

Geokjemisk kartlegging av overflatejord i Sandnes og Stavanger

Identifisering av mulige kilder til arsen,
tungmetaller, PAH og PCB i jord, og forslag
til byjordsområder

Ann-Mari Pettersen

Lektorutdanning med master i realfag

Innlevert: Desember 2012

Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Medveileder: Rolf Tore Ottesen, IMF

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Sammendrag

Denne oppgaven kartlegger forurensning i overflatejord i Sandnes og Stavanger og identifiserer mulige kilder. Konsentrasjonene av bly i jorden er brukt til å foreslå to ulike byjordsområder for Sandnes og Stavanger. Resultatene fra denne undersøkelsen er blitt sammenlignet med tidligere undersøkelser gjort i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim, og med tidligere undersøkelser av sandfangere og jorden ved bygg i Stavanger. Oppgaven er en del av Stavanger kommunes pågående arbeid med å rydde opp i tidligere påvist forurensning i Stavanger havn. Noe opprydning er blitt utført, men det finnes fremdeles uidentifiserte kilder på land som kan bidra til at forurensingen spres til havnen.

NGU har tatt 508 prøver av overflatejorden (0-5 cm) etter metodikk fra det europeiske prosjektet URGE. Alle prøvene ble analysert for arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink. I tillegg ble et utvalg på 128 og 130 prøver analysert for hhv. PAH og PCB. Undersøkelsene viste generelt lavere konsentrasjoner av miljøgifter enn forventet, med tanke på resultater fra tidligere undersøkelser, aktivitet og industri. Totalt sett viste resultatene at 101 av 510 (19,8%) prøver overskred tilstandsklasse II med en eller flere miljøgifter. To av prøvene inneholdt konsentrasjoner av tungmetaller som overskred grensen for farlig avfall.

For bly, kobber og sink viste de geokjemiske kartene en klar trend med mest forurensning i områder der mennesker har bodd lengst. Kartene for arsen, kadmium, krom, kvikksølv og nikkel viste ikke en like klar trend, men det er likevel tegn til forurensning i urbane områder. Trender i kartene for PAH og PCB er vanskelig å se da kartene er laget med få prøvepunkter og mange av resultatene ligger under rapporteringsgrensen.

Det var fem mulige kilder til forurensning som utmerket seg. Disse var: båthavner og aktiviteter knyttet til dette, CCA-impregnert tremateriale, industri, maling og ukontrollert forflytning av byjord. Resultatene i denne undersøkelsen indikerer at båthavner og aktivitet knyttet til dette, muligens utgjør et av de største miljøproblemene i Sandnes og Stavanger. Det er funnet høye verdier av blant annet bly, kobber, kvikksølv og sink på flere av disse plassene. Bly, kobber, kvikksølv, sink, PAH og PCB har alle antakeligvis antropogen påvirkning som den viktigste kilden, mens for kadmium, krom og nikkel er den viktigste kilden antakeligvis den underliggende berggrunnen. Den viktigste kilden til arsen er mest sannsynlig både den underliggende berggrunnen og menneskelig påvirkning.

Det anbefales at aktsomhetskartet for byjordsområdet tas i bruk og det bør vises varsomhet ved graving i det avmerkede området. Ved graving i byjordsområdene bør det settes krav om grunnundersøkelser, spesielt ved omdisponering av arealer. CCA-imprignert tremateriale bør fjernes fra alle områder, eller oljebeises. Det bør tas prøver ved skipsverft og småbåthavner som analyseres for TBT for å kartlegge omfanget av denne forurensningen. Ved oppussing av hus anbefales det at malingflak samles opp og leveres til deponi slik at malingflak ikke havner i barns lekemiljø eller i overvannet. Eventuell jordforurensning bør leveres til godkjent mottak.

Abstract

This thesis analyse pollution in surface soil in Sandnes and Stavanger and identifies possible sources. Lead concentrations are used to suggest two city soil maps for Sandnes and Stavanger. The results are compared with similar surveys in Bergen, Oslo, Tromsø and Trondheim, and with earlier surveys of sand traps and soil close to buildings in Stavanger. This thesis is a part of Stavanger municipality's ongoing effort to clean up pollutions in Stavanger harbour. Some work has already been conducted to remove known sources of pollution, but there are still unidentified sources to pollutions on land which may contribute to the pollution of the harbour.

NGU has taken 508 samples from surface soil (0-5 cm) using methodology from the European project URGE. All samples was analysed for arsenic, lead, cadmium, copper, chromium, mercury, nickel and zinc. In addition, a selection of 128 and 130 samples were analysed for PAH and PCB, respectively. In general, the survey indicates lower concentrations of pollutants than expected given past surveys, activity, and industry. According to the Norwegian Climate and Pollution Agency's classification system 101 of 510 (19.8%) of the samples had concentrations of heavy metals, PAH or PCB above the limit of class II (i.e. in class III-V). Two samples had concentrations above the limit of hazardous waste for heavy metals.

The geochemical maps of lead, copper and zinc shows a strong trend of more pollution in urban areas, while for arsenic, cadmium, chromium, mercury and nickel, the trends are not as strong. Maps for PAH and PCB are composed using fewer samples, with several of these having concentrations bellow the detection limit. This made trends hard to find in these maps.

The results show that five possible sources to pollution are prominent, namely, boat harbours and connected activities, CCA-impregnated wood, industry, paint, and uncontrolled transfer of city soil. They indicate that boat harbours and activities in connected to these is one of the biggest environmental problems in Sandnes and Stavanger. Several samples with high concentrations of lead, copper, mercury and zinc were found in these areas. Anthropogenic activities are probably the most important sources to lead, copper, mercury, zinc, PAH and PCB. For chromium, cadmium and nickel the underlying bedrock is probably the most important source. While for arsenic is anthropogenic activities and underlying bedrock are probably equally important sources.

It is recommended to start using the cautiousness map for city soil, meaning that you should show caution when digging in these areas. Before starting to develop land

within these areas it should be required to conduct soil tests, in particular when land-use plan is changed. CCA-impregnated wood should be removed and areas with shipyards and marinas should be tested for TBT. When houses are renovated, flakes of paint should be collected and delivered to waste disposal site. Possible soil contaminations should be brought to approved a waste disposal sites.

Forord

Arbeidet med denne masteroppgaven er utført ved Institutt for kjemi ved Norges teknisk- naturvitenskapelige universitet (NTNU) i samarbeid med Norges geologiske undersøkelse (NGU). Ansvarlige veiledere for oppgaven har vært Trond Peder Flaten (NTNU) og Rolf Tore Ottesen (NGU/NTNU).

Først og fremst vil jeg takke **Rolf Tore Ottesen** for at han med sin enorme glød, kunnskap og engasjement for faget bidro til at jeg skrev en master i kjemi fremfor matematikk. Jeg har aldri angret på at jeg tok dette valget, selv om det har bidratt til en litt lengre studietid. Tusen takk til **Trond Peder Flaten** som alltid har tatt meg i mot på kontoret når jeg har hatt diverse spørsmål, og for alle de gode innspillene og kommentarene til oppgaven. Takk til dere begge for at jeg fikk skrive denne oppgaven - det har vært meget lærerikt.

Med så mange kart i oppgaven, må jeg rette en enorm takk til **Ola A. Eggen** som har overlevd alle mine spørsmål og irriterende feil i diverse R-koder og trege ArcGIS. Hjelpen jeg har fått er super og jeg tror (dessverre) aldri jeg kommer til å bli like tålmodig som deg. Fra NGU fortjener også **Malin Andersson** en takk! **Syverin Lierhagen** fortjener en stor takk for hjelpen med å forklare driften i kobberanalysene og for korrigeringen av analyseresultatene. Jeg vil også takk **Arnfinn Skadsheim** som har vært meget behjelpelig med svar til alle spørsmålene jeg har stilt vedrørende oppgaven. Andre bidragsytere fra Stavanger og ikke minst alle som har hjulpet meg med lokalhistorie fra Rogaland - dere fortjener også en stor takk.

Takk til alle **korrekturlesere!** En stor takk sendes selvfølgelig også til **mamma, pappa** og **Elisabeth:** familien min som har støttet og oppmuntret meg gjennom alle årene på Gløshaugen. Ikke minst takk til min snille **fetter Anders** som har laget noen av figurene i oppgaven.

Helt til slutt kommer en spesielt stor takk til **Jørgen**. Takk for at du har holdt ut med meg dette halve året selv om vi ikke har sett så mye til hverandre. Takk for all hjelpen jeg har fått med LaTeX når jeg ikke har forstått noen ting, og for den enorme støtten du bidrar med ved å bare være deg. Nå gleder jeg meg til julefeiring og ferie!

Ann-Mari Pettersen
Trondheim, 1.desember 2012

Innholdsfortegnelse

Figurer	xi
Tabeller	xv
Ordlister	xvii
1 Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn og mål for oppgaven	2
1.2 Avgrensning	3
1.3 Oppgavens oppbygning og struktur	4
2 Geokjemisk kartlegging	5
2.1 Byjord	6
2.2 Håndtering av forurenset byjord	7
2.3 Tilstandsklasser	8
2.4 Aktsomhetskart for forurenset grunn	9
3 Områdebeskrivelse	11
3.1 Sandnes og Stavanger	11
3.2 Geologi	12
4 Historisk oversikt	17
4.1 Sandnes by	18
4.1.1 Byutvidelse	18
4.1.2 Bybranner	20
4.1.3 Industri i Sandnes	20
4.2 Stavanger by	22
4.2.1 Byutvidelse	23
4.2.2 Bybranner	26
4.2.3 Industri i Stavanger	26
5 Tidligere undersøkelser	31
5.1 Tidligere undersøkelser i Sandnes	31
5.1.1 Sjøbunnsundersøkelser	31
5.1.2 Grunnundersøkelser	33
5.1.3 Sandfangsundersøkelser	35

