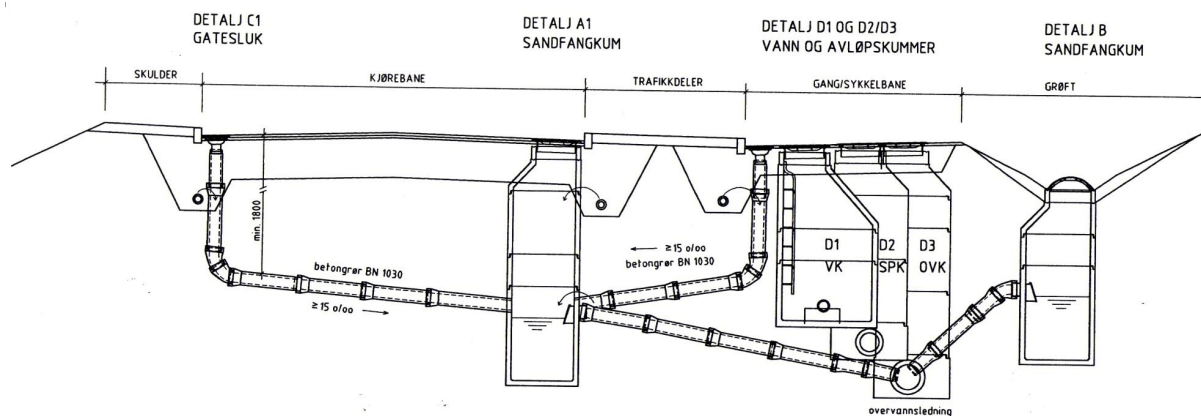
De største forurensningsutslippene av helse- og miljøskadelige stoffer skjer trolig ved reovering og rivning av bygg som inneholder disse stoffene.

Dette gjør at tungmetaller og miljøgifter i eldre bygg har blitt en miljøutfordring (Amlo og Bakke, 2010; Jartun et al., 2008c; Lundkvist, 2009; Mielke et al., 2007; Opheim, 2010). I dag er omkring 400 av stoffene som brukes i maling inkludert i Stofflisten. Tall fra SSB og Klif viser at utslipp av helse- og miljøfarlige stoffer grunnet bruk av maling og lakk gikk ned i løpet av perioden 2002-2006. Blant annet er det observert en reduksjon i utslippene av CMR-stoffer, dvs. stoffer som kan skade forplantningen eller gi kreft (Folkehelseinstituttet, 2009).

I kapittel 3 følger en oppsummering av effekter av en del tungmetaller, og hvordan de blir brukt i maling. For mer utfyllende informasjon anbefales det å lese Buraas (2011), som har gjort en inngående studie på innhold av tungmetaller i maling.

2.6 Bruk av sandfangskummer som prøvetakingspunkter

Urbane miljøer består i stor grad av tette flater som hustak, asfalt og betong, noe som gjør at mesteparten av overflatevannet ikke vil bli samlet opp eller fanget av vegetasjon, men i stedet vil bli ført til nærmeste sluk. I mange tilfeller vil dette sluket være en sandfangskum. Sandfangskummer fungerer som sluk for overvann og materiale som transporteres i gateplan. Kummene består av et lokk i gateplan med åpninger som tillater vann og sedimenter å renne uhindret ned i kummen, samtidig som det muliggjør uhindret ferdsel for kjøretøy og fotgjengere. Nederst i kummen er et reservoar hvor materialer sedimenteres ut, mens det et stykke over bunnen er et rør som tillater vannet å renne ut via overløpssystemet. Enkelte sandfangskummer har i tillegg et innløp av vann fra andre kummer. Figur 3 viser en skjematisk figur av et overvannsnettverk.



Figur 3: Eksempel på hvordan forskjellige typer kummer kan kobles sammen (Thorolfsson, 2011)

Sandfangskummer har gjennom flere studier (Jartun et al., 2008d; Bechmann et al., 2009; Egede Nissen et al., 2008; Paulsrud, 2011) vist seg å være ypperlige som prøvetakingspunkter i urbant miljø. Dette er en effekt av at de ugjennomtrengelige områdene i et typisk urbant miljø ofte vil utgjøre 60-100% av det totale området (Lu og Weng, 2006), i tillegg til at nedslagsfeltet til hver sandfangskum er relativt lite. Dette gjør det enklere å identifisere potensielle kilder til eventuelle miljøgifter som blir påvist ved analyse av sedimenter fra sandfangskummer. Urbane miljøer blir påvirket av en rekke antropogene aktiviteter, og mange av disse bidrar til å øke mengden tungmetaller og organiske miljøgifter i de områdene hvor aktiviteten foregår (Jartun et al., 2008d). Mange av de undersøkte områdene i Stavanger består av asfalt- eller betongdekte flater, noe som gjør at sedimentene fra sandfangskummene gir en veldig representativ oversikt over de forskjellige miljøgiftene som kan bli direkte overført til havnebassenget fra disse områdene. Av de undersøkte områdene er det naturlig å trekke frem Stavanger sentrum og de forskjellige større industriområdene som eksempler på dette, da disse områdene er opp i mot 80-100% tette. Det finnes per dags dato ikke noen oversikt over hvor mange sandfangskummer som finnes i Stavanger, men basert på tall fra andre byer i Norge (Thorolfsson, 2011) er det rimelig å anta at antallet ligger mellom 2-3000. Ved å benytte disse sandfangskummene som prøvepunkter kan man oppnå en ganske bra dekning av interesseområdet, uten at man trenger å bruke større midler på selve prøvetakingen.

I områder med gjennomsnittlig mengde nedbør er det forventet at mesteparten av sedimentene i en sandfangskum blir værende i reservoaret frem til det blir tømt, noe som vanligvis skjer en gang i året. Siden en mengde tungmetaller og organiske miljøgifter som PAH og PCB bindes partikulært får man dermed en viss renseeffekt når sandfangskummene blir tømt. Som Jartun bemerker kommer dette som en effekt av

designet til sandfangskummene (Jartun et al., 2008d). Til tross for dette påpeker han at denne effekten ble mindre når man nærmet seg havnivået i havneområdet i Bergen. Dette kan sees på som en konsekvens av at farten på vannet (både fra rørsystemer tilknyttet kummen og overvannet forøvrig) i perioder med spesielt mye nedbør blir så stor at sedimentene blir virvlet opp og føres direkte ut i havnebassenget. Da Stavangerområdet også har perioder med mye nedbør er det rimelig å anta at det samme fenomenet kan oppstå her.

Både Jartun (2008) og Alston (2011) har skrevet mer inngående om funksjon og bruk av sandfangskummer, og begge studiene anbefales dersom man ønsker å tilegne seg mer kunnskap på området.

2.7 Bruk av tilstandsklasser

SFT ga i 1997 ut en veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (SFT, 1997). Hovedhensikten med veilederen var å etablere et klassifiseringssystem slik at ulike faggrupper og personer innen forvaltning, rådgivning og forskning et felles verktøy for vurdering av miljøtilstand og utvikling i ulike typer vannforekomster. Denne veilederen angir klassifiseringsgrenser for miljøgiftkonsentrasjoner i sjøvann og sedimenter. I 2007 kom SFT ut med en revidert utgave av den delen av veilederen som omhandler sjøvann og sedimenter (SFT, 2007). I den reviderte utgaven er grensene mellom de forskjellige klassene basert på risiko for økologiske effekter. Fra veilederen: *“Dette vil si at de forskjellige tilstandsklassene nå gjenspeiler reelle forskjeller i risiko for skade på levende organismer”*. Resultatene i denne undersøkelsen har blitt vurdert opp mot grensene i denne veilederen for å gi et best mulig bilde på forurensningssituasjonen i Stavanger. Inndelingen av klassene er beskrevet i tabell 2. For grenser mellom de forskjellige tilstandsklassene for de forskjellige miljøgiftene i denne undersøkelsen, se tabell 5.

Tabell 2: Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter

Den viktigste grensen er den mellom klasse II og III. Fra veilederen:

“Referansenivåene må primært betraktes som et praktisk verktøy for norsk miljøforvaltning. Hovedfunksjonen er å kunne identifisere områder som kan være påvirket av lokale miljøgifter (kl. II) og der det eventuelt kan være aktuelt å vurdere tiltak (klasse III og høyere).”

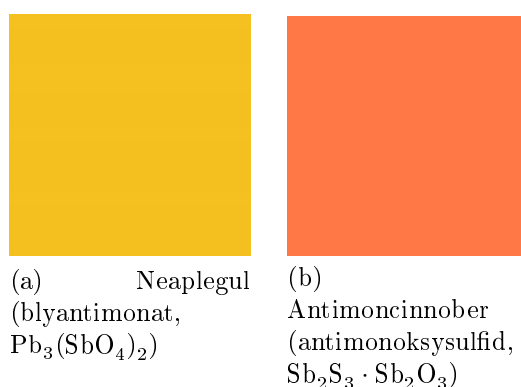
I forhold til denne undersøkelsen markerer denne grensen et skille mellom “høye” og “lave” konsentrasjoner. Dette for å gjøre teksten mer tilgjengelig for leseren, samt at grensene mellom de øvrige tilstandsklassene er av mindre betydning, da hovedmålet er å finne kilder til forurensning som kan ha toksiske effekter. For en mer inngående beskrivelse, inndeling og bruk av de forskjellige tilstandsklassene, se SFT (2007).

3 Tungmetaller / Uorganiske miljøgifter i maling

3.1 Antimon, Sb

Antimon er et halvmetall som finnes naturlig i jordskorpen og kan eksistere i flere oksidasjonstrinn (Reimann et al., 2010). Både naturlig forekommende og antropogent antimon kan adsorberes på partikler og inhaleres av mennesker. Antimon er et ikke-essensielt grunnstoff, og treverdig antimon sees på som noe mer toksisk enn femverdig antimon (Reimann et al., 2010). Antimonforbindelser, unntatt antimontetraoksid (Sb_2O_4), antimonpentoksid (Sb_2O_5), antimontrisulfid (Sb_2S_3) og antimonpentasulfid (Sb_2S_5) er oppført på Stofflisten over farlige stoffer og har klassifisering som helse- og miljøskadelig, samt at de er farlige ved innånding og ved svelging (Amlo og Bakke, 2010). Antimontrioksid (Sb_2O_3) er i tillegg klassifisert som kreftfremkallende. Antimon har fått liten oppmerksomhet i norsk miljøforvaltning (Andersen et al., 2009). Dette er en av grunnene til at det per dags dato ikke finnes noen grenseverdier for antimon i forhold til farlig avfall.

Antimon har blitt brukt i kosmetiske produkter og som pigment i maling siden antikken (Nordberg et al., 2007). Antimon kan inngå forbindelse med de fleste andre metaller for å danne fargede pigmenter, men danner relativt få innbyrdes forbindelser som pigmenter (Hansen og Jensen, 1991). To av de mest brukte antimon-holdige pigmentene har vært neaplegul og antimoncinnober (Figur 4).



Figur 4: Antimonpigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

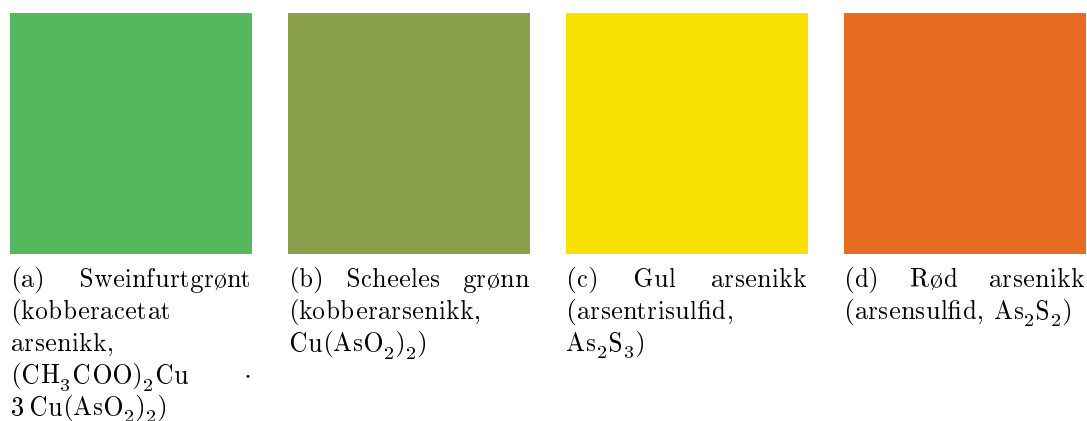
Neaplegul har i dag blitt faset ut på grunn av giftigheten til forbindelsen. Til tross for at det er dokumentert at antimon er benyttet i maling, hevdes det at antimon er sjeldent å finne i husmaling i dag (van Alphen, 1998). Antimon kan heller ikke benyttes i malingsprodukter som er miljømerket.

3.2 Arsen, As

Arsen finnes naturlig i jordskorpen og kan forekomme i både organiske og uorganiske forbindelser (Nordberg et al., 2007). Arsen er relativt mobilt og har en tendens til å bioakkumulere (Tremoén, 2008). Eksponering for arsen skjer hovedsaklig gjennom mat og vann. Grønnsaker og frukt bidrar med 5% av arseninntaket, mens fisk og skalldyr bidrar med 75% av det totale inntaket. Inntaket fra mat antas å være relativt lavt i forhold til TDI.

Det er ennå ikke sikkert om arsen er et nødvendig sporstoff for mennesker eller ikke. I så fall er ønskelig daglig inntakt mindre enn $2\text{ }\mu\text{g}$, som er TDI for arsen (Johannesson, 2002; Ottesen et al., 2007). Arsenforbindelser kan både være akutt giftige og kronisk giftige for mange organismer i selv små konsentrasjoner og giftigheten var kjent allerede i oldtiden (Johannesson, 2002; Tremoén, 2008). De ulike arsenforbindelsene har ulike nivå av toksisitet, der organiske arsenforbindelser er langt mindre giftige enn uorganiske forbindelser, og treverdig arsen er giftigere enn femverdig (Amlo og Bakke, 2010; Johannesson, 2002). Minste dødelige dose av arsen har vært rapportert til å være inntak av 70-180 mg arsen.

Arsenforbindelser har blitt benyttet i maling siden oldtiden (Rayner-Canham og Overton, 2006). Dette til tross for at arsenikk (As_2O_3) var kjent som en svært giftig forbindelse (Johannesson, 2002). På 1800-tallet ble pigmenter som inneholdt arsenikk fremstilt for å få grønne farger. Blant annet ble Sweinfurtgrønt (også kalt Emeraldgrønt) og Scheeles grønn fremstilt (Buraas, 2011). Disse pigmentene regnes som fargekjemiens giftigste pigmenter (Hansen og Jensen, 1991; Vadstrup, 2006). I tillegg til grønne pigmenter har arsen blitt brukt i andre pigmenter, som vist i figur 5.



Figur 5: Arsenpigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

I tørt klima er pigmentene nokså stabile, men ved fuktigere luft vil arsen kunne avdampe. De som oppholder seg i rommet vil da inhalere gassen som kan føre til arsenforgiftning (Rayner-Canham og Overton, 2006). På begynnelsen av 1900-tallet ble det forbudt å produsere og anvende arsenholdige grønne pigmenter, og i dag er pigmentene erstattet av organiske pigmenter (Hansen og Jensen, 1991). Til tross for dette finnes det fortsatt hus som har store mengder av arsenholdig maling på fasadene, ofte som følge av at gammel maling ikke har blitt fjernet ved renovasjon. Mer om dette i kapittel 8.2. Arsen og arsenforbindelser er ytterst giftige og er i dag forbudt å benytte i produkter (Miljøverndepartementet, 2011).

3.3 Barium, Ba

Generelt sett er geologiske kilder til barium viktigere enn antropogene. Konsentrasjonen av barium i mat er relativt lav, da barium i liten grad akkumulerer i planter og dyr. Fisk og akvatiske organismer derimot vil akkumulere barium. Produkter som inneholder barium utgjør kun en liten del av bariumforbruket, men har størst toksisk signifikans (Nordberg et al., 2007).

Barium er antageligvis essensielt for enkelte organismer, men løselige bariumforbindelser er giftige for mennesker og dyr (Nordberg et al., 2007; Rayner-Canham og Overton, 2006). Giftigheten avhenger av løseligheten, og bariumforbindelser (med unntak av bariumsulfat) er oppført på Stofflisten og klassifisert som helseskadelige (Klif, 2011c).

Barium benyttes i hovedsak som fyllstoff i maling på grunn av god dekkevne (Buraas, 2011). Forbindelsene som benyttes som fyllstoff er hovedsakelig bariumsulfat (BaSO_4) og bariumkarbonat (BaCO_3). Bariumkarbonat er mer toksisk enn bariumsulfat, og var en komponent i gift mot gnagere på begynnelsen av 1900-tallet (van Alphen, 1998; Vadstrup, 2006). Som pigment har barium hatt liten betydning. Barium inngår i pigmenter i forbindelse med andre metaller. Pigmentene av barium er ikke toksiske (Hansen og Jensen, 1991). Allikevel er bariumforbindelsene som inngår i maling på Stofflisten og klassifisert som helse- og miljøfarlige (Klif, 2011c). Bariumforbindelser, med unntak av bariumsulfat, kan heller ikke benyttes i malingsprodukter som er miljømerket (Nordisk Miljømerking, 2008).

3.4 Bly, Pb

Bly finnes kun i relativt små mengder i jordskorpen. Men (i hovedsak) på grunn av antropogen aktivitet som forbrenning av fossilt brennstoff, gruvedrift og industri i løpet

av flere tusen år; er det et av tungmetallene som forekommer oftest i miljøet (Nordberg et al., 2007; Rayner-Canham og Overton, 2006). Eksponering for bly skjer i hovedsak ved inntak via mat og vann. Blyinntak via dyrkede grønnsaker på forurenset grunn kan representere 75% av TDI. Eksponering kan også skje ved inhalering av blykontaminerte partikler fra blant annet maling (Nordberg et al., 2007). Figur 6 viser blybeslag på hustak i Gamle Stavanger, som er en av flere kilder til bly i urbane miljøer.



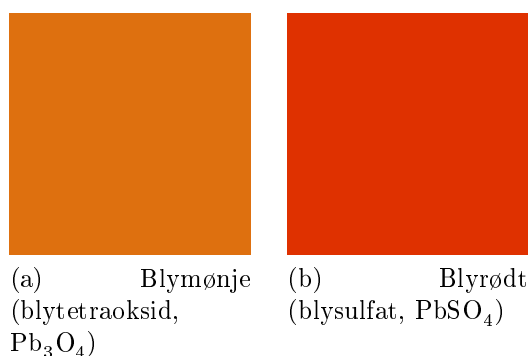
Figur 6: Blybeslag på hustak i Gamle Stavanger (Foto: Bjørn Eidem)

Bly er ikke et essensielt tungmetall, og vil derfor kunne forårsake akutte og kroniske helse- og miljøeffekter selv i små konsentrasjoner (Tremoen, 2008). En av konsekvensene av blyeksponering er redusert utvikling av kognitive og fysiske funksjoner (Johannesson, 2002; Ottesen et al., 2007). Akutte effekter ved blyeksponering vil være svikt eller alvorlige skader på nyrer, lever og/eller nervesystemet (Rayner-Canham og Overton, 2006). Barn er som regel de som står i størst fare for å bli eksponert for bly i større mengder, grunnet sin naturlige nysgjerrighet og trang til å berøre/smake på ting i nærheten som del av sin kognitive utvikling (Hole og Frøland, 2008).

Bly har vært benyttet i ulike produkter i over 6500 år. I greske skrifter av Nikander fra år 250 f.Kr. omtales bruken av bly i ulike produkter, deriblant maling. Det er kjent at blyhvitt (blykarbonat, PbCO_3) ble benyttet som pigment på den tiden, og at blyforgiftning har oppstått (Hille, 2001). Blyhvitt er det eldste kunstige, hvite fargestoff som er kjent. Pigmentet hadde utstrakt bruk på grunn av sin intense hvitfarge fra

romertiden frem til begynnelsen av 1900-tallet.

Andre blyholdige pigmenter som blyoksid(PbO), blymønje og blyrødt (Figur 7) har også vært i utstrakt bruk siden oldtiden (Buxbaum, 1998; Hansen og Jensen, 1991; Vadstrup, 2006). I tillegg inngår bly i en rekke andre pigmenter på samme måte som arsen. Til tross for at de toksiske effektene av bly har vært kjent og godt dokumenterte, var blyhvitt og blymønje fritt tilgjengelig frem til 1921 i Europa. Flertallet av medlemslandene i den internasjonale arbeidsorganisasjonen, ILO, skrev da en konvensjon om bruk av blymaling. Norge ratifiserte denne konvensjonen i 1929 og innarbeidet bestemmelsene i norsk lov samme år (Hille, 2001). Blyhvitt ble da erstattet av sinkhvitt, som på 1940-tallet i stor grad ble erstattet av titanhvitt.



Figur 7: Blypigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

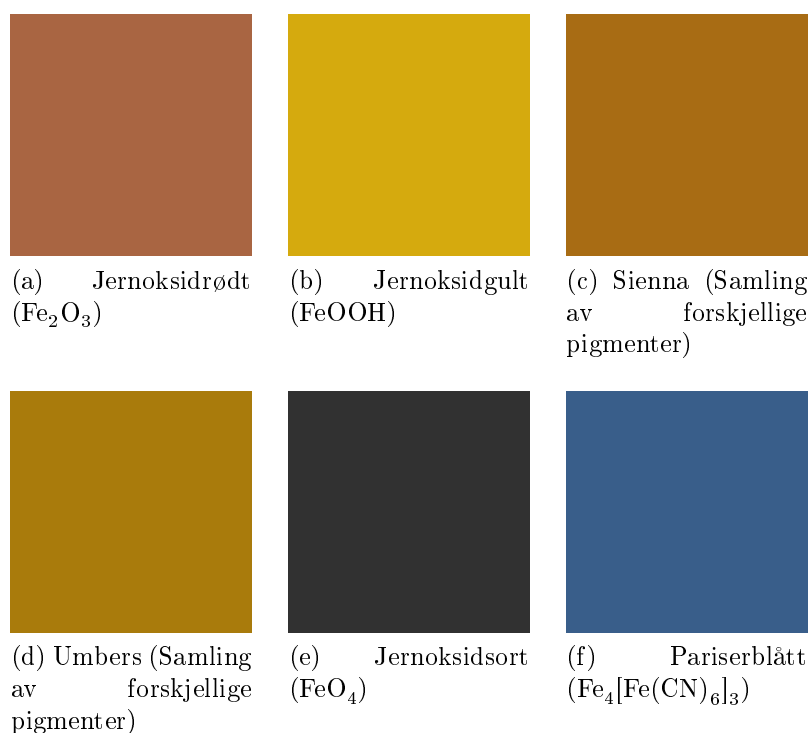
Til tross for dette så er blybasert maling fortsatt en helse- og miljøutfordring da det finnes en god del bygninger som fortsatt inneholder blyholdig maling (Andersen et al., 2009; Jacobs et al., 2002; Rasmussen et al., 2011; Succop et al., 1998). Spesielt inneholder gamle hus høye konsentrasjoner av bly (Rayner-Canham og Overton, 2006). Bly er en av miljøgiftene som står på miljøvernmyndighetenes prioritetsliste og er regulert gjennom flere forskrifter, blant annet er det forbudt å bruke blykarbonater og blyulfater i maling (Buraas, 2011). I tillegg står en rekke andre blyforbindelser på Stofflisten og Obslisten (Klif, 2011c). Blyforbindelser kan heller ikke benyttes i malingsprodukter som er miljømerket (Nordisk Miljømerking, 2008). Oppussing, vedlikehold, rivning av bygg og forvitring kan bidra til utslipp og spredning av bly. Maling med blytilsetninger skal derfor leveres som farlig avfall (Aas Aune, 2004). Dersom bly er tilstede i bygningsmateriale, stilles det krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og rivning av byggverk (Miljøverndepartementet, 2010).

3.5 Jern, Fe

Jern er det fjerde mest forekommende metallet i jordskorpen, men konsentrasjonene varierer i stor grad (Nordberg et al., 2007). Jern er essensielt for mennesker og inngår i livsnødvendige biologiske funksjoner som oksygentransport og DNA-syntesen, samt i hemoglobinproteinet (Bjerregaard, 2005).

Toksikokinetikken til jern er ikke fullt ut forstått og det er derfor ingen uniform bestemmelse av toksisk dose jern. Høye jernkonsentrasjoner i mat kan utgjøre en helserisiko dersom maten spises over lang tid, men dette gjelder i hovedsak mennesker som genetisk har økt jernopptak.

Til tross for at jern er essensielt kan jern ved høye konsentrasjoner være toksiske. Da det ikke er mekanismer i kroppen som kan eliminere jern, vil dette kunne føre til gradvis akkumulering av jern. Kronisk eksponering kan dermed sakte føre til skade på en rekke celler, vev og organer. Akutt eksponering kan være livstruende. Allikevel regnes mangel på jern som vanligere enn overskudd, og effektene vil være liknende som kroniske effekter av jern (Nordberg et al., 2007).



Figur 8: Jernpigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

Pigmenter av jern har blitt benyttet siden oldtiden og brukes også i dag (Buxbaum, 1998). Jern i maling forekommer i hovedsak som jernoksider og pariserblått (van

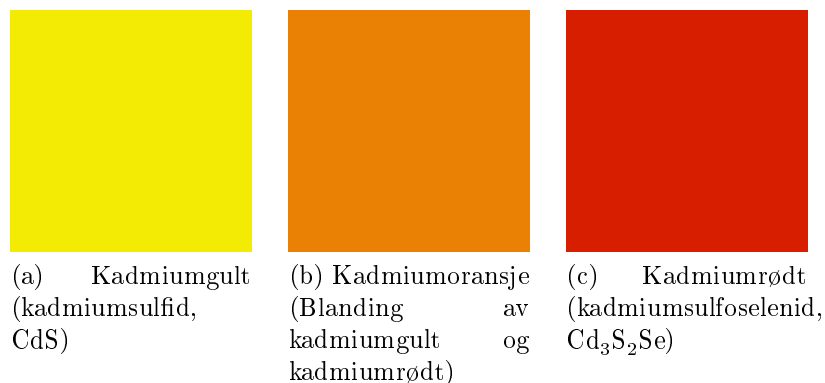
Alphen, 1998). Nedenfor vises noen av pigmentene hvor jern inngår (figur 8). Bruk av jernoksidpigmenter i maling er økende. Dette skyldes forbindelsenes kjemiske stabilitet, lave fremstillingskostnader og store omfang av farger fra gult, oransje, rødt, brunt til svart. I tillegg er det ikke påvist noen toksiske effekter av jernforbindelsene (Buxbaum, 1998). Jernforbindelsene som benyttes som pigmenter regnes som inerte og utgjør dermed ingen helse- eller miljøfare. Jernoksidene benyttes også som fargestoffer for blant annet matemballasje og medisin (Hansen og Jensen, 1991).

3.6 Kadmium, Cd

Kadmium forekommer naturlig i varierende mengder i jordskorpa. Giftigheten til kadmium har kun vært kjent i kort tid. Dette til tross for at utslipp og forurensning av kadmium har foregått i flere tusen år (Nordberg et al., 2007).

Kun en liten del av kadmium skilles ut fra kroppen, men mekanismen er enda ikke fullt ut forstått (Manahan, 2003). Fordi kadmium akkumulerer i kroppen gjennom hele livet bør det tilstrebes at kadmiumverdier i miljøest og matvarer minimeres. Kadmiumforbindelser forekommer i små mengder i mat, men en reduksjon ser ut til å være vanskelig å oppnå. Derfor bør reduksjon av kadmium skje i andre potensielle kilder, som forbrukerprodukter (Ottesen et al., 2007). Kadmium og kadmiumforbindelser er akutt og kronisk giftige, og klassifiseres som meget giftig ved inhalering (Tremoene, 2008). Ved inhalering av for store mengder kan kadmium gi alvorlige lungeskader og død. Kadmium gir også mulig fare for skade på forplantningsevnen og foster, og er antagelig kreftfremkallende (Johannesson, 2002; Manahan, 2003; Nordberg et al., 2007).

Pigmenter basert på kadmium ble på begynnelsen av 1900-tallet ansett for å gi de beste gule, oransje og røde farger (eksempler vist i figur 9), og erstattet kadmiumpigmentene tilsvarende farger av andre pigmenter (Hansen og Jensen, 1991; Skelton, 1999; Vadstrup, 2006). Kadmiumpigmenter ble hovedsaklig benyttet som pigment i plastikk, men har også blitt benyttet i stort omfang i maling (Buxbaum, 1998).



Figur 9: Kadmiumpigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

Kadmiumpigmentene var veldig populære, men på slutten av 1900-tallet ble de gradvis faset ut på grunn av toksiske bekymringer (Skelton, 1999). I dag er kadmium på miljøvernmyndighetenes prioritetsliste og sterkt regulert av norsk lovverk i en rekke produkttyper, blant annet plast, maling og emballasje (Klif, 2011c). Produkter som inneholder kadmium skal leveres som farlig avfall.

3.7 Kobber, Cu

Kobber er et naturlig grunnstoff som er essensielt for alle organismer (Nordberg et al., 2007). Kobber vil normalt ikke oppkonsentreres i kroppen, da både opptak og eksresjon er strengt regulert i kroppen (Folkehelseinstituttet, 2009; Nordberg et al., 2007). Kobber representerer risiko for human helse kun i høye konsentrasjoner. Rent kobber er lite giftig, men enkelte kobberforbindelser er meget giftige, særlig for vannlevende organismer (Tremoén, 2008). Flere kobberforbindelser står oppført på Stofflisten, og noen forbindelser er også inkludert i Obs-listen (Klif, 2011c). Kobber(II)ionet er svært reaktivt og kan derfor være skadelig for celler (Nordberg et al., 2007). Inntak av store mengder kobbersalter kan føre til akutt irritasjon av magetarmslimhinne med oppkast og diarè (Ottesen et al., 2007). Industriarbeidere er mest utsatt, og det er få toksiske effekter av kobber rapportert i den generelle befolkningen.

Naturlig forekommende kobber er de første kjente blå og grønne pigmenter og har blitt benyttet siden oldtiden (Buxbaum, 1998). Anvendelsen av naturlig forekommende kobber som pigment ble erstattet av syntetiske kobberforbindelser på 1800-tallet. Dette fordi de syntetiske forbindelsene hadde bedre fargekraft og egenskaper enn de naturlig forekommende blå og grønne kobberpigmentene (Hansen og Jensen, 1991). Det viktigste kobbersaltet som benyttes til å fremstille kobberpigmenter er det lettoppløselige

kobbersulfat (CuSO_4), som er blått. De fleste kobberpigmenter er derfor nyanser av blått.

Kobberforbindelser har vært i utstrakt bruk som pigmenter i en rekke maling- og beistyper. I dag er uorganisk kobber mer vanlig i marin maling enn i husmaling (van Alphen, 1998). I tillegg til å benyttes som pigmenter, har kobber blitt tilsatt maling som biocid. Kobberholdige impregneringsmidler både på oppdrettsnøter og bunnstoff i båter er de største kildene til utslipp av kobber i dag (Tremoen, 2008).

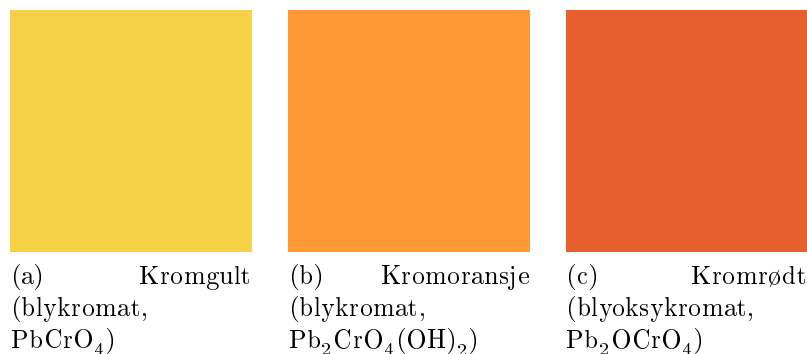
Flere kobberforbindelser som benyttes som pigmenter er oppført på Stofflisten og Obs-listen (Klif, 2011c). Det jobbes for tiden med å få til en overgang til kobberfrie løsninger. Det er blant annet blitt utviklet kobberfrie impregneringsmetoder som etter hvert kan erstatte kobberimpregnert trevirke (Miljøverndepartementet, 2006).

3.8 Krom, Cr

Det finnes to hovedformer for krom: Cr (III) og Cr (VI). Disse danner begge lett forbindelser med andre stoffer (Tremoen, 2008). Kromforbindelser er tungt nedbrytbare og kan i varierende grad akkumulere i organismer. Krom og løselige kromforbindelser er giftige (Hansen og Jensen, 1991). Treverdige krom er essensielt, og vil først i høye konsentrasjoner ha betydning for human helse (Johannesson, 2002; Ottesen et al., 2007). Seksverdige krom er ikke-essensielt, toksisk og kreftfremkallende, og kan skade arvestoffet, forstyrre hormonbalansen og være allergifremkallende (Nordberg et al., 2007; Tremoen, 2008). Flere kromforbindelser står oppført på Stofflisten, og noen forbindelser er også inkludert i Osb-listen (Klif, 2011c).

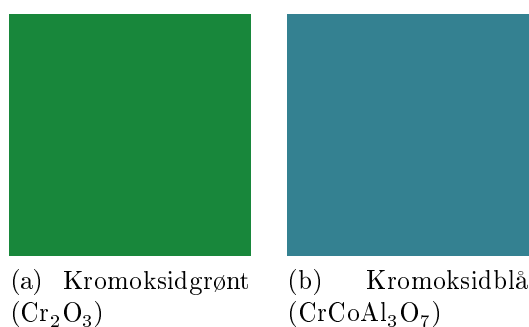
Kromforbindelser kan opptre i mange ulike farger (Rayner-Canham og Overton, 2006) og har derfor blitt benyttet som pigment i maling (Aas Aune, 2004). Både seksverdige og treverdige krom har blitt benyttet som bestanddel i pigmenter. Dette gjelder i hovedsak den treverdige kromforbindelsen dikromtrioksid, og en rekke seksverdige kromforbindelser som blykromat, sinkkromat og bariumkromat (Opheim, 2010).

De viktigste kromsaltene innen fargekjemi er kaliumkromat (K_2CrO_4) og kaliumdikromat ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), som danner henholdsvis gule og oransjerøde lettoppløselige krystaller. Disse brukes til å fremstille kromatpigmenter som kromgult, kromoransje og kromrødt (figur 10).



Figur 10: Krom(III)pigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

Grønne pigmenter med krom fremstilles ved å kombinere kromgult med blå pigmenter (Buxbaum, 1998; Hansen og Jensen, 1991). For eksempel dannes kromgrønt ved å blande kromgult med pariserblått (Vadstrup, 2006). I tillegg til krom(III)pigmenter basert på CrO_4^{2-} har vi krom(VI)-forbindelser basert på Cr_2O_3 , som danner grønne og blå pigmenter (Buxbaum, 1998) som vist i figur 11.



Figur 11: Krom(VI)pigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

Flere av de kromholdige pigmentene har vært i utstrakt bruk tidligere, men er i dag ute av produksjon da de er giftige og/eller har blitt erstattet av nye, bedre pigmenter (Buxbaum, 1998; Hansen og Jensen, 1991). Blant annet er flesteparten av kromatpigmentene ansett som toksiske, da de inneholder bly. Til tross for dette inneholdt 4 % av de uorganiske pigmentene benyttet i 1995, kromholdige pigmenter (Buxbaum, 1998). I tillegg benyttes sink- og blykromater som korrosjonsinhibitor i rusthemmende maling også i dag.

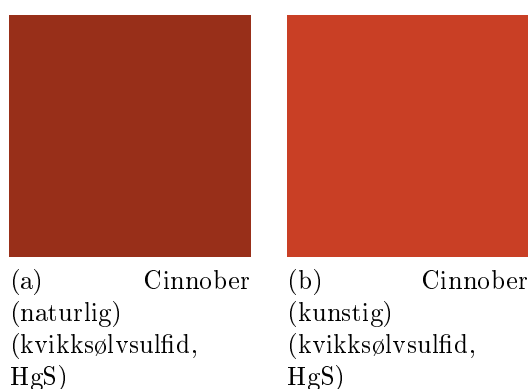
Det er foreløpig ikke innført forbud mot kromholdig maling, men krom er i dag inkludert i miljøvermyndighetenes prioritetsliste. I tillegg kan ikke seksverdig krom benyttes i malingsprodukter som er miljømerket (Nordisk Miljømerking, 2008). Byggteknisk forskrift stiller krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og rivning av byggverk som inneholder krom (Miljøverndepartementet, 2010).

3.9 Kvikksølv, Hg

Kvikksølv er et ikke-essensielt metall og regnes som mobilt (Johannesson, 2002). Toksiske egenskaper finner sted både for elementært kvikksølv og for organiske og uorganiske forbindelser. De organiske forbindelsene er særlig giftige (Nordberg et al., 2007).

Kvikksølv er meget giftig og akkumulerer i organismer (Folkehelseinstituttet, 2009; Tremoen, 2008). Effekten avhenger av formen, eksponeringstiden og eksponeringsmåten. Flere alvorlige effekter og kroniske giftvirkninger kan oppstå ved eksponering for kvikksølv, selv i små konsentrasjoner (Klif, 2011a). Høye kvikksølvnivåer i morens blod kan gi fosterskader da kvikksølv påvirker utviklingen av organer (Manahan, 2003; Nordberg et al., 2007; Tremoen, 2008).

Kvikksølv kan finnes naturlig, og da i mineralet cinnober der den viktigste kilden er kvikksølvsmalm (Hansen og Jensen, 1991). Cinnober (figur 12) ble benyttet som rødt pigment i maling allerede i oldtiden og ble fremstilt allerede rundt år 6000 f. Kr. (Johannesson, 2002; Vadstrup, 2006).



Figur 12: Kvikksølvpigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

Kvikksølv er flyktig, noe som er viktig å bemerke da kvikksølv er ytterst giftig. I tillegg er løselige kvikksølvforbindelser meget giftige (Hansen og Jensen, 1991). Kvikksølv ble forbudt i interiørmaling i 1990. Frem til da var maling den tredje største produktgruppen der kvikksølv ble benyttet. Bygninger bygd før 1990 kan derfor inneholde kvikksølv. I senere tid har kvikksølv også blitt brukt som biocid i maling og treimpregnering (Nordberg et al., 2007).

I dag regnes kvikksølv blant de farligste miljøgiftene og utgjør en trussel for både miljø og mennesker (Miljøverndepartementet, 2006). Kvikksølv står på miljøvernmyndighetenes prioritetsliste og bruken av kvikksølv i dag er regulert gjennom flere forskrifter.

I produktforskriften fremkommer det at det er forbudt å produsere, importere, eksportere og omsette stoff og stoffblandinger som inneholder kvikksølvholdige produkter (Miljøverndepartementet, 2011).

3.10 Nikkel, Ni

Nikkel er så langt ikke bevist å være essensielt for mennesker (Nordberg et al., 2007). Eksponering via mat gir kun en liten økning av nikkelinholdet i kroppen (Ottesen et al., 2007). Dermed utgjør forbrukerprodukter den største trusselen for nikkelopptak i mennesker. Om opptaket av nikkel blir for høyt, vil dette være skadelig for kroppen. Allikevel akkumulerer nikkel sjeldent i vev, da ekskresjonen er effektiv.

Nikkel og løselige nikkelforbindelser er giftige (Hansen og Jensen, 1991). Nikkel står oppført på Stofflisten, og noen forbindelser er inkludert i Obs-listen (Klif, 2011c). Det har blitt observert kreft langs respirasjonssystemet for mennesker eksponert for nikkel, og International Agency for Cancer Research (IARC) konkluderte i 1990 med at nikkel er et kreftfremkallende stoff (Manahan, 2003; Nordberg et al., 2007). Allikevel regnes ikke nikkel for å være kreftfremkallende ved inntak gjennom munnen (Ottesen et al., 2007).

Nikkeloksid og nikkelsalter har i hovedsak blitt benyttet som glasurfarger i blant annet kermaikk. I maling har nikkelforbindelser hatt liten betydning, men ett nikkelholdig pigment, nikkeltitanat (NiTi_4O_9), fikk på 80- og 90-tallet en stigende anvendelsen (Hansen og Jensen, 1991).

Nikkel stod tidligere på listen over prioriterte miljøgifter, men flere nikkelforbindelser står i dag kun på Stofflisten da nikkel ikke lenger brukes i stort omfang i produkter (Klif, 2011c). Det finnes i dag ingen restriksjoner på bruk av nikkel i maling.

3.11 Sink, Zn

Sink er et naturlig metall og finnes naturlig i store konsentrasjoner (Johannesson, 2002). Sink er essensielt for livsprosesser, og spiller en viktig rolle i flere enzymer og proteiner i de fleste vev. Først ved høye konsentrasjoner vil sink utgjøre betydning for human helse. Allikevel regnes mangel på sink som vanligere og farligere enn overskudd (Johannesson, 2002; Nordberg et al., 2007). Konsentrasjonen av sink er generelt lavere i miljøet enn i vev i mennesker. Eksponering skjer i hovedsak via mat og drikke, men eksponering via inhalering av sinkkontaminerte jord- og støvpartikler spiller også en stor rolle, spesielt for barn (Johannesson, 2002).

Til sammenligning med flere andre metaller med lignende egenskaper, er sink relativt harmløst (Plum et al., 2010). Bare eksponering for høye doser har toksiske effekter og få tilfeller av akutt sinkforgiftning har blitt rapportert.

Metallisk sink, sinkkromater og sinkkoxid brukes i grunninger og maling som pigmenter, korrosjonsbeskyttelse og biocid (Aas Aune, 2004; Rayner-Canham og Overton, 2006). Sinksulfid (ZnS) og sinkkoxid (ZnO) danner hvite pigmenter. Sinksulfid ble først utviklet i 1850 og har blitt benyttet både som hvitt pigment og som tilsetning til andre malingsfarger. Sinkhvitt (ZnO) har blitt benyttet som hvitt pigment i tillegg til UV-inhibitor. Både sinkhvitt og sinksulfid ble erstattet av titanoksid rundt 1940 (Buxbaum, 1998).

Grønne sinkpigmenter kan fremstilles ved å kombinere kromgult med blå pigmenter. Sink kan også inngå i forbindelse med andre metaller og dermed danne fargede pigmenter, blant annet kan kobaltgrønt, sinkgult og manganosinkat nevnes (som vist i figur 13) (Hansen og Jensen, 1991).



Figur 13: Sinkpigmenter (Hansen og Jensen, 1991)

Løselig sink er kun toksisk i store mengder. Sinksulfid er harmløst for mennesker på grunn av sin lave løselighet. Sink står ikke lengre oppført i listen over prioriterte miljøgifter, men flere sinkforbindelser er inkludert i Stofflisten. Blant annet er sinkkoxid inkludert og karakterisert som miljøskadelig (Klif, 2011c).

3.12 Titan, Ti

Det finnes ingen teori som indikerer at titan er essensielt for mennesker (Nordberg et al., 2007). Allikevel vil ikke titan utgjøre en stor helserisiko. Som for tinn absorberer titanforbindelser i liten grad i organismen, i tillegg til at titanforbindelsene er relativt inerte.

Titandioksid (TiO_2) er den vanligste titanforbindelsen. Ingen studier har indikert at eksponering for titanoksid har kreftfremkallende effekter, heller ingen toksikologiske effekter er fullt ut bevist (Buxbaum, 1998; Nordberg et al., 2007).

Titandioksid har flere bruksområder. Blant annet ble bly som hvitt pigment erstattet av titanoksid, under navnet titanhvitt. Dette fordi forbindelsen er lett tilgjengelig, billig, ekstremt hvit og har stor dekkevne (Rayner-Canham og Overton, 2006). I tillegg er det ikke vist noen toksiske virkninger av pigmentet (Buxbaum, 1998).

I dag brukes titanhvitt i stort omfang som tilsetning i de fleste malingsprodukter, både hvite og fargede (Hansen og Jensen, 1991). Pigmentet er brukt over hele verden og har nesten fullstendig erstattet andre hvite pigmenter. Maling utgjør den største andelen av forbruket av titanoksid som pigment, men titanoksid brukes også i blekk, papir, plastikk og i kosmetikk.

4 Organiske miljøgifter

Organiske miljøgifter er en samlebetegnelse på skadelige organiske, tungt nedbrytbare, kjemiske forurensninger i det ytre miljø. Mange av de farligste, mest toksiske organiske miljøgiftene i dag er stoffer som ikke finnes naturlig (i hvertfall ikke i større mengder), men som har blitt fremstilt av mennesker for å dekke ett eller flere spesifikke behov. Eksempler på dette er PCB-forbindelser, PAHer, bromerte flammehemmere og TBT. I tillegg finnes det en del organiske miljøgifter som oppstår som uønskede biprodukter i industriprosesser eller ved ufullstendig forbrenning (Miljøverndepartementet, 2006). I denne oppgaven vil hovedfokus være PCB, da dette er den organiske miljøgiften som skaper størst bekymring i forhold til problemstillingen, men PAHer blir også diskutert.

4.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner er en type organiske kjemikalier som består av to eller flere sammenhengende bensen-ringer. De har lav løselighet i vann, noe som bidrar til at PAHer er veldig persistente miljøgifter, spesielt i jord og sedimenter (El Alawi et al., 2002). Den lave løseligheten ble lenge sett på som en positiv effekt, siden det ble antatt at PAHene forble bundet til sedimentene. Det har senere vist seg at slike PAH-forurensede sedimenter opptrer mer som kilder enn deponier for PAHer. Resuspensjon, oppløsning og absorpsjon til organismer gjør at miljøgiftene blir frigitt tilbake til det naturlige kretsløpet (Hyötyläinen og Oikari, 1999). De største kildene til PAH i miljøet er ufullstendig forbrenning av organisk brensel som tre, kull og petroleumsprodukter (Edwards, 1983; Jacob et al., 1986). Sollys kan forsterke toksisiteten til PAHer for akvatiske organismer som fisk, planter og bakterier (El Alawi et al., 2002).

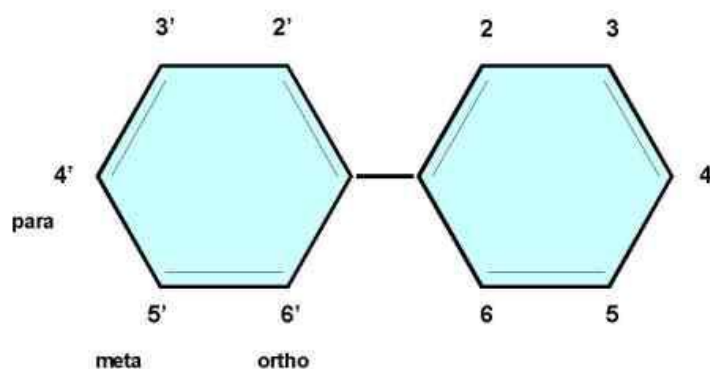
4.2 Polyklorinerte bifenyler (PCBer)

Polyklorinerte bifenyler (PCBer) er en gruppe klororganiske stoffer som i hovedsak er menneskeskapte, syntetiske, og i tillegg toksiske, persistente og har tendens til å bioakkumulere (SFT, 2009). Dette er industrielle kjemikalier som i begynnelsen ble laget for å brukes som tilsats i alt fra maling, elektriske artikler og byggematerialer for å forbedre enkelte egenskaper, men som i ettertid har vist seg å ha en rekke bivirkninger på levende organismer. Bruken av PCB i nye produkter har vært forbudt i Norge siden 1980 (Miljøverndepartementet, 2011).

Det finnes totalt 209 forskjellige kongener av PCB. Navnet til hver kongen forteller

hvor klor-atomet er situert i PCB-molekylet. PCB-molekyler med få kloratomer (Cl) er generelt sett mer reaktive enn PCB-molekyler med flere kloratomer (WHO, 2000). Ved miljørelaterte studier ser man vanligvis på mengden av et visst spektrum av PCB kongener. Mange laboratorier tester for et bestemt spektrum bestående av sju kongener (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) kalt “Dutch Seven”, og vanligvis blir referert til som PCB₇. Vanligvis gir mengden av disse sju kongenene et godt bilde på den totale mengden PCB i en prøve, men flere studier har funnet at totalt mengde PCB kan være mellom 2 til 4,5 ganger så stor som målt mengde PCB₇ (SFT, 1997; Konieczny, 2003; SFT, 2007). I denne rapporten blir det fokusert på PCB₇, da det er dette spekteret de tidligere rapportene fra Stavanger har basert seg på.

Figur 14 illustrerer numereringssystemet for PCBer i forhold til meta, para og ortho posisjoner. Meta posisjonene er merket med 3, 3', 5 og 5'. Para posisjonene er merket med 4 og 4', og ortho posisjonene er merket med 2, 2', 6 og 6'.



Figur 14: Generell oppbygging av et PCB-molekyl

I hvor stor grad bensen-ringene i en PCB-kongen er planar er i stor grad bestemt av antall substitusjoner i orto posisjon (Faroon og Olson, 2000). Ikke-orto-substituerte og mono-orto-substituerte kongener kan være koplanar eller planar mens de andre orto-substituerte kongenene ikke er i stand til å lage koplanare eller planare posisjoner, og blir dermed referert til som ikke-planare kongener (Eisler og Belisle, 1996; Faroon og Olson, 2000).

PCB-molekyler kan i tillegg deles inn etter klorineringsgrad. PCBer med lik klorineringsgrad kalles homologer. Navnsettingen går fra mono-PCB til deka-PCB. Mono-PCB inneholder ett kloratom, mens deka-PCB inneholder ti kloratomer (og er dermed fullt substituert, ref. figur 14). Til sammen kan dermed de 209 PCB-kongenene deles inn i ti homologer (Erickson, 1986). De lavklorinerte kongenene fordamper lettere

enn de høyklorinerte og toksisiteten øker med økt klorineringsgrad (Hu og Hornbuckle, 2010). Tabell 3 viser inndelingen av de forskjellige PCB-kongenene i homologer.

Tabell 3: De 209 PCB-kongenene inndelt etter homologer (Buraas, 2011)

Homolog	Prosent klor	Antall kongener	PCB-kongener
Mono-PCB	19	3	PCB 1-3
Di-PCB	32	12	PCB 4-15
Tri-PCB	41	24	PCB 16-39
Tetra-PCB	49	42	PCB 40-81
Penta-PCB	54	46	PCB 82-127
Heksa-PCB	59	42	PCB 128-169
Hepta-PCB	63	24	PCB 170-193
Okta-PCB	66	12	PCB 194-205
Nona-PCB	69	3	PCB 206-208
Deka-PCB	71	1	PCB 209

4.2.1 Toksisitet av PCB

Den første som oppdaget PCB-spredning til dyr og miljøet var Søren Jensen i 1966 (Erickson og Kaley, 2011; Jensen, 1973). Den aktuelle studien fokuserte på akkumulasjon av DDT i miljøet, men ved analyse av prøver fra en død havørn ble det oppdaget større konsentrasjoner av et ukjent stoff. Stoffet ble etter flere analyser bestemt til å være en PCB-forbindelse (Jensen, 1973). Etter publiseringen av disse resultatene har det blitt publisert en mengde studier som fokuserer på de toksiske egenskapene til PCB-forbindelsene, og Jensens studie ble dermed starten på en betydelig bevisstgjøring i forhold til utslipp og helseeffekter (Erickson og Kaley, 2011). Nedenfor følger en kortfattet redegjørelse for de toksiske effektene til PCB, da dette ikke har blitt forklart i nevneverdig grad i de tidligere rapportene angående forholdene i Stavanger.

Stockholm-konvensjonen for persistente organiske forurensninger (POPs) sier at man må akseptere de toksiske og persistente egenskapene til stoffer som PCB, DDT, HCB, furaner og dioksiner med hensikt å beskytte human og miljømessig helse (UNEP, 2001). De deltagende partene sier ja til å redusere eller eliminere utslipp av POP ved å innføre restriksjoner eller forbud mot bevisst produksjon og bruk av disse stoffene i tillegg til reguleringer på eksport/import. Hovedkilden til opptak av PCB blant mennesker er ved inntak av forurenset fisk og/eller sjømat (Sandau et al., 2000). Tillegskilder kan være jobbrelaterte, for eksempel ved renovering av forurensete bygg. Barn kan bli eksponert for PCB som foster og via brystmelk siden PCB blir lagret i fett i morens kropp, og så frigjort i løpet av, og i etterkant av, graviditets-perioden. PCBers effekt på menneskers helse kan inkludere endringer i leveren, skjoldbruskkjertelen, huden og syn, immunologiske

endringer, nevrologisk endringer, redusert fødselsvekt, reproduktiv toksisitet og kreft (ATSDR, 2000).

Nivåene av PCB i miljøet er på vei ned i den vestlige verden, men det finnes betydelige mengder i miljøet til tross for at produksjon og bruk ble forbudt internasjonalt for 30 år siden (Miljøverndepartementet, 2010). PCB er på miljøvernmyndighetenes prioritetsliste og arbeid med å redusere utslipp er nå prioritert av regjeringen (Miljøverndepartementet, 2006). Ved utgangen av 2008 ble det antatt at cirka 90% av PCB-produktene i Norge var ute av bruk. De resterende 10% er fortsatt tilstede i produkter og materialer og er beregnet til å være nesten 150 tonn PCB.

Undersøkelser utført av NGU indikerer at maling utpeker seg som den viktigste kilden til spredning av PCB fra stående bygningsmasse, og vil også representere den største spredningsfaren ved forvitring og avflassing (Jartun et al., 2008c). I de samme undersøkelsene hevdes det også at en enkelt prøve fra en bygning ikke er nok til å identifisere PCB-innholdet i bygninger. Dette kan være fordi konsentrasjonene varierer mye ut fra hvilke materialer man tar prøver av, og migrering av PCB til jord eller flere lag av maling. Dette impliserer at når en bygning skal renoveres i fremtiden, må situasjonen og omfanget av miljøgifter kartlegges før en passende avfallsplan utføres (Jartun et al., 2008c).

For mer utfyllende informasjon om effekter, spredning og bruk av PCB anbefales det å lese f.eks. Paulsrud (2011); Jartun et al. (2008c); Alston (2011).

4.2.2 Bruk av PCB-profiler til å spore kilder

I etterkant av at bruk av PCB i produkter ble forbudt i 1980 har det vært en pågående "jakt" på aktive kilder til PCB i naturmiljøet i Norge. I løpet av 90-tallet ble det klart at det var et behov for et konkret arbeidsverktøy i lokaliseringen av PCB-kilder. Frem til da hadde karakterisering og lokalisering av PCB-forurensning basert seg på konsentrasjonsnivåer til forskjellige kongener. Med dette som utgangspunkt ble det utviklet en metode av Konieczny og Mouland (1997) som baserte seg på bruk av kjemiske "fingeravtrykk" som kunne skille mellom forskjellige PCB-produsenter, sammensetningen av forskjellige tekniske blandinger og hvilke bruksområder de har. Disse standard PCB-profilene gjør det mulig å sammenligne kjemiske analyser av PCB-innhold i forskjellige prøver og spore kilder på en enkel og praktisk måte (Konieczny, 2003). I denne undersøkelsen vil denne metoden bli brukt for å prøve å påvise spredning av forurensning fra sandfangskummene på land til det marine miljø (se kapittel 7.2).

5 Undersøkt område

Som nevnt i kapittel 1.2 så har denne undersøkelsen fokusert på fem primære og to sekundære interesseområder ut fra tidligere undersøkelsen gjort av sjøbunnsedimenter i disse områdene. Nedenfor følger en presentasjon av de forskjellige lokasjonene og diverse særegenheter ved hver lokasjon.

5.1 Dusavika

Dusavika er i dag dominert av en oljebase hvor flere forskjellige bedrifter tilknyttet petroleumsbransjen i Stavanger holder til. Dette gjør at området er gjenstand for stor trafikk av supplybåter, samt lagring av store mengder utstyr til oljeindustrien på land (som vist i figur 15).



Figur 15: Lagring av oljeutstyr i nærheten av en sandfangskum (Prøvepunkt 25) (Foto: Bjørn Eidem)



Figur 16: Kart over prøvepunktene i Dusavika (Google Earth)

I tillegg til oljebasen så har området to småbåthavner, og vika er resipient for eventuelle avrenninger fra gamle Tasta fyllplass. Det ble totalt tatt 13 prøver i området (prøvenummer 24-36, jmf. figur 16). Disse prøvene ble tatt inne på selve oljebasen, mens småbåthavnene ble utelatt.

5.2 Bangarvågen

Bangarvågen er preget av mange ulike typer aktivitet. På nordsiden er et militært anlegg som i dag har ganske liten aktivitet. Innerst i vågen er det butikksenter, boligbebyggelse og mye biltrafikk, samt flere private småbåthavner (figur 17a).

På sørsiden av Bangarvågen ligger det to store verftsområder eid av Bergen Group Rosenberg og GMC Maritime. Begge områdene er preget av store, tette flater hvor tilnærmet alt av overvann renner rett ut i sjøen via sandfangskummer. I tillegg til bygging og vedlikehold av skip brukes store deler av arealene til oppbevaring av utstyr, som vist i figur 17b. Det ble tatt totalt 21 prøver i området (prøvenummer 1-21, jmf. figur 18). Alle disse prøvene er tatt i sandfangskummer, med unntak av nummer 12 som er en jordprøve tatt på toppen av en tildekt, gammel fyllplass.



(a) Privateid småbåthavn innerst i Bangarvågen (Prøvepunkt 20) (Foto: Bjørn Eidem)



(b) Oppbevaring av utstyr på området til Bergen Group Rosenberg (Prøvepunkt 4) (Foto: Bjørn Eidem)

Figur 17: Bilder fra Stavanger Båtsenter og Bergen Group Rosenberg



Figur 18: Kart over prøvepunktene i Bangarvågen (Google Earth)



(a) Prøvepunkt 38



(b) Prøvepunkt 39

Figur 19: Prøvepunkter i Galeivågen (Foto: Bjørn Eidem)

5.3 Galeivågen

Galeivågen har mange privateide småbåthavner og brygger, i tillegg til en del mindre industriaktivitet. Fokuset ble her lagt på industriaktiviteten i området (prøvepunkt 38 og 39, jmf. figur 19), samt at det ble tatt en prøve fra et typisk villastrøk som kontroll. I tillegg ble det tatt en prøve helt innerst i vågen for å vise bidrag fra trafikken i området. Totalt ble det tatt 4 prøver i området. I mangel på sandfangskum ved prøvepunkt 38 ble prøvematerialet hentet direkte fra sedimenter under treslipen som sees i bakgrunnen i figur 19a. I tidligere rapporter har Norsk Miljøretur AS sin aktivitet på Jadarholmen blitt utpekt som den største bidragsyteren til miljøgifter i området, men da denne aktiviteten har blitt avsluttet og området er under opprydning, har Jadarholmen blitt utelatt fra denne studien.

5.4 Vågen

Vågen er preget av typisk bysentrum-bebyggelse med store, tette flater og forretningsbygg ispredd gamle trehus. Havneområdet er preget av mye båttrafikk, både i forbindelse med oljeindustrien og turistindustrien. I nordre del av Vågen finner vi Gamle Stavanger med tett trehusbebyggelse. Flere av disse husene har blitt delvis pusset opp, men flesteparten viser tydelige spor av mange (og gamle) lag med maling. Det samme gjelder den øvrige trehusbebyggelsen i Vågen, som illustrert i figur 20.

Det ble tatt totalt 27 sandfangskumprøver i Vågen, som vist i figur 21. Disse ble tatt på flere forskjellige steder for å prøve å fange inn så mange potensielle kilder som mulig. Prøve nummer 86-94 hadde på forhånd blitt tatt av Arnfinn Skadsheim fra Stavanger



Figur 20: Eksempler på gammel trehusbebyggelse i Vågen (Foto: Bjørn Eidem)

kommune. I tillegg til disse ble det gjennomført analyse av maling og murpuss/betong med håndholdt XRF på en mengde bygg (hovedsaklig gamle trehus). For oversikt over de forskjellige prøvepunktene for XRF-analysene, se figur 22.

5.5 Hillevågsvannet

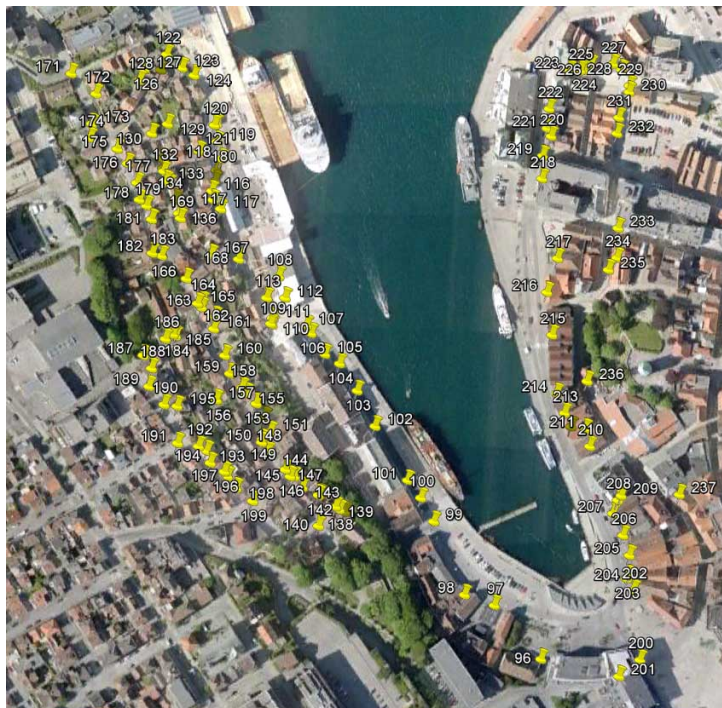
Hillevågsvannet er i Fylkesmannens rapport beskrevet som “... en innelukket bukt med grunn terskel og liten vannutskiftning” (Fylkesmannen, 2006), og er tilholdssted for en av Norges største småbåthavner. Sedimentene er sterkt forurenset. På østsiden er det tett boligbebyggelse, og helt ytterst i selve bukta holder Godalen VGS til. På vestsiden av vannet er det noen få store lagerbygg, i tillegg til flere togskinner. Sør for selve småbåthavna er det en stor, asfaltdekt flate. Det ble tatt totalt 21 prøver i området, som vist i figur 23.

5.6 Gamle Tasta fyllplass

Tasta fyllplass var i bruk mellom 1975 og 1982, men er nå tildekt og omgjort til jordbruksareal. Det ble tatt fire prøver i skillet mellom fyllplassen og nærliggende boligfelt (som vist i figur 24) for å sjekke om det foregår avrenning fra fyllplassen til Dusavika.



Figur 21: Kart over prøvepunkter i Vågen (Google Earth)



Figur 22: Kart over prøvepunkter for XRF-analyser i Vågen (Google Earth)



Figur 23: Kart over prøvepunkter rundt Hillevågsvannet (Google Earth)



Figur 24: Kart over prøvepunkter nær gamle Tasta fyllplass. Selve fyllplassen er markert (Google Earth)



Figur 25: Kart over prøvepunkter ved Felleskjøpets anlegg sør for Hillevågsvannet (Google Earth)

5.7 Felleskjøpets kornsiloer

Felleskjøpets kornsiloer ligger sør for Hillevågsvannet. Det ble besluttet å ta prøver her da NGU tidligere har tatt boreprøver av betongen i byggene og påvist større mengder PCB i bygningsmassen (Jartun et al., 2008a). Det ble tatt prøver fra fire sandfangskummer i området, som vist i figur 25.

6 Metode

Som nevnt i innledningen (kapittel 1.2) har det tidligere blitt gjennomført flere undersøkelser for å etablere en oversikt over forurensningssituasjonen i Stavanger havn. Dette har blitt gjort gjennom omfattende prøvetaking og overvåkning av både vannkvalitet og sedimenter i de aktuelle områdene. Disse undersøkelsene har funnet at Stavanger havn er forurenset av en mengde forskjellige miljøgifter (Fylkesmannen, 2006). Mest fremtredende av disse er organiske forbindelser som PCBer, PAHer og TBT, i tillegg til tungmetaller som bly, kvikksølv, arsen med flere. De undersøkelsene som hittil har blitt gjennomført gir en god oversikt over hvilke miljøgifter som preger forurensningen, men det har til nå ikke vært gjennomført noen undersøkelser eller vurderinger av hvilke mulige kilder som finnes for disse miljøgiftene, og hvilke tiltak som er mulige å gjennomføre for å minske og/eller eliminere fortsatt tilførsel til havnebassenget. Det er ytterst viktig at mulige kilder blir identifisert og eliminert/begrenset før man starter en massiv opprydning av sedimentene i havnebassenget i Stavanger.