5.2	Tidligere undersøkelser i Stavangerområdet	35
5.2.1	Sjøbunnsundersøkelser	35
5.2.2	Grunnundersøkelser	35
5.2.3	Sandfangsundersøkelser	39
5.2.4	Undersøkelse av stående bygningsmasse	40
5.2.5	Tidligere aktsomhetskart	40
5.3	Grunnforurensning i Sandnes og Stavanger	42
5.4	Industri i de to byene med rapporterte utslipp til luft og vann	45
5.5	Tidligere undersøkelser i andre byer i Norge	47
5.5.1	Bergen	47
5.5.2	Oslo	49
5.5.3	Tromsø	50
5.5.4	Trondheim	50
6	Miljøgifters oppførsel i jord, kilder og effekter	53
6.1	Jord	54
6.1.1	Jordens sammensetning	54
6.2	Uorganiske miljøgifter	55
6.2.1	Arsen (As) og arsenforbindelser	56
6.2.2	Bly (Pb) og blyforbindelser	57
6.2.3	Kadmium (Cd) og kadmiumforbindelser	58
6.2.4	Kobber (Cu) og kobberforbindelser	59
6.2.5	Krom (Cr) og kromforbindelser	60
6.2.6	Kvikksølv (Hg) og kvikksølvforbindelser	60
6.2.7	Nikkel (Ni) og nikkelforbindelser	61
6.2.8	Sink (Zn) og sinkforbindelser	62
6.3	Organiske miljøgifter	63
6.3.1	Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	63
6.3.2	Polyklorerte bifenyler (PCB)	64
6.4	Grunnforurensning fra industri	65
7	Metoder	67
7.1	Prøvetaking	67
7.2	Preparering av prøver og kjemisk analyse	67
7.3	Statistisk beskrivelse av data	71
7.3.1	Anvendte dataprogram og anvendte metoder for beskrivelse av datamaterialet	71
7.3.2	Fremstilling av resultater og kart	71
7.3.3	Metode for å finne kilder til forurensninger i hvert prøvepunkt	74
7.3.4	Reproduserbarhet og nøyaktighet	74

8	Vurdering av metoden	77
8.1	Vurdering av prøvetaking og forberedelser	77
8.2	Vurdering av analyseteknikk	77
8.2.1	Sammenlikningsgrunnlag fra tidligere undersøkelser	78
8.3	Vurdering av statistisk beskrivelse av data	79
8.3.1	Kart	79
8.3.2	Kumulative frekvensfordelinger	80
8.3.3	Kvalitetssikring av resultatene	80
9	Resultater	85
9.1	Jordprøver	86
9.1.1	Oppsummering av resultatene	86
9.1.2	Resultat for arsen (As)	88
9.1.3	Resultat for bly (Pb)	91
9.1.4	Resultat for kadmium (Cd)	94
9.1.5	Resultat for kobber (Cu)	97
9.1.6	Resultat for krom (Cr)	100
9.1.7	Resultat for kvikksølv (Hg)	103
9.1.8	Resultat for nikkel (Ni)	106
9.1.9	Resultat for sink (Zn)	109
9.1.10	Resultat for PAH	112
9.1.11	Resultat for PCB	115
9.2	Byjordsområder i Sandnes og Stavanger	118
10	Diskusjon	121
10.1	Arsen (As)	122
10.2	Bly (Pb)	123
10.3	Kadmium (Cd)	126
10.4	Kobber (Cu)	127
10.5	Krom (Cr)	129
10.6	Kvikksølv (Hg)	130
10.7	Nikkel (Ni)	132
10.8	Sink (Zn)	133
10.9	PAH	135
10.10	PCB	137
10.11	Byjordsområder	138
10.12	Områder av spesiell interesse på grunn av høye konsentrasjoner av miljøgifter	139
10.12.1	Sandnes	139
10.12.1.1	Austrått og Trones	139
10.12.1.2	Figgjo	143
10.12.1.3	Ganddal	144
10.12.1.4	Hana	145
10.12.1.5	Stangeland	148
10.12.2	Stavanger	151
10.12.2.1	Eiganes og Våland og Storhaug	151
10.12.2.2	Hillevåg	164
10.12.2.3	Hinna	167

10.12.2.4 Hundvåg	170
10.12.2.5 Madla	175
10.12.2.6 Tasta	181
11 Konklusjon og anbefalinger	183
Referanser	187
A Verft og hermetikkfabrikker	199
B Typiske bergarter med innhold av tungmetaller	201
C Oppsummering av resultater fra tidligere undersøkelser	203
D Korrelasjonsplott	205
E X-charts	207
F Ukorrigerte og korrigerede kobber-resultater	211
G Analysedata	225
Index	241

Figurer

2.1	Jordprofil og byjord	7
3.1	Bydelsområder i Sandnes	12
3.2	Bydelsområder i Stavanger	12
3.3	Berggrunnskart for Sandnes og Stavanger	13
3.4	Løsmassekart for Sandnes og Stavanger	15
4.1	Bebyggelse i Sandnes fra 1810-1920	19
4.2	Kart over de ulike teglverkene og potteriene i Sandnes	21
4.3	Middelalderkart for Stavanger	22
4.4	Byutvidelseskart for Stavanger	24
4.5	Byutvidelser fra 1920-2008 i Stavanger	25
4.6	Kart som viser bybrannsområder i Stavanger	27
4.7	Tidligere og nåværende hermetikkfabrikker og verft i Stavanger.	28
5.1	Interesseområder for den tidligere sedimentprøvetakingen i Sandnes	32
5.2	Områder med kostholdsråd i Sandnes	33
5.3	Avfallsfyllinger og forurenset grunn i Sandnes	34
5.4	Områder med kostholdsråd i Stavanger	36
5.5	Avfallsfyllinger og forurenset grunn i Stavanger	38
5.6	Interesseområder for de tidligere sandfangsundersøkelsene	39
5.7	Aktsomhetskart for Stavanger, 2006	41
5.8	Oversikt over bedrifter med rapportert grunnforurensning.	44
5.9	Bedrifter i Sandnes og Stavanger som rapporterer årlige utslipp	46
5.10	Berggrunnskart for Bergen	48
5.11	Berggrunnskart for Oslo	49
5.12	Berggrunnskart for Tromsø.	51
5.13	Berggrunnskart for Trondheim.	52
6.1	Jordens sammensetning	54
6.2	Kilder til arsen i Norge	57
6.3	Kilder til bly i Norge	58
6.4	Kilder til kadmium i Norge	59
6.5	Kilder til krom i Norge	60
6.6	Kilder til kvikksølv i Norge	61
6.7	Kilder til PAH i Norge	63
6.8	Kilder til PCB i Norge	64

7.1	Prøvepunkt Stavanger	68
7.2	Prøvepunkt Sandnes	69
7.3	Prøveoppsett under analyse	70
7.4	Kumulativ frekvensfordeling av kadmium	72
7.5	Korrelasjonsplott for aluminium (Al).	74
7.6	X-chart for aluminium (Al)	75
8.1	Korrelasjonsplott for kobber- og sinkduplikatene i Sandnes og Stavanger	81
8.2	X-chart for kobber, Nidelvstandard	82
8.3	X-chart for kobber, Hynnstandard	82
8.4	X-chart for kobber, Minnstandard	82
9.1	Tilstandsklassekart med maks tilstandsklasse for alle prøver i Sandnes og Stavanger.	87
9.2	Kumulativ frekvensfordeling, arsen	88
9.3	Geokjemisk kart, arsen	89
9.4	Tilstandsklassekart, arsen	90
9.5	Kumulativ frekvensfordeling, bly	91
9.6	Geokjemisk kart, bly	92
9.7	Tilstandsklassekart, bly	93
9.8	Kumulativ frekvensfordeling, kadmium	94
9.9	Geokjemisk kart, kadmium	95
9.10	Tilstandsklassekart, kadmium	96
9.11	Kumulativ frekvensfordeling, kobber	97
9.12	Geokjemisk kart, kobber	98
9.13	Tilstandsklassekart, kobber	99
9.14	Kumulativ frekvensfordeling, krom	100
9.15	Geokjemisk kart, krom	101
9.16	Tilstandsklassekart, krom	102
9.17	Kumulativ frekvensfordeling, kvikksølv	103
9.18	Geokjemisk kart, kvikksølv	104
9.19	Tilstandsklassekart, kvikksølv	105
9.20	Kumulativ frekvensfordeling, nikkel	106
9.21	Geokjemisk kart, nikkel	107
9.22	Tilstandsklassekart, nikkel	108
9.23	Kumulativ frekvensfordeling, sink	109
9.24	Geokjemisk kart, sink	110
9.25	Tilstandsklassekart, sink	111
9.26	Kumulativ frekvensfordeling, PAH	112
9.27	Geokjemisk kart, PAH	113
9.28	Tilstandsklassekart, PAH	114
9.29	Kumulativ frekvensfordeling, PCB	115
9.30	Geokjemisk kart, PCB	116
9.31	Tilstandsklassekart, PCB	117
9.32	Byjordsområder for Sandnes og Stavanger, forslag 1	118
9.33	Byjordsområder for Sandnes og Stavanger, forslag 2	119
10.1	Median- og maksimumsverdier for arsen i jord	122
10.2	Median- og maksimumsverdier for bly i jord	124

10.3	Median- og maksimumsverdier for kadmium i jord	126
10.4	Median- og maksimumsverdier for kobber i jord	128
10.5	Median- og maksimumsverdier for krom i jord	129
10.6	Median- og maksimumsverdier for kvikksølv i jord	131
10.7	Median- og maksimumsverdier for nikkel i jord	133
10.8	Median- og maksimumsverdier for sink i jord	134
10.9	Median- og maksimumsverdier for PAH i jord	136
10.10	Median- og maksimumsverdier for PCB i jord	137
10.11	Prøvelokalitet 152	140
10.12	Prøvelokalitet 586	141
10.13	Prøvelokalitet 590	141
10.14	Prøvelokalitet 592 og 593	142
10.15	Prøvelokalitet 103	144
10.16	Prøvelokalitet 130	145
10.17	Prøvelokalitet 166	146
10.18	Prøvelokalitet 167	146
10.19	Prøvelokalitet 170	147
10.20	Prøvelokalitet 137	148
10.21	Prøvelokalitet 184	149
10.22	Prøvelokalitet 185	150
10.23	Prøvelokalitet 190	151
10.24	Prøvelokalitet 332 og 335	153
10.25	Prøvelokalitet 336 og 340	154
10.26	Prøvelokalitet 344 og 347	155
10.27	Prøvelokalitet 347B	156
10.28	Prøvelokalitet 349	157
10.29	Prøvelokalitet 356 og 357	158
10.30	Prøvelokalitet 363 og 364	158
10.31	Prøvelokalitet 377	160
10.32	Prøvelokalitet 381	161
10.33	Prøvelokalitet 383 og 390	162
10.34	Prøvelokalitet 402 og 404	163
10.35	Prøvelokalitet 293 og 321	164
10.36	Prøvelokalitet 305 og 306	165
10.37	Prøvelokalitet 333 og 342	166
10.38	Prøvelokalitet 217	168
10.39	Prøvelokalitet 263	168
10.40	Prøvelokalitet 264 og 280	169
10.41	Prøvelokalitet 490	170
10.42	Prøvelokalitet 492	172
10.43	Prøvelokalitet 493	172
10.44	Prøvelokalitet 497	174
10.45	Prøvelokalitet 510	174
10.46	Prøvelokalitet 514	175
10.47	Prøvelokalitet 453	176
10.48	Prøvelokalitet 456	177
10.49	Prøvelokalitet 462	177

10.50Prøvelokalitet 466	178
10.51Prøvelokalitet 472	179
10.52Prøvelokalitet 538	180
10.53Prøvelokalitet 414	181
D.1 Korrelasjonsplott for duplikatprøvene i Stavanger og Sandnes.	206
E.1 X-charts for Nidelvstandard	208
E.2 X-charts for Hynnestandard	209
E.3 X-charts for Minnstandard	210
F.1 Ukorregerte kobberresultater	222
F.2 korregerte kobberresultater	223

Tabeller

2.1	Arealbruksklasser for forurenset grunn	8
2.2	Tilstandsklasser for forurenset grunn	8
3.1	Typiske bergarter med innhold av tungmetallene beskrevet i denne oppgaven. . .	14
4.1	De ”sju teglverka” i Sandnes	21
4.2	Bybranner i Stavanger	26
5.1	Avfallsfyllinger og forurenset grunn i Sandnes	34
5.2	Avfallsfyllinger og forurenset grunn i Stavanger	37
5.3	Bedriftene i Sandnes og Stavanger som ligger i Klif sin forurensningsdatabase . .	43
5.4	Bedrifter i Sandnes og Stavanger som rapporterer årlige utslipp	45
6.1	Kilder til ulike miljøgifter fra industri	65
7.1	Nedre rapporteringsgrense for analysert materiale	71
8.1	Korrelasjonskoeffesienter for duplikatanalysene	80
8.2	Duplikatprøver for kobber og sink uten god korrelasjon.	81
9.1	Statistiske parametre for alle analyseresultatene fra overflatejord	86
9.2	Intervall for mulig naturlig bakgrunnsnivå for tungmetaller	86
9.3	Statistiske parametre for arsen	88
9.4	Tilstandsklasser, arsen	90
9.5	Statistiske parametre for bly	91
9.6	Tilstandsklasser, bly	93
9.7	Statistiske parametre for kadmium	94
9.8	Tilstandsklasser, kadmium	96
9.9	Statistiske parametre for kobber	97
9.10	Tilstandsklasser, kobber	99
9.11	Statistiske parametre for krom	100
9.12	Tilstandsklasser, krom	102
9.13	Statistiske parametre for kvikksølv	103
9.14	Tilstandsklasser, kvikksølv	105
9.15	Statistiske parametre for nikkel	106
9.16	Tilstandsklasser, nikkel	108
9.17	Statistiske parametre for sink	109
9.18	Tilstandsklasser, sink	111

9.19	Statistiske parametre for PAH	112
9.20	Tilstandsklasser, PAH	114
9.21	Statistiske parametre for PCB	115
9.22	Tilstandsklasser, PCB	117
10.1	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Austrått og Trones.	140
10.2	Prøvelokalitet med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Figgjo	143
10.3	Prøvelokalitet med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Ganddal	145
10.4	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Hana.	145
10.5	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Stangeland.	148
10.6	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Eiganes og Våland og Storhaug	152
10.7	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter i Hillevåg	164
10.8	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Hinna.	167
10.9	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Hundvåg	170
10.10	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Madla	176
10.11	Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Tasta	181
A.1	Verft og Hermetikkfabrikker i Stavanger.	200
B.1	Typiske bergarter i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim med innhold av tung- metaller.	202
C.1	Oversikt over resultater fra tidligere undersøkelser i Stavanger og liknende un- dersøkelser i Norge	204
F.1	Korrigerte og ukorrigerte resultater for kobber	212
G.1	Resultater - Metallanalyser	226
G.2	Resultater - Organiske analyser	237

Ordliste

- Bromerte flammehemmere** er betegnelsen på en gruppe organiske stoffer. Alle de omkring 70 ulike stoffene inneholder brom som er brannhemmende. Bromerte flammehemmere kan ha alvorlige effekter både for helse- og miljø.
- Byjord** er ikke dannet gjennom naturlige prosesser, men er konstruert av antropogen aktivitet. For å definere et byjordsområde tas det utgangspunkt i alle blykonsentrasjoner > 100 mg/kg, da bly framtrer som et sentralt element i byjorden.
- CCA** Kobber (Cu), krom (Cr) og arsen (As). CCA-impregnert trevirke er en type impregnering som gjør trevirket motstandsdyktig mot vann og fuktighet, men som kan medføre utlekking av tungmetaller i jorden. Er nå forbudt, med unntak av enkelte bruksområder i næringsvirksomhet.
- COWI** er et av Norges ledende flerfaglige rådgivende ingeniørselskap og jobber med teknikk, miljø og samfunnsplanlegging.
- DNV** Det Norske Veritas. Uavhengig stiftelse som arbeider for sikring av liv, verdier og miljø. Kjernekompetansen består i å identifisere, vurdere og gi råd om hvordan en bør håndtere risiko.
- Klif** Klima- og forurensningsdirektoratet (tidligere SFT). Underlagt Miljøverndepartementet, iverksetter forurensningspolitikken og jobber for å få en forurensningsfri fremtid.
- NGU** Norges geologiske undersøkelse. Landets største institusjon for kunnskap om berggrunn, mineralressurser, løsmasser og grunnvann.
- NTNU** Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Har hovedansvar for den høyere teknologiutdanningen i Norge, men har også andre fagtilbud.
- Obs-listen** Norske miljøvernmyndigheters liste over spesielt helse- og miljøfarlige stoffer som benyttes i et slikt omfang at de kan representere særlige problemer på nasjonalt nivå. Obs-listen inneholder ca. 250 kjemikalier som er valgt ut på grunnlag av kunnskap om uønskede egenskaper og hvordan stoffene brukes i Norge.
- PAH** Polyaromatiske hydrokarboner. Består av mange forskjellige stoffer og dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale som olje, kull og ved. Stoffene er store forbindelser og består av ringer med karbon. Flere av stoffene som dannes kan være kreftfremkallende.
- PCB** Polyklorete bifenyler. Er en gruppe industrikjemikalier som ble utviklet på 1920-tallet. På grunn av sine enestående egenskaper ble de brukt i en rekke produkter som skulle gjøre hverdagen enklere i velstandsøkningen etter siste verdenskrig. Disse produktene, som omfattet selvkopierende papir, elektronisk utstyr, byggprodukter og annet, avga og avgir fremdeles PCB til omgivelsene. PCB-forbindelser er fettløselige, hvilket innebærer at de anrikes i kroppens fettvev.
- TBT** Tributyltinn. Er en gruppe forbindelser som inneholder den funksjonelle gruppen $(C_4H_9)_3Sn$. Er blitt brukt i treimpregnering, bunnstoff til båter, soppdrepende behandling til tekstiler med mer. Sees på som toksisk og har negative effekter på mennesker og miljøet.
- Tilstandsklasser** for forurenset grunn er en klasseinndeling (I-V) med utgangspunkt i konsentrasjoner av miljøgifter i jord. De gir et uttrykk for hva Klif regner som god eller dårlig miljøtilstand.
- URGE** Urban Geochemistry in Europe. Målet for URGE-prosjektet er å kartlegge uorganiske og organiske forurensninger i jord i europeiske byer og å identifisere eventuelle forurensningskilder.

1

Introduksjon

Mennesker trekker sammen i større og større byer, kanskje fordi vi mener byene kan tilby oss en bedre levestandard og et sikrere liv. I løpet av de siste 3000 årene har det blitt flere byer, samt at flere begynner å bli enorme (Johnson et al., 2011). Mens byene har vokst, har også høye konsentrasjoner av organiske og uorganiske forurensninger blitt funnet i luftpartikler (Gerdol, 2002), i overflatevann (Vrana, Paschke og Popp, 2001) og sediment i både industrialiserte og urbane områder (Ottesen og Volden (1999); Andersson og Haugland (2006); Johnson et al. (2011)). Det blir nå sett på som et verdensomspennende problem at potensielt farlige kjemikalier i miljøet ikke bare kan påvirke både menneskers helse, men også dyr og økosystemer. I områder der offentlige hager og parker er utsatt for betydelig forurensning, kan støv fra bakken ha toksiske effekter som følge av innånding eller svelging, spesielt hos barn, noe som utgjør store helsemessige farer (Sánchez-Camazano, Sánchez-Martín og Lorenzo, 1994). Videre kan hvilken som helst forurensning av urbane jordsmonn forårsake grunnvannsforurensning fordi metaller i det forurensete jordsmonnet har en tendens til å være mer mobile enn de uforurensete (Steinmann og Stille, 1997).

Da den økonomiske velstanden og befolkningen på jorden øker raskt, forverrer dette problemer som dårligere jordkvalitet og forurensninger på grunn av ukontrollert urbanisering og industrialisering. Det at jordforurensning er et problem i Norge har først i de senere år kommet i søkelyset. Dette kan ha flere årsaker, men den primære kan være at listen med oversikt med mistanke om eller bevist forurenset grunn stadig blir større. I Europa har de nordiske landene ledet vei, og da kanskje spesielt Norge, selv om dette ikke er et av de mest forurensete landene (Johnson et al., 2011).

Systematisk geokjemisk kartlegging i flere norske byer som Oslo, Bergen, Trondheim, Tromsø, Porsgrunn, Kristiansand, Harstad og Odda har dokumentert et systematisk mønster i urban jordforurensning (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009). Eldre sentrale bydeler generelt er betydelig forurenset med metaller (bly, kadmium, kvikksølv, sink) og tjærestoffer (PAH (polyaromatiske hydrokarboner)) (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009), noe som medfører at indre sentrale deler av byene våre kan betraktes som en stor lavgrads forurenset tomt. I tillegg har systematisk kartlegging avdekket omfattende spredning av forurensete masser ved hjelp av lastebil, noe som kommer i tillegg til spredning av forurensning via luftstrømmer, overvann og grunnvann, samt at industrien har bidratt med en del forurensning til både hav og jord. Disse kartleggingene er gjort som en del av URGE-prosjektet (Urban Geochemistry in Europe),

noe også Stavanger bys kartlegging er en del av. Målet for URGE-prosjektet er å kartlegge uorganiske og organiske forurensninger i jord i europeiske byer og å identifisere eventuelle forurensningskilder.