6.1 Prøvetaking av sedimenter fra sandfangskummer

Teoretisk bakgrunn for denne prøvetakingsmetoden er beskrevet i kapittel 2.6. Det ble tatt sedimentprøver av til sammen 94 sandfangskummer fordelt på de forskjellige interesseområdene i Stavanger. Alle prøvene ble tatt i løpet av tidsrommet 12. - 16. september 2011, med unntak av 9 prøver som ble tatt 17. juli 2011 av Arnfinn Skadsheim, prosjektleder i Stavanger Kommune. Lokalitetene til kummene ble valgt i hovedsak ut fra hvor nære de lå havneområdet, i tillegg til at man valgte lokasjoner som ble mistenkt å inneholde potensielle kilder til tungmetaller og organiske miljøgifter. Denne prosessen ble i stor grad hjulpet av at prosjektlederen i Stavanger kommune, Arnfinn Skadsheim, på forhånd hadde befart flere av områdene og dermed kunne lede oss direkte til aktuelle sandfangskummer. Selve prøvetakingen ble foretatt ved at en lang aluminiumsstang med en kopp-formet prøvetaker i enden ble senket ned i sandfangskummene (se figur 26). Alle målepunktene ble merket på en medbrakt GPS-enhet, og kart som viser den geografiske fordelingen av de ulike grunnstoffene ble produsert ved hjelp av ArcGIS.



Figur 26: Prøvetaking av sandfangskum, her fra lokasjon 73 (Foto: Bjørn Eidem)

Prøvene ble så overført til hvite plastbokser som var frie for eventuelle kontaminerende stoffer. Boksene ble så sendt til NGU hvor de ble undersøkt for sprekker, og deretter oversendt ALcontrol Laboratories i Sverige for bestemmelse av PAH₁₆, PCB₇ og aktuelle tungmetaller.

6.2 Analysemetoder

Innhold av tungmetaller i prøvene ble bestemt med ICP-AES ut ifra ISO standard SS-EN ISO 11885-1, innholdet av de forskjellige PAH-forbindelsene ble bestemt med GC-MS, og innholdet av de forskjellige PCB-kongenerene ble bestemt med GC-ECD.

6.3 Analyse av maling og betong/murpuss på stående bygg

I tillegg til sedimentprøvene ble det gjort analyse av maling og murpuss med et håndholdt XRF-instrument på et utvalg av eldre bygg i Vågen. Totalt ble det gjort 145 slike XRF-analyser. Det ble her lagt vekt på tungmetallene antimon, arsen, barium, bly, jern, kadmium, krom, sink og titan. Dette fordi disse tungmetallene blir brukt/har blitt brukt i uorganiske pigmenter i lang tid, og fordi det gjør det lettere å sammenligne resultatene fra

Stavanger med resultater fra andre studier (f.eks. Buraas (2011); Andersen et al. (2009); Egede Nissen et al. (2008)). Metoden baserer seg på røntgen-fluorescens (XRF) for å måle konsentrasjonen til grunnstoffene i en prøve. Metoden kan bare bestemme totalinnholdet av et grunnstoff i en prøve, den skiller altså ikke mellom forskjellige specier eller isotoper av et grunnstoff. Denne metoden gjør ikke noen direkte inngrep på bygningen under selve analysen. I enkelte tilfeller med små forekomster av et grunnstoff, kan det oppstå særdeles stor unøyaktighet i resultatene, derfor ble alle analyseresultater med en feilprosent på over 30% blitt eliminert fra resultatsettet. Apparatet som ble brukt var et håndholdt NITON-instrument (figur 27). Instrumentet var programmert og kalibrert for bestemmelse av grunnstoffer i maling. For detaljer angående hvordan XRF-instrumentet fungerer, se vedlegg E.



Figur 27: XRF-instrumentet som ble benyttet i undersøkelsen

Hvert målepunktet ble bestrålt i 60 sekunder, og alle resultatene ble lagret i instrumentets interne datalager. Etter at måleprogrammet var fullført, ble alle data overført til NGUs datalager. Alle målepunktene ble merket på en medbrakt GPS-enhet, og kart som viser den geografiske fordelingen av de ulike grunnstoffene ble produsert ved hjelp av ArcGIS.

6.4 Kvalitetssikring og duplikatprøver

Alle analyser og kvalitetssikring av analyseresultater ble utført av ALcontrol Laboratories i Sverige. ALcontrol AB er akkreditert av SWEDAC (Styret for akkreditering og teknisk kontroll) i henhold til SS-EN ISO/IEC 17025. Dette innebærer at laboratoriene blant annet oppfyller ISO 9001 og ISO 9002. I tillegg så er ALcontrol AB sertifisert i henhold til SS-EN ISO 14001 (ALcontrol, 2009). Som en kan se fra analyseresultatene (vedlegg B) er det en del av prøvene som inneholder konsentrasjoner som kommer under deteksjonsgrensen for metoden (disse er vist som <X.X i tabellen i vedlegg B).

Deteksjonsgrensen for de enkelte speciene og forbindelsene varierer ut fra hvilken metode som har blitt brukt, i tillegg til at det i enkelte tilfeller vil være variasjoner fra prøve til prøve ut fra den totale sammensetningen til prøvematerialet. Dette kommer av at enkelte specier kan skape interferenser for hverandre, og dermed føre til økt måleusikkerhet når konsentrasjonen til en specie kommer under et visst punkt. Dette fører dermed til at deteksjonsgrensen i noen tilfeller vil være høyere eller lavere enn den oppgitte deteksjonsgrensen for metoden som er anvendt. Ved tilfeller hvor konsentrasjonen til et stoff er oppgitt som $<X.X$ fra laboratoriet har halvparten av denne deteksjonsgrensen blitt brukt ved utregninger og øvrig tallbehandling. Tabell 4 viser hvilke analysemetoder som ble anvendt for de forskjellige speciene og forbindelsene, samt nedre deteksjonsgrense som oppgitt fra laboratoriet. Merk at nedre deteksjonsgrense for PAH og PCB gjelder enkeltforbindelsene, ikke de utregnede konsentrasjonene for PAH₁₆ og PCB₇. For de utregnede konsentrasjonene er den oppgitte deteksjonsgrensen 0,15 mg/kg for PAH₁₆, mens laboratoriet ikke oppgir noen grense for PCB₇. Ut fra analyseresultatene er det gitt en grense på 0,02 mg/kg for PCB₇.

Tabell 4: Analysemetoder og deteksjonsgrenser oppgitt fra ALcontrol (ALcontrol, 2009) for de forskjellige speciene og forbindelsene.

Stoff	Analysemetode	Deteksjonsgrense (mg/kg tørrstoff)
Arsen, As	ICP-AES	2,5
Barium, Ba	ICP-AES	0,5
Bly, Pb	ICP-AES	2,0
Kadmium, Cd	ICP-AES	0,2
Kobolt, Co	ICP-AES	0,5
Kobber, Cu	ICP-AES	1,0
Krom, Cr	ICP-AES	1,0
Kvikksølv, Hg	SS ISO 16772	0,025
Nikkel, Ni	ICP-AES	1,0
Sink, Zn	ICP-AES	1,5
PAH	GC-MS	0,03
PCB	GC-ECD	0,003

Som en del av kvalitetssikringen ble det tatt duplikatprøver fra seks av sandfangskummene (nr. 76 - 81). Disse ble merket som 76D - 81D. Hovedhensikten med disse duplikatene er å kontrollere kvaliteten på prøvetakings- og analyseprosessene. Samtidig kan de bidra til å gi en påminnelse på at en enkeltprøve fra en prøvetakingsstasjon ikke alltid forteller hele sannheten, da fordelingen av stoffer i et prøvemateriale sjelden er homogen, også når det gjelder såpass små og avgrensede prøvetakingsstasjoner som en sandfangskum. For en sammenligning mellom "originalene" og duplikatene, se kapittel 7.5. I alle kart er

det brukt et gjennomsnitt av de “originale” prøvene og duplikatene. Dette ble gjort for å få med den innbyrdes spredningen av de forskjellige speciene i selve kumsedimentene. Merk at dette ikke hadde noen praktisk betydning for om sedimentene blir sett på som forurensede eller ikke, da inndelingen i tilstandsklasser ble gjort uavhengig av hvordan speciene ble fremstilt på kartene. Det har heller ingen særlig innvirkning på hvordan situasjonen ser ut på kartene, da de to prøvene fra samme sandfangskum for det meste faller inn i samme klasseindeling.

7 Resultater

Siden det har blitt benyttet to forskjellige innsamlingsmetoder for kildemateriale (prøvtaking av sandfangsedimenter og XRF-analyser) har jeg valgt å håndtere resultatene fra hver metode for seg selv. Dette kapittelet er derfor delt i to: Først følger en presentasjon av analyseresultatene av sandfangsedimentene, deretter følger en presentasjon av resultatene av XRF-analysene. På slutten av sandfang-delen er det tatt med en generell vurdering av sandfangresultatene, en sammenligning mellom resultatene fra denne undersøkelsen og en lignende undersøkelse gjennomført i Bergen (Jartun et al., 2005), samt en presentasjon av duplikatprøvene som har blitt tatt.

7.1 Sedimenter fra sandfangskummer

Som nevnt i kapittel 6.1 ble det tatt sedimentprøver av til sammen 94 sandfangskummer i Stavanger-området. Disse ble sendt til ALcontrol Laboratories i Sverige for bestemmelse av mengde PAH₁₆, PCB₇ og tungmetallene arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink. Det ble påvist høye konsentrasjoner av alle disse tungmetallene/forbindelsene ved en eller flere av de prøvetatte lokasjonene. Med “høye konsentrasjoner” menes her konsentrasjoner som faller inn under tilstandsklasse III eller høyere (se kapittel 2.7). Dette tilsvarer grensen for potensielle toksiske effekter, og hvor det kan være aktuelt å vurdere tiltak. Konsentrasjonsintervallet for hver tilstandsklasse er gitt i tabell 5. Nedenfor kommer en gjennomgang av analyseresultatene for hver av de aktuelle miljøgiftene. De nevnte lokasjonene kan finnes igjen på de vedlagte kartene. Fullstendig oversikt over analyseresultatene ligger vedlagt som vedlegg B. For hvert tungmetall/forbindelse finnes det et kart som viser en oversikt over analyseresultatene fra de 94 sandfangsprøvene. Merk at resultatet på kartene er oppgitt i mg/kg tørrstoff. Den nederste klassen utgjør ca. 1/3 av prøvene (30-prosentilen), mens den øverste klassen utgjør 10% av prøvene basert på 90-prosentilen.

Tabell 5: Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter. Tall oppgitt som mg/kg tørrstoff.

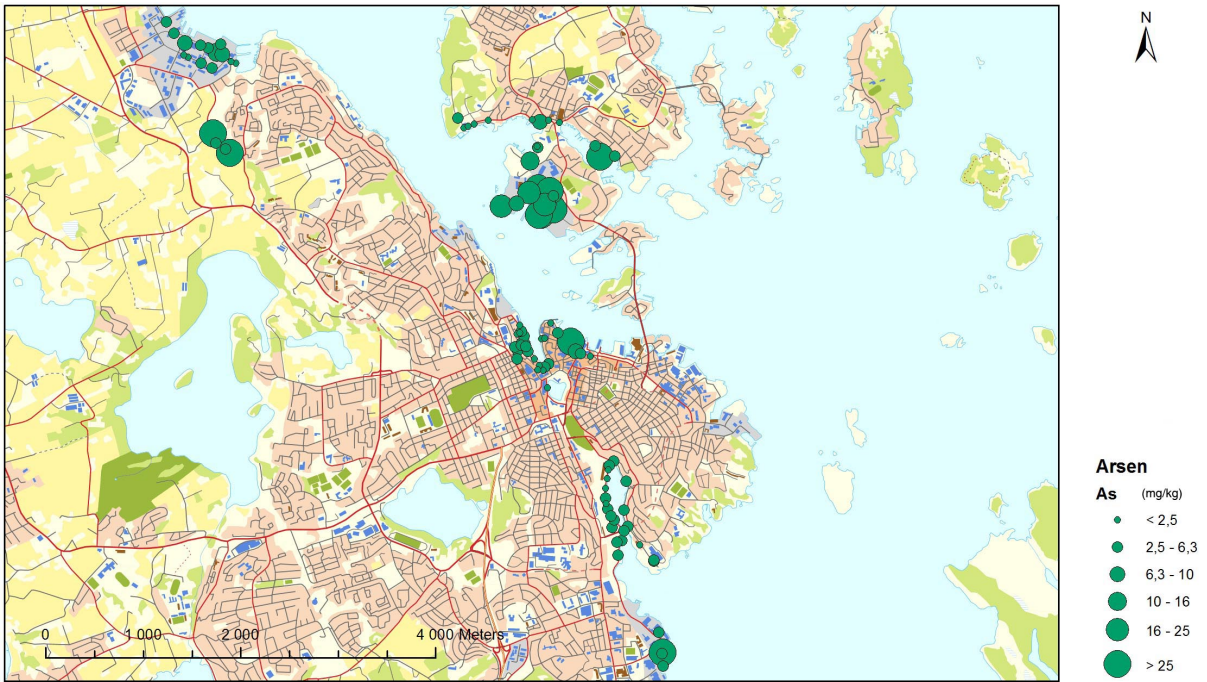
	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Metaller					
Arsen	< 20	20 - 52	52 - 76	76 - 580	> 580
Bly	< 30	30 - 83	83 - 100	100 - 720	> 720
Kadmium	< 0,25	0,25 - 2,6	2,6 - 15	15 - 140	> 140
Kobber	< 35	35 - 51	51 - 55	55 - 220	> 220
Krom	< 70	70 - 560	560 - 5 900	5 900 - 59 000	> 59 000
Kvikksølv	< 0,15	0,15 - 0,63	0,63 - 0,86	0,86 - 1,6	> 1,6
Nikkel	< 30	30 - 46	46 - 120	120 - 840	> 840
Sink	< 150	150 - 360	360 - 590	590 - 4 500	> 4 500
Org. forb.					
PAH ₁₆	< 0,3	0,3 - 2	2 - 6	6 - 20	> 20
PCB ₇	< 0,005	0,005 - 0,017	0,017 - 0,19	0,19 - 1,9	> 1,9

7.1.1 Arsen, As

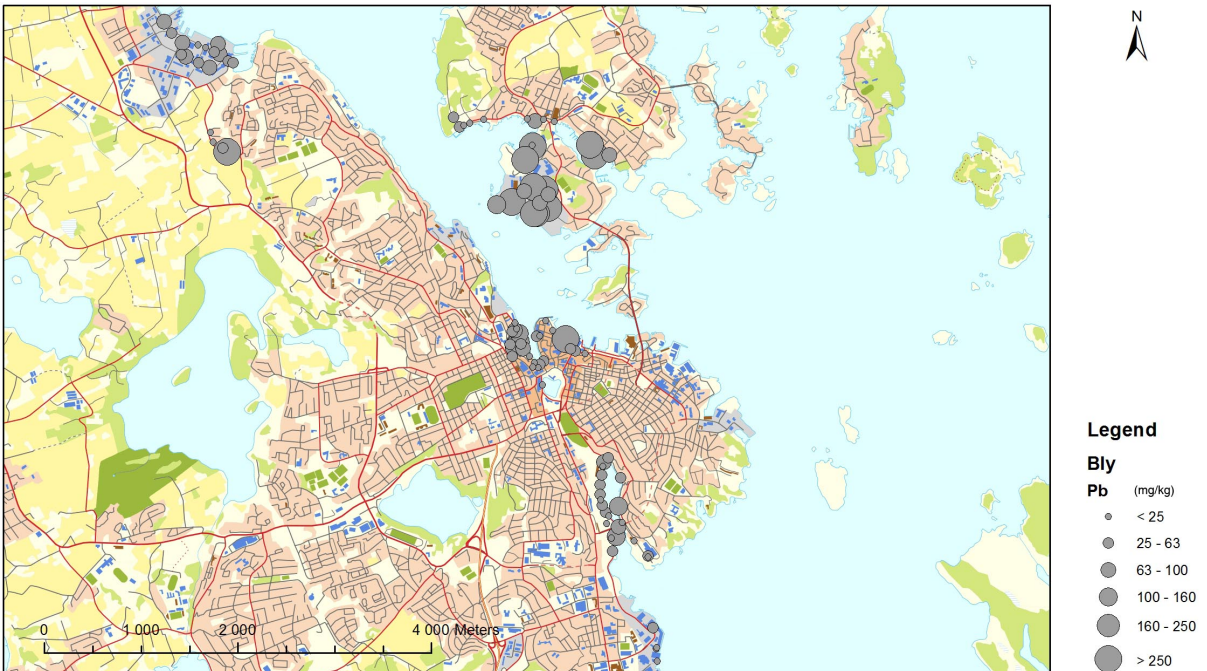
Av de 94 prøvepunktene ble det påvist høye konsentrasjoner arsen ved 7 av disse. Tre av disse (nr. 9, 10 og 11) befinner seg på GMC sine verftsområder i Bangarvågen, to prøvepunkter (nr. 22 og 85) er i utkanten av gamle Tasta fyllplass, ett (nr. 39) er fra et lite industriområde i Galeivågen, og det siste prøvepunktet med høye konsentrasjoner (nr. 45) er i Vågen.

7.1.2 Bly, Pb

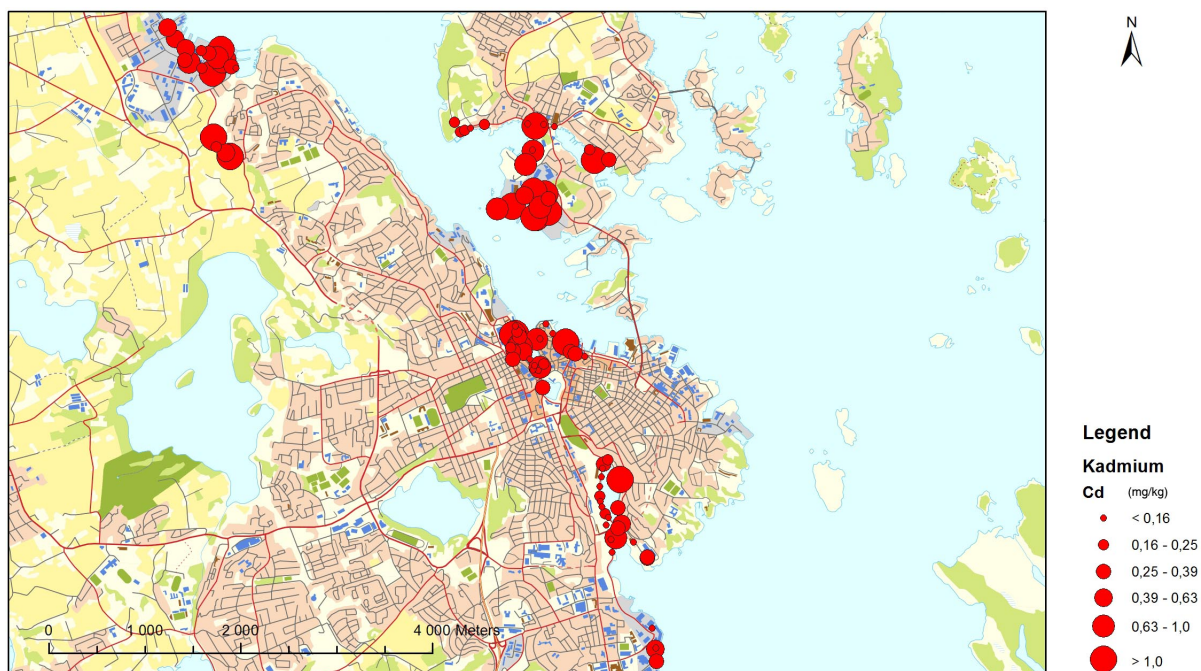
Bly ble påvist i høye konsentrasjoner ved 30 av prøvepunktene. Dette omfatter alle prøvepunktene i og rundt verftene i Bangarvågen (nr. 1-11), en jordprøve på en tildekt fyllplass mellom Bangarvågen og Galeivågen (nr. 12), en prøve fra en privat båthavn i Bangarvågen (nr. 21), en prøve fra utkanten av gamle Tasta fyllplass (nr. 22), fire prøver (nr. 24, 31, 33, 35) tatt på oljebasen i Dusavika, to (nr. 38 og 39) er fra et lite industriområde i Galeivågen, to (nr. 45 og 58) er tatt i Vågen, en (nr. 63) på østsiden av Hillevågsvannet, to (nr. 75 og 76) på vestsiden av Hillevågsvannet, og de siste 5 (nr. 88, 89, 90, 92, 94) er tatt i Gamle Stavanger.



Figur 28: Kart som viser konsentrasjonen av arsen i 94 sandfangsprøver



Figur 29: Kart som viser konsentrasjonen av bly i 94 sandfangsprøver



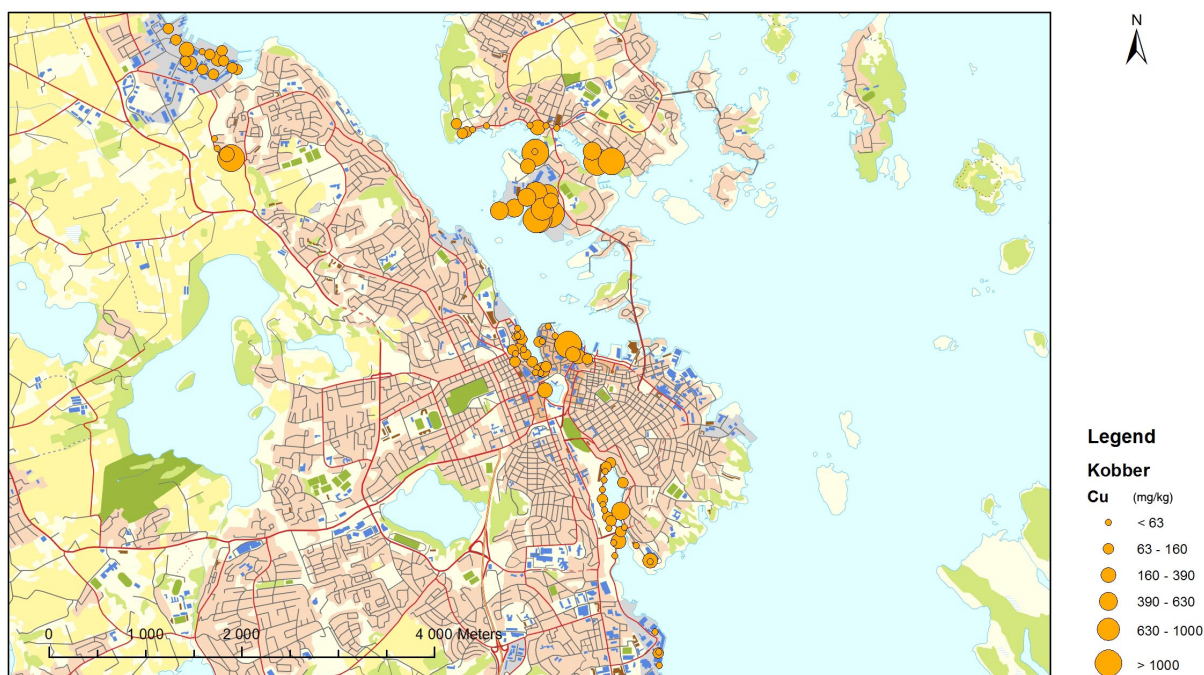
Figur 30: Kart som viser konsentrasjonen av kadmium i 94 sandfangsprøver

7.1.3 Kadmium, Cd

Kadmium ble påvist i høye konsentrasjoner ved 5 av prøvepunktene. Ett (nr. 9) er på GMC sine verftsområder i Bangarvågen, ett (nr. 22) er i utkansten av gamle Tasta fyllplass, ett (nr. 35) er på oljebasen i Dusavika, ett (nr. 39) er fra et lite industriområde i Galeivågen, og ett (nr. 45) er fra Vågen.

7.1.4 Kobber, Cu

Kobber ble påvist i høye konsentrasjoner ved 70 av prøvepunktene. Av disse er 22 i tilstandsklasse V. De 70 prøvepunktene omfatter alle interesseområdene for studien, mens de 22 punktene i tilstandsklasse V er fordelt på følgende måte: 12 prøvepunkter (nr. 1-12) er på eller rundt verftsområdene i Bangarvågen, ett punkt (nr. 21) er på en privat båthavn i Bangarvågen, ett punkt (nr. 22) er i utkanten av gamle Tasta fyllplass, ett punkt (nr. 33) er på oljebasen i Dusavika, tre punkter (nr. 38-40) er i Galeivågen, tre punkter (nr. 43-45) er i Vågen, og ett punkt (nr. 63) er på østsiden av Hillevågsvannet.



Figur 31: Kart som viser konsentrasjonen av kobber i 94 sandfangsprøver

7.1.5 Krom, Cr

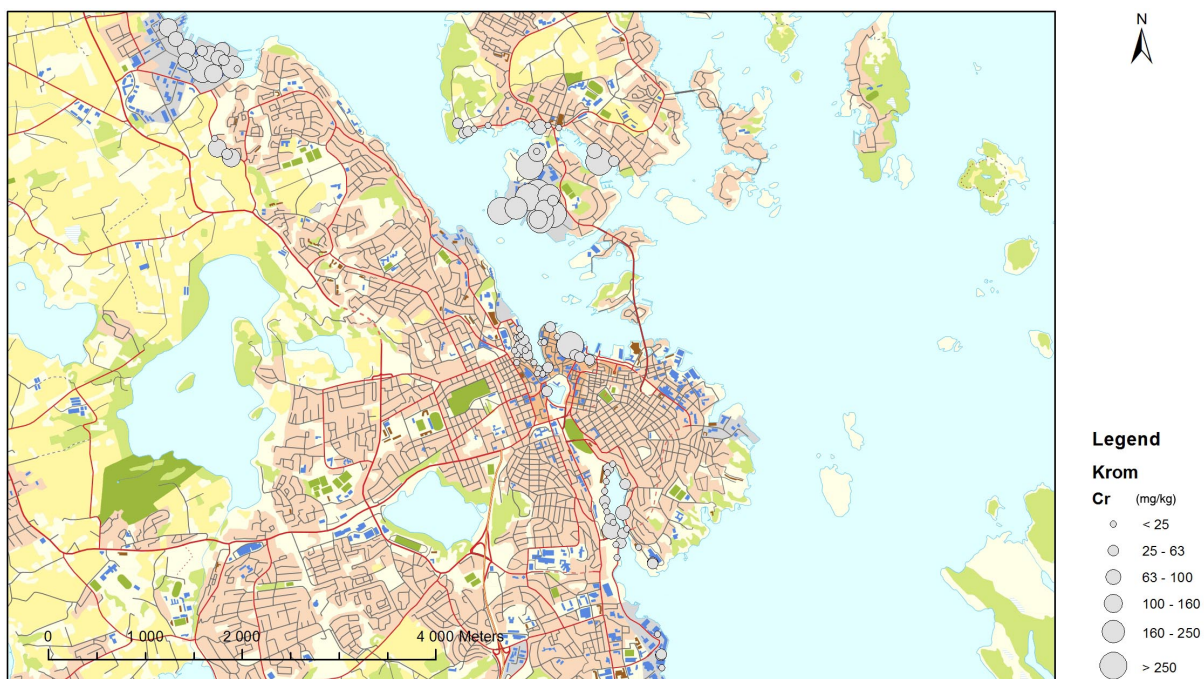
Krom ble påvist i høye konsentrasjoner ved tre av prøvepunktene. Ett punkt (nr. 3) er på GMC sine verftsområder i Bangarvågen, ett punkt (nr. 6) er på en parkeringsplass rett utenfor GMC sine områder, og det siste punktet (nr. 34) er på oljebasen i Dusavika.

7.1.6 Kvikksølv, Hg

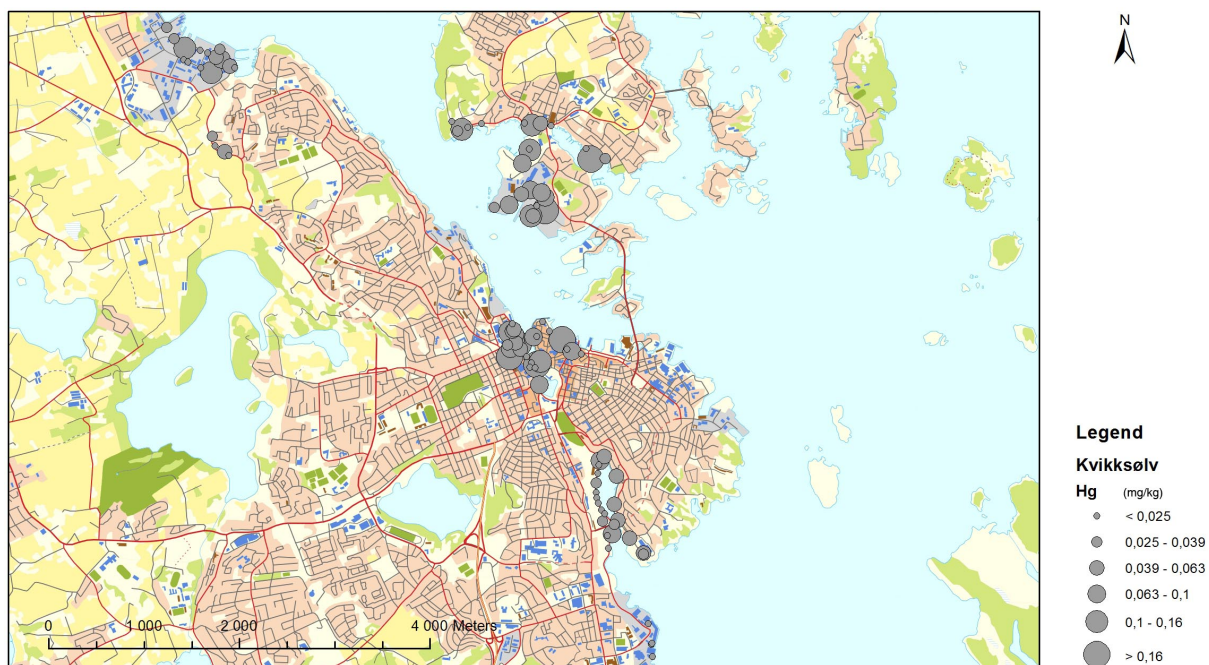
Kvikksølv ble påvist i høye konsentrasjoner ved tre av prøvepunktene, alle i tilstandsklasse V. Av disse tre er ett av punktene (nr. 39) i et lite industriområde i Galeivågen, og de to andre (nr. 45 og 51) er i Vågen.

7.1.7 Nikkel, Ni

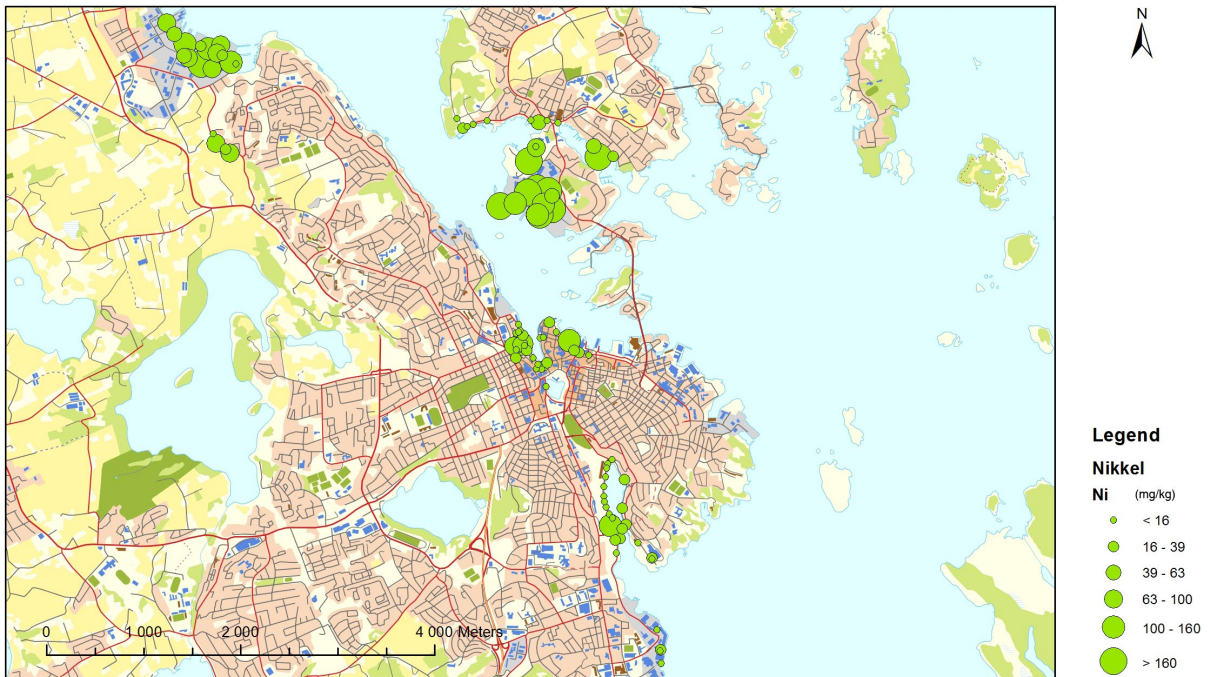
Nikkel ble påvist i høye konsentrasjoner ved 30 av prøvepunktene. Av disse er 11 av punktene (nr. 1-6, 8-12) på eller rundt verftsområdene i Bangarvågen, ett (nr. 21) er på en privat båthavn i Bangarvågen, to (nr. 22 og 84) er i utkanten av gamle Tasta fyllplass, 10 av punktene (nr. 25-27, 29-31, 33-36) på oljebasen i Dusavika, ett punkt (nr. 39) er i et lite industriområde i Galeivågen, ett punkt (nr. 45) i Vågen, ett punkt (nr. 79) på vestsiden av Hillevågsvannet, og de siste tre (nr. 89-91) i Gamle Stavanger.



Figur 32: Kart som viser konsentrasjonen av krom i 94 sandfangsprøver



Figur 33: Kart som viser konsentrasjonen av kvikksølv i 94 sandfangsprøver



Figur 34: Kart som viser konsentrasjonen av nikkel i 94 sandfangsprøver

7.1.8 Sink, Zn

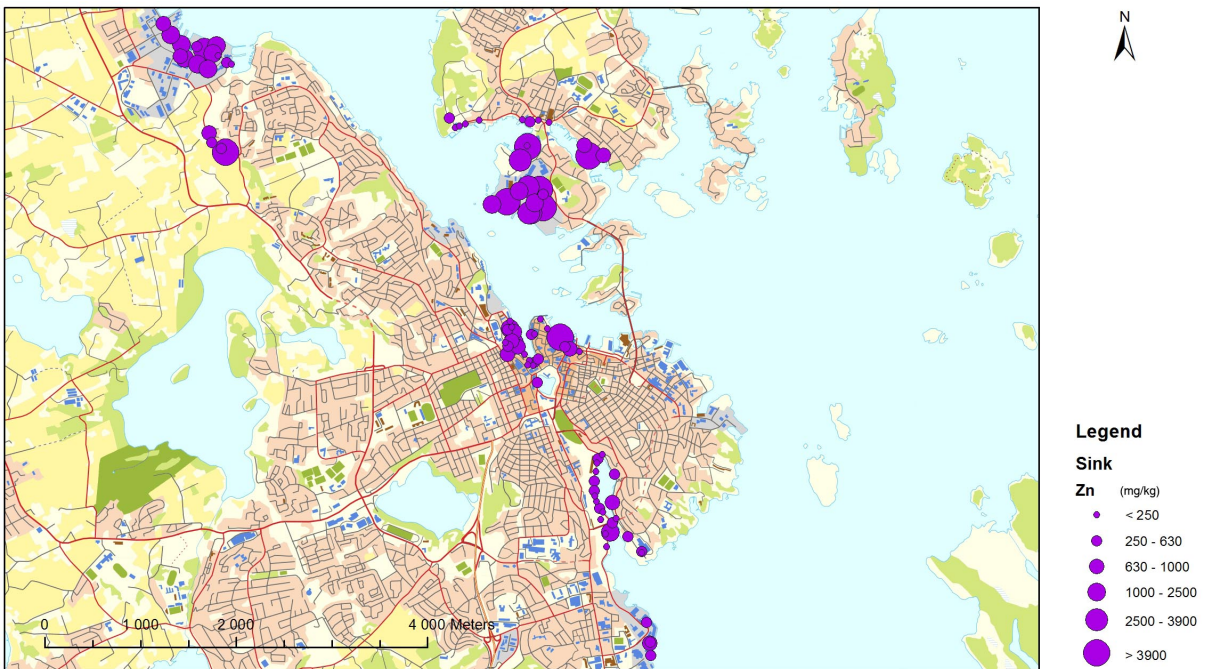
Sink ble påvist i høye konsentrasjoner ved 56 av prøvepunktene. Disse punktene er i hovedsak konsentrert på og rundt verftsområdene i Bangarvågen, oljebasen i Dusavika og Gamle Stavanger.

7.1.9 PAH₁₆

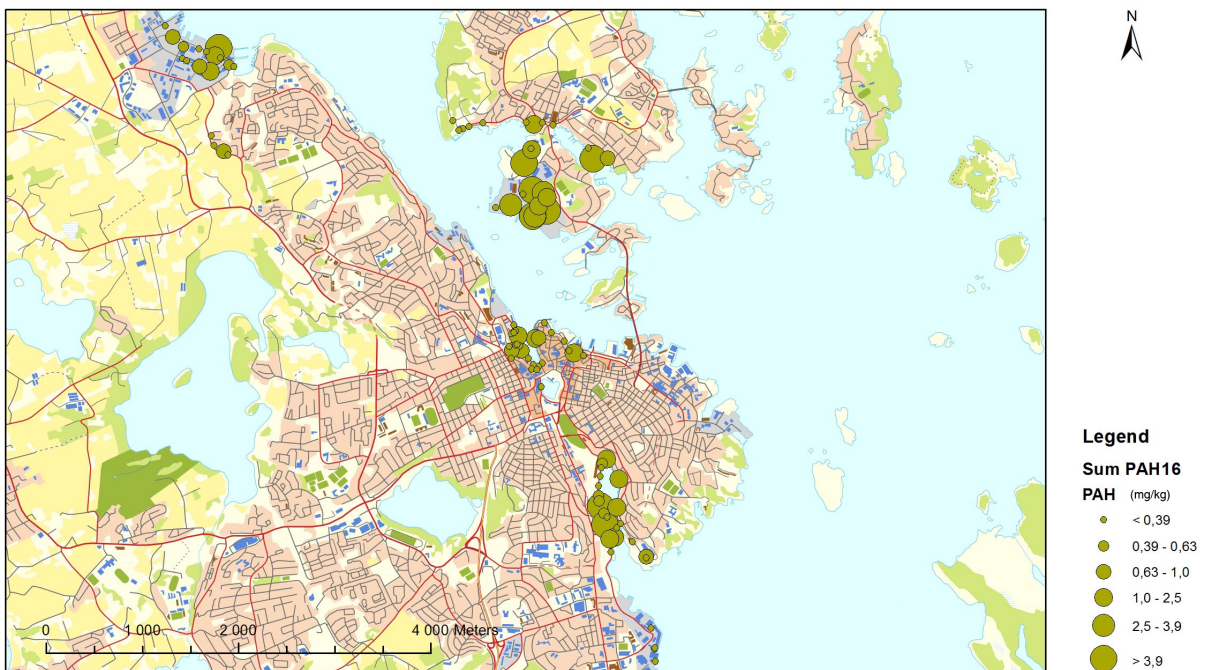
Det ble påvist høye konsentrasjoner av PAH₁₆ ved 13 av prøvepunktene. Av disse er sju av punktene (nr. 2-4, 6, 9-11) på eller rundt verftsområdene i Bangarvågen, ett punkt (nr. 26) på oljebasen i Dusavika, ett punkt (nr. 39) i et lite industriområde i Galeivågen, to punkter (nr. 64 og 65) på østsiden av Hillevågsvannet, og de to siste punktene (nr. 72 og 79) på vestsiden av Hillevågsvannet.

7.1.10 PCB₇

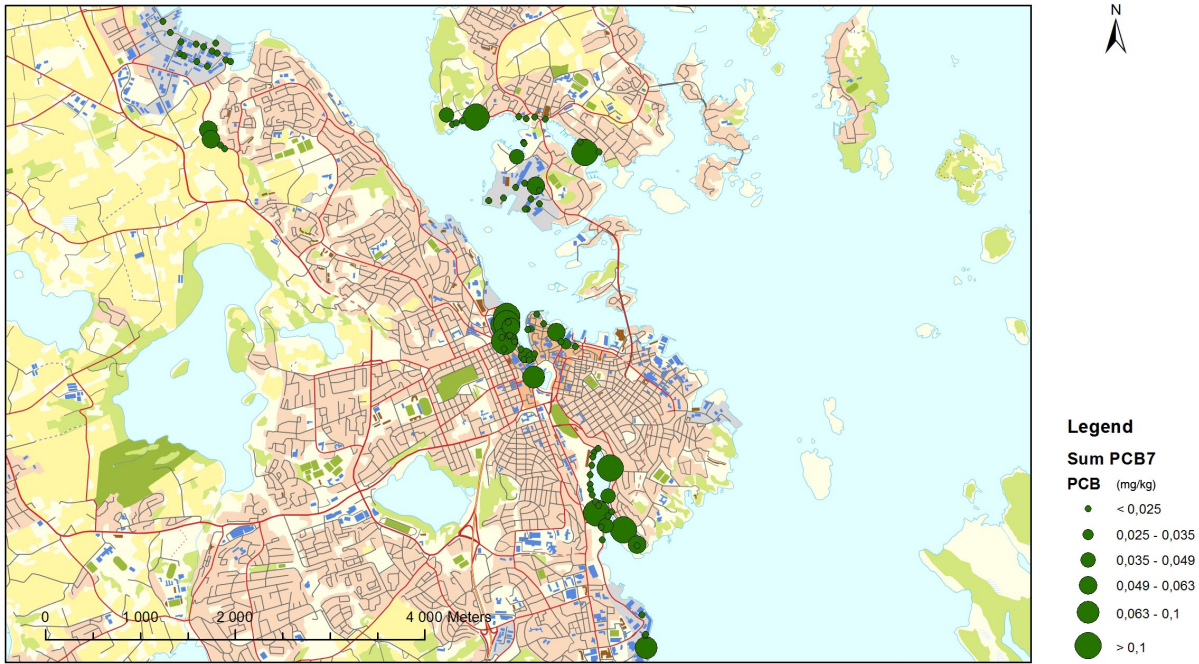
Det ble påvist høye konsentrasjoner av PCB₇ ved 27 av prøvepunktene. Av disse er to av punktene (nr. 2 og 6) på eller ved verftsområdet til Bergen Group Rosenberg, tre av punktene (nr. 16-18) på nordsiden av Bangarvågen, ett punkt (nr. 39) i et lite industriområde i Galeivågen, åtte punkter (nr. 43, 45, 51-53, 55, 56, 58) i Vågen, fire



Figur 35: Kart som viser konsentrasjonen av sink i 94 sandfangsprøver



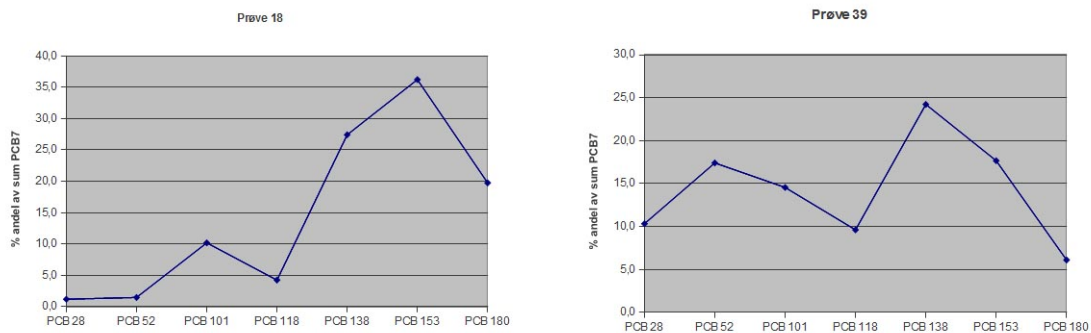
Figur 36: Kart som viser konsentrasjonen av PAH₁₆ i 94 sandfangsprøver



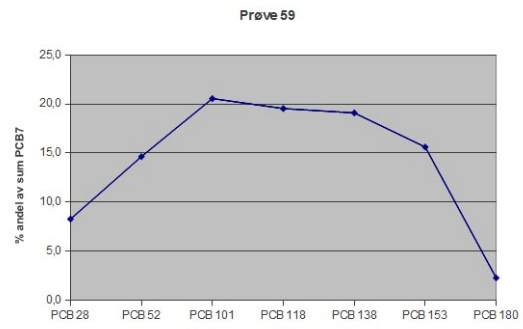
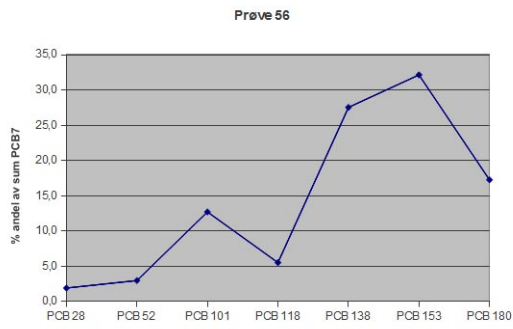
Figur 37: Kart som viser konsentrasjonen av PCB₇ i 94 sandfangsprøver

punkter (nr. 59, 60, 63 , 64) på østsiden av Hillevågsvannet, to punkter (nr. 76 og 79) på vestsiden av Hillevågsvannet, to punkter (nr. 81 og 82) på Felleskjøpets områder i Hillevågsbukta, to punkter (nr. 84 og 85) i utkanten av gamle Tasta fyllplass, og de tre siste (nr. 87, 88, 92) er i Gamle Stavanger.

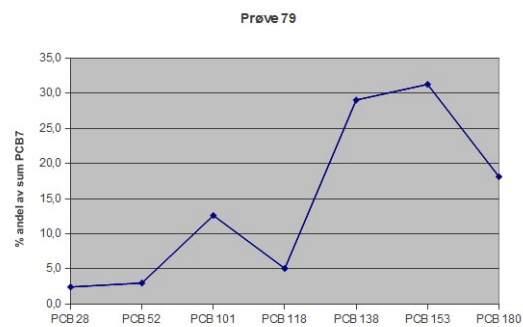
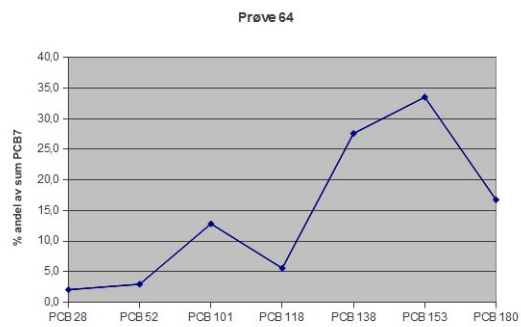
Nedenfor følger PCB-profiler (figur 38a - 42) fra de 9 sandfangsprøvene hvor konsentrasjonen av PCB₇ overstiger 0,1 mg/kg. Profilene viser andelen av de 7 ulike PCB-kongenerne i forhold til den totale konsentrasjonen av PCB₇. Figurene indikerer to hovedtyper PCB; Kanechlor KC-500 (figur 43a) og Clophen A60 (figur 43b). Alle profilene stemmer overens med disse tekniske blandingerne, eventuelt en kombinasjon av de to.



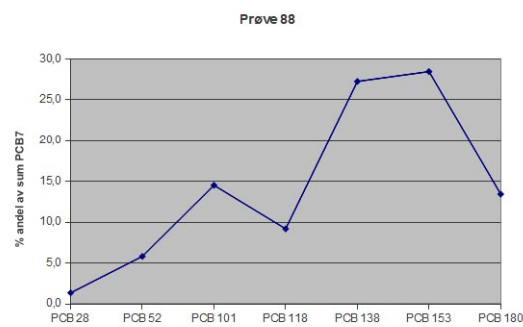
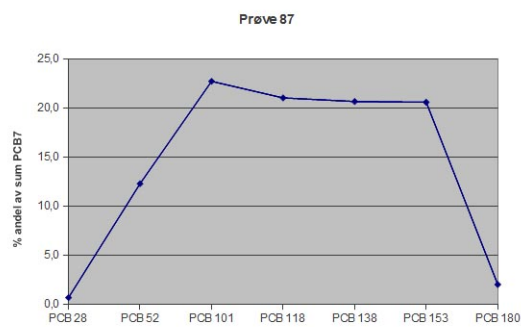
Figur 38: PCB-profiler av prøvene fra sandfangskum 18 og 39



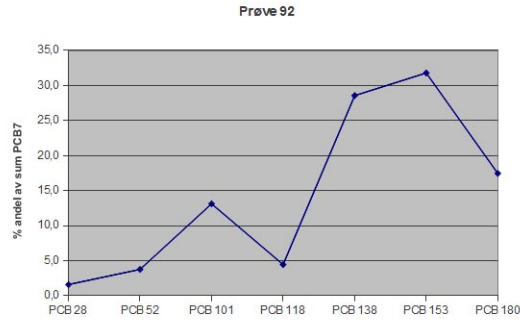
Figur 39: PCB-profiler av prøvene fra sandfangskum 56 og 59



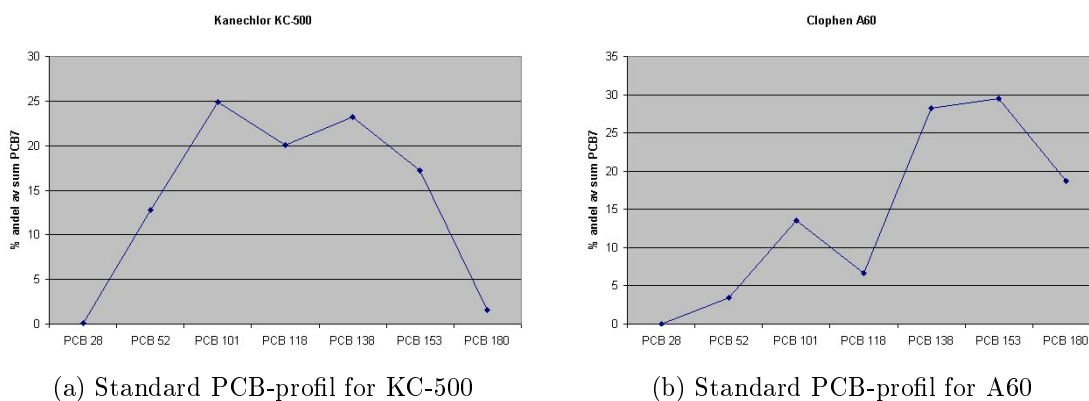
Figur 40: PCB-profiler av prøvene fra sandfangskum 64 og 79



Figur 41: PCB-profiler av prøvene fra sandfangskum 87 og 88



Figur 42: PCB-profiler av prøven fra sandfangskum 92



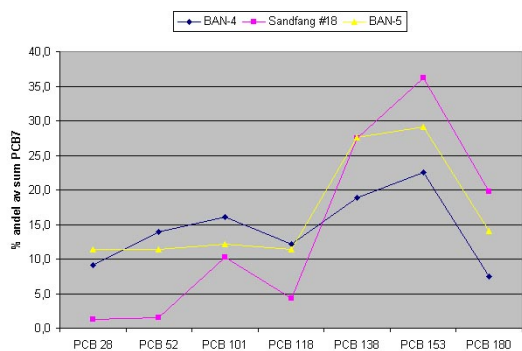
Figur 43: PCB-profiler for de to tekniske blandingene Kanechlor 500 og Clophen A60

7.2 Sammenligning mellom sandfangsprøver og sjøbunnsedimenter

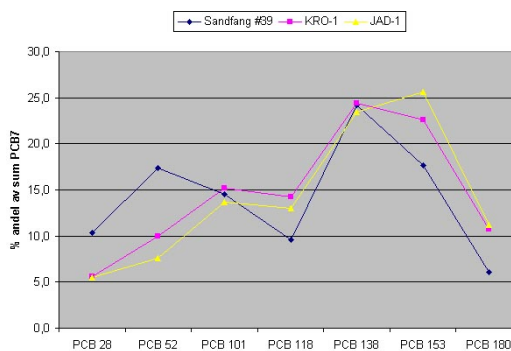
PCB-profiler kan brukes til å sammenligne prøver fra forskjellige prøvetakingspunkter for å se om de har felles kilde, eventuelt kan man sammenligne profilen fra et punkt med kjente tekniske PCB-blandinger for å finne en potensiell kilde i nærheten, da de tekniske blandingene har forskjellige bruksområder (se kapittel 4.2.2). Siden denne undersøkelsen har som mål å spore landbaserte kilder til forurensningen man finner i sjøbunnsedimentene er det naturlig å sammenligne PCB-profilene fra prøvene tatt i sandfangskummene med prøver tatt av nærliggende sjøbunnsedimenter. Disse sjøbunnsprøvene ble tatt av en tredjepart ved en tidligere anledning, og hadde blitt oppbevart på fryselager hos Stavanger Kommune med den hensikt at de skulle analyseres sammen med sandfangsedimentene. Ved å analysere prøvene samtidig hos samme laboratorium eliminerer man en del feilkilder og gjør det “tryggere” å sammenligne analysene av sjøbunnsedimentene med sandfangsprøvene. Sammenligning mellom PCB-profiler gir ikke et 100% sikkert

svar på hva som er kilden, siden det er mange faktorer som spiller inn (f.eks. flere kilder med ulike PCB-blandinger og nedbrytning av PCB-molekyler), men det gir en indikasjon på om innholdet i en nærliggende sandfangskum slipper ut i sjøen. For de fleste av de sammenligningede prøvene ligger prøvetakingspunktene ganske nærme hverandre, men i noen av tilfellene vil det være en viss avstand mellom den aktuelle sandfangskummen og prøvetakingspunktet i sjøen. For oversikt over prøvetakingsstasjoner for sjøbunnsedimenter, se vedlegg D. Nedenfor følger sammenligning mellom PCB-profilene fra kapittel 7.1.10 og nærmeste prøvetakingsstasjoner for sjøbunnsedimenter.

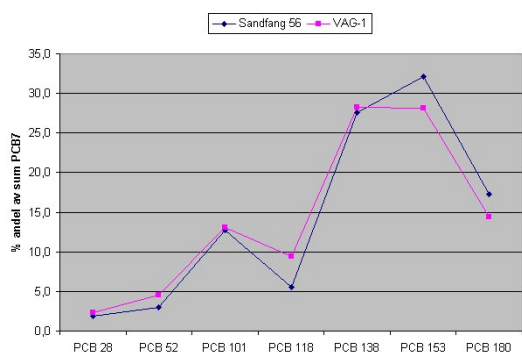
Bruken av PCB₇-profiler for å spore seg tilbake til en gitt PCB-produzent eller teknisk PCB-blanding tar ikke hensyn til eventuell nedbrytning av PCB-molekylene i miljøet. Det er heller ikke tatt hensyn til usikkerheten i analysene av sandfang- og sedimentprøvene.



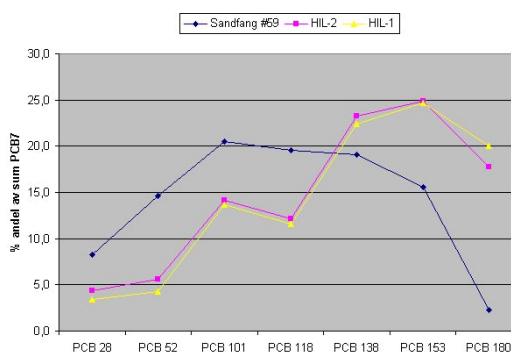
(a) Prøve nr. 18



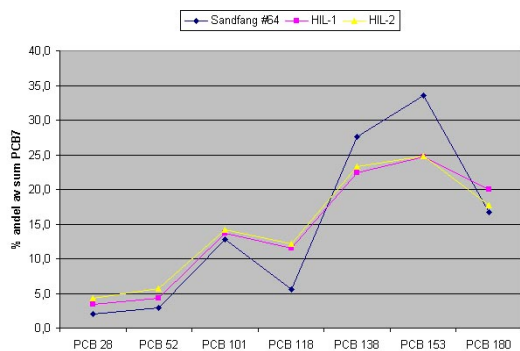
(b) Prøve nr. 39



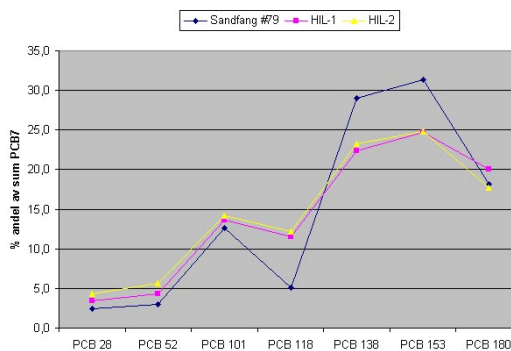
(c) Prøve nr. 56



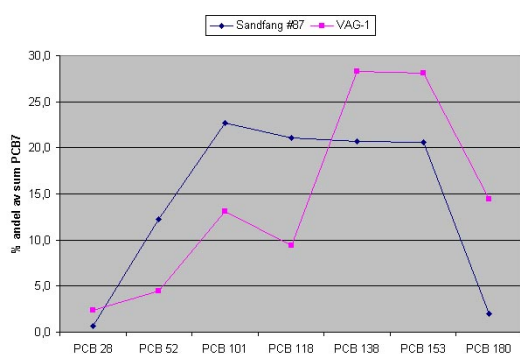
(d) Prøve nr. 59



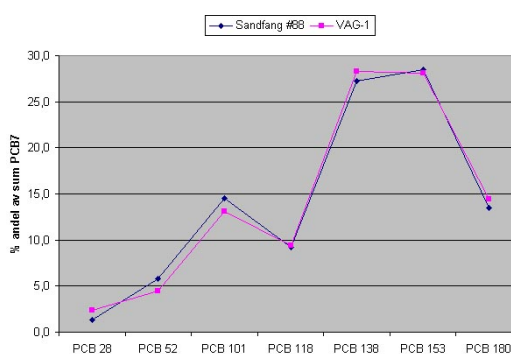
(e) Prøve nr. 64



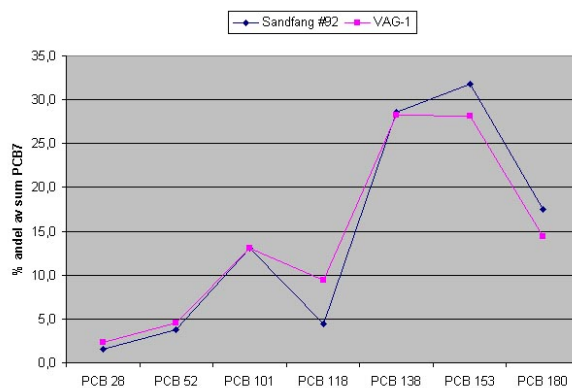
(f) Prøve nr. 79



(g) Prøve nr. 87



(h) Prøve nr. 88



Figur 44: PCB-profiler av sandfangsprøve 18, 39, 56, 59, 64, 79, 87, 88 og 92 sammenlignet med PCB-profiler fra prøver tatt ved nærliggende sjøbunnsedimentstasjoner.

Som man kan se av disse grafene er det til dels stor likhet mellom profilene fra sandfangskummene og profilene fra sjøbunnsedimentene. I noen tilfeller ser det ut til å være et minimalt avvik mellom profilene (som f.eks. i figur 44h og figur 44), mens det i andre tilfeller kommer tydelig frem at det er snakk om to forskjellige kilder (som f.eks. i figur 44g og figur 44d).

7.3 Generell vurdering av analysene av sedimentene fra sandfangskummene

Hvis man ser på analyseresultatene under ett, så er det noen områder og prøvepunkter som peker seg ut som spesielt bekymringsverdige, basert på hvilke miljøgifter som har blitt påvist, og mengden som har blitt funnet. Dette gjelder verftsområdene i Bangarvågen, hvor det har blitt funnet høye konsentrasjoner av arsen, bly, kobber, krom, nikkel, sink, PAH₁₆ og PCB₇; punktene som ligger i utkanten av gamle Tasta fyllplass, hvor det har blitt funnet høye konsentrasjoner av arsen, bly, kadmium, kobber, nikkel, sink og PCB₇; punkt nummer 39, som er en sandfangskum omgitt av diverse bedrifter og industriell aktivitet i Galeivågen og hvor det ble påvist høye konsentrasjoner av alle miljøgiftene med unntak av krom; punkt nummer 45, som er en sandfangskum i Vågen og hvor det ble påvist høye konsentrasjoner av alle miljøgiftene med unntak av krom og PAH₁₆. En nærmere vurdering av årsaken til dette står i kapittel 8.1.

Tabell 6: Sammenstilling av analyseresultater av sedimenter fra sandfangskummer

Stoff	Resultat [mg/kg]	Median [mg/kg]	Kl. I [stk]	Kl. II [stk]	Kl. III [stk]	Kl. IV [stk]	Kl. V [stk]
Arsen	0,55 - 210	3,6	85	2	3	4	0
Bly	4,3 - 2800	35	41	23	10	13	7
Kadmium	0,041 - 28	0,29	42	47	4	1	0
Kobber	11 - 18 000	82	13	10	3	46	22
Krom	7,2 - 940	33	65	26	3	0	0
Kvikksølv	0,0125 - 4,9	0,0375	87	4	0	0	3
Nikkel	3 - 670	19	59	6	17	13	0
Sink	35 - 29 000	430	10	28	18	32	6
PAH₁₆	0,175 - 23	0,175	52	29	8	4	1
PCB₇	0,01 - 1,36	0,01	0	66	22	5	0

7.4 Sammenligning mellom Bergen og Stavanger

I tabell 7 gjøres en sammenligning av enkle statistiske verdier fra resultatene av undersøkelsen gjort i Bergen (Jartun et al., 2005) og den foreliggende undersøkelsen fra Stavanger.

Tabell 7: Sammenligning mellom resultatene fra sandfangsprøver tatt i Bergen (Jartun et al., 2005) og Stavanger. Alle tall er i mg/kg.

	Gj.snitt		Median		Min		Maks	
	B	S	B	S	B	S	B	S
Arsen	6,5	13,8	3,7	3,6	<1	0,55	56	210
Bly	126	186,9	61	35	9	4,3	675	2 800
Kadmium	1,13	0,9	0,42	0,29	0,02	0,041	11,1	28
Kobber	273	838,4	97	82	16	11	6 600	18 000
Krom	30	90,7	25	33	11	7,2	135	940
Kvikksølv	0,20	0,18	0,06	0,0375	<0,01	0,0125	2,81	4,9
Nikkel	32	63,9	24	19	7	3	309	670
Sink	698	1652,1	403	430	51	35	4 670	29 000
PCB₇	0,091	0,055	0,031	0,01	<0,0004	0,01	0,704	1,36

7.5 Prøveduplikater

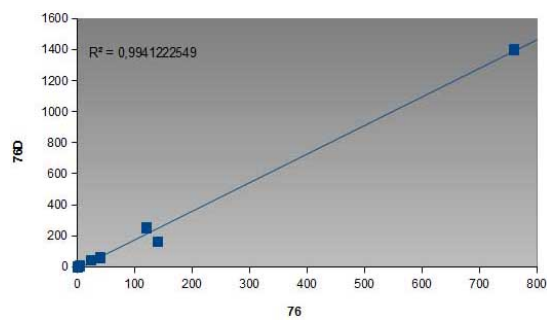
Det ble tatt duplikater av prøvenummer 76 - 81. Disse er kalt 76D - 81D i alle datasett og tabeller. Resultatene fra sandfangskummene hvor det ble tatt duplikater er vist i tabell 8 og tabell 9. Grafiske sammenligninger finnes i figur 45 - 47. I de fleste tilfellene er det små til neglisjerbare avvik mellom "originalene" og duplikatene, men prøve 79 og duplikaten 79D viser store avvik. Mer om dette i kapittel 8.1.12.

Tabell 8: Sammenligning mellom prøver og duplikater fra samme prøvetakingspunkt. Originaler merket med O, duplikater merket med D. Alle verdier oppgitt som mg/kg tørrstoff.

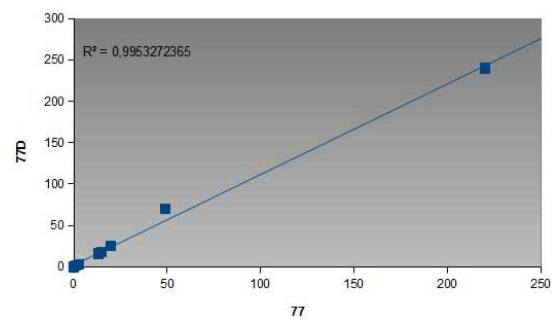
Stoff	76		77		78	
	O	D	O	D	O	D
Arsen	4	5,6	2,7	3,2	2,7	2,9
Bly	140	160	13	16	9,4	44
Kadmium	0,77	1	0,055	0,12	0,05	0,075
Kobber	120	250	49	70	24	24
Krom	40	58	20	25	16	15
Kvikksølv	0,081	0,11	0,013	0,013	0,013	0,013
Nikkel	23	42	15	18	14	12
Sink	760	1400	220	240	120	130
PAH₁₆	1,5	2,6	1,1	1,6	0,18	0,18
PCB₇	0,0302	0,0476	0,01	0,01	0,01	0,01

Tabell 9: (forts. fra tabell 8) Sammenligning mellom prøver og duplikater fra samme prøvetakingspunkt. Originaler merket med O, duplikater merket med D. Alle verdier oppgitt som mg/kg tørrstoff.