Selv med innførte tiltak for å hindre at industrien slipper ut så mye forurensning i havner i Norge i dag, er jorden, og da også sjøene og sjøbunnen, allerede forurenset. På grunn av tidligere industri eller urbane avrenninger er det i dag 31 geografisk avgrensede områder i norske havner og fjorder som er underlagt kostholdsråd (Økland, 2005). På grunnlag av dette har det blitt utført en større kartlegging av forurensningssituasjonen i sjøbunnen langs Norskekysten, der Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har prioritert 17 områder for ytterligere undersøkelser og tiltak. Stavanger er ett av disse områdene, noe som medfører at det har vært gjennomført en rekke studier og risikovurderinger for å etablere en oversikt over forurensningssituasjonen. Se for eksempel Myhre (2002), Fylkesmannen (2004) og DNV (2010, 2004, 2003). Rapporten fra Fylkesmannen (2004) viste blant annet at sjøbunnen i stor grad er forurenset av tungmetaller, PAH og PCB (polyklorerte bifenyl). De undersøkelsene og risikovurderingene som har vært gjort, har etablert et ganske fullstendig bilde av det som kan sies å være en alvorlig forurensningssituasjon i sjøen i Stavanger (Eidem, 2012). Antatte kilder er skipstrafikk, gamle fyllplasser og industri. Noe opprydding er blitt gjort, men det finnes fremdeles en del uidentifiserte kilder som kan bidra til at forurensningen kan spres. Da målet fremover i tid er å få ryddet opp i havnen er det viktig å få en oversikt over mulige kilder til forurensning som kan stamme fra land. Dersom det fremdeles tilføres forurensning til havet fra aktive kilder på land, er det kanskje meningsløst å rydde opp på sjøbunnen.

1.1 Bakgrunn og mål for oppgaven

Hovedbakgrunnen for denne oppgaven er Stavanger kommunes ønske om å identifisere aktuelle kilder til miljøgifter som er blitt påvist i sedimenter i Stavanger havn, i borekjerner fra bygg og i sandfangskummer fra landbaserte kilder i nærheten. Ønsket er å kartlegge og finne kilder som kan bidra til spredning av forurensninger i jorden i Sandnes og Stavanger som videre kan ha medført forurenset sjøbunn. For å gjøre dette tas det utgangspunkt i tre datasett:

1. Jordprøver tatt for å lage geokjemisk oversikt over Stavanger by.
2. Prøver fra sandfangskummer i Stavanger.
3. Borekjerner fra bygg i Stavanger; analysert puss, maling, jord og betong.

Datasett 2 og 3 er analysert og rapportert i hhv. (Eidem, 2012) og (Jartun, Eggen og Volden, 2008), mens datasett 1 er det som skal rapporteres i denne oppgaven, samtidig som det skal sees i sammenheng med de to andre datasettene. Med utgangspunkt i dette skal geokjemiske mønster beskrives og forklares, det skal forsøkes å finne mulige kilder til forurensningen og det skal defineres byjordsområder for å utarbeide et aktsomhetskart for forurenset jord. Byjords-kartet vil gi en oversikt over hvor det er sannsynlig at jorden er forurenset, noe som kan være nyttig da det er viktig å ta hensyn til eventuelle forurensninger med tanke på utbyggingsplaner i byen. For å kunne avgjøre hva som kan ha bidratt med forurensninger til jorden skal byens industri- og håndverkshistorie benyttes.

De konkrete målene for denne oppgaven er å:

- Gi en kort oversikt over historiske og nåværende industrielle aktiviteter som kan ha ført til jordforurensning.
- Kartlegge den geografiske fordelingen av arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, PAH og PCB i overflatejorden i Sandnes og Stavanger.
- Definere byjordsområde(r)/aktsomhetsområde(r) for Sandnes og Stavanger.
- Sammenlikne resultatene fra denne undersøkelsen med liknende tidligere undersøkelser gjort i andre byer og i Stavanger.
- Identifisere mulige forurensningskilder og hvor det bør gjøres tiltak fordi det kan være en human risiko knyttet til området.
- Foreslå videre arbeid i forbindelse med blant annet opprydding av forurenset jord i Sandnes og Stavanger.

1.2 Avgrensning

Oppgaven utgangspunkt i to stoffgrupper: grunnstoffene; arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink, samt de organiske stoffene; PAH og PCB. Det finnes relativt lite data om andre uorganiske miljøgifter enn de åtte som presenteres i denne oppgaven. Dette er det flere årsaker til, men den viktigste er at disse metallene finnes på norske myndigheters liste over stoffer man skal være spesielt oppmerksom på (Obs-listen). I tillegg er disse uorganiske og organiske miljøgiftene fremstilt i geokjemisk kartlegging av andre byer. I denne oppgaven vil metallene arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink refereres til som "tungmetaller" som en generell betegnelse, selv om ikke alle er tungmetaller ifølge kjemisk definisjon.

I kapittel 4, med oversikten over tidligere og nåværende industri i Sandnes og Stavanger, er fokuset på områder der resultatene viste høye konsentrasjoner av miljøgifter, i tillegg til det som er registrert med mistanke om forurenset grunn på Klif.no (Klif, 2012c) sine nettsider. En av grunnene til dette er at arbeidsmengden ville blitt svært stor dersom industrihistorien i sin helhet skulle blitt gjennomgått i detalj. Andre kilder til miljøgifter i Stavanger by, som for eksempel småbåthavner, betong og murpuss, maling, vegtrafikk og forbrenning av petroleumsprodukter, er allerede blitt påpekt av blant annet Fylkesmannen (2004) og Eidem (2012). I diskusjonsdelen vil likevel disse kildene diskuteres nærmere dersom dette er mulige kilder i områder med høye konsentrasjoner av forurensninger. Med "høye konsentrasjoner" menes prøver som inneholder et tungmetall, PAH eller PCB i tilstandsklasse III eller høyere.

Der det ikke er angitt kilde for bilder/kart er de laget i ArcGIS, eller tegnet av Anders Blomberg. Eventuelle "merkelige" ord delinger skyldes LaTeX (som denne oppgaven er skrevet i).

1.3 Oppgavens oppbygning og struktur

- Kapittel 2:
Gjennomgår hva geokjemisk kartlegging, byjord, tilstandsklasser og aktsomhetskart er.
- Kapittel 3:
Beskriver det aktuelle områdets inndeling av bydeler, geografi og geologi.
- Kapittel 4:
Er en historisk oversikt over Stavanger by og Sandnes by med fokus på byutvidelser, bybranner, tidligere deponier og ulike typer industri som har preget de to byene gjennom årene.
- Kapittel 5:
Ser på tidligere undersøkelser i Sandnes og Stavanger by, samt oppsummerer kort hva geokjemiske undersøkelser av andre byer i Norge har vist.
- Kapittel 6:
Er en kortfattet presentasjon av miljøgifters oppførsel i jord, samt kilder og effekter.
- Kapittel 7 og 8:
Redegjør for metoder og vurdering av metodene benyttet i denne oppgaven.
- Kapittel 9:
Viser analyseresultatene av tungmetaller og organiske miljøgifter ved bruk av ulike statistiske tilnærminger og kart.
- Kapittel 10:
Presenterer og diskuterer resultatene fra prøver tatt av overflatejorden i Sandnes og Stavanger, både generelt for de ulike miljøgiftene, men også alle punkter som viser høye konsentrasjoner av miljøgifter.
- Kapittel 11:
Er det siste kapitlet, og innebærer en konklusjon og anbefalinger om videre arbeid.

2

Geokjemisk kartlegging

Geokjemisk kartlegging var en teknikk som på 1950-tallet ble utviklet for å gi informasjon om den romlige fordelingen av grunnstoff og sammensetninger på jordens overflate, og skulle brukes for å finne mineraler som kunne utvinnes (Johnson og Ander, 2008). Videre så man at dette også kunne brukes til å besvare spørsmål om miljøet og helse (i for eksempel Thornton og Webb (1979). Gjennom årene har mange geokjemiske kartlegginger blitt utført i ulike deler av verden som f.eks. Sverige (Ljung, Ottabong og Selinus, 2006), Spania (Lorendo et al., 2003), USA (Mielke, 1994), Brasil (McAlister et al., 2005) og Norge (Ottesen og Langedal, 2001).

Dersom man gjør et litteratursøk på geokjemisk kartlegging, avsløres det at det de siste årene har blitt en økning i både miljømessige og geokjemiske kartlegginger av urbane områder. Studier fra Europa dominerer, og kanskje spesielt Norge, men det er stadig et økende antall studier som rapporteres fra Asia. Ifølge Johnson et al. (2011) reflekterer dette trolig det faktum at Europas mange byer har hatt en lang industrihistorie og dermed også forurensning som følge av dette.

Den kjemiske sammensetningen av jordkloden kan beskrives av vitenskapen kalt geokjemi. I naturen forekommer 92 grunnstoffer, og geokjemi omfatter studiet av hvordan disse grunnstoffene fordeler seg i tid og rom (Ottesen et al., 2000a). Geokjemisk kartlegging brukes for å få oversikt over fordelingen av bl.a. grunnstoffer for både store og små arealer, og inneholder tre hovedelementer; prøvetaking, kjemisk analyse og kartfremstilling (Andersson et al., 2011). En grundig undersøkelse legger stor vekt på empiri, noe som medfører et stort antall prøver og kjemiske analyser bak hver enkelt kartlegging (Andersson et al., 2011).

I Norge brukes ofte overflatejord (0-2 cm) for geokjemiske undersøkelser. Prøve-materialet er lett tilgjengelig i tillegg til at overflatejord reflekterer både naturlig innhold av grunnstoffer og bidrag fra menneskelig aktivitet (Ottesen og Volden, 1999). Menneskelig aktivitet være resultat av akkumulert luftforurensning, direkte søl på bakken og andre antropogene aktiviteter (Ottesen og Volden, 1999). På grunn av lav mobilitet, vil miljøgifter kunne akkumulere og vise bred forurensningshistorie over tid (Andersson, Ottesen og Haugland, 2006). Som en følge av dette kan man i uforstyrret jord observere at konsentrasjonen av antropogene kilder synker med økende dybde i urban jord (Wong, Li og Thornton, 2006). Videre har også prøver av overflatejord vist seg som en mulig måte å studere potensiell fare for human helse, som for eksempel i Oslo (Tijhuis, Brattli og Sæther, 2002) og Stavanger (Andersson og Haugland, 2006).