Stoff	79		80		81	
	O	D	O	D	O	D
Arsen	6,3	5,1	3,3	3	3,7	4,6
Bly	27	19	36	51	17	18
Kadmium	0,15	0,05	0,05	0,034	0,29	0,36
Kobber	47	33	34	25	34	28
Krom	120	200	12	13	17	20
Kvikksølv	0,046	0,028	0,013	0,013	0,013	0,013
Nikkel	91	120	8,3	9,3	15	11
Sink	230	160	150	470	340	350
PAH ₁₆	6,9	1,4	0,18	0,18	0,18	0,18
PCB ₇	0,0824	0,164	0,01	0,01	0,088	0,0952

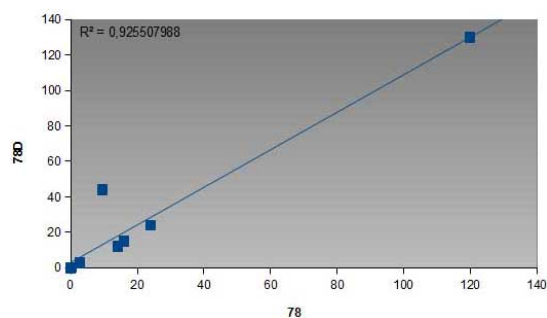


(a) Sandfangskum 76

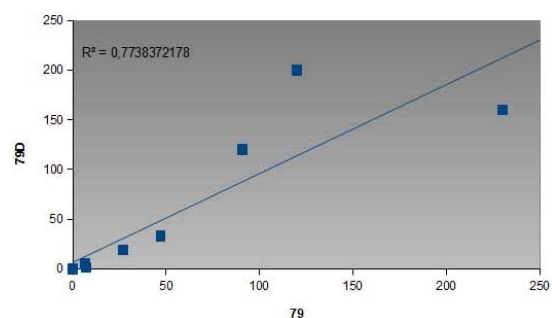


(b) Sandfangskum 77

Figur 45: Sammenligning mellom originalprøve og duplikat fra sandfangskum 76 og 77

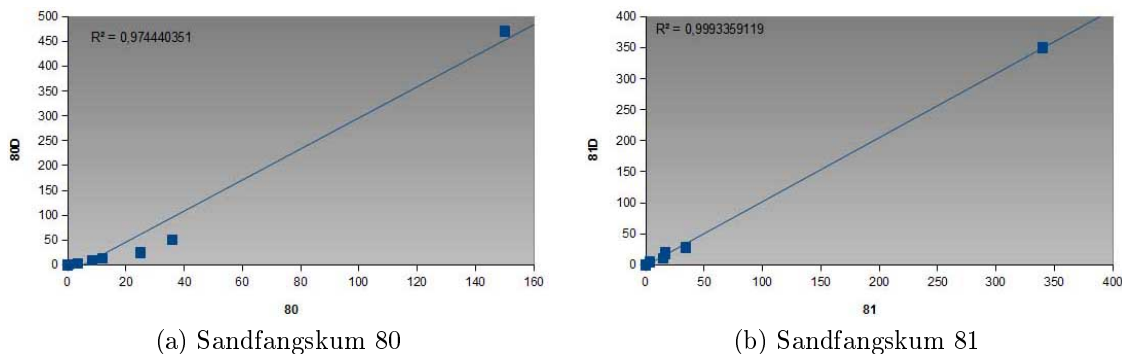


(a) Sandfangskum 78



(b) Sandfangskum 79

Figur 46: Sammenligning mellom originalprøve og duplikat fra sandfangskum 78 og 79



Figur 47: Sammenligning mellom originalprøve og duplikat fra sandfangskum 80 og 81

7.6 Analyser av maling og murpuss med håndholdt XRF

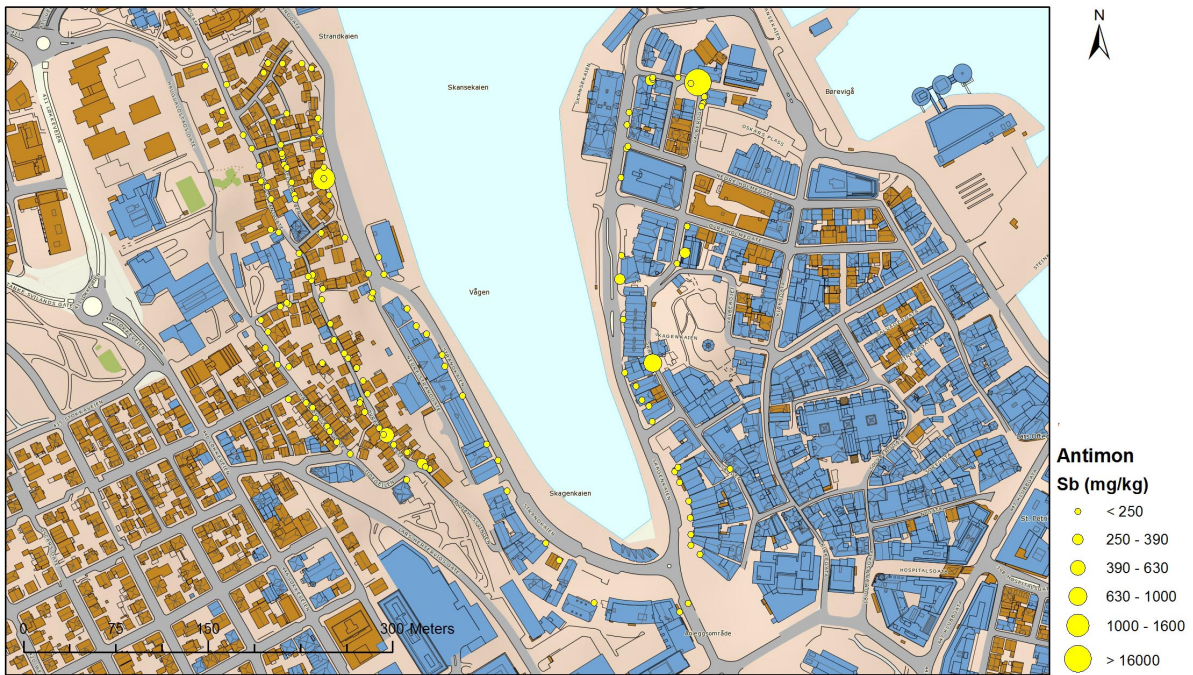
I tillegg til at det ble tatt prøver av sandfangskummer ved forskjellige lokasjoner i Stavanger ble det gjort til sammen 145 analyser av maling og murpuss på eldre stående bygningsmasse i Vågen. Dette ble gjort med et håndholdt XRF-apparat. Hovedpoenget med XRF-analysene i dette tilfellet er å gi en indikasjon på om stående bygningsmasse kan være en kilde til tungmetallene som finnes i sandfangssedimentene. Merk at denne metoden ikke skiller mellom forskjellige specier av de forskjellige tungmetallene (f.eks. giftige og ikke-giftige), eller om disse speciene er tilgjengelige for miljøet eller ikke. For mer informasjon om metoden, se kapittel 6.3. Nedenfor følger en oversikt over analyseresultatene for hvert tungmetall det ble analysert for med tilhørende merknad om noen av resultatene overskrider grensen for farlig avfall der en slik grense finnes (jmfr. tabell 10, vedlegg A).

7.6.1 Antimon, Sb

Som vist i figur 48 så ble det påvist antimon bare ved 10 prøvepunkter. Av disse 10 var det to stykker som hadde over 1 000 mg/kg. Grenseverdien for farlig avfall er 25 000 mg/kg. Ved disse prøvepunktene ser kilden til antimon ut til å være en eller flere antimonpigmenter i eksteriørmalingen på bygget (jmfr. figur 4). Maks påvist konsentrasjon var $\approx 2\,300$ mg/kg.

7.6.2 Arsen, As

Arsen ble bare påvist ved 7 prøvepunkter. Av disse overstiger 4 grensen for farlig avfall (1 000 mg/kg). Ved to av disse prøvepunktene er kilden sannsynligvis eksteriørmaling



Figur 48: Kart som viser konsentrasjonen av antimon i 145 XRF-analyser

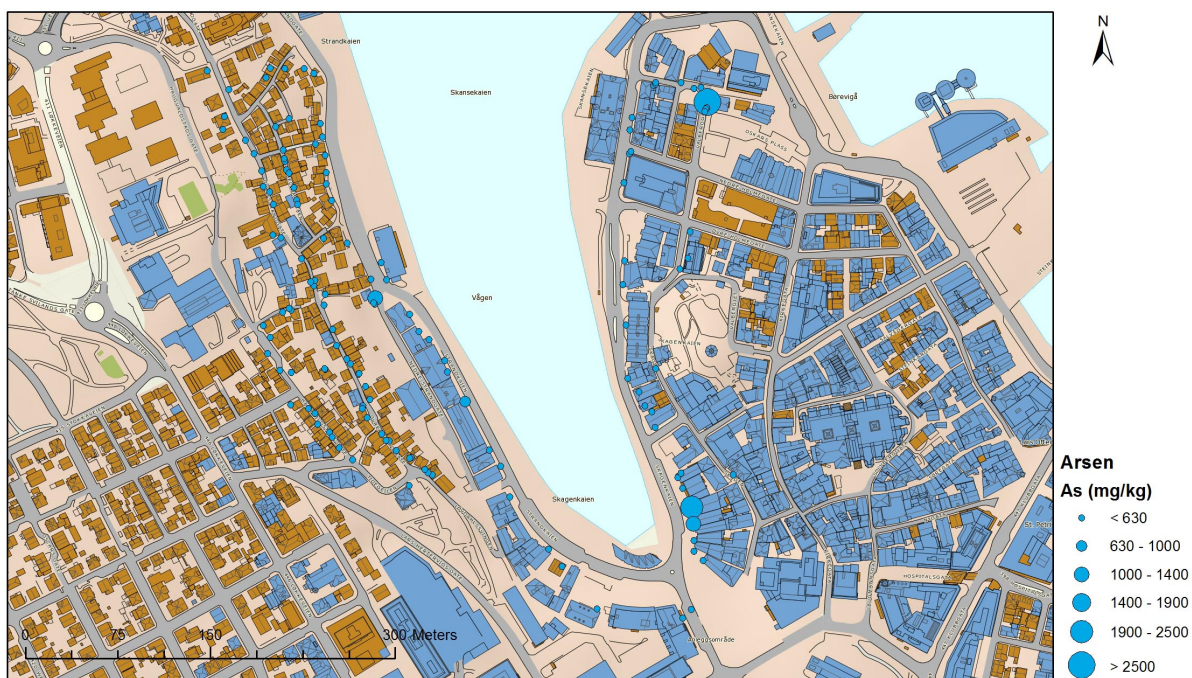
på serveringssteder/restauranter med uteservering innerst i Vågen. Mer om dette i kapittel 8.2. Maks påvist konsentrasjon var $\approx 2\,500$ mg/kg.

7.6.3 Barium, Ba

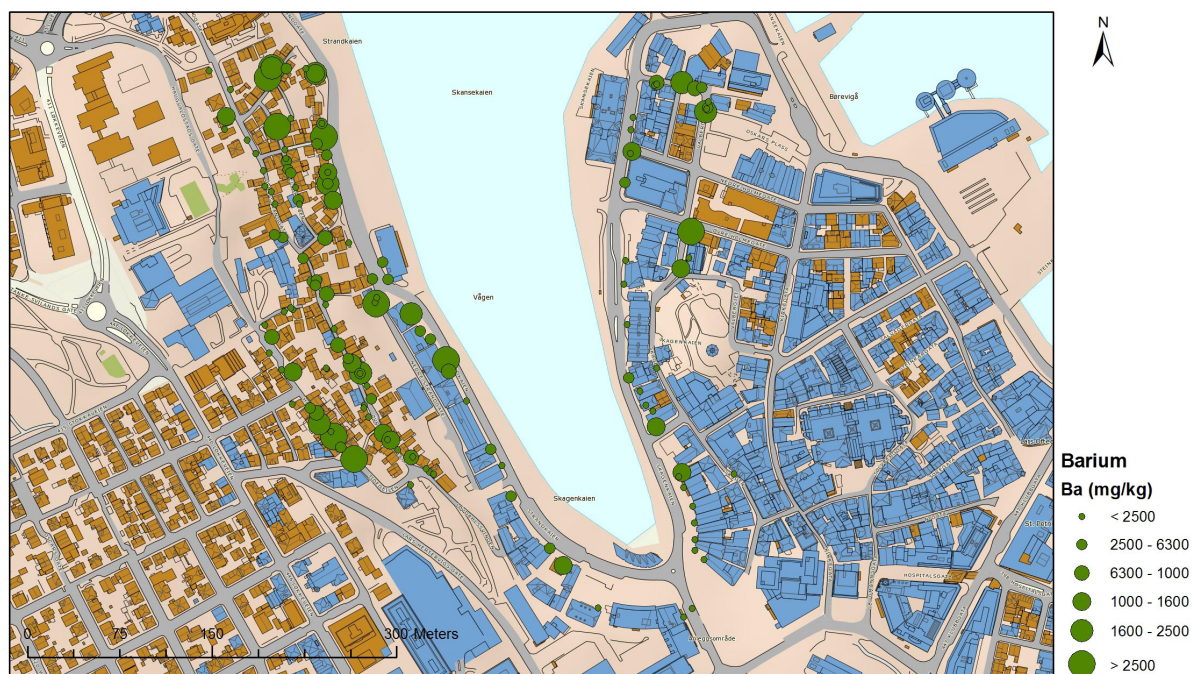
Barium ble påvist ved nesten alle prøvepunktene. Konsentrasjonene som ble målt varierte veldig fra punkt til punkt, noe som sannsynligvis har flere årsaker. Mer om dette i kapittel 8.2. Maks påvist konsentrasjon var $\approx 63\,000$ mg/kg.

7.6.4 Bly, Pb

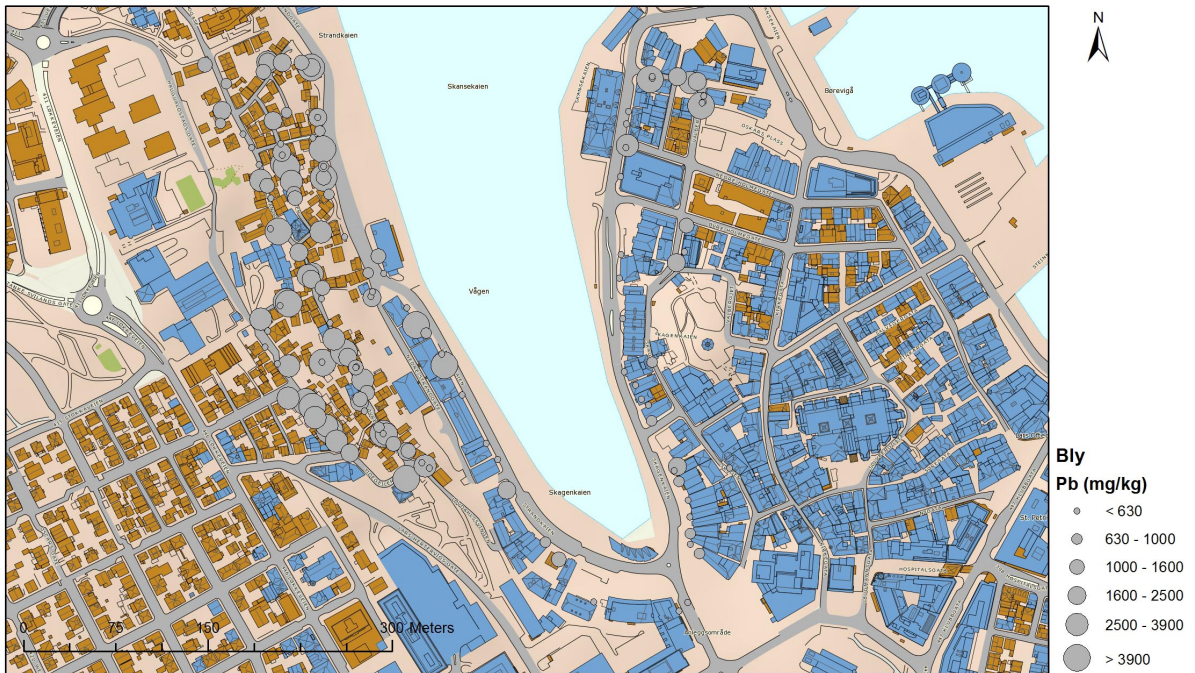
Bly ble påvist ved nesten alle prøvepunktene. Grensen for farlig avfall (2 500 mg/kg) ble oversteget ved 38 prøvepunkter. Den høyeste målte verdien var nesten 10 ganger høyere enn grensen for farlig avfall ($\approx 21\,500$ mg/kg), og ble målt ved prøvepunkt 223 på østsiden av Vågen. Som vist i figur 51 så er innholdet av bly på husene i Gamle Stavanger generelt sett veldig høyt.



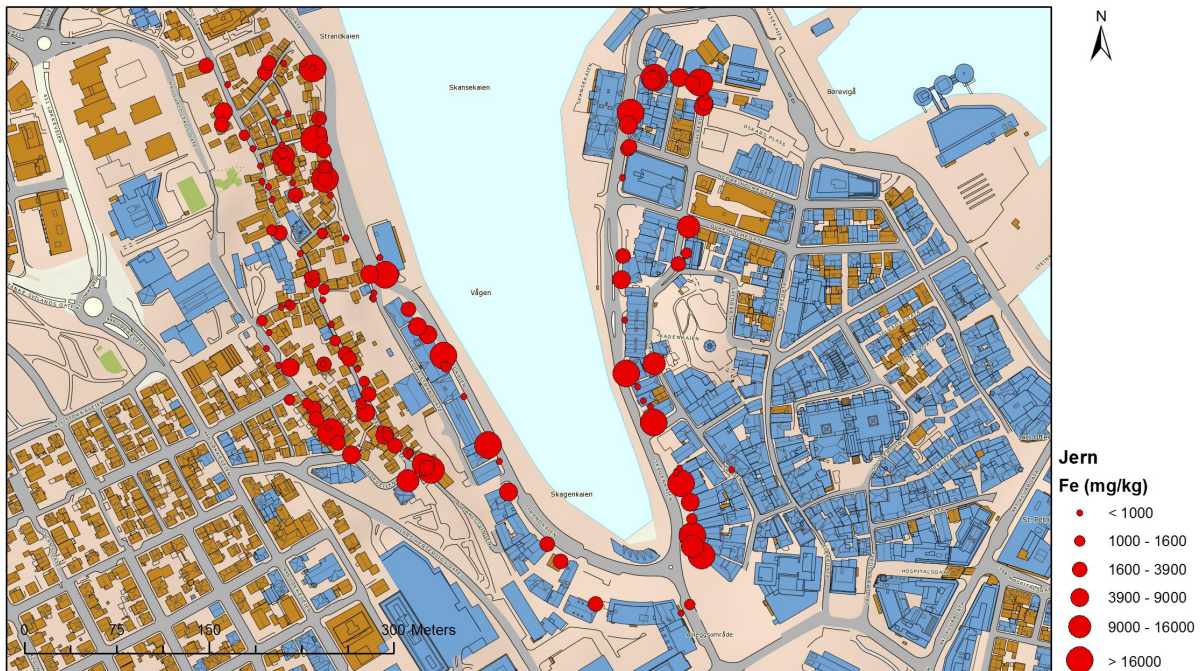
Figur 49: Kart som viser konsentrasjonen av arsen i 145 XRF-analyser



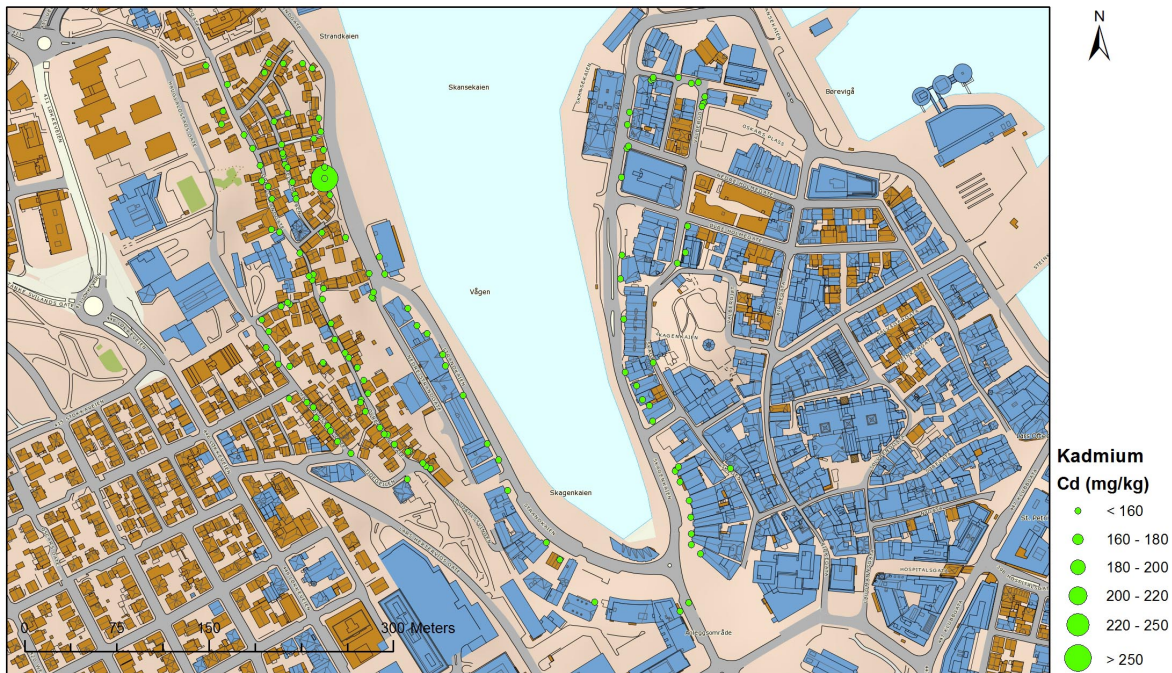
Figur 50: Kart som viser konsentrasjonen av barium i 145 XRF-analyser



Figur 51: Kart som viser konsentrasjonen av bly i 145 XRF-analyser



Figur 52: Kart som viser konsentrasjonen av jern i 145 XRF-analyser



Figur 53: Kart som viser konsentrasjonen av kadmium i 145 XRF-analyser

7.6.5 Jern, Fe

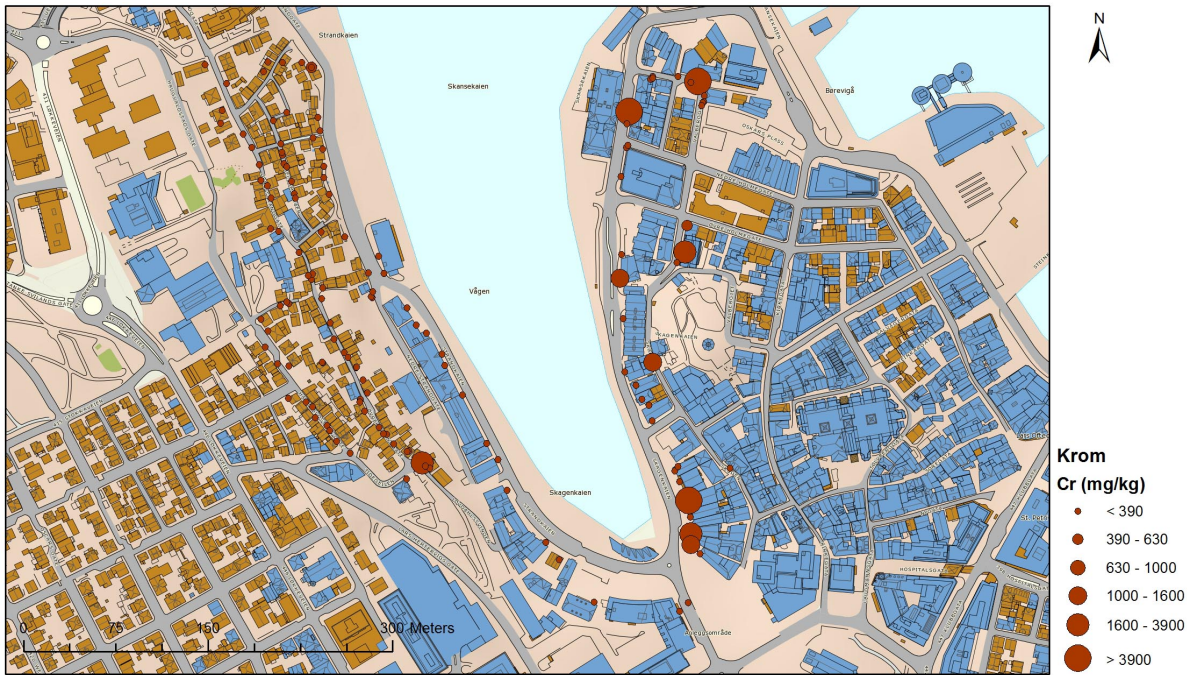
Jern ble påvist ved nesten alle prøvepunktene. Konsentrasjonene som ble målt varierte veldig fra punkt til punkt, noe som sannsynligvis har flere årsaker. Mer om dette i kapittel 8.2. Maks påvist konsentrasjon var $\approx 80\ 000$ mg/kg.

7.6.6 Kadmium, Cd

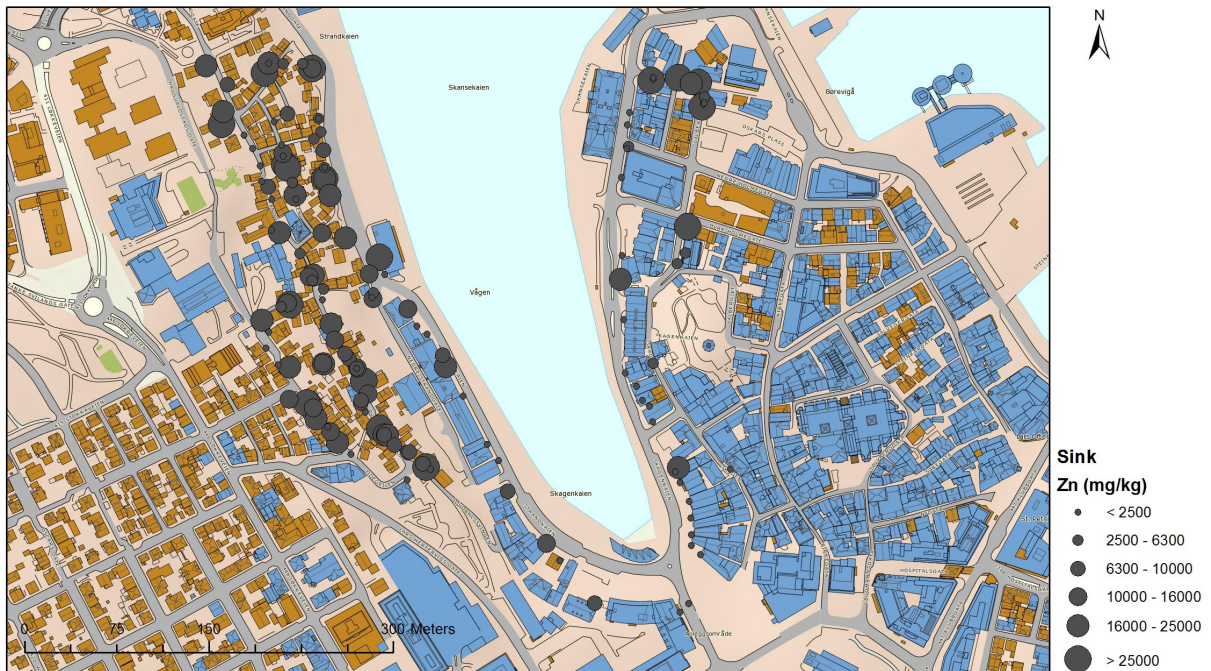
Kadmium ble bare påvist ved 6 prøvepunkter. Ved alle disse punktene var konsentrasjonen under grensen for farlig avfall (1 000 mg/kg). Kildene ved de 6 punktene er sannsynligvis pigmenter i eksteriormalingen (jmf. figur 9). Maks påvist konsentrasjon var ≈ 340 mg/kg.

7.6.7 Krom, Cr

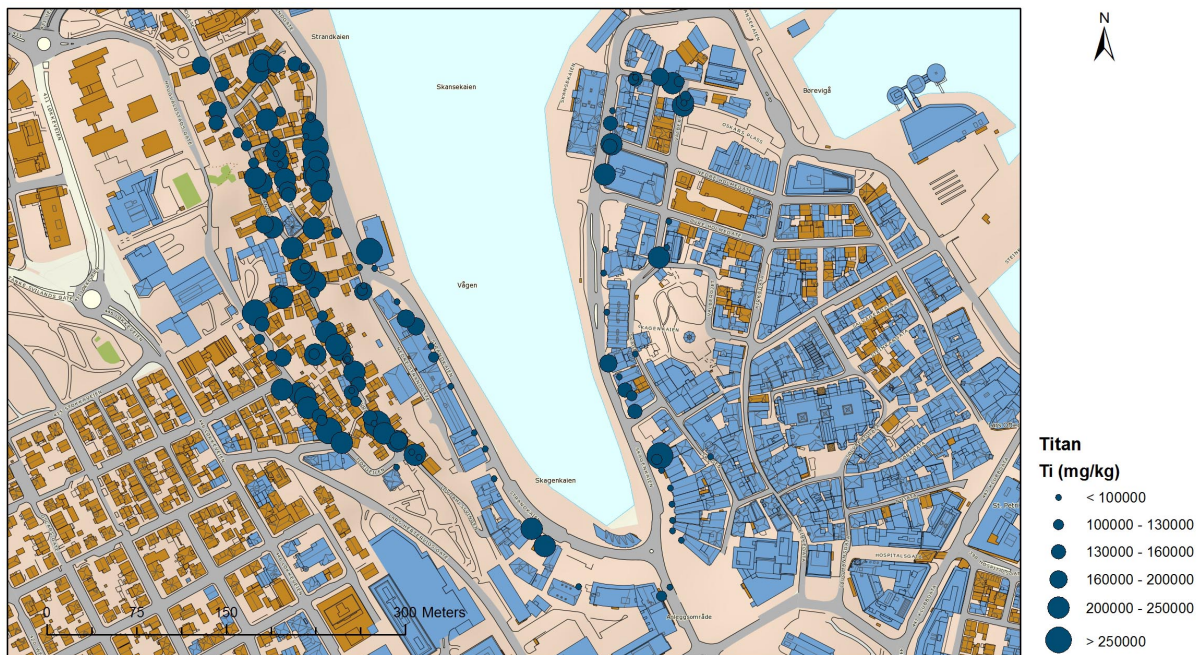
Krom ble bare påvist ved 17 prøvepunkter. Av disse oversteg 9 grensen for farlig avfall for krom(VI) (1 000 mg/kg). Mer om dette i kapittel 8.2. Maks påvist konsentrasjon var $\approx 12\ 000$ mg/kg.



Figur 54: Kart som viser konsentrasjonen av krom i 145 XRF-analyser



Figur 55: Kart som viser konsentrasjonen av sink i 145 XRF-analyser



Figur 56: Kart som viser konsentrasjonen av titan i 145 XRF-analyser

7.6.8 Sink, Zn

Sink ble påvist ved nesten alle prøvepunktene. Av disse oversteg 17 grensen for farlig avfall (25 000 mg/kg). Mer om dette i kapittel 8.2. Maks påvist konsentrasjon var $\approx 99\,500$ mg/kg, nesten 4 ganger over grensen for farlig avfall.

7.6.9 Titan, Ti

Titan ble påvist ved alle prøvepunktene. Konsentrasjonene som ble målt varierte veldig fra punkt til punkt, noe som sannsynligvis har flere årsaker. Mer om dette i kapittel 8.2. Maks påvist konsentrasjon var $\approx 280\,500$ mg/kg.

8 Diskusjon

Siden det har blitt gjennomført en lignende undersøkelse i Bergen (Jartun et al., 2005), synes det naturlig å sammenligne resultatene derfra med denne studien, da dette vil bidra til å sette situasjonen i Stavanger i perspektiv. Det har også vært gjennomført lignende undersøkelser i andre byer (f.eks. Trondheim og Drammen), men disse undersøkelsene har enten omfattet ganske små områder med relativt få prøvepunkter, eller så har det vært gjort flere undersøkelser over flere år som har tatt for seg forskjellige områder hvert år (som er tilfellet i Trondheim, hvor sandfangs-undersøkelsene stort sett har vært gjort som en del av emnet KJ3071 - Anvendt Geokjemi ved NTNU). I Drammen var en av kriteriene for utvelgelse av kummer som ble prøvetatt at *„kummene skulle kunne gi en representativ prøve av materiale fra overvannet”*. Det ble dermed valgt kummer med et mye større nedslagsfelt enn det som de prøvetatte kummene i Stavanger, Bergen og Trondheim. Prøvematerialet omfatter dessuten bare 12 lokaliteter, og omfatter både forskjellige typer kummer og pumpestasjoner. Dette gjør at konsentrasjonsnivåene av de forskjellige stoffene ikke lar seg sammenligne direkte. I tillegg til dette er klimaet i Stavanger mer sammenlignbart med Bergen. Undersøkelsen i Bergen omfattet 68 sandfangskummer, og tar for seg omtrent de samme miljøgiftene som denne undersøkelsen, med unntak av PAH₁₆. Diskusjonsdelen har blitt delt inn i prøvetakingsmetoder, for deretter å ta for seg de forskjellige miljøgiftene. For hvert underkapittel følger det først en kort sammenligning med undersøkelsen fra Bergen, etterfulgt av en diskusjon angående aktuelle kilder til den aktuelle forurensningen. For en enkel statistisk sammenligning mellom resultatene fra sandfangsprøvene fra Bergen og Stavanger, se kapittel 7.4.

Merk at med “høye konsentrasjoner” så menes konsentrasjoner som overskrider grensen for tilstandsklasse III, og dermed kan forårsake potensielt toksiske effekter hos levende organismer (se kapittel 7.1). I tilfeller hvor analyseresultatene faller under deteksjonsgrensen for analysemetoden har halve deteksjonsgrensen blitt brukt som resultat. Dette har blant annet blitt gjort for å ha en håndfast størrelse å forholde seg til ved utregninger. Det er for tiden under utarbeidelse en generell datarapport av Arnfinn Skadsheim i Stavanger Kommune. Denne rapporten tar for seg en mer direkte sammenligning mellom resultater av prøver tatt på land og i sjøen i Stavanger.

8.1 Sedimenter fra sandfangskummer

8.1.1 Arsen, As

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>52 mg/kg) av arsen i 7,5% av sandfangsprøvene som ble tatt. Sammenlignet med Bergen, hvor 3% av prøvene overskred den samme grensen, er dette bekymringsverdig høyt, da mange arsenforbindelser er flyktige og meget giftige. Mens resultatene fra Bergen hadde en spredning på $<1 - 56$ mg/kg, har resultatene i denne undersøkelsen en spredning på $0,55 - 210$ mg/kg. Medianen i Bergen var $3,7$ mg/kg, og $3,6$ mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var $6,5$ mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til $13,8$ mg/kg.

Ut fra disse tallene kommer det frem at situasjonen i Stavanger er mer alvorlig enn den var i Bergen i 2005. Selv om medianen er omtrent lik i begge byene, er spredningen og makskonsentrasjonen større i Stavanger, og andelen prøver med høye konsentrasjoner er over dobbelt så stor i Stavanger. Det positive med situasjonen er at den alvorlige forurensningen er begrenset til noen få lokasjoner, og dermed gjør det enklere å identifisere kildene. To av sandfangskummene hvor det ble funnet høye konsentrasjoner (nr. 85 og 22) ligger i kanten av gamle Tasta fyllplass. Det er lite trolig at arsen i disse kummene kommer fra andre kilder enn den gamle fyllingen, spesielt siden den ene sandfangskummen (nr. 22) ligger i grøften mellom fyllingen og veien. Videre ble det funnet høye konsentrasjoner i sandfangskum 39, som er omgitt av en mengde forskjellig industriell aktivitet. Det ble også funnet høye konsentrasjoner i flere av sandfangskummene på verftsområdene på Buøy. Resultatene fra denne sandfangskummen er såpass spesielle at den vil bli diskutert mer inngående senere (se kapittel 8.1.11). Dette er bekymringsverdig, og det bør iverksettes tiltak for å fjerne kildene så snart som mulig. I tillegg til disse ble det funnet høye konsentrasjoner ved to lokasjoner som er årsak til bekymring; sandfangskum nr. 45 i Vågen og nr. 83 ved Felleskjøpet i Hillevågskbukta (Konsentrasjonen i denne kummen gjør at den faller inn i tilstandsklasse II, men pga. aktiviteten på området blir den allikevel vurdert som bekymringsverdig). Plasseringen til nr. 45 gjør at den er mottakelig for overvann, og dermed forurensning, fra en rekke bygninger i nærheten, i tillegg til vegtrafikk i området og områdene tilknyttet Norsk Oljemusem. Resultatene fra denne sandfangskummen er såpass spesielle at den vil bli diskutert mer inngående sammen med sandfangskum nr. 39 senere (se kapittel 8.1.11). Når det gjelder sandfangskum nr. 83 så er konsentrasjonen av arsen her såpass høy sammenlignet med de tre andre i nærheten (51 mg/kg mot $3,37$ mg/kg) at det er grunn til bekymring. Det er vanskelig å si hva som er kilden i dette tilfellet, men den er sannsynligvis veldig lokal, da sandfangskum 82, som ligger bare noen få meter unna ikke viser antydning til like høy konsentrasjon av arsen.

Det er mulig at kilden er et lokalt kjemikalie-søl eller maling/bygningsmaterialer fra en bygning i nærheten, men dette kan ikke bekreftes uten nærmere undersøkelser. Det er også mulig at kilden er selve produktet som blir laget på stedet, da enkelte typer dyrefôr inneholder arsen-forbindelser.

8.1.2 Bly, Pb

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>83 mg/kg) av bly i 31,5% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen overskred 32,8% av prøvene den samme grensen. Mens resultatene fra Bergen hadde en spredning på 9 - 675 mg/kg, har resultatene i denne undersøkelsen en spredning på 4,3 - 2 800 mg/kg. Medianen i Bergen var 61 mg/kg, og 35 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 126 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 186,9 mg/kg.

Selv om andelen prøver som overskrider grensen for mulige toksiske effekter er omtrent lik i Bergen og Stavanger, ser vi ut fra medianen at situasjonen i Bergen var verre i 2005. Til tross for dette så er flere av de høye konsentrasjonene funnet i Stavanger særdeles høye. Værst ut kommer sandfangskum 22 i utkanten av gamle Tasta fyllplass, hvor grensen for farlig avfall (2 500 mg/kg) blir overskredet med 300 mg/kg. Årsaken til den høye konsentrasjonen av bly her er sannsynligvis en kombinasjon av rester fra blyholdig drivstoff som fortsatt finnes i jordsmonnet i nærheten, og avrenning fra fyllplassen. I tillegg så er det mulig at f.eks. blylodd fra hjulene på passerende kjøretøy bidrar. Av disse kildene er det sannsynligvis avrenningen fra fyllplassen som er den som bidrar mest. Hvis rester fra blyholdig drivstoff hadde vært hovedkilden, ville vi sett høyere konsentrasjoner i andre sandfangskummer som ligger i, eller i nærheten av, andre trafikkerte vegstrekninger, noe som ikke er tilfellet. Faktisk så er det ingen av de andre undersøkte sandfangskummer med lignende plasseringer som viser i nærheten av like høye konsentrasjoner av bly som sandfangskum 22 (med unntak av nr. 45 og nr. 39, som er spesialtilfeller, se kapittel 8.1.11). Når det gjelder andre sandfangskummer er det høyst bekymringsverdig at alle de 11 sandfangskummene på og rundt verftsområdene på Buøy som det ble tatt prøver av viser høye konsentrasjoner av bly. I en av disse, nr. 4, ble det funnet en konsentrasjon på 2 400 mg/kg, noe som er bare 100 mg/kg under grensen for farlig avfall. Dette vitner om at det er flere veldig aktive kilder på verftsområdene. Disse kildene bør bli stanset så raskt som mulig, da vann som går i overløp fra de fleste kummene i området blir ledet rett ut i sjøen.

Det ble også funnet høye konsentrasjoner i en jordprøve tatt fra en gammel, tildekt fyllplass innerst i Bangarvågen som er tilknyttet en lekeplass. Dette er bekymringsverdig

da området blir brukt som rekreasjonsområde av de som bor i nærheten, og det er dermed store muligheter for at de som bruker området blir eksponert for tungmetallene som finnes i jordsmonnet. Dette gjelder i størst grad barn, som også er de som tar størst skade av bly-eksponering (se kapittel 3.4). Kilden er her sannsynligvis jord som har blitt flyttet til stedet ved tildekking av fyllplassen, da det ikke finnes antydninger til andre kilder jmf. prøver tatt fra nærliggende sandfangskummer (spesifikt sandfangskum nr. 19 og nr. 13).

Det ble tatt prøver fra to sandfangskummer på områdene til Stavanger Båtsenter i Bangarvågen. Av disse to ble det funnet høye konsentrasjoner i den ene (nr. 21). Denne sandfangskummen befinner seg rett ved en del av området som så ut til å bli brukt til lagring og vedlikehold av båter. Kilden er dermed sannsynligvis kjemikalier/maling knyttet til denne aktiviteten, se kapittel 2.3.

Det ble funnet høye konsentrasjoner i fire av de prøvetatte sandfangskummene på oljebasen i Dusavika. Med bakgrunn i aktiviteten på området er kildene her sannsynligvis rent bly eller bly-holdige metallegeringer i utstyr som blir lagret i nærheten av sandfangskummene.

Høye konsentrasjoner av bly ble også funnet i en prøve tatt fra en gammel båtslip i Galeivågen (prøvepunkt nr. 38, se figur 19a). Slipen var omgitt av en mengde forskjellige utstyr og materiale som fremstår som potensielle forurensningskilder. Resultatene fra sandfangskum 58 viser også høye konsentrasjoner av bly. Her er det vanskelig å peke ut en spesifikk kilde, da sandfangskummen befinner seg midt på en parkeringsplass. Men det er en mulighet for at blyet har blitt ført med overvannet fra Gamle Stavanger, eventuelt at det kommer fra den nærliggende murbygningen eller aktivitet forbundet med en av båtene som har ligget til kai like i nærheten.

Når det gjelder området rundt Hillevågsvannet ble det funnet høye konsentrasjoner av bly i tre sandfangskummer (nr. 63, 75 og 76). Kildene til blyet i sandfangskum 63 er ganske uklare, men kan være blybeslag eller lignende på en av bygningene i nærheten. Når det gjelder nr. 75 og 76 så er Strømsbroen den mest sannsynlige kilden. Dette gjelder enten selve byggmaterialene (bly-holdige legeringer eller lignende), eller bly-holdig maling som flasser av, noe man kan se tendenser til i figur 57.



Figur 57: Avflassing av maling på undersiden av Strømsbroen (Foto: Bjørn Eidem)

8.1.3 Kadmium, Cd

Det ble funnet høye konsentrasjoner ($>2,6$ mg/kg) av kadmium i 5,3% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen overskred 12,5% av prøvene den samme grensen. Resultatene fra Bergen hadde en spredning på 0,02 - 11,1 mg/kg, mens resultatene i denne undersøkelsen har en spredning på 0,041 - 28 mg/kg. Medianen i Bergen var 0,42 mg/kg, og 0,29 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 1,13 mg/kg, mens

den i Stavanger har blitt beregnet til 0,9 mg/kg.

Ut fra disse tallene ser vi at situasjonen i Stavanger er bedre enn den var i Bergen, med under halvparten så mange prøver som overskred grensen for høye konsentrasjoner, og en markant lavere mediankonsentrasjon. Men som vi ser fra spredningen, så er maks-konsentrasjonen funnet i Stavanger langt høyere enn i Bergen. Dette funnet kommer fra sandfangskum 45, som sammen med nr. 39 og 22 (hvor det også ble funnet høye konsentrasjoner av kadmium) er et spesialtilfelle som omtales senere i kapittel 8.1.11. Når man ser bort fra disse to sandfangskummene står man igjen med to sandfangskummer hvor det ble funnet høye konsentrasjoner; nr. 35 og 9. Sandfangskum 35 befinner seg på oljebasen i Dusavika, og kilden i dette tilfellet er trolig enten utstyr av metall lagret i nærheten hvor kadmium har blitt brukt som korrosjonsbeskyttelse, eventuelt plastikk hvor kadmium har blitt brukt som stabilisator. Den siste sandfangskummen, nr. 9, ligger på området til GMC på Buøy, og har trolig samme type kilder som sandfangskum 35.

8.1.4 Kobber, Cu

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>51 mg/kg) av kobber i 67,5% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen ble denne grensen overskredet i 83,8% av prøvene. Resultatene fra Bergen hadde en spredning på 16 - 6 600 mg/kg, mens resultatene i denne undersøkelsen har en spredning på 11 - 18 000 mg/kg. Medianen i Bergen var 97 mg/kg, og 82 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 273 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 838,4 mg/kg.

Ut fra tallene ovenfor ser man den samme trenden som for flere av metallene; at spredningen (i hovedsak maks-konsentrasjonen) er større i Stavanger, men medianen viser at situasjonen er mer alvorlig i Bergen. I tillegg så er andelen prøver med høye konsentrasjoner markant større i Bergen. Men det er allikevel høyst bekymringsverdig at 25% av prøvene som ble tatt i Stavanger inneholder kobberkonsentrasjoner som tilsvarer den høyeste tilstandsklassen, klasse V. Dette tilsvarer 22 sandfangskummer, hvorav 11 ligger på eller ved verftsområdene på Buøy. Det er spesielt tre sandfangskummer (nr. 9, 10 og 11) som utmerker seg med konsentrasjoner over 5 000 mg/kg. Ut fra aktiviteten på området er trolig kildene forskjellige metallegeringer og maling/bunnstoff/kjemikalier som blir brukt på verftene. Det ble også funnet høye konsentrasjoner av kobber i jordprøven som ble tatt innerst i Galeivågen. Kildene her er nok de samme som for blyet som ble funnet i den samme prøven (se kapittel 8.1.2. Av de fire prøvetatte sandfangskummene på Forsvarets område i Bangarvågen, ble det funnet høye konsentrasjoner av kobber i tre av disse. Da det foregår mye forskjellig aktivitet på området er det vanskelig å peke ut

spesifikke kilder, men noe kommer sannsynligvis fra vedlikehold av båter og utstyr. Det er også mulig at kobberet kommer fra malingen i bygningene, da kobber i mange tilfeller har blitt brukt som tilsetningsstoff i maling for at denne skal bli soppbestandig og mer holdbar. Det ble også funnet høye konsentrasjoner i en kum like utenfor det militære området. Ut fra bebyggelsen i nærheten (se figur 58) er maling en av de mest sannsynlige kildene.



Figur 58: Bebyggelse rundt sandfangskum 18. Selve kummen sees nederst til venstre i bildet (Foto: Bjørn Eidem)

Den høyeste målte konsentrasjonen av kobber (18 000 mg/kg) ble funnet i en sandfangskum (nr. 21) på området til Stavanger Båtsenter i Bangarvågen. Som nevnt tidligere i kapittel 3.4 så ligger sandfangskummen på en del av området hvor det sannsynligvis foregår vedlikehold av båter, og dette er nok også kilden til den særdeles høye konsentrasjonen av kobber. Nest høyest konsentrasjon (15 000 mg/kg) ble funnet i sandfangskum 22, som vil bli diskutert som et spesialtilfelle i kapittel 8.1.11.

Det ble funnet høye konsentrasjoner i alle unntatt en sandfangskum på oljebasen i Dusavika. Kildene her er sannsynligvis av samme type som ved verftsområdene på Buøy. Av de resterende sandfangskummene hvor det ble funnet høye konsentrasjoner av kobber er sannsynligvis hovedkilden maling hvor kobber enten har blitt brukt i pigmenter eller som biocid. Unntaket er to kummer (nr. 82 og 83) på Felleskjøpets anlegg, hvor kilden sannsynligvis er korn, og sandfangskum 76 hvor kilden muligens er knyttet til broen som

ligger like ved, eventuelt vegtrafikken i området.

8.1.5 Krom, Cr

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>560 mg/kg) av krom i 3,2% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen ble ikke denne grensen overskredet. Resultatene fra Bergen hadde en spredning på 11 - 135 mg/kg, mens resultatene i denne undersøkelsen har en spredning på 7,2 - 940 mg/kg. Medianen i Bergen var 25 mg/kg, og 33 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 30 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 90,7 mg/kg.

Som man kan se av tallene ovenfor så er det ikke så stor forskjell mellom situasjonen i Bergen og Stavanger. Til tross for en ganske stor forskjell i spredning gjennomsnittlig konsentrasjon mellom de to byene, så er forskjellen i mediankonsentrasjon relativt liten. Av de tre sandfangskummene hvor det ble funnet høye konsentrasjoner av krom, er en (nr. 3) på området til Bergen Group Rosenberg på Buøy, en (nr. 6) på en parkeringsplass utenfor området til Bergen Group Rosenberg, og den siste er på oljebasen i Dusavika. Kildene ved alle disse tre lokalitetene er sannsynligvis knyttet til metallegeringer som inneholder krom, da krom i stor grad blir brukt som tilsats i stål for å gjøre det rustfritt. Det er også mulig at noe kommer fra maling da krom har blitt, og blir brukt, i en rekke pigmenter.

8.1.6 Kvikksølv, Hg

Det ble funnet høye konsentrasjoner ($>0,63$ mg/kg) av kvikksølv i 3,2% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen var den tilsvarende andelen 7,4%. Resultatene fra Bergen hadde en spredning på $<0,01$ - 2,8 mg/kg, mens resultatene i denne undersøkelsen har en spredning på 0,0125 - 4,9 mg/kg. Medianen i Bergen var 0,06 mg/kg, og 0,0375 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 0,2 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 0,18 mg/kg.

Fra sammenligningen ovenfor kommer det tydelig frem at tilstanden i Bergen var mer alvorlig i Bergen i 2005 enn i Stavanger i dag. Unntaket er at det er funnet mye høyere konsentrasjoner i enkeltprøver i Stavanger enn i Bergen. Fra tabell 6 ser vi at kvikksølv i Stavanger er i en liten særstilling i forhold til de andre undersøkte stoffene, alle de høye konsentrasjonene som er funnet tilhører klasse V. Blant disse finner vi sandfangskum 45 og 39 som omtales i kapittel 8.1.11, i tillegg til sandfangskum 51, som befinner seg innerst i Vågen. Dette er ganske overraskende og høyst bekymringsverdig da det antyder

at det finnes en ganske aktiv kilde til kvikksølv midt i Stavanger sentrum. Det er verdt å merke seg at grensen mellom tilstandsklasse IV og V går ved 1,6 mg/kg kvikksølv og at konsentrasjonen funnet i sandfangskum er 4,9 mg/kg, altså tre ganger høyere enn grenseverdien, og er den høyeste som er funnet i denne undersøkelsen. Det er derfor meget viktig at kilden til kvikksølv i denne sandfangskummen blir funnet og stoppet så snart som mulig, da den utgjør en fare for organismer på land samtidig som det også sannsynligvis foregår transport av kvikksølv fra denne kilden til sjøen.

8.1.7 Nikkel, Ni

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>46 mg/kg) av nikkel i 31,6% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen var den tilsvarende andelen 8,8%. Resultatene fra Bergen hadde en spredning på 7 - 309 mg/kg, mens resultatene i denne undersøkelsen har en spredning på 3 - 670 mg/kg. Medianen i Bergen var 24 mg/kg, og 19 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 32 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 63,9 mg/kg.

Hvis vi ser på andelen prøver hvor det ble funnet høye konsentrasjoner nikkel i Stavanger i forhold til Bergen, får man inntrykk av at at forurensningssituasjonen er mer alvorlig i Stavanger enn i Bergen. Dette blir videre underbygd av en større spredning i resultatene. Til tross for dette så er mediankonsentrasjonen høyere i Bergen. Dette kan tyde på at berggrunnen i Bergen har et høyere bakgrunnsnivå av nikkel enn berggrunnen i Stavanger. Av de 30 sandfangskummene i Stavanger hvor det ble funnet høye konsentrasjoner ligger 20 av de enten på/ved verftsområdene på Buøy eller på oljebasen i Dusavika. Av de resterende 10 finner vi prøve nummer 12, som er en jordprøve tatt fra en tildekt fyllplass innerst i Bangarvågen. Nikkelet her kommer sannsynligvis som en følge av at jorden har blitt kjørt hit fra en annen lokalitet, og ikke en lokal kilde. Videre har vi sandfangskum 21 på området til Stavanger Båtsenter, hvor kilden til nikkel trolig er vedlikehold av båter, eventuelt metallegeringer hvor nikkel har blitt brukt som rustbeskytter eller lignende. Sandfangskum 79 befinner seg på en stor, asfaltet plass mellom Hillevågsvannet og Paradis, og har ingen klar kilde til nikkel. Det er mulig at kilden her ligger et annet sted, og at nikkelet har blitt ført med overvannet til den gjeldende kummen. Sandfangskum 84 ligger i nærheten av gamle Tasta fyllplass, og kilden her er sannsynligvis avrenning derfra. Tre sandfangskummer (nr. 89, 90 og 91) med høye konsentrasjoner av nikkel ligger i gamle Stavanger, og ut fra figur 21 ser det ut til at nikkelet i disse tre kummene har samme kilde. Hva denne kilden er, er vanskelig å si, men mest sannsynlig er det en metallegering. Merk at den høyeste konsentrasjonen er funnet i sandfangskum 90, som befinner seg nederst i bakken hvor de tre sandfangskummene ligger, noe som tyder på at

kilden kan ligge i nærheten av sandfangskum 91, og nikkelet sprer seg derfra og nedover med overvannet.

Av de fire resterende kummene hvor det ble funnet høye konsentrasjoner av nikkel har vi sandfangskum nr. 22, 39 og 45 som alle omtales som spesialtilfeller i kapittel 8.1.11, i tillegg til kum 84 i utkanten av gamle Tasta fyllplass. Denne kummen er ikke en sandfangskum, men en "vanlig" avløpskum som blant annet tar imot avrenning fra fyllplassen, og ikke har noen umiddelbart lokale kilder.

8.1.8 Sink, Zn

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>360 mg/kg) av sink i 60% av sandfangsprøvene som ble tatt. I Bergen var den tilsvarende andelen 26,5%. Resultatene fra Bergen hadde en spredning på 51 - 4 670 mg/kg, mens resultatene i denne undersøkelsen har en spredning på 35 - 29 000 mg/kg. Medianen i Bergen var 403 mg/kg, og 430 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 698 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 1652,1 mg/kg.

Ut fra disse tallene er det klart at forurensningssituasjonen tilknyttet sink i Stavanger er mer alvorlig enn i Bergen. Spesielt bekymringsverdig er makskonsentrasjonen for Stavanger (29 000 mg/kg), som overstiger grenseverdien for farlig avfall (se tabell 10) med 4 000 mg. Den nest høyeste konsentrasjonen (27 000 mg) overstiger den samme grensen med 2 000 mg. Disse konsentrasjonene finnes i hhv. sandfangskum 2 og 45. Andre sandfangskummer hvor det ble funnet særdeles høye konsentrasjoner (tilsvarende tilstandsklasse V, totalt 4 stykker) er nr. 21, 22 og 39, som har blitt omtalt tidligere, i tillegg til sandfangskum 4. Sandfangskum 2 og 4 befinner seg på området til Bergen Group Rosenberg, og nr. 21 er på området til Stavanger Båtsenter i Bangarvågen. Sandfangskum 22, 39 og 45 blir omtalt som spesialtilfeller i kapittel 8.1.11. Sink har mange bruksområder, og ut fra områdene hvor det har blitt funnet høye konsentrasjoner er kildene sannsynligvis enten rustfrie metallegeringer, pigmenter i maling eller slitasje av bildekk.

8.1.9 PCB

Det ble funnet høye konsentrasjoner ($>0,017$ mg/kg) av PCB₇ i 28,4% av sandfangsprøvene som ble tatt. Sammenlignet med Bergen, hvor 67,6% av prøvene overskred den samme grensen, er dette lavt, men fortsatt bekymringsverdig høyt. Og mens resultatene fra Bergen hadde en spredning på $<0,0004$ - 0,704 mg/kg, har resultatene fra denne undersøkelsen en spredning på 0,01 - 1,36 mg/kg. Medianen i Bergen var 0,031

mg/kg, og 0,01 mg/kg i Stavanger. Gjennomsnittlig konsentrasjon i Bergen var 0,091 mg/kg, mens den i Stavanger har blitt beregnet til 0,055 mg/kg.

Ut fra disse tallene ser man at selv om PCB-situasjonen i Stavanger ikke er på langt nær så alvorlig som i Bergen, er det grunn til bekymring. Da mest ut fra det faktum at makskonsentrasjonen i Stavanger er nesten dobbelt så høy som i Bergen. Dette tyder på en eller flere større og aktive PCB-kilder. Den aktuelle prøven har prøvenummer 87, og befinner seg omtrent midt i Gamle Stavanger. Dette gjør at det er vanskelig å identifisere disse kildene. Hovedkilder til PCB i dag er som nevnt tidligere (kapittel 2.1) betong og murpuss. Det er derfor mulig at kilden til PCB i sandfangskum 87 er de store murbyggene oppstrøms for Gamle Stavanger, i tillegg til at en del kommer fra murpuss på de omkringliggende bygningene. Dette er umulig å bekrefte uten å ta prøver av de aktuelle bygningene og sammenligne konsentrasjoner og PCB-profiler med de som er funnet i sandfangskum 87. Det er også mulig at kilden er en lokal punktkilde, da det ikke ble påvist PCB i sandfangskum 91, og PCB-profilen fra sandfangskum 87 skiller seg klart fra PCB-profilen fra sandfangskum 88, som befinner seg direkte nedstrøms for sandfangskum 87. Det er også tydelig ut fra sammenligningen med PCB-profilen fra nærmeste sjøbunnsprøvetakingsstasjon, VAG-1, at forurensningen i Vågen stammer fra en annen kilde enn den forurensningen som ender opp i sandfangskum 87 (se figur 41).

Nest høyeste konsentrasjon av PCB finner vi i sandfangskum 56 (0,759 mg/kg). Dette er også høyere enn makskonsentrasjon funnet i Bergen. Det som gjør dette funnet spesielt interessant er at prøven er tatt nesten midt i skjæringspunktet mellom den gamle bygningsmassen i Gamle Stavanger, og en samling nye bygninger rett nord for disse husene. Som ved sandfangskum 87 er det her fristende å utpeke murbygninger i nærheten som kilder. Men siden de nyere bygningene ser ut til å være oppført etter at det ble innført forbud mot bruk av PCB i byggematerialer, er det lite sannsynlig at disse er en kilde til PCB. Det er dermed mer sannsynlig at det er husene i Gamle Stavanger som er hovedkilden til PCB i dette tilfellet. I tillegg er det en mulighet at det fortsatt foregår litt tilsig fra den gamle gassverkstomta, til tross for at mesteparten av de forurensede massene har blitt fjernet fra tomte. Uansett bør situasjonen i området undersøkes nærmere, da PCB-profilen fra sandfangskum 56 viser at den sannsynligvis bidrar til forurensningen i Vågen (se figur 39a).

Hvis man ser på de øvrige resultatene og hvor de aktuelle sandfangskummene er lokalisert (se figur 37), så ser man at det i Vågen og rundt Hillevågsvannet ser ut til det er den nærliggende bygningsmassen som er de mest sannsynlige kildene til PCB. Dette er spesielt tydelig ved sandfangskum 59 som befinner seg rett utenfor et boligkompleks i Hillevågen, og sandfangskum 81 og 82 som ligger tett inntil Felleskjøpets kornsiloer. Dette ser også

ut til å være tilfellet for sandfangskum 18 i Bangarvågen. Unntakene fra dette ser ut til å være sandfangskum 39 i Galeivågen, hvor den lokale industrielle aktiviteten ser ut til å være hovedkilden, sandfangskum 6 hvor vedlikehold av båter kan være en mulig kilde, og sandfangskum 85 og 84, hvor kilden til PCB sannsynligvis er en blanding mellom den lokale bygningsmassen, i tillegg til mulig avrenning fra gamle Tasta fyllplass. I tillegg ble det påvist PCB i sandfangskum 76 og 79. Dette er kummer som ikke har noen umiddelbart klare kilder til PCB i nærheten. Men som blant annet Jartun et al. (2005) påpeker så kan asfalt være en kilde til PCB. Dette er en mulighet, men dette betyr at man burde funnet PCB i sandfangskum 77 og 78, noe som ikke er tilfellet. Det er dermed vanskelig å peke ut noen spesifikke kilder i dette tilfellet.

Ut fra sammenligningen mellom PCB-profiler fra sandfangsprøver og sjøbunnsedimenter ovenfor ser det ut til at det foregår transport av sedimenter fra sandfangskummer til sjøen i nærheten. Indikasjoner på dette kan man se i figur 44d, figur 44h og figur 44 i kapittel 7.2, hvor PCB-profilene fra sandfangskummene sammenfaller veldig godt med PCB-profilene fra sjøbunnsedimentene. De andre sammenligningene bærer også preg av det samme, selv om små avvik forekommer. Disse avvikene stammer sannsynligvis fra biologisk nedbrytning av enkelte kongenere eller selektivt opptak i forskjellige organismer. I enkelte tilfeller, som figur 44b, viser PCB-profilen tegn på en miks av to eller flere tekniske blandinger, mens profilene fra sjøbunnsedimentene viser størst preg av den tekniske blandingen Clophen A60. Unntakene er sandfangskum 59 (figur 44d) og sandfangskum 87 (figur 44g), hvor PCB-profilene fra sandfangskummene antyder en annen teknisk blanding (og dermed en annen kilde) enn den som blir antydnet av PCB-profilene fra sjøbunnsedimentene i nærheten. Dette betyr at disse kummene sannsynligvis ikke er forbundet direkte med havnebassenget, eller at konsentrasjonene av PCB i disse kummene er såpass små at de ikke vises i PCB-profilen fra sjøbunnsedimentene. Det er allikevel viktig å merke seg følgende fra Alston et al. (2010):

Å sammenligne PCB₇-profilene i de reelle prøvene av maling/betong/jord med standard tekniske blandinger blir mye spekulasjon, og det må tas mange forbehold med hensyn på mulig individuell nedbrytning av kongenere og innslag av flere mulige kilder. Varierende konsentrasjoner, spesielt med lave konsentrasjoner mot deteksjonsgrensen, gjør at usikkerhet i profilene øker. Dette kan bety at profiler som ligner på hverandre ikke kommer fra samme kilde og at profiler som ikke ligner veldig på hverandre kommer fra samme kilde. Denne usikkerheten i profilene viser at profiler bare er et verktøy som kan hjelpe til med å finne kilder og spredningsveier, men er ikke avgjørende i seg selv.

8.1.10 PAH

Det ble funnet høye konsentrasjoner (>2 mg/kg) av PAH₁₆ i 14,7% av prøvene. Dette tilsvarer 33% av prøvene hvor PAH₁₆ ble påvist.

Den høyeste konsentrasjonen, 23 mg/kg, tilsvarer tilstandsklasse V og ble funnet i sandfangskum 39, hvor det har blitt påvist særdeles høye konsentrasjoner av en mengde andre miljøgifter. Dette tyder på flere forskjellige kilder på stedet, og det bør vurderes strakstiltak for å stoppe disse kildene. Som vist i figur 36 så ble det påvist til dels høye konsentrasjoner i nesten alle sandfangskummene på og rundt verftsområdene på Buøy, samt i enkelte sandfangskummer på oljebasen i Dusavika. Kildene her er sannsynligvis i de fleste tilfeller petroleumsprodukter i forskjellig form, som f.eks. smøreoljer, drivstoff m.m. Dette er bekymringsverdig da det er stor sannsynlighet for at PAH-forbindelsene som havner i sandfangskummene følger overvannet rett til sjøen. Det ble også funnet høye konsentrasjoner av PAH₁₆ i enkelte sandfangskummer rundt Hillevågsvannet. Også her er nok hovedkilden petroleumsprodukter. Ved en sandfangskum ble det observert en trailer i umiddelbar nærhet med klare spor etter tømning av olje rett i kummen (figur 59). Det ble også funnet spor av lignende aktivitet ved sandfangskum 64 i form av oljefilm på overflaten av prøven.