Bly (Pb) fortsatt er en de mest studerte og rapporterte elementene (Wong, Li og Thornton, 2006). Andre potensielle toksiske elementer som arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), sink (Zn), PCB og PAH er senere brukt i urban geokjemisk kartlegging. I likhet med bly er disse blant de mest kommersielt brukte, noe som medfører at antropogent utslipp og påvirkning fra disse stoffene har vært størst gjennom historien (Wong, Li og Thornton, 2006). Analytiske teknikker brukes for å produsere multiple bestemmelser for hver prøve. Her brukes blant annet røntgenfluorescensspektroskopi (XRFS), industert koblet plasma atomemisjonspektroskopi (ICP-AES) eller industert koblet plasmamassespektrometri (ICP-MS).

Kartlegging av miljøgifter i jorden er ofte en vei man går for å avgrense forurensede områder eller identifisere områder som kan være forurenset. I slike tilfeller kan geokjemisk kartlegging brukes som en metode for å avgrense områder der konsentrasjonen av miljøgifter overskrider en terskel, og om det eventuelt må igangsettes tiltak for å få verdiene ned på et akseptabelt nivå (Shi et al., 2007). En oversikt over om og i hvilken grad områder er forurenset være forebyggende for å forhindre at forurenset jord utilsiktet blir flyttet til rene områder, der det senere kan bli anlagt boliger og lekeområder (Eggen, Haugland og Gaut, 2006).

2.1 Byjord

Fra middelalderen av er jorden i byene blitt behandlet som en avfallsplass, der søppel og avfall har ligget midt i gatene. Når grunnen tidligere ble behandlet som et sluk for avfall har det bygget seg opp kulturjord (menneskeskapt jord) i urbane områder (Andersson, Ottesen og Haugland, 2006). **Byjord** kan derfor karakteriseres av et stort antall antropogene og naturlige partikler (Ottesen et al., 2007). Denne jorden er ikke dannet gjennom naturlige prosesser, men konstruert av antropogen aktivitet (Ljung, Ottabong og Selinus, 2006). Byjorden vil ofte være brukt flere ganger og bestå av for eksempel en blanding av bygningsrester, brannrester, tilkjørte masser, avfall fra husholdning og industri, atmosfæriske avsetninger og lokal naturlig jord (Manta et al., 2002; Ottesen et al., 2007). Bundet i eller til jordpartiklene er det en rekke ulike miljøgifter; tungmetaller, som bly, og organiske miljøgifter som PAH som ofte finnes i byjord (Stavanger kommune, 2007). Størrelsen på en by og innbyggertall trenger ikke være direkte relatert til innholdet av metaller i jorden, da mindre byer ikke nødvendigvis er mindre forurenset, men forurensningen strekker seg ofte over et mindre område (Ljung, Ottabong og Selinus, 2006). For å avgjøre hva som kan defineres som byjord i et prøvetatt område, brukes blykonsentrasjoner over grensen på 100 mg/kg (kapittel 7.3.2).

Da hver generasjon har lagt igjen sine kjemiske spor og bidratt til at jorda i de eldste bydelene er forurenset, spesielt med bly og tjærestoffer (PAH-forbindelser) (Andersson og Haugland, 2006), representerer denne jordforurensingen en unødvendig tilleggsbelastning av miljøgifter for små barn (Ottesen og Langedal, 2008). På lekeplasser, barnehager og skoler eksponeres barn for jord hver dag, og kanskje nettopp på slike steder er det viktig at jorda er ren. Forurenset jord bør skiftes ut eller eventuelt tildekkes. I de senere årene har det vært et stort fokus på å rydde opp i forurensede sedimenter i norske havnebasseng. Det er viktig at aktive forurensningskilder på land - som forurenset byjord - tas hånd om for å hindre spredning av miljøgifter ut i fjordene våre. Som en konsekvens av at byjorda er dynamisk har ustanselig anleggsvirksomhet medført ukontrollert spredning av forurenset jord. Massetransport med lastebil er derfor den viktigste

spredningsmekanismen for jordforurensning i byer i dag (Ottesen og Langedal, 2008).

Miljøgiftenes lave mobilitet og deres akkumulering i nærhet av kilden er sentrale årsaker til en mer kompleks jordsammensetning (Ljung, Ottabong og Selinus, 2006). Byjord er derfor kjent for å ha særegne egenskaper som uforutsigbar lagdeling, dårlig struktur, og høye konsentrasjoner av sporstoffer (Kabata-Pendias og Pendias, 1992; Tiller, 1992). Vanlig jord hentet fra områder med lite eller ingen bebyggelse gjennom tidene vil med en jordprofil kunne se ut som bildet til venstre i figur 2.1, mens byjord i større grad vil se ut som bildet til høyre i figur 2.1.



Figur 2.1: Jordprofil og byjord. Bilde: Rolf Tore Ottesen.

2.2 Håndtering av forurenset byjord

Opprydding av forurenset jord er viktig for at miljøgifter i jorden ikke skal spres til områdene rundt og på den måten utgjøre en helseisiko for mennesker og dyr. Aktuelle tiltak for å hindre dette er ifølge Byggemiljø (2005):

- Utgraving og sortering av forurensete masser etter forurensningsgrad.
- Behandling på stedet eller ved annet godkjent mottaks-/behandlingsanlegg.
- Forsegling eller tildekking for å hindre utvasking, avrenning, støvflukt o.l.
- Etablering av eget deponi.
- Overvåking og etterkontroll.
- Om massene er så forurenset at de er å anse som farlig avfall, må massene leveres til godkjent mottak for farlig avfall.

2.3 Tilstandsklasser

Tilstandsklasser for forurenset jord er en klasseinndeling med utgangspunkt i konsentrasjonen av miljøgifter i jord og gir et uttrykk for hva Klif regner som god eller dårlig miljøtilstand (Klif, 2008a). De består av fem ulike klasser eller tilstander som er delt inn i fem klasser som bygger på en risikovurdering av helse og gjenspeiler virkningen på mennesket, men ikke hvilken risiko dette utgjør for naturen. På denne måten blir inndelingen et sett med akseptkriterier for menneskets bruk av arealer med forurenset grunn, og de vil også gjøre det mulig å illustrere prøvetakingsresultater for et område på en lett forståelig måte (Klif, 2008a). Ifølge Eggen, Andersson og Ottesen (2009) vil et sentralt bruksområde være å sette grenser for hvilke konsentrasjoner som kan aksepteres av miljøgifter i jord til ulik arealbruk. Disse arealklassene er beskrevet i tabell 2.1. Tabell 2.2 viser oversikten over grenseverdiene for de ulike miljøgiftene beskrevet i denne oppgaven i de gitte tilstandsklassene, de ulike tilstandsbeskrivelsene for de ulike klassene og hva øvre grense styres av.

Tabell 2.1: Arealbruksklasser for forurenset grunn, (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse I	All arealbruk, unntak for landbruk.
Tilstandsklasse II	Bolig, barneparker, barnehager, lekeplasser, parker og badestrender.
Tilstandsklasse III	Byområder uten bolig: Gater, torg, forretninger, kontor opphold og transport.
Tilstandsklasse IV	Industri, jernbane og hovedvei
Tilstandsklasse V	Aktive avfallsanlegg og nedlagte deponier

Tabell 2.2: Tilstandsklasser for forurenset grunn (Klif, 2008a). Konsentrasjoner gitt i mg/kg.

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense	Normverdi	Helsebaserte	Helsebaserte	Helsebaserte	Farlig avfall
		akseptkriterier	akseptkriterier	akseptkriterier	
Arsen	<8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Bly	< 60	60-100	100-300	300-700	700-2500
Kadmium	< 1.5	1.5-10	10-15	15-30	30-1000
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25 000
Krom(III)	< 50	50-200	200-500	500-2800	2800-25 000
Kvikksølv	< 1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Nikkel	< 60	60-135	135-200	200-1200	1200-2500
Sink	< 200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25 000
$\sum PAH_{16}$	< 2	2-8	8-50	50-150	150-2500
$\sum PCB_7$	< 0.01	0.01-0.5	0.5-1	1-5	5-50

2.4 Aktsomhetskart for forurenset grunn

I byer med lengre urban industriell historie, og dertil byjord og gamle industriområder, vil man følgelig ofte ha ”mistanke” om at området er forurenset (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009). I slike byer vil derfor et aktsomhetskart være svært nyttig. Et **aktsomhetskart** er ikke et forurensningskart, men viser områdene der det er sannsynlig å anta at grunnen er forurenset, ikke nødvendigvis hvor det er dokumentert forurensning (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009). Markeringene bygger på historiske opplysninger om tidligere virksomhet på enkelttomter, gjennomførte miljøtekniske grunnundersøkelser og systematisk geokjemisk kartlegging i hele eller deler av byen for å definere et areal som indikerer hvor det er stor sjanse for å finne byjord (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009). Ifølge Stavanger kommune (2007) vil også et aktsomhetskart for forurenset grunn være et hjelpemiddel som kan gi en mer effektiv og forutsigbar saksbehandling i arealplanlegging og grave - og byggesaker, samtidig som det øker muligheten for å fange opp områder som bør undersøkes nærmere med hensyn til mulig grunnforurensning.

Etter forurensningsforskriftens kapittel 2, om opprydding i forurenset grunn ved bygge- og gravearbeider, plikter tiltakshavere å vurdere og eventuelt undersøke om det er forurenset grunn i området som blir berørt av terrenginngrep (Stavanger kommune, 2010). Miljøinformasjonsloven gir alle borgere rett til opplysninger både fra offentlige myndigheter og private virksomheter om forhold som har betydning for miljøet (Cabot, 2005). Med den nye loven kan du kreve at bedriften gir deg opplysninger om virksomheten som kan ha betydning for miljøet (Regjeringen, 2005), og dermed kan du også selv finne ut hvordan virkning denne bedriftens utslipp har på miljøet og helsen din. Reglene gjelder der det er ”grunn til å tro” at det er forurenset grunn, noe som kan være noe vanskelig å forholde seg til for flere parter, da en eventuell opprydding vil medføre økonomiske konsekvenser.