Dette er aktivitet som det er vanskelig å stoppe, siden den kan skje når som helst på døgnet, og synderen i mange tilfeller vil være forsvunnet før det i det hele tatt blir oppdaget. Som en kan se av figur 36 så er det påvist PAH₁₆ i en del sandfangskummer i Vågen. Også her er det sannsynligvis petroleumsprodukter fra kjøretøy som er kilden. I noen tilfeller kommer nok dette av tilsiktet tømning av f.eks. motorolje, mens det i mange tilfeller nok skjer utilsiktet. Dette er desverre en av effektene av å ha vegtrafikk, og er en av de vanskeligste kildene å stoppe.

8.1.11 Spesielle bekymringsområder

Som nevnt i diskusjonen for hvert enkelt stoff ovenfor så er det resultatene fra tre sandfangskummer som utpeker seg som spesielt bekymringsverdige. Dette er sandfangskum 22, 39 og 45. Grunnen til dette er at alle tre inneholder høye konsentrasjoner av alle eller nesten alle miljøgiftene som denne undersøkelsen tar for seg. Dette delkapittelet vil derfor ta for seg hver sandfangskum og prøve å forklare hvorfor situasjonen er som den er, og hvilke kilder som kan gjøre at en slik situasjon oppstår.

Sandfangskum 22 ligger i grøfta mellom gamle Tasta fyllplass og den langsgående Fylkesvei 413/Tastamyerveien. Dette gjør at kummen ikke er resipient for noen av kildene



Figur 59: Spor etter tømning av olje fra trailer til sandfangskum ved Hillevågsvannet, sandfangskum 72 (Foto: Bjørn Eidem)

som er tilknyttet boligområdene på andre siden av veien, slik som maling, murpuss og lignende. Det er dermed bare tre hovedkilder i nærheten; vegtrafikken, avrenning fra den gamle fyllplassen og avrenning fra jorbruksarealet i nærheten. Fra analyseresultatene (vedlegg B) ser vi at prøven som ble tatt fra sandfangskummen inneholder høye konsentrasjoner av arsen (kl. III), bly (kl. V), kadmium (kl. III), kobber (kl. V), nikkel (kl. III) og sink (kl. V).

Vegtrafikk er en kjent og klassisk kilde til bly, sink og kadmium. Selv om blyholdig bensin ble faset ut i 1996, finnes det fortsatt mye bly igjen langs norske veier som en følge av flere tiårs bruk. I tillegg så brukes blylodd til å balansere hjulene på de fleste kjøretøy. Blylodd som faller av forbikjørende kjøretøy blir som oftest liggende i veikanten som lokale kilder til bly i lang tid etter at de har falt av. Det er også mulig at blyloddet finner veien ned i selve sandfangskummen og dermed fører til ganske høye konsentrasjoner av bly i sedimentene. Sink blir brukt i dekk for at de skal få ønskede egenskaper. Man vil derfor finne høye konsentrasjoner av sink i umiddelbar nærhet til sterkt trafikkerte vegstrekninger som

en følge av dekkslitasje. Siden sink og kadmium har ganske like kjemiske egenskaper vil man ofte finne kadmium i samme områder som man finner sink, men ikke nødvendigvis i samme konsentrasjoner.

De viktigste kildene til arsen og kobber er maling og CCA(kobber, krom og arsen)-impregnering trevirke. Viktige kilder til nikkel er jorda i seg selv i tillegg til metallegeringer og batterier. Men da det ikke finnes noen slike kilder i nærheten er kilden her trolig avrenning fra fyllplassen. Fyllinger er kjent for å inneholde enorme mengder forskjellige organiske og uorganiske forbindelser (Vrijheid, 2000), og vil lekke en rekke kjemikalier i lang tid etter at bruken av de har opphørt. Selv om fyllplassen blir tildekt er det alltid en fare og mulighet for at dekket får skader som gjør transport av kjemikalier til omgivelsene mulig. Det er alltid vanskelig å bevise slike påstander uten å ha gjennomført mer inngående undersøkelser på stedet, men det er i dette tilfellet vanskelig å finne andre mulige kilder som kan forårsake så store konsentrasjoner av så mange forskjellige tungmetaller. Unntaket er arsen som har blitt brukt i mineralgjødsel, og dermed kan bli tilført via avrenning fra jordbruksområdene i nærheten. Men sett under ett inneholder sannsynligvis sandfangskum 22 bidrag fra både vegtrafikk og tilsig fra den nå tildekte fyllingen, med sistnevnte som den største og mest bekymringsverdige kilden, og mulig bidrag fra avrenning fra jordbruksområdene i nærheten.

Sandfangskum 39 inneholder høye konsentrasjoner av alle de undersøkte stoffene, med unntak av krom. Konsentrasjonene av bly, kobber, kvikksølv, sink og PAH₁₆ overstiger alle grensen for tilstandsklasse V. Nikkel-konsentrasjonen faller inn i tilstandsklasse IV, mens de resterende stoffene arsen, kadmium og PCB₇ faller inn i tilstandsklasse III. Kummen ligger på naboeiendommen til Stavanger Plastservice AS, og bar synlig preg av at den har blitt brukt til avhending av malingsrester (figur 60a).

Dette kan forklare de høye konsentrasjonene av PCB₇, sink og kobber, men gir ingen forklaring på de høye konsentrasjonene av de resterende stoffene. Disse kan derimot delvis forklares ut fra utstyret som blir oppbevart i umiddelbar nærhet til sandfangskummen. Noe av dette befinner seg på området til Stavanger Plastservice AS og kan sees i figur 60b. Flere av metallene, som sink og nikkel kan komme fra de forskjellige metallgjenstandene, mens plastduker som den i bakgrunnen på bildet kan inneholde bly da bly blir brukt som stabilisator i en rekke plastprodukter, da spesielt PVC-produkter. Det så også ut til at det foregår en del båtrelatert aktivitet på området, noe som kan være kilde til en rekke miljøgifter. Samlet sett så er situasjonen rundt denne sandfangskummen ganske uklar, da den er omgitt av en rekke potensielle kilder til flere av de aktuelle miljøgiftene.

I sandfangskum 45 ble det funnet høye konsentrasjoner av alle de undersøkte stoffene,



(a) Malingsrester ved sandfangskum 39



(b) Lagring av diverse utstyr ved sandfangskum 39

Figur 60: Bilder av omgivelsene rundt sandfangskum 39 (Foto: Bjørn Eidem)

med unntak av krom og PAH₁₆. Som i sandfangskum 39 var konsentrasjonene av bly, kobber, kvikksølv og sink over grensen for tilstandsklasse V. Arsen og kadmium oversteg grensen for tilstandsklasse IV, mens nikkel og PCB₇ faller inn i tilstandsklasse III. Det som gjør dette spesielt bekymringsverdig er at denne sandfangskummen befinner seg i krysset mellom Breigata og Østervågkaien, vis-a-vis lekeplassen utenfor Stavanger Oljemuseum. Dette betyr at mennesker i nærheten potensielt sett kan bli direkte eksponert for store mengder tungmetaller uten å være klar over det. Det er viktig å merke seg at dette gjelder bare denne sandfangskummen, og at de to nærmeste prøvepunktene, sandfangskum 44 og 46, ikke viser i nærheten så høye konsentrasjoner som sandfangskum 45. Det er dermed klart at kildene til miljøgiftene i kummen er veldig lokale. Det bør nevnes at da prøven ble tatt var Stavanger preget av mye nedbør, og at det foregikk renovering av en bygning like i nærheten, sannsynligvis innenfor nedslagsfeltet til overvann som går til kummen. På området utenfor bygningen som ble renovert ble det observert blant annet malingsflak sammen med diverse bly-beslag og takrenner av bly som hadde blitt demontert og ble oppbevart på stedet. Dette kan til en viss grad forklare de særs høye konsentrasjonene av enkelte stoffer, men gjør ikke situasjonen mindre bekymringsverdig. Tvert imot så fremhever den viktigheten av restriksjoner knyttet til renovering av bygninger. Det er samtidig viktig å merke seg at konsentrasjonene av mange av de undersøkte stoffene var høyere enn i sandfangskum 39, som befinner seg på et industriområde. Som med sandfangskum 39 er situasjonen rundt sandfangskum 45 såpass komplisert at det er vanskelig å peke ut spesifikke kilder, men det er stor sannsynlighet for at det nærliggende renoveringsarbeidet er kilden til mesteparten av forurensningen.

8.1.12 Prøveduplikater

Som nevnt i kapittel 6.4 ble det tatt duplikater av seks av sandfangskumprøvene. Resultatene fra disse er vist i kapittel 7.5. Fra figur 45 - figur 47 ser vi at resultatene fra duplikatprøvene til en viss grad samsvarer med de originale prøveresultatene. Av de seks duplikatprøvene har halvparten (fra sandfangskum 76, 77 og 81) en R^2 over 0,99, noe som statistisk sett regnes som tilfredsstillende. Av de resterende tre har to prøvesett (fra sandfangskum 78 og 80) en R^2 over 0,90, som regnes som greit, men ikke veldig tilfredsstillende. Værst ut kommer prøvene fra sandfangskum 79, med en R^2 på 0,77. Dette vitner om stor forskjell mellom resultatene av de to prøvene, og viser at selv om en sandfangskum er relativt liten, så kan distribusjonsforskjellene av stoffer blant sedimentene være stor. Dette er noe man alltid må ta hensyn til når man tar prøver. Når det gjelder den aktuelle sandfangskummen, nr. 79, så er den litt spesiell, da den var den desidert dypeste sandfangskummen som det ble tatt prøve av. Det var bare såvidt det medbrakte utstyret var langt nok til at prøvetaking var mulig. Dette kan ha bidratt til den store forskjellen mellom de to prøvene, da det var vanskelig å få kontrollere hvor i sedimentene prøven ble tatt. For eksempel er det mulig at en av prøvene bare ble tatt fra toppen av sedimentene, mens den andre ble tatt dypere. Det er også mulig at spredningen i resultatene blant duplikatprøvene stammer fra selve analysen av prøvene. Selv om analyselaboratoriet bruker en standardisert metode med anvisninger om hvordan analysen skal gjøres for den spesifikke prøvetypen, vil det alltid forekomme avvik som følge av usikkerhet i selve analysemetoden og utstyret som blir brukt. I tillegg kommer avvik som følge av små forskjeller mellom hvordan forskjellige personer behandler prøvematerialet og utfører selve analysen. Vanligvis fører ikke dette til nevneverdige forskjeller (som vi ser av prøvene med R^2 over 0,99), men i værste fall kan dette bidra til at forskjeller mellom to prøver blir forsterket.

8.2 Analyser av maling og murpuss med håndholdt XRF

I tillegg til prøvetaking av sandfangskummer ved forskjellige lokaliteter i Stavanger ble det foretatt analyse av maling og murpuss på stående bygg i Vågen med håndholdt XRF. Dette ble gjort da det i tidligere undersøkelser i Trondheim (Buraas, 2011; Andersen et al., 2009; Egede Nissen et al., 2008) har blitt påvist store mengder tungmetaller i eksteriør- og interiørmaling på eldre bygninger, og det ble besluttet å benytte muligheten til å undersøke situasjonen i Stavanger, da stående bygningsmasse kan fungere som en kilde til spredning av en mengde miljøgifter. Dette gjelder både ved naturlig forvitring av bygningsmaterialer, men i størst grad ved reovering og riving av bygninger, som

nevnt i kapittel 2.1 og kapittel 2.5. Nedenfor følger en diskusjon av resultatene av XRF-analysene gjort i Stavanger. Da disse analysene er å regne som et supplement til sandfangskumprøvene, og kildene er kjent, vil de ikke bli diskutert i like stor detalj. Det vil i stedet bli fokusert på bruken, tilstanden og lokalitetene til de forskjellige byggene, og om resultatene overskrider grensen for farlig avfall (jmf. tabell 10). For kart over de forskjellige prøvepunktene, se figur 22 i kapittel 5.4. Merk at siden alle resultater med en feilprosent $>30\%$ har blitt eliminert fra datasettet, og det vil derfor være til dels stor forskjell i antall aktuelle prøvepunkter for hvert metall.

8.2.1 Antimon, Sb

Antimon ble påvist ved 10 av prøvepunktene. Den høyeste målte konsentrasjonen var ≈ 2 300 mg/kg, og dermed langt under grensen for farlig avfall som er 25 000 mg/kg. Det påviste antimonet kommer sannsynligvis fra pigmenter i malingen, da antimon har hatt få bruksområder i maling utover dette.

8.2.2 Arsen, As

Arsen ble påvist ved 7 av prøvepunktene. Av disse overskred 4 grensen for farlig avfall (1 000 mg/kg). Ved to av prøvepunktene var konsentrasjonene over 2 000 mg/kg. To av prøvepunktene hvor grensen for farlig avfall ble overskredet var ved restauranter i Vågen med uteservering. Dette er meget bekymringsverdig siden de fleste arsenforbindelser er flyktige, og det finnes flere tilfeller hvor personer har blitt arsenforgiftet av å oppholde seg over lengre tid i rom med arsenholdig maling. Det er allikevel viktig å merke at disse tilfellene gjelder innendørs, og at det påviste arsenet kan tilhøre maling som nå har blitt malt over. Den akutte faren for arsenforgiftning tilknyttet disse funnene er dermed sannsynligvis liten, men det er derimot viktig å være klar over at det finnes store mengder arsen i ett eller flere av malingslagene ved en eventuell renovering av bygningen. Dette gjelder også de andre bygningene arsen har blitt påvist.

8.2.3 Barium, Ba

Barium ble påvist ved 101 av de 145 prøvepunktene. Den høyeste påviste konsentrasjonen var ≈ 63 000 mg/kg. At barium har blitt påvist i høye konsentrasjoner ved mange av prøvepunktene er ikke overraskende, da bariumsulfat ofte blir brukt som fyllstoff i maling i dag. Barium er lite toksisk, og det er dermed ikke noen særlig grunn til å være bekymret for mengden som er blitt påvist ved XRF-analysene.

8.2.4 Bly, Pb

Bly ble påvist ved tilnærmet alle prøvepunktene. Grensen for farlig avfall (2 500 mg/kg) ble overskredet ved 38 av prøvepunktene. Den høyeste påviste konsentrasjonen var $\approx 21\,500$ mg/kg. Som med arsen er det ikke mulig å vite om det påviste blyet befinner seg i det ytterste malingslaget, og dermed er tilgjengelig for miljøet, eller om det er tildekket av andre lag med maling.

8.2.5 Jern, Fe

Jern ble påvist ved tilnærmet alle prøvepunktene. Den høyeste målte konsentrasjonen var $\approx 80\,000$ mg/kg. Da de fleste husene som ble undersøkt i dag er malt med hvit maling, og jernpigmenter har andre farger (figur 8), opptrer sannsynligvis mesteparten av jernet som ble påvist som pigmenter i malingslag som i dag har blitt tildekket. Jernforbindelser blir heller ikke regnet som toksiske, og det er dermed ikke noen særlig grunn til å være bekymret for mengden som er blitt påvist ved XRF-analysene.

8.2.6 Kadmium, Cd

Kadmium ble påvist ved 6 av prøvepunktene, alle under grensen for farlig avfall (1 000 mg/kg). Den høyeste konsentrasjonen som ble målt var ≈ 300 mg/kg. De resterende konsentrasjonene var alle under 140 mg/kg.

8.2.7 Krom, Cr

Krom ble påvist ved 17 av prøvepunktene. Merk at analysemetoden ikke skiller mellom krom(III) og krom(VI) som er ansett å være mye mer toksisk. Av denne grunn har krom-resultatene blitt vurdert ut fra grensene til krom(VI). Grensen for farlig avfall er da 1 000 mg/kg, og ble overskredet ved 9 av prøvepunktene. Den høyeste konsentrasjonen som ble målt var $\approx 12\,000$ mg/kg. Merk at grensen for farlig avfall for krom(III) er 25 000 mg/kg. Som med arsen og jern er det ikke mulig å vite om påvist krom befinner seg i det ytterste malingslaget, og dermed er tilgjengelig for miljøet, eller om det er tildekket av andre lag med maling. Men enkelte av de undersøkte byggene hadde maling med en farge som kan tyde på bruk av krompigmenter. Som nevnt i kapittel 3.8 stiller byggt teknisk forskrift krav til avfallsplan og miljøsanering ved rehabilitering og rivning av byggverk som inneholder krom.

8.2.8 Sink, Zn

Sink ble påvist ved tilnærmet alle prøvepunktene. Grensen for farlig avfall (25 000 mg/kg) ble overskredet ved 17 av prøvepunktene. Den høyeste målte konsentrasjonen var $\approx 99\,500$ mg/kg. At sink ble påvist ved så mange prøvepunkter og ved ganske høye konsentrasjoner er ikke spesielt overraskende, da sinkforbindelser, som nevnt i kapittel 3.11, brukes i grunninger og maling som pigmenter, korrosjonsbeskyttelse og biocid. De høyeste konsentrasjonene kan dermed skyldes en kombinasjon av alle disse tre bruksområdene, samt flere lag med lignende maling.

8.2.9 Titan, Ti

Titan ble påvist ved alle prøvepunktene. Den høyeste målte konsentrasjonen var $\approx 280\,500$ mg/kg. Dette er ikke overraskende, da flesteparten av de undersøkte husene var malt hvit, og titanoksid (TiO_2) er det mest brukte hvite pigmentet i maling i dag. Samtidig finnes titanoksid i de aller fleste basismalinger, og dermed i de aller fleste eksteriørmalinger i høye konsentrasjoner. Titanoksid har ingen påviste toksiske effekter, og de høye konsentrasjonene er dermed ikke bekymringsverdige.

8.2.10 Oppsummerende kommentarer

Ikke uventet ble det funnet store mengder barium, bly, jern, titan og sink i de undersøkte bygningene. Dette kommer av at alle disse tungmetallene har eller har hatt utstrakt bruk i maling enten som fyllstoff eller pigmenter. Dette sammenfaller med resultatene fra undersøkelser i Trondheim hvor samme analysemetode ble benyttet (Buraas, 2011; Andersen et al., 2009). Det ble i tillegg påvist til dels veldig høye mengder arsen og krom, men da ved et begrenset antall prøvepunkter. Dette stammer sannsynligvis fra pigmenter i eldre maling, men de stedene hvor begge opptrer simultant kan kilden også være CCA-impregnert tremateriale (dette gjelder bare noen ytterst få punkter). Som i Trondheim er det de eldste byggene (oppført før 1960) som inneholder de største konsentrasjonene av helseskadelige stoffer. Ved eventuell renovasjon/riving/vedlikehold av disse bygningene vil de bli omgjort fra reservoarer for miljøgifter til aktive kilder. I enkelte tilfeller er tilstanden til malingen på bygningen såpass dårlig at den kan sees på som en aktiv kilde til miljøgifter (figur 61. Med tanke på antallet bygninger det er snakk om er det ikke tvil om at eldre stående bygningsmasse utgjør en potensielt stor og langvarig kilde til miljøgifter i Stavanger.



Figur 61: Husvegg som bærer preg av dårlig vedlikehold og dermed kan fungere som aktiv kilde til miljøgifter (Foto: Bjørn Eidem)

9 Konklusjon og anbefalinger

Ved bruk av kjemiske analyser av sedimenter fra sandfangskummer ved forskjellige lokaliteter i Stavanger har det blitt etablert en oversikt over forurensningssituasjonen rundt Stavanger havn. Konsentrasjonene av utvalgte uorganiske og organiske miljøgifter i prøver av sandfangssedimenter fra området viser at det finnes flere viktige aktive kilder til forurensning. Da disse miljøgiftene er avhengige av transport via overvann for å fanges opp i sandfangskummene, må de aktuelle kildene karakteriseres som aktive. Ved prøvetaking ble det valgt sandfangskummer i nærheten av sjøkanten, da disse sandfangskummene i mange tilfeller er direkte knyttet til havnebassenget. På denne måten vil kildene til miljøgifter på land også fungere som kilder til miljøgifter i sjøen. Dette kommer av at både tungmetaller og organiske miljøgifter som PAH₁₆ og PCB₇ ofte er adsorbent på eller absorbert i partikler av forskjellig størrelse, og disse partiklene kan bli suspendert i vann og dermed transporteres over større distanser.

I tillegg til dette vil prøver fra hver sandfangskum gi en representativ oversikt over kildene i nedslagsfeltet til den spesifikke sandfangskummen. Dette kommer tydelig frem ved å sammenligne for eksempel prøver tatt fra sandfangskum 44, 45 og 46. I dette tilfellet viser ikke sandfangskum 44 og 46 antydninger til noen spesielle kilder innenfor deres nedslagsfelt, mens prøven fra sandfangskum 45 viser høye konsentrasjoner av en mengde miljøgifter, og dermed gir bevis for en eller flere aktive kilder innenfor nedslagsfeltet.

Ikke uventet ble det funnet en mengde miljøgifter i sandfangskummene på verftsområdene på Buøy, samt bevis for aktive kilder til enkelte miljøgifter på oljebasen i Dusavika. Mest fremtredende er arsen, bly, kobber, nikkel, sink og PAH₁₆. Da det ikke er mulig eller ønskelig å begrense aktiviteten på disse områdene, kan en mulighet være å anlegge større eller mindre sedimenteringsbassenger tilknyttet sandfangskummene på området. På denne måten vil man kunne fange opp de aller fleste miljøgiftene før man leder vannet videre ut i sjøen. Dette er en form for mekanisk rensing av vann som blir brukt i de fleste vannrenseanlegg og har vist seg å være veldig effektiv.

Det er viktig å merke seg at nesten alle sandfangskummer tilknyttet båttaktivitet (vedlikehold, oppbevaring) viste høye konsentrasjoner av en mengde miljøgifter. Dette til tross for at det finnes en mengde restriksjoner og retningslinjer fra miljømyndigheten knyttet til slik aktivitet. Dette er bekymringsverdig i en by hvor det finnes en mengde større og mindre småbåthavner. Det er liten tvil om at vedlikehold av det store antallet fritidsbåter i og rundt Stavanger bidrar til utslipp av høye konsentrasjoner av en mengde miljøgifter i løpet av et år på samme måte som det gjør i andre byer (se kapittel 2.3). Det anbefales derfor at det blir ført en strengere kontroll av denne aktiviteten, og

at det om mulig blir lagt et større press på de forskjellige småbåthavnene om bedre systemer for oppsamling av avfall tilknyttet båtvedlikehold. En mulighet er å anlegge egne oppsamlingskummer i de områdene hvor vedlikeholdet skjer. På denne måten kan man enkelt og effektivt hindre spredning av miljøgiftene.

Det ble også gjort funn som tyder på mulig lekkasje av miljøgifter fra gamle Tasta fyllplass. I tillegg ble det påvist en rekke større og mindre kilder ved forskjellige lokaliteter i Stavanger. I forhold til disse funnene kan det være en mulighet å vurdere hyppigere tømning av sandfangskummene som et tiltak. Ved enkelte, spesielt utsatte steder kan det også være aktuelt å bytte ut de nåværende sandfangskummene med kummer som gir en mer effektiv sedimentering. Det finnes også sandfangskummer som er designet for å gi mindre indre turbulens ved tilførsel av overvann. Dette fører til mindre sjanse for resuspendering av sedimenter. Som et tillegg til disse tiltakene er det tilrådelig å utføre årlige kjemiske analyser av sandfangssedimentene for å kunne overvåke forurensningssituasjonen. Dette vil på en enkel måte gi en indikasjon på om eventuelle gjennomførte tiltak er effektive eller ikke.

Som nevnt i kapittel 2.2 så er mye av den industrielle aktiviteten i Stavanger lokalisert i østre bydel, som faller utenfor fokusområdet for denne undersøkelsen. Når man ser på de til dels meget høye konsentrasjonene av miljøgifter som har blitt påvist ved de undersøkte lokasjonene hvor det foregår industriell aktivitet (for eksempel verftsområdene på Buøy), er det tilrådelig å utføre nærmere undersøkelser av forurensningssituasjonen i østre bydel. Selv om sjøbunnsedimentene i området ikke er akutt forurenset, er det stor sannsynlighet for at det foregår partikulær transport av miljøgifter fra disse områdene til nærliggende områder.

Ved XRF-analyser av maling og betong/murpuss på stående bygningsmasse i Vågen ble det dokumentert til dels høye konsentrasjoner av en del miljøgifter. Dette gjelder spesielt arsen, bly og sink. Selv om det ble påvist høye konsentrasjoner av barium, jern og titan ved en mengde prøvepunkter, utgjør ikke dette noen grunn til bekymring da disse stoffene har få til ingen toksikologiske effekter. Uansett så fører funnene av arsen, bly og sink til bekymring og gjør det tydelig at det bør innføres strengere krav til oppsamling av avfall ved reovering/oppussing av større bygningsflater, da malingsrester skal behandles som farlig avfall.

Referanser

- Aas Aune, S. B. Miljøgifter i produkter - data for 2002. Rapport TA-2040/2004. , Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo, 2004.
- ALcontrol. *Analyskatalog*. ALcontrol Laboratories, 2009:2 edition, 2009. Rev. 2009-11-19.
- Alston, J. F. Identification of PCB-Sources and Evaluation of the Risk of Spreading in Puddefjorden, Bergen. Master's thesis, NTNU, Trondheim, 2011.
- Alston, J. F., Eggen, O. A., og Jartun, M. PCB i maling og sandfang fra området Kirkebukten, Bergen. , NGU, 2010. NGU-rapport 2010.051.
- Amlo, S. og Bakke, K. Kartlegging av nyere fraksjoner av farlig avfall i bygg. , Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo, 2010. Klif-rapport TA-2613/2010.
- Andersen, M. K., Ataei, M., Buraas, I. K., Dreiås, G. M., Gabrielsen, K. M., Granly, T., Holten, M. A., Isaksen, M. E., Lillevik, M., Lønmo, N. H., Moen, I. M., Paulsrud, L. E., Rusti, E. H., Som, B., og Sørensen, L. Kartlegging av miljøgifter i eksteriørmaling på bygninger i Midtbyen i Trondheim. , NTNU/NGU, Trondheim, 2009. NGU-rapport 2009.078.
- Andersson, M. og Volden, T. PCB i yttervegger i bygg tilhørende St. Olavs hospital, Trondheim. , NGU, 2002. NGU-rapport 2002.010.
- Andersson, M., Volden, T., Haugland, T., og Ottesen, R. PCB i yttervegger i hus fra Bergen og i uteområdene rundt bygningene. , NGU, 2002. NGU-rapport 2002.012.
- ATSDR. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). , U.S. Department of health and human services, Public health service, Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), USA, 2000.
- Bechmann, P., Berg, M., Braaten, H., Dahl, A., Denanger, T., Hagelund, P., Hetlevik, Y., Hoston, A., Høydal, L., Haakseth, A., Milli, G., Opland, K., Simense, J., Sveinhaus, K., og Svendsen, T. Kartlegging og identifisering av forurensningskilder i Nidelva nedre løp og i Nyhavna i Trondheim. , NGU, Trondheim, 2009. NGU-rapport 2009.012.
- Bjerregaard, P. *Økotoksikologi*. Gyldendal, København, 1st edition, 2005.
- Bjervamoen, S. G., Bjørk, T. B., Elgen, M., Gaut, S., Hauan, G., Herman, S., Ilestad, I., Johnsen, C. C., Knapstad, H., Nordløkken, M., Stoeckert, K., Stokkan, T., og Ottesen, R. T. Spredning av miljøgifter fra tette flater i Trondheim. , NTNU/NGU, Trondheim, 2006. NGU-rapport 2006.024.

- Buraas, I. K. Antimon, arsen, barium, bly, jern, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, tinn, titan og PCB i interiørmaling. Master's thesis, NTNU, Trondheim, 2011.
- Buxbaum, G. *Industrial Inorganic Pigments*. Wiley-VCH, Tyskland, 2nd edition, 1998.
- DNV. Undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av Vågen og Mekjarvika. , DNV, 2011. DNV-rapport 2010-1571 – Rev. 02, 2011-03-31.
- Edwards, N. T. Reviews and analysis: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment - A review. *Journal of Environmental Quality*, 12:427–441, 1983.
- Egede Nissen, C., Einarsdóttir, D. M., Haug, S., Hovde, G., Nauste, K. B., og Skårn, J. S. Kartlegging og identifisering av aktive forurensningskilder til havnebassenget i Trondheim. , NTNU/NGU, Trondheim, 2008. NGU-rapport 2008.009.
- Eisler, R. og Belisle, A. A. Planar PCB Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review, Biological Report 31. , Patuxent Wildlife Research Center, U.S. National Biological Service, 1996.
- El Alawi, Y. S., McConkey, B. J., Dixon, D. G., og Greenberg, B. M. Measurement of Short- and Long-Term Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Using Luminescent Bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51:12–21, 2002.
- Erickson, M. D. *Analytical Chemistry of PCBs*. Butterworth Publishers, 1986.
- Erickson, M. D. og Kaley, R. Applications of polychlorinated biphenyls. *Environmental Science and Pollution Research*, 18:135–151, 2011.
- Faroon, O. og Olson, J. Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). , Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, 2000.
- Folkehelseinstituttet. Miljø og helse - en forskningsbaser kunnskapsbase. , Folkehelseinstituttet, Oslo, 2009. FHI-rapport 2009:2.
- Fylkesmannen. Stavanger havn - Oppsummerende rapport. Forslag til videre arbeid. , Fylkesmannen i Rogaland, 2006.
- Hansen, F. og Jensen, O. I. *Farvekemi: uorganiske pigmenter*. GAD, København, 1991.
- Hille, J. Miljøtrusler for døve ører - Konsekvenser av miljøtrusler som ikke ble tatt alvorlig. , Fremtiden i våre hendes forskningsinstitutt (FIFI), 2001. Rapport 1/2001.

- Hole, M. og Frøland, S. Jordforurensning i 10 barnehager i Trondheim. , NGU, 2008. NGU-rapport 2008.011.
- Hu, D. og Hornbuckle, K. C. Inadvertent polychlorinated biphenyls in commercial paint pigments. *Environmental Science & Technology*, 44(8):2822–2827, 2010.
- Hyötyläinen, T. og Oikari, A. The toxicity and concentrations of PAHs in creosote-contaminated lake sediment. *Chemosphere*, 38(5):1135–1144, 1999.
- Jacob, J., Karcher, J. J. W. ad Belliaro, og Wagstaffe, P. J. Polycyclic aromatic hydrocarbons of environmental and occupational importance. *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie*, 323:1–10, 1986.
- Jacobs, D., Clickner, R., Zhou, J., Viet, S., Marker, D., Rogers, J., Zeldin, D. E., Broene, P., og Friedman, W. The Prevalence og Lead-based Paint Hazards in U.S. Housing. *Environmental Health Perspectives*, 110(10):599–606, 2002.
- Jartun, M. *Active sources and dispersion mechanisms of pollutants, especially polychlorinated biphenyls (PCBs), in the urban environment.* PhD thesis, NTNU, Trondheim, 2008.
- Jartun, M. og Volden, T. Miljøtilstanden ved opplagsplasser og pussesteder ved 11 småbåthavner i Trøndelag. , NGU, 2005. NGU-rapport 2005.012.
- Jartun, M., Ottesen, R. T., og Volden, T. Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen. , NGU, 2005. NGU-rapport 2005.051.
- Jartun, M., Eggen, O., og Volden, T. PCB i stående bygningsmasse – undersøkelser fra Drammen, Kristiansand, Porsgrunn, Stavanger og Ålesund. , NGU, 2008a. NGU-rapport 2008.071.
- Jartun, M., Eggen, O. A., Volden, T., og Ottesen, R. T. Nasjonalt estimat på problemomfang og mengdeberegning for PCB i stående bygningsmasse i Norge. , NGU, 2008b. NGU-rapport 2008.080.
- Jartun, M., Ottesen, R. T., Steinnes, E., og Volden, T. Painted Surfaces - Important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment. *Environmental Pollution*, 157:295–302, 2008c.
- Jartun, M., Ottesen, R. T., Steinnes, E., og Volden, T. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the Total Environment*, 396:147–163, 2008d.