Ved utarbeiding av et aktsomhetskart for forurenset grunn vil det ifølge Ottesen, Eggen og Andersson (2009) dreie seg om følgende oppgaver:

- Gjennomgå byens industri- og håndverkshistorie.
- Skaffe oversikt over nedgravde oljetanker.
- Registrere tidligere gjennomførte miljøtekniske undersøkelser.
- Kartlegge overflatejordens innhold av arsen, tungmetaller og utvalgte organiske miljøgifter for å bestemme utbredelsen av byjordsområdet.
- Bestemme av hva som er byens naturlige bakgrunnsnivå av arsen, metaller og utvalgte organiske miljøgifter.

Den samlede informasjonen legger grunnlaget for å bestemme hvilke områder av byen man bør vise aktsomhet for med tanke på forurenset grunn (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009).

3

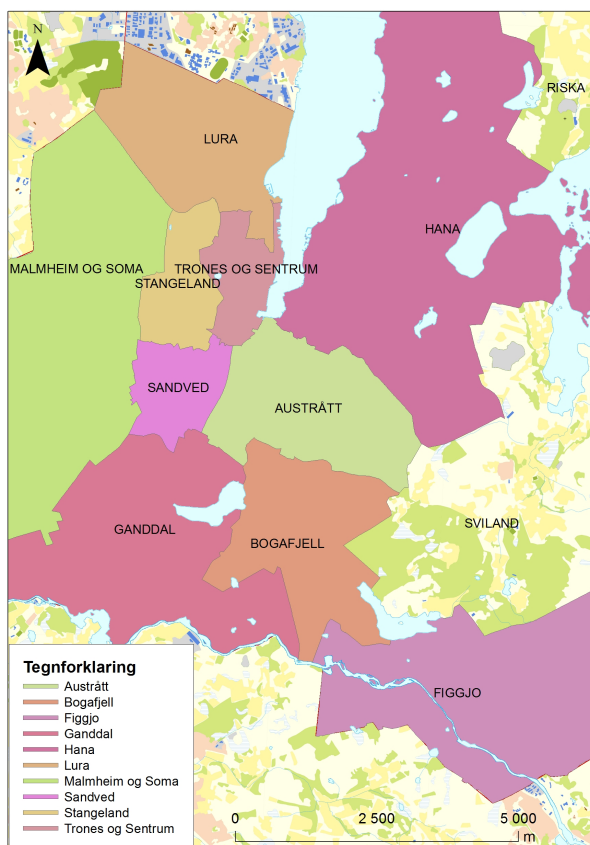
Områdebeskrivelse

I områdebeskrivelsen presenteres det undersøkte området. Her vil byene bli presentert med innbyggertall, areal, inndelingen av bydeler og geologien i området. Den geologiske bakgrunnen vil kunne si noe om hva vi kan forvente å finne naturlig i de bergartstypene som finnes i området, og kan påvirke resultatene i denne oppgaven (Ottesen, 2012).

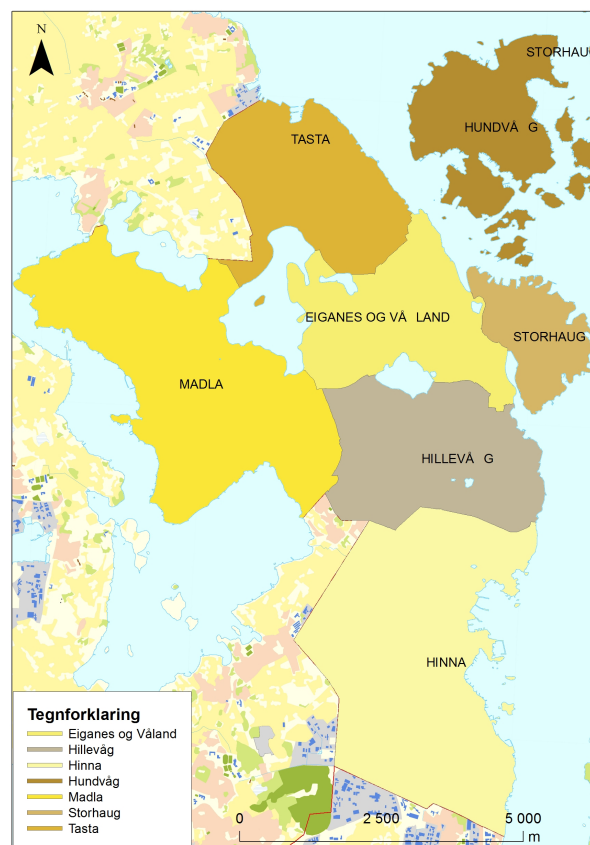
3.1 Sandnes og Stavanger

Sandnes og Stavanger ligger på en halvøy nord på Jæren. Det meste av arealet i kommunen ligger lavere enn 100 meter over havet, ca. halvparten av arealet er bebygd og resten er jordbruks-arealer og friområder. Byen Stavanger er Norges fjerde største med rundt 130 000 innbyggere, mens i Sandnes finnes det rundt 68 000 innbyggere (Statistisk Sentralbyrå, 2012). Stavanger er Norges tettest befolkede kommune og har et areal på $54,18\text{km}^2$ (eller $67,67\text{km}^2$ inkludert alle de seksten tilhørende øyene), mens Sandnes har et noe større areal på 285km^2 (Austbø et al., 2008). Byene er nå på vei til å smelte sammen, noe som kan skyldes utbygging av byene, høyere boligpriser sentralt og flere arbeidsplasser i området.

Steder av størst interesse i denne oppgaven kan være der mennesker har bodd lengst, da tidligere undersøkelser i andre byer har vist at dette ofte er de mest forurensede områdene (se kapittel 5.5). I Stavanger er dette ifølge Austbø et al. (2008) og Jøssang, Langhelle og Tysdal (2010) i dagens bysentrum rundt Vågen i begge de to byene (figur 4.1 og 4.3). Figurene 3.1 og 3.2 viser bydelsinndelingen av de to byene. Stavanger har syv bydeler, mens Sandnes deles inn i tolv. I diskusjonsdelen, kapittel 10, vil resultatene bli diskutert og presentert ved bruk av bydelene. Her vil inndelingen i Stavanger være Eiganes og Våland og Storhaug, Hillevåg, Hinna, Hundvåg, Madla og Tasta. Her er Eiganes og Våland (én bydel) satt sammen med Storhaug (én bydel) da disse to bydelene tilsammen presenterer det som i dag kan kalles Stavanger sentrum. Det samme gjelder for Sandnes, der Austrått og Trones blir presentert sammen. De andre bydelene som er prøvetatt i Sandnes er Bogafjell, Figgjo, Ganddal, Hana, Lura, Malmheim og Soma, Sandved og Stangeland.



Figur 3.1: Bydelsområder i Sandnes



Figur 3.2: Bydelsområder i Stavanger

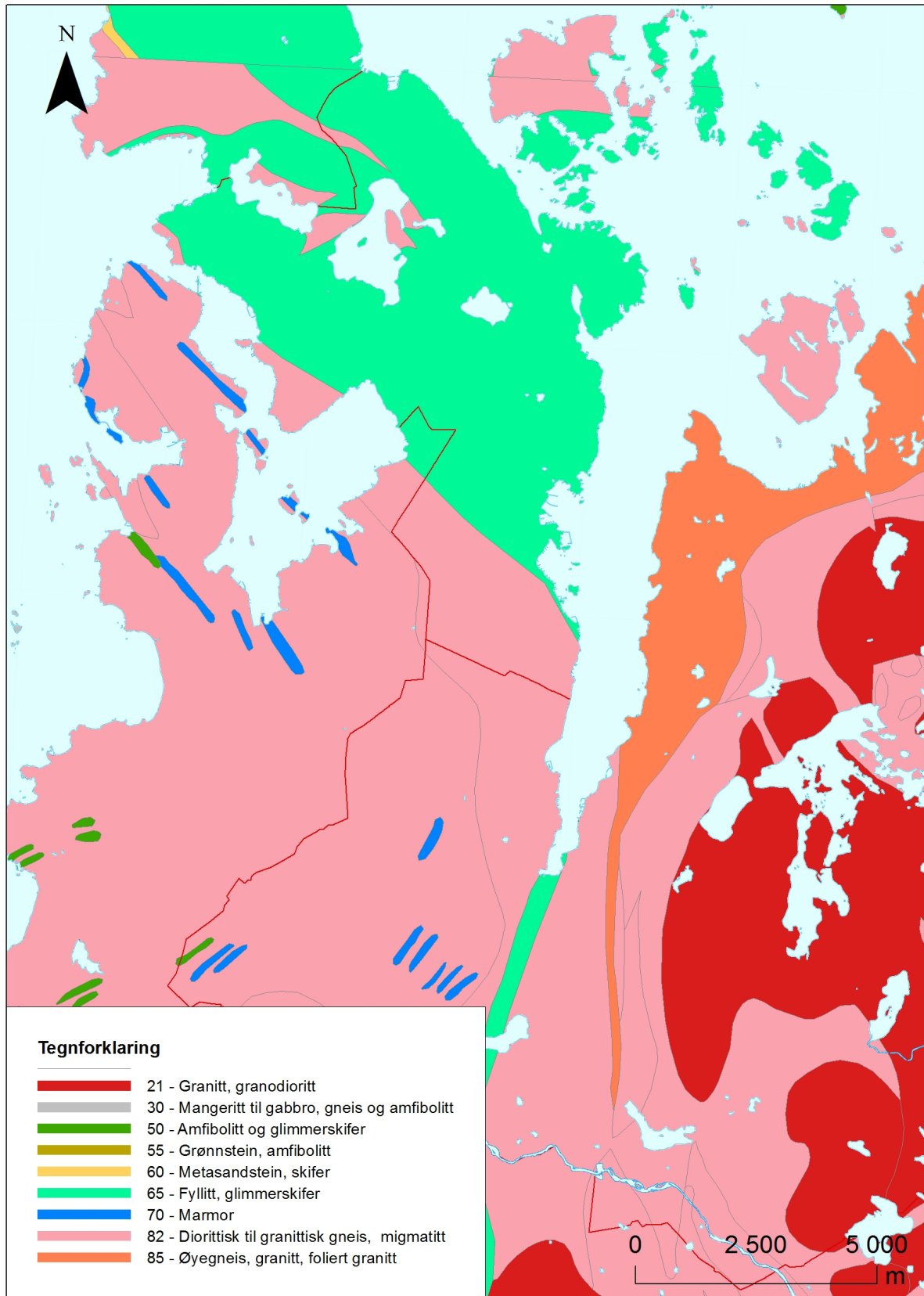
3.2 Geologi

Den naturlige kilden til grunnstoffene vil være geologien fordi naturlig jord også inneholder metaller i ulike mengder. Mens det meste av Rogaland ifølge Austbø et al. (2008) består av harde grunnfjellsbergarter som gneiser og granitt, sees lite av dette akkurat i Stavanger. Her er omdannet grus dekket av løsmasse, stein, sand, grus og leire i tillegg til den yngre bergarten fyllitt som er skiftig løs og forvitret lettere enn andre bergarter (Austbø et al., 2008).

Bergartsgeologi

Kartet i figur 3.3 viser at det prøvetatte området i Sandnes og Stavanger i stor grad er preget av fyllitt og glimmerskifer, diorittisk til granittisk gneis og migmatitt. Dette viser også resultatene fra LITO-prosjektet (NGU, 2012) som er et prosjekt NGU jobber med for å kartlegger den geokjemiske sammensetningen og de petrofysiske egenskapene til alle bergartsenheter i Norge.

Fyllitt er en omdannet (metamorf) bergart hovedsakelig sammensatt av finkornet kvarts, lys glimmer og kloritt, med fløyelsglinsende, gjerne småkruset, skifrig, sølvgrå overflate (GeoLeksi, 2012). **Glimmerskifer** er veldig lik fyllitt, men skilles fra denne ved at den har grove, lett synlige flak av glimmer (GeoLeksi, 2012a). Både fyllitt og glimmerskifer er lettoppløselige og kalkrike bergarter som gir god tilgang på plantenæring og grunnlag for et svært



Figur 3.3: Berggrunnskart for Sandnes og Stavanger.

rikt plante- og dyreliv (Bryn og Rekdal, 2002). **Gneisene** er karakterisert ved massive granit-
tignende slirer og lag i en mørkere, mer skifrig grunnmasse og gis navn etter karakteristiske
mineraler (GeoLeksi, 2012b). **Migmatitt** en gneisaktig bergart sammensatt av to klart adskilte
deler; den ene metamorf og den andre mer homogen granittisk og grovkornet (GeoLeksi, 2012c).

Det er tidligere gjort undersøkelser, se f. eks. NGU (2012) og Reimann og de Caritat (1998),
som viser grunnstoffers hovedmineraler og mulige vertsmaterialer og bergarter. NGU har med
LITO-prosjektet NGU (2012) tatt 9 prøver som viser at ingen av bergartene i Sandnes og
Stavangerområdet inneholder ekstremt høye verdier for noen av grunnstoffene som er beskrevet
i denne oppgaven, men det er funnet noe. Da Sandnes og Stavanger har helt ulik geologi, kan
dette påvirke resultatene i denne oppgaven.

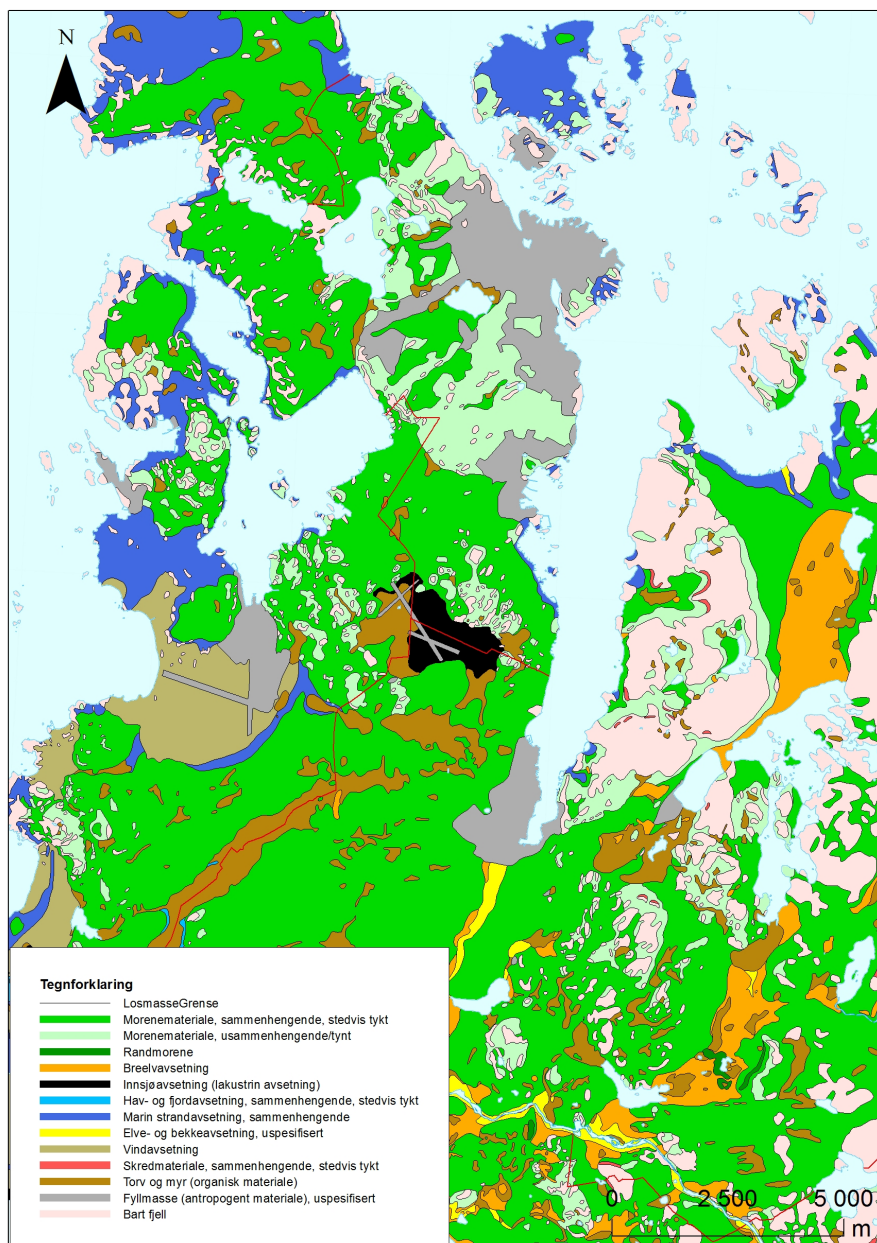
I boken "Chemical Elements in the Environment" (Reimann og de Caritat, 1998) finnes en
oversikt over konsentrasjoner av grunnstoff i jordskorpen og i fjell. Disse dataene er et gjen-
omsnitt av hypotetiske masser som har en helt lik sammensetning, og bør derfor behandles
med varsomhet (Reimann og de Caritat, 1998). De er i større grad basert på "expert guesses"
enn reelle verdier, men sees på som tilstrekkelige for å kunne gi et inntrykk av den ulike
kjemiske sammensetningen av jordskorpen og bergarter. Tungmetallene som presenteres i denne
oppgaven finnes i tabell 3.1, med det som ifølge Reimann og de Caritat (1998) kan være typiske
bergarter og aktuelt innhold av tungmetallet i bergarten. I vedlegg B finnes en oversikt med
flere bergarter.

Tabell 3.1: Typiske bergarter med innhold av tungmetaller beskrevet i denne oppgaven. (Reimann
og de Caritat, 1998).

Grunnstoff	Mulig bergart	Mengde (mg/kg)
Arsen	Granitt/Granodioritt	3
	Kull	10
	Skifer	13
Bly	Granitt/Granodioritt	3.6
	Kull	20
	Skifer	22
Kadmium	Granitt/Granodioritt	0.1
	Kull	1
	Skifer	0.25
Kobber	Granitt/Granodioritt	12
	Kull	20
	Skifer	45
Krom	Kull	20
	Skifer	100
Kvikksølv	Granitt/Granodioritt	0,03
	Skifer	0.18
Nikkel	Kull	20
	Skifer	70
Sink	Granitt/Granodioritt	50
	Kull	50
	Skifer	100

Kvartærgeologi

Ottesen et al. (2000a) påpeker at den kjemiske sammensetningen av løsmasser varierer naturlig over både store og små avstander. Mineraler, bergarter og organisk materiale kan ifølge Ottesen et al. (2000a) brytes ned via kjemisk og mekanisk forvitring, og danner løsmasse som blir transportert omkring på jordoverflaten ved hjelp av for eksempel vann, vind og menneskelig aktivitet. Løsmassekartet for Sandnes og Stavanger er gitt i figur 3.4. De grå områdene på kartet viser områder der det finnes fyllmasse/antropogent materiale. Dersom man sammenlikner dette kartet med kartene i figur 4.1 og 4.5, ser man at områdene som i stor grad domineres av løsmasser er områder med menneskelig aktivitet over lengre tider.



Figur 3.4: Løsmassekart for Sandnes og Stavanger.

4

Historisk oversikt

Hvordan byene Sandnes og Stavanger er blitt til, og hvordan de har utviklet seg gjennom årene, kan gi oss kunnskap om potensielle kilder til grunnforurensning. I et bymiljø har det vært forskjellige aktive forurensningskilder gjennom historien, og jorden i byene har vært resipienten for denne historiske forurensningen og nåværende forurensning (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009). Steder som har vært befolket i lange tider kan derfor ifølge Ottesen og Langedal (2008) være de steder som kan være mest forurenset. Byutvidelsen av de to byene vil kunne fortelle oss hvor i byene mennesker har bodd lengst, og på den måten gi oss informasjon om at her kan det finnes mest forurensninger. Med bakgrunn i historiske data kan man bli oppmerksom på hvilke områder man bør vise spesiell aktsomhet med tanke på forurenset grunn.

Det er gitt i dokumentet ”Mal for utarbeidelse av aktsomhetskart for forurenset grunn” (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009) at det bør ansettes en profesjonell historiker som gjennomgår byens industri- og håndverkshistorie for å lage et aktsomhetskart. Ved å benytte ulike leksika (Austbø et al., 2008; Gaudland og Jacobsen, 2003; Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010; Næss, 1998), samt det tidligere utformede aktsomhetskartet for Stavanger (se kapittel 5.2.5), rapporten til Moen (2001) og andre historiske kilder, er det forsøkt å lage en oversikt over denne historien. Selv uten en profesjonell historiker er det mulig dette kapitlet kan gi en pekepinn på hva slags industri og menneskelig aktivitet som har bidratt og kan bidra til forurensning av jorden i Sandnes og Stavanger i dag.