- Jensen, S. The PCB Story. *Ambio*, 1(4):123–131, 1973.
- Johannesson, M. A Review of Risks Associated to Arsenic, Cadmium, Lead, Mercury and Zink. , Kalmar University, Department of biology and Environmental Science, Kalmar, 2002. Appendix A i The Market Implication of Integrated Management for Heavy Metals Flow for Bioenergy use in the European Union (s. 62).
- Jotun. Om maling, 2011. URL www.jotun.no. Dato: 10.11.2011.
- Klif. Miljøstatus Kvikksølv, 2011a. URL <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kvikksolv/>. Dato: 10.11.2011.
- Klif. Miljøstatus Maling, 2011b. URL <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Produkter/Maling-lakk-lim-og-losemidler/>. Dato: 10.11.2011.
- Klif. Stofflisten, 07 2011c. URL <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Stofflisten/>. Dato: 10.11.2011.
- Konieczny, R. M. PCB fingerprinting - A useful tool in sediment characterization and source localization. , Norwegian Environmental Technology AS, 2003.
- Konieczny, R. M. og Mouland, L. Tolkning av PCB-profiler og beregning av totalt PCB-innhold i marine sedimenter. , SFT, 1997. SFT-rapport 33:97, TA-1497/1997.
- Kuusisto, S., Lindroos, O., Rantio, T., Priha, E., og Tuhkanen, T. PCB contaminated dust on indoor surfaces - health risks and acceptable surface concentrations in residential and occupational settings. *Chemosphere*, 67:1194–1201, 2007.
- Lu, D. og Weng, Q. Use of impervious surface in urban land-use classification. *Remote Sensing of Environment*, 102:146–160, 2006.
- Lundkvist, Q. Oversendelse av handlingsplan for reduserte utslipp av PCB i 2009 til 2012. , SFT, Oslo, 2009. SFT-rapport 2009/689.
- Manahan, S. E. *Toxicological Chemistry and Biochemistry*. Lewis Publishers, USA, 3rd edition, 2003.
- Mielke, H., Powell, E., Shah, A., Gonzales, C., og Mielke, P. Multiple Metal Contamination from House Points: Consequences of Power Sanding and Paint Scraping in New Orleans. *Environmental Health Perspectives*, 109(9):973–978, 2001.
- Mielke, H., Gonzales, C., Powell, E., Jartun, M., og Mielke, P. Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana: 2000–2005. *Science of the Total Environment*, 388:43–53, 2007.

- Miljøverndepartementet. Stortingsmelding nr. 14: Sammen for et giftfritt miljø - forutsetninger for en tryggere fremtid (2006-2007). , Miljøverndepartementet, 2006.
- Miljøverndepartementet. Et Norge uten miljøgifter. , Miljøverndepartementet, Oslo, 2010. NOU 2010:9.
- Miljøverndepartementet. Produktforskriften, 08 2011. URL <http://www.lovdata.no/for/sf/md/xd-20040601-0922.html>. Dato: 10.11.2011.
- NGI. Kartlegging av forurensing i utvalgte småbåthavner i Norge. , Klif, 2010. NGI-rapport TA-2751/2010.
- Nordberg, G., Fowler, B., Nordberg, M., og Friberg, L. *Handbook on the Toxicology of Metals*. Elsevier, 3rd edition, 2007.
- Nordisk Miljømerking. Svanemærking af Indendørs maling og lak, version 2.0. , Nordisk Miljømerking, 2008.
- Opheim, A.-M. Prioriterte miljøgifter i produkter - data for 2007. , Klif, Oslo, 2010. Klif-rapport TA-2622/2010.
- Ottesen, R. T., Alexander, J., Joranger, T., Rytter, E., og Andersson, M. Forslag til tilstandsklasser for jord. , NGU, Trondheim, 2007. NGU-rapport 2007.019.
- Paulsrud, L. E. PCB i betong. Master's thesis, NTNU, 2011.
- Plum, L., Rink, L., og Haase, H. The Essential Toxin: Impact of Zinc on Human Health. *International Journal of Environmental research and Public Health*, 7:1342–1365, 2010.
- Rasmussen, P., Beauchemin, S., Chénier, M., Levesque, C., MacLean, L., Marro, L., Jones Otazo, H., Ptovic, S., McDonald, L. T., og Gardner, D. Canadian House Dust Study: Lead Bioaccessibility and Speciation. *Environmental Science & Technology*, 45:4959–4965, 2011.
- Rayner-Canham, G. og Overton, T. *Descriptive Inorganic Chemistry*. Freeman, New York, USA, 4th edition, 2006.
- Reimann, C., Matschullat, J., Brike, M., og Salminen, R. Antimony in the environment: Lessons from geochemical mapping. *Applied Geochemistry*, 25:175–198, 2010.
- Sandau, C., Ayotte, P., Dewailly, E., Duffe, J., og Norstrom, R. Analysis of hydroxylated metabolites of PCBs (OH-PCBs) and other chlorinated phenolic compounds in whole blood from Canadian inuit. *Environmental Health Perspectives*, 108:611–616, 2000.

- SFT. Veiledning 97:03 Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. , SFT, 1997. SFT-rapport TA-1467/1997.
- SFT. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann: Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. , SFT, 2007. SFT-rapport TA-2229/2007.
- SFT. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. , SFT, 2009. SFT-rapport TA-2553/2009.
- Skelton, H. A colour chemist's history of Western Art. *Review of Progress In Coloration and Related Topica*, 29(1):43–64, 1999.
- Succop, P., Bornsheim, R., Brown, K., og Tseng, C.-Y. An Empirical Comparison of Lead Exposure Pathway Models. *Environmental Health Perspectives*, 106(6):1577–1583, 1998.
- Thorolfsson, S. T. Sandfang, 2011. Mottatt fra Arnfinn Skadesheim pr. epost.
- Tremoen, S. Strategi for farlig avfall 2008-2010. , SFT, Oslo, 2008. SFT-rapport TA-2385/2008.
- UNEP. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Convention text, 2001.
- Vadstrup, A. S. *De klassiske pigmenter. Pigmenter og farver til interiører og eksteriør 1700-1950. Baggrund, historie og egenskaber.* Center for Bygningsbevaring, Raasvad, 2006.
- van Alphen, M. *Paint Film Components.* Glenelg, National Health Forum, 1998.
- Vrijheid, M. Health Effects of Residence Near Hazardous Waste Landfill Sites: A Review of Epidemiologic Literature. *Environmental Health Perspectives*, 108:101–112, 2000.
- WHO. Air Quality Guidelines, Chapter 5.10: Polychlorinated Biphenyls. 91, WHO, 2000. 2nd edition, WHO Regional Publications, European Series.

A Grenseverdier for farlig avfall

Tabell 10: Grenseverdier for farlig avfall (Amlo og Bakke, 2010; Tremoen, 2008)

Stoffgruppe	Stoff	Grenseverdi for farlig avfall (mg/kg)
Uorganiske forbindelser	Antimon, Sb	25 000
	Arsen, As	1 000
	Bly, Pb	2 500
	Kadmium, Cd	1 000
	Kobber, Cu	25 000
	Krom (III), Cr	25 000
	Krom (VI), Cr	1 000
	Kvikksølv, Hg	1 000
	Nikkel, Ni	2 500
	Sink, Zn	25 000
Organiske forbindelser	PCB ₇	50

B Resultater sandfangsedimenter

Prøvenr	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAHΣ16	PCBΣ7
1	18	85	0,4	470	260	0,06	200	1300	<0,35	<0,02
2	29	1200	1,6	1000	210	0,064	250	29000	3,9	0,0505
3	44	270	1,4	820	940	0,1	670	3600	4,3	<0,02
4	7,5	2400	2	590	170	0,071	140	11000	2,9	<0,02
5	17	130	0,74	470	310	0,034	230	1500	0,39	<0,02
6	15	270	0,97	290	620	0,07	360	3700	16	0,0367
7	5,4	92	0,26	280	55	0,1	42	480	1,5	<0,02
8	19	100	0,86	720	140	0,025	110	1300	1,8	<0,02
9	130	510	4,2	6800	300	0,063	260	3300	3,7	<0,02
10	52	280	1,5	5600	110	0,14	110	2900	5,7	
11	120	980	3	9200	340	0,23	420	4100	14	<0,02
12	7,3	92	1,3	390	68	0,12	58	510	1,1	<0,02
13	2,4	8,6	0,15	13	7,2	0,049	3	35	<0,35	<0,02
14	1,5	11	<0,10	33	19	<0,025	10	110	<0,35	<0,02
15	1,9	14	0,21	67	26	0,13	13	160	0,39	<0,02
16	2,5	26	0,24	66	35	0,03	17	230	<0,35	0,0219
17	5,4	40	0,23	100	27	<0,025	14	290	<0,35	0,036
18	1,5	18	0,17	60	23	<0,025	12	180	<0,35	0,249
19	<1,1	6	<0,086	15	13	<0,025	5,6	50	<0,35	<0,02
20	1,2	10	0,1	40	16	<0,025	7,3	170	<0,35	<0,02
21	3,9	940	0,98	18000	110	0,13	82	5200	1,4	<0,02
22	73	2800	3,6	15000	120	<0,025	71	9700	<0,35	<0,02
23	3,5	33	0,44	180	36	0,05	23	600	0,72	<0,02
24	8,6	98	1,3	67	32	0,1	19	240	<0,35	<0,02
25	16	63	0,86	190	82	0,06	69	1300	1,7	<0,02
26	6,1	65	1,1	130	84	0,036	84	1400	5,1	<0,02
27	6	14	0,26	110	93	<0,025	120	2600	<0,35	<0,02
28	2,6	20	0,23	42	41	0,025	28	380	<0,35	<0,02
29	4,6	50	0,53	120	75	0,039	59	1300	0,66	<0,02
30	6	73	0,4	160	150	0,026	84	850	<0,35	<0,02
31	7,2	84	0,48	200	120	0,12	110	1500	0,47	<0,02
32	2,4	48	0,27	80	82	<0,025	44	720	<0,35	<0,02
33	2,5	100	0,67	270	99	<0,025	72	1600	<0,35	<0,02
34	4,5	53	0,18	85	890	0,025	510	1200	0,72	<0,02
35	3,5	99	3,4	140	150	0,14	89	1200	1,3	<0,02
36	2,4	35	0,31	84	180	0,049	110	460	0,45	<0,02
37	2,5	33	0,12	86	24	<0,025	15	190	<0,35	<0,02
38	5,6	290	0,2	510	77	<0,025	44	690	<0,35	<0,02
39	66	1900	4,2	7600	320	4,3	180	12000	23	0,154
40	2,8	76	0,39	1400	57	0,035	37	930	0,64	<0,02
41	1,6	15	<0,10	11	25	<0,025	6,3	53	<0,35	<0,02
42	1,6	9,2	<0,10	120	30	<0,025	13	240	<0,35	<0,02
43	3,6	35	0,33	280	43	0,068	23	710	1,3	0,0342
44	7,9	34	0,39	240	52	<0,025	20	400	<0,35	<0,02
45	210	2100	28	3400	330	2,8	110	27000	<0,35	0,0628
46	2,6	15	0,13	26	17	<0,025	12	150	<0,35	<0,02
47	2,1	14	<0,13	50	54	<0,025	19	120	<0,35	<0,02

Figur 62: Analyseresultater sandfangsedimenter. Farger tilsvarende tilstandsklasser I - V. Alle tall i mg/kg.

Prøvenr	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAHΣ16	PCBΣ7
48	1,4	15	0,11	28	10	<0,025	8,6	86	0,8	<0,02
49	2,4	28	0,95	82	25	0,065	14	330	1,4	<0,02
50	4,2	44	0,24	130	33	0,12	20	450	0,35	<0,02
51	3,1	37	0,8	190	53	4,9	21	530	<0,35	0,0299
52	1,1	5,8	<0,082	20	14	<0,025	7,5	60	<0,35	0,0481
53	2,3	17	0,33	180	31	0,065	15	380	<0,35	0,0786
54	1,6	11	0,12	92	16	<0,025	8,2	190	<0,35	<0,02
55	3,8	43	0,79	39	20	0,28	11	820	<0,35	0,025
56	<1,6	13	<0,13	56	10	<0,025	10	150	<0,35	0,759
57	2,6	24	0,22	65	15	0,043	10	230	<0,35	<0,02
58	4,4	110	0,36	86	34	0,062	21	660	1,2	0,0563
59	2,1	15	<0,13	52	11	0,043	6,6	580	<0,35	0,472
60	3,3	40	0,29	190	36	0,042	20	410	0,91	0,0517
61	4,8	23	0,31	53	33	0,039	16	230	<0,35	<0,02
62	4,1	17	0,4	48	24	0,056	18	240	<0,35	<0,02
63	6,1	150	0,28	610	68	0,061	21	1000	1,4	0,0388
64	4,1	41	1,2	120	27	0,054	17	430	2	0,145
65	3,6	27	0,19	82	24	0,046	14	200	2,3	<0,02
66	3,1	67	0,29	78	27	0,066	15	290	0,57	<0,02
67	1,9	20	0,15	47	22	<0,025	10	130	<0,35	<0,02
68	2,1	26	<0,10	48	16	<0,025	8,3	150	<0,35	<0,02
69	2,5	33	0,14	62	22	0,026	14	410	<0,35	<0,02
70	2,6	29	0,18	78	30	<0,025	16	360	0,52	<0,02
71	2	21	0,15	46	22	<0,025	11	180	0,47	<0,02
72	3	28	<0,12	43	20	<0,025	12	250	11	<0,02
73	3	29	0,2	69	28	<0,025	15	580	0,51	<0,02
74	3,2	17	0,14	68	25	<0,025	11	160	<0,35	<0,02
75	3,6	91	0,26	72	27	0,038	18	290	<0,35	<0,02
76	4	140	0,77	120	40	0,081	23	760	1,5	0,0302
77	2,7	13	<0,11	49	20	<0,025	15	220	1,1	<0,02
78	2,7	9,4	<0,10	24	16	<0,025	14	120	<0,35	<0,02
79	6,3	27	0,15	47	120	0,046	91	230	6,9	0,0824
80	3,3	36	<0,10	25	12	<0,025	8,3	150	<0,35	<0,02
81	3,7	17	0,29	34	17	<0,025	15	340	<0,35	0,088
82	3,1	17	0,45	64	54	<0,025	16	830	<0,35	0,0218
83	51	14	0,097	54	46	<0,025	34	410	<0,35	<0,02
84	5,1	12	<0,19	57	110	<0,025	92	340	<0,35	0,0586
85	170	9,8	1,3	28	21	0,034	14	960	<0,35	0,0612
86	1,1	4,3	<0,085	14	14	<0,025	7,6	60	<0,35	<0,02
87	2,5	36	1,1	61	20	0,12	12	360	<0,35	1,36
88	<2,2	84	1,2	49	17	0,051	7,4	1200	<0,35	0,332
89	4,4	160	0,5	140	45	0,16	57	660	<0,35	<0,02
90	7,3	230	0,8	160	120	0,06	140	1200	<0,35	<0,02
91	4,7	27	<0,18	83	16	0,027	66	150	<0,35	<0,02
92	5,6	88	0,36	55	19	0,083	13	440	0,72	0,189
93	3,2	42	0,3	66	25	0,24	25	740	<0,35	<0,02
94	4	88	0,5	71	32	0,061	17	690	0,98	<0,02

Figur 63: Forts. analyseresultater sandfang. Farger tilsvarende tilstandsklasser I - V. Alle tall i mg/kg.

Prøvenr	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAHΣ16	PCBΣ7
76D	5,6	160	1	250	58	0,11	42	1400	2,6	0,0476
77D	3,2	16	0,12	70	25	<0,025	18	240	1,6	<0,02
78D	2,9	44	0,075	24	15	<0,025	12	130	<0,35	<0,02
79D	5,1	19	<0,10	33	200	0,028	120	160	1,4	0,164
80D	3	51	<0,067	25	13	<0,025	9,3	470	<0,35	<0,02
81D	4,6	18	0,36	28	20	<0,025	11	350	<0,35	0,0952

Figur 64: Forts. analyseresultater sandfang. Farger tilsvarende tilstandsklasser I - V. Alle tall i mg/kg.

C Resultater XRF

Prøvenr	Sb	As	Ba	Pb	Fe	Cd	Cr	Ti	Zn
96				227,64	1803,38			71030,1	7060,78
97			12488,98	1077,22	1940,07			225953,89	547,39
98			5872,91	671,55	3416,88			205838,03	12992,29
99			2826,41	2322,07	4361,11			31663,05	6359,72
100				90,26	501,48			84604,7	218,97
101			2863,37		32589,03			23918,03	924,87
102		816,84			363,76			93667,34	
103			45791,04	614,09	51873,25	139,72	264,4	1633,46	7696,56
104			7666,55	4525,61	1505,02	134,39		120715,74	20451,66
105			2942,13	664,8	5348,53			188564,11	
106			2733,32	4084,32	4391,09			169749,91	795,92
107			24834,67		2651,52		278,41	11568,31	14557,28
108			6051,99	1495,44	928,33			255137	28784,21
109			33058,59	2180,68				199950,03	14954,28
110				230,41	399,23			103135,98	239,57
111		1184,27		226,41	275,93			80401,95	3081,71
112			4624,82		37427,01		113,06	15391,63	880,2
113			4123,06	897,21	8965,19			98171,55	12754,96
114			1812,91		2701,63			155426,8	
115			15439,27	966,11	1246,01			252700,81	2927,45
116			6277,91	1554,97	1603,8			273597,41	18591,88
117	1444,53		20234,84	12268,59	21679,68	341,18		243584,06	69723,37
117			11784,86	940,74	818,61			217867,61	17562,39
118			3173,95	6811,76	1665,18			276355,47	7850,25
119			39753,16	652,83	1038,11			227634,45	4624,64
120			6235,09	2005,93	3509,72			59486,16	4796,32
121				207,64	582,52			104833,93	598,24
122			10911,17	4236,16	64989,88	135,5	569,15	9235,5	42115,45
123			17493,04	1890,92	854,51			117218,44	11369,87
124			1647,52	1534,37	744,88			139331,42	4259,93
125			4469,01	1841,49	698,6			165923,33	5182,48
126			43620	3124,84	1632,92			262626,75	24450,69
127			24216,96	2232,02	2584,53			173426,44	1548,59
128			27924,64	1346	2366,02			245980,98	99588,62
129			1295,06	895,76	664,49			122311,23	9216,34
130			39823,61	2118,54				210033,39	1350,13
131				587,01	918,87			107715,8	1542,74
132			4887,22		11555,32			8922,08	
133			3949,74	4656,02	2758,32	124,14		245760,02	66227,56
134			2965,96	4195,13	3264,73			52884,27	30718,34
135			968,13	2824,38	888,59			216389,11	5431,75
136			2816,78	1203,04	2024,88			190854,72	21710,37
137			2068,4		17575,94			91315,09	
138			2241,54	2663,71	2665,1			244642,67	45800,41
139	272,83		476,35	330,44	10232,45		1603,78	30982,45	8119,9
140			2380,81	4067,4	10640,79			54055,84	1826,13
141			992,64	1016,55	889,74			167293,59	6548,48
142			6523,22	1767,78	1520,67			227440,31	8236,16

Figur 65: Analyseresultater XRF-analyser. Tilfeller hvor grense for farlig avfall blir oversteget merket med rødt. Alle tall i mg/kg.

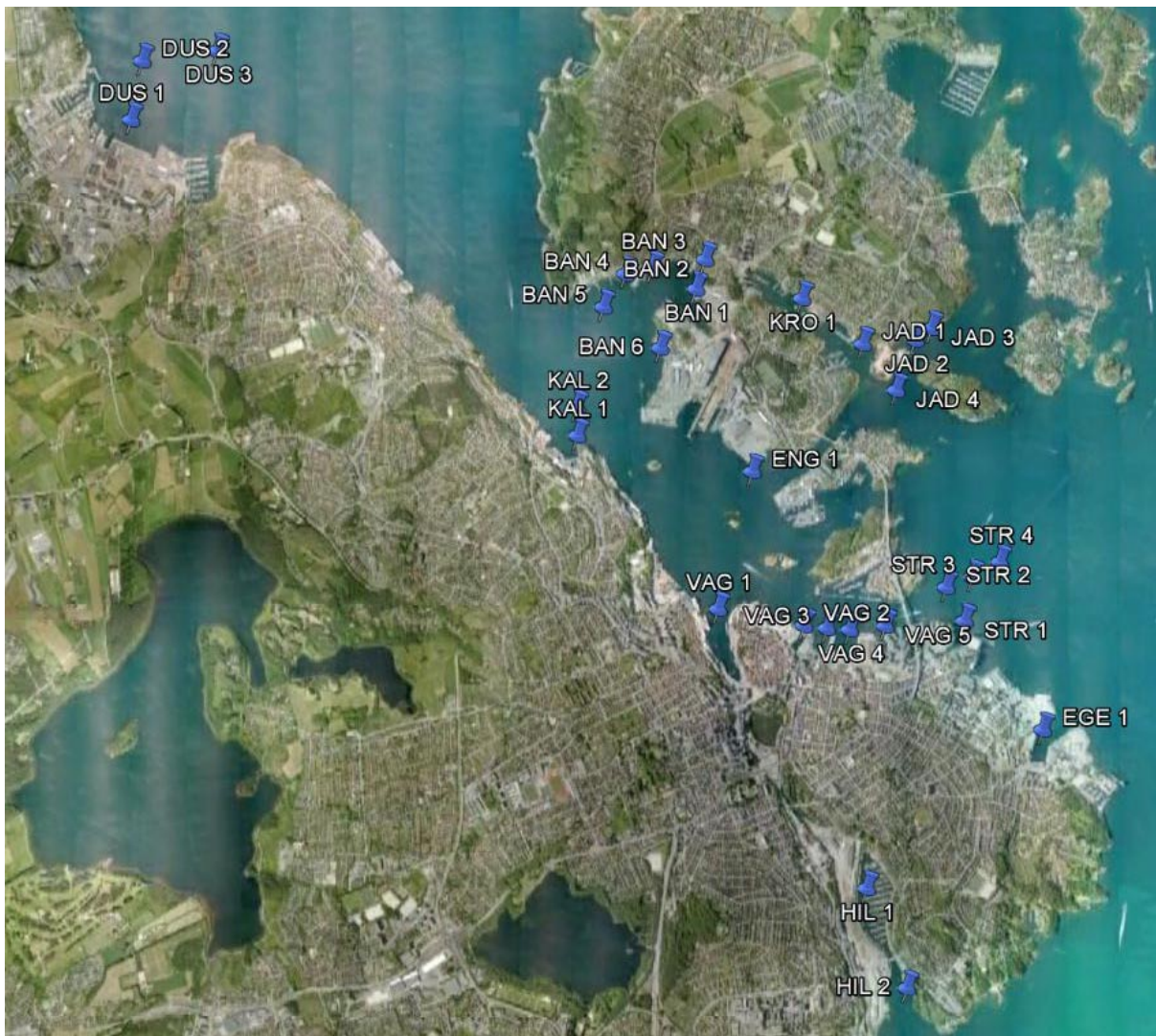
Prøvenr	Sb	As	Ba	Pb	Fe	Cd	Cr	Ti	Zn
143			1908,29	1354,71	3413,8			212582,81	8801,36
144	455,73		11327,37	2963,44	1534,61			250351,47	19950,03
145				4569,57	8668,85			63135,28	20291,88
146			478,09	158,42	4493,66			567,16	7990,06
147			11499,1	792,05	799,33			131411,23	44223,07
148			2009,25		5715,42			106008,98	647,07
149				1061,33	669,57			71771,33	7339,93
150				1808,39	1464,03			131000,65	8384,67
151			2758,53	1242,54	3532,25			136486,27	10863,42
152				3212,42	1086,45			205556,27	33433,36
153								65270,85	
154			6069,27	1220,78	957,81			122332,18	8034,69
155			18139,02	575,39	981,66			107867,91	12173,84
156			12308,88	2203,33	1647,04			223319,8	8542,21
157			1381,75	10990,88	2424,64			219133,44	23098,9
158				516,23	423,46			123022,38	12224,95
159			2978,56	4732,64	3321,84			200899,75	6439,2
160			8859,8	3214,44	1388,37			223943,09	10724,96
161			833,96	372,78	378,74			113716,95	19213,65
162				614,65	570,56			113835,13	588,78
163			8157,06	1589,8	1191,83			248719,14	4527,88
164			3184,98	1985,15	1969,31			246726,89	4508,48
165			3920,51	2859,8	1038,87			128347,45	16485,57
166			4642,03	2682,63	1397,98			217904,05	13922,82
167			3998,49	2261,73	918,91			220076,33	4922,63
168			7650,78	2767,33	1169,08			247627,2	15115,4
169				463,91	719,61			121995,98	16940,46
170			538,77	1023,44	481,72			142722,5	1454,92
171			2099,99	2264,25	1451,94			217901,5	12114,74
172				1208,71	1666,19			189934,13	19136,57
173				779,3				158649,53	9326,17
174	154,2		13265,22	2296,66	5036,86			184271,61	18505,96
175			1422,22	897,67	3207,32			152908,31	31883,62
176				607,18	1143,93			127233,16	232,24
177				313,37	327,63			106784,6	300,56
178				460,4	463,47			107468,89	582,84
179			1944,56	2869,64	691,02			203151,86	1696,83
180			1396,05	1440,4	960,28			245009,61	6670,8
181			3051,6	296,09	49820,63			15408,74	3209,74
182				125,75	668,33			78171,5	2341,35
183			3440,52	585,18	1177,95			186130,83	2029,61
184			11275,29	3724,92	924,61				16548,28
185			4833,39	5032,08	1891,59			216523,08	23745,01
186			1543,18	4133,68	1036,05			211151,14	30961,72
187			805,48	4232,85	627,46			242726,61	10319,69
188					284,52			50898,23	5991,57
189			872,1	3011,16	1005,78			280565,16	17113,16
190			7379,26	456,07	720,4			154716,64	376,18

Figur 66: Forts. analyseresultater XRF-analyser. Tilfeller hvor grense for farlig avfall blir oversteget merket med rødt. Alle tall i mg/kg.

Prøvenr	Sb	As	Ba	Pb	Fe	Cd	Cr	Ti	Zn
191				454,19	452,71			122618,1	681,59
192				127,38	482,05			110356,73	2077,62
193			1010,6	2980,53	1012,35			214550,77	11813,72
194			3684,42	5206,1	1010,68			249552,14	46395,36
195			6671,43	5021,93	2577,45			217496,7	15770,24
196			12131,87	3095,4	8772,63			182524,52	19744,15
197			16207,49	2700,64	1750,1			205392	17308,07
198				3454,6	589,36			136090,73	2131,55
199			63052,61	7047,5	19087,02			100135,26	15296,48
200			3474,22	3382,29	1776,44			257430,8	17993,76
201			27469,81	2100,79	4193,95			206161,53	1790,31
202				523,43	969,04			110551,71	311,28
203					1340,95			53723,83	
204				815,39	36086,9			4720,58	94,2
205	224,98				9514,86		1324,41	27312,96	
206				725,76	19060,09		2174,6	5287,51	270,24
207		1384,96		124,41	1279,06			7600,02	1408,56
208		2159,27		382,74	6949,86		4660,01	4125,82	60,3
209		615,73		743,62	25015,15		77,09	1914,03	84,81
210				350,12	311,13			129050,63	195,75
211			15539	1982,92	741,32			270690,44	19109,65
212			14965,35	636,89	26911,79			146670,05	669
213				275,5	688,13			121053,34	
214				506,87	773,99			146352,47	
215				273,65	727			95904,23	823,4
216			4494,28		17456,14			163250,59	
217				461,27	657,75			86177,56	940,28
218	252,61	392,09	1597,79		8833,08		1099,82	26393,87	18943,71
219				257,05	3576,21			94203,49	127,84
220			3714,68	236,17	896,36			210412,11	501,03
221			2127,78		3743,45			158780,86	
222			12908,48	3525,44	2007,4			203434,08	6247,36
223			1613,84		8075,5			137833,19	185,8
224			1533,04		17033,7		11925,2	36960,53	
225	371,8		2439,28	21569,04	4886,67		268,47	115168,48	38875,42
226			2019,54	259,77	5191,2			156710,97	266,75
227			8143,87		80373,68		329,98	6836,19	253,31
228			23480,22	1693,9	7053,36			186869,7	28494,41
229			8531,7	2625,65	3748,27	127,88		210315,06	21879,16
230	2304,58		3540,67	2270,76	33372,24		7290,85	119650,73	43172,32
231		2536,92		196,55	282,29			119272,53	4545,46
232			2938,95	565,24	1784,44			181437,91	
233				286,92	7063,84			13535,6	989,82
234			18013,06	5478,67	4397,59			216696,88	25205,72
235			58647,49	1106,88	15383,84		487,06	40678,65	33021,27
236	364,39			579,75	1352,89		1802,37	32744,67	5106,3
237			10433,52	2260,66	3415,25			226312,16	4628,17
238	983,64			908,35	10805,06		1212,91	39854,72	4457,54
239				310,25	730,96			70753,52	535,4

Figur 67: Forts. analyseresultater XRF-analyser. Tilfeller hvor grense for farlig avfall blir overstøget merket med rødt. Alle tall i mg/kg.

D Prøvetakingsstasjoner sjøbunnsedimenter



Figur 68: Kart over prøvetakingsstasjoner for sjøbunnsedimenter

E Prinsipp XRF

Prinsipp EDXRF (Energidispersiv røntgenfluorescens)

Arne K. Bjerklund, Holger Teknologi AS
a.k.bjerklund@holger.no

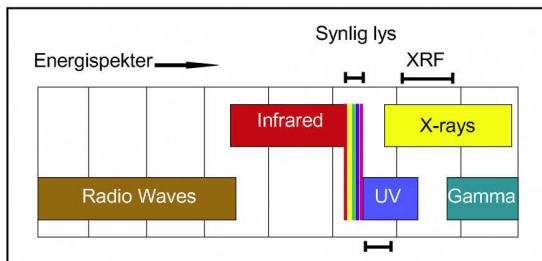


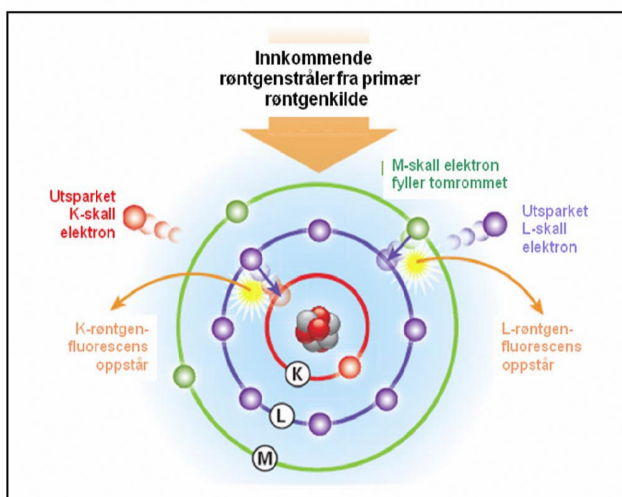
Fig.1 Forskjellige energiområder

De fleste analyseteknikker handler om å frigjøre energi fra materialet som skal analyseres. Brenner man et materiale så vil hvert grunnstoff avgi en karakteristisk farge (eller bølgelengde). Slik kan man ta i bruk forskjellige eksitasjonsteknikker og frigjøre energi ved hjelp av radiobølger, oppvarming, laser, røntgen- og gammastråler etc. Figur 1 viser forskjellige energiområder som benyttes.

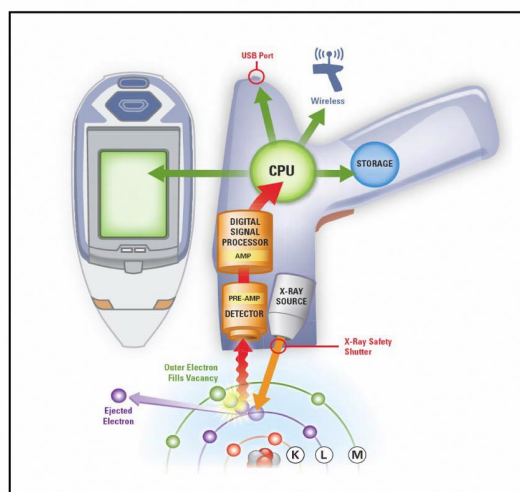
EDXRF (Energidispersiv røntgenfluorescens)

Røntgen- eller gammastråler skytes mot prøven som skal analyseres. (figur.3) Det frigjøres energier som er karakteristisk for grunnstoffene i prøven. Disse fluorescerende energiene tas i mot av detektoren og en multikanalanalysator skaper dette om til et energidispersivt spekter. Ved å analysere spekteret så kan man bestemme hvilke grunnstoffer som er tilstede i prøven. Denne teknikken kan benyttes både på ledende og ikke ledende materialer og benyttes til en rekke applikasjoner.

Figur 2 viser at innkommende røntgenstråler fra en primær røntgenkilde sparker et elektron ut fra det innerste skallet og det oppstår en ledig plass. Et elektron fra skallet utenfor forsøker å utligne dette ved å hoppe inn og fylle tomrommet. Det oppstår røntgenfluorescens.



Figur 2



Figur 3