Områder og tidspunkt for store bybranner i de to byene vil få sitt eget avsnitt. Som vi vil se i kapittel 4.2.2 og 4.1.2, har det vært mange bybranner gjennom årene i Sandnes og Stavanger. Ifølge Ottesen og Langedal (2008) kan både eldre og nyere bygninger inneholde miljøgifter i for eksempel ledninger, maling, betong og beslag. Dette kan medføre at brann-tomter kan inneholde tungmetaller og andre forurensninger. Som en følge av ufullstendig forbrenning, kan også bybranner føre til danning av PAH, men også PCB og TBT (Ottesen og Langedal, 2008).

Industrien i Sandnes og Stavanger har vært knyttet til bruk av havnen gjennom mange år (Moen, 2001). Sandnes har vært kjent for sin teglverk- og pottemakerindustri, der bedrifter som Gann, Graveren og Simonsen-familien har drevet med teglstein og pottemakeri helt opp til den nyere tid (Hove, 2003). Som følge av at kull ble brukt som fyringsmateriale, kan jorden i disse områdene ha blitt forurenset med tungmetaller. Kull inneholder alle tungmetallene nevnt i denne oppgaven med unntak av kvikksølv (Reimann og de Caritat, 1998). På 1600-tallet

ble det bygget enkelte større seilskuter i Stavanger by, men først mot slutten av 1700-tallet fikk byen en egen skipsfartnæring og større skipsverft (Austbø et al., 2008). Gjennom årene er skipsverft, hermetikkindustri og havnevirksomhet den industrien som i størst grad har dominert i Stavanger. Hermetikkindustrien kan ha forårsaket forurensning av olje og tungmetaller, og da spesielt loddetinn som ble brukt for å lodde boksene sammen (Ottesen, 2012). Tidligere kartlegging av skipsverft i Norge Klif (2004), er gjort fordi nybygging, reparasjon og vedlikehold av båter ved skipsverft, har ført til utslipp av ulike miljøgifter. Her er blant annet skipsverftene Kværner Rosenberg AS og Bjørnevik Brødrene AS i Stavanger på prioriteringslisten over verft som må følges opp. Maritime GMC og Rogalans Skipsservice AS i Stavanger og Offshore & Marina AS i Sandnes er havnet på listen, men er i mindre grad prioritert.

Den historiske oversikten i denne oppgaven vil ikke være komplett, og det vil være flere bedrifter og virksomheter i Sandnes og Stavanger gjennom tidene som kan ha bidratt til forurensning i jorden. De to byene presenteres hver for seg med generell historie, byutvidelser, bybranner og industrihistorie. Industrihistoriedelen vil i stor grad fokusere på årene fra slutten av 1700-tallet frem til idag, da det var på denne tiden byene ble industrialisert. I tillegg til teglverk- og pottemakerindustri og skipsverft, har det også ligget annen industri innenfor prøvetakingsområdene. For den resterende industrien i de to byene, gjøres det kun en oppsummering av hvor industrien har ligget og hva slags aktivitet som har vært på området. Bedrifter/anlegg i Sandnes og Stavanger by, som rapporterer årlige utslipp til luft og vann til Klif eller Fylkesmannen, presenteres til slutt i tabell 6.1.

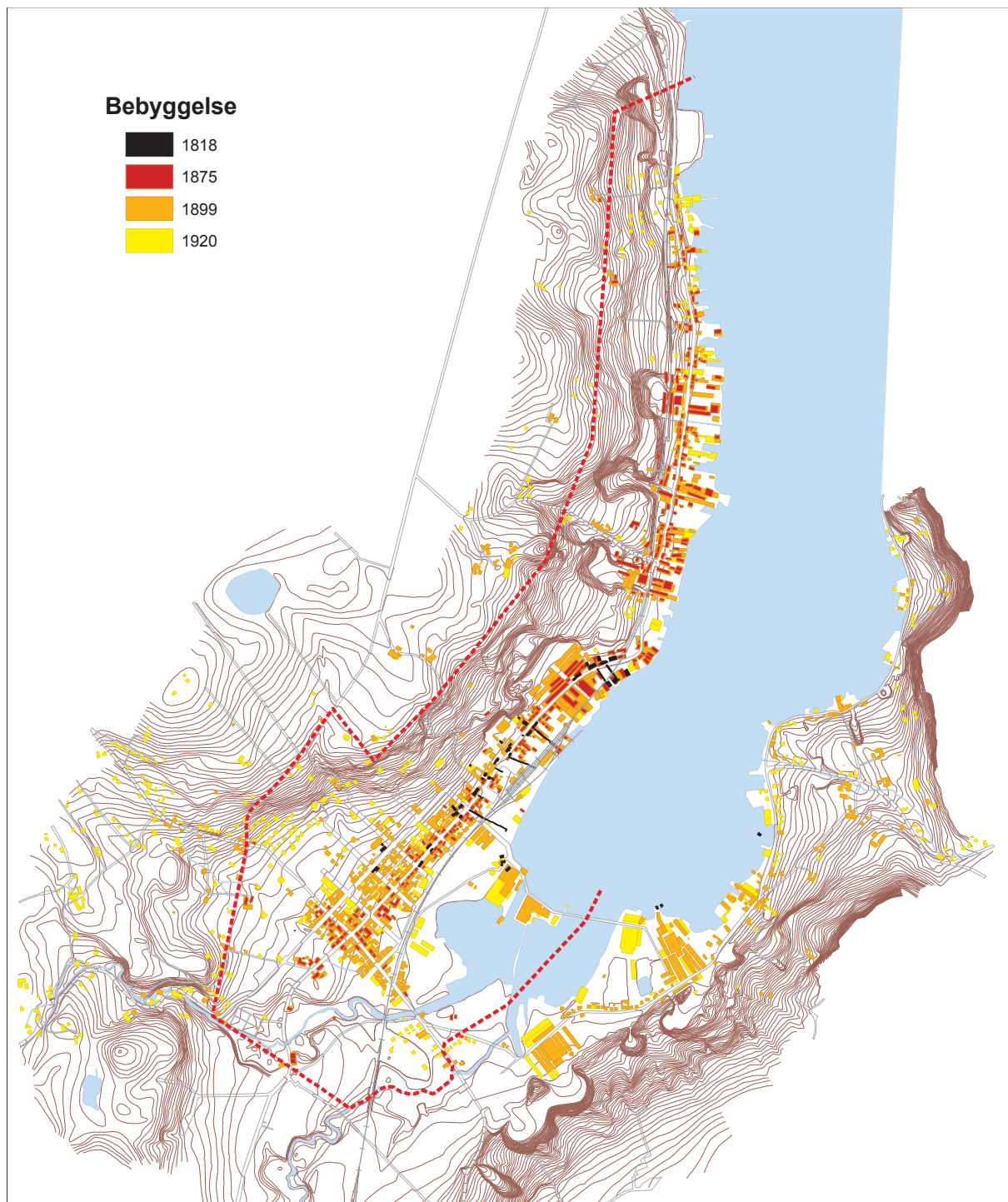
4.1 Sandnes by

Sandnes ligger innerst i Gandsfjorden og er mest kjent for sin teglverk- og pottemakerindustri. Leirgrunn finnes overalt i byen, med de største forekomstene på byens østside (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). Gamle Sandnes var ingen stor by, og mye av den økonomiske aktiviteten var samlet på et lite område langs med Gandsfjorden og Vågen. Med unntak av Sandnæs Teglverk, den første håndverksindustrien i Rogaland som ble etablert i 1783 med 4(!) ansatte, levde de fleste i Sandnes frem til 1900-tallet av jordbruk og håndverkvirksomhet. Ifølge Gaudland og Jacobsen (2003) har industrien i Sandnes gjennom årene vært preget av leirvareindustri, trevareindustri og mekanisk industri, men også i senere tid av sykkelproduksjon.

4.1.1 Byutvidelse

Bosetningshistorien til Sandnes kan spores langt tilbake i tid, men først mot slutten av 1600-tallet er det dokumentert bebyggelse. Ifølge Jøssang, Langhelle og Tysdal (2010) har det bodd svært få mennesker i Sandnes frem til slutten av 1800-tallet. Den første tettstedsbebyggelsen i Sandnes lå langs Gandsfjorden, i Strandgata, nord for dagens sentrum (Fundingsrud, 2009) (figur 4.1). De eldste husene på Norestraen fra midten av 1600-tallet var små strandsitterstuer ved sjøkanten (Fundingsrud, 2009). Her var de beste havneforholdene, og kommunikasjonen ble ytterlig forbedret da hovedveien fra Stavanger ble lagt gjennom tettstedet. Dette medførte at bebyggelsen fikk en langstrakt form etter veien og strandlinjen (Fundingsrud, 2009). I 1860 ble stedet gitt landestedsrettigheter og ble en by (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). I ettertid har byutvidelsen av Sandnes fulgt den samme trenden, og har vokst rundt og ut ifra den tidligere

bebyggelsen rundt Vågen.



Figur 4.1: Bebyggelsen i Sandnes fra 1818 til 1920 (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). Gjengitt med tillatelse fra Brit Nyfors (Sandnes Kommune).

4.1.2 Bybranner

Det har ikke vært like mange branner i Sandnes som i Stavanger (se kapittel 4.2.2). Grunnen kan være at færre personer har bodd i Sandnes. Færre bygninger og tidlig innføring av tvang av bygging i mur kan også være noe av grunnen. I 1897 var det en stor bybrann i Kyrresgaten til Kirkegaten der 39 hus og våningshus brant ned (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). Som en følge av den store brannen i 1897 ble murtvang gjort gjeldende i Sandnes og alle nye hus måtte bygges i mur. Dette medførte at mange skaffet seg tomter på Høyland, og her steg folketallet kraftig (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). Det har vært storbrann på teglverket Gravaren (innerst i Vågen) i 1956, og i Vågen ved Olav Kyrres gate i 1978 da hele Sandnes Garn fabrikk brant ned (Lavold et al., 1998).

4.1.3 Industri i Sandnes

Sandnes hadde tidlig betydelig industri lokalisert rundt de indre havneområdene, der særlig ullvare-, leirvare-, sko-, sykkel-, jern-, metall- og støperiindustri hadde stort omfang frem til 1970-tallet (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003). I dag drives det noe betongvirksomhet, samt Offshore Marine AS som driver vedlikehold av skip og offshoreinstallasjoner (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003).

Teglverk og potterier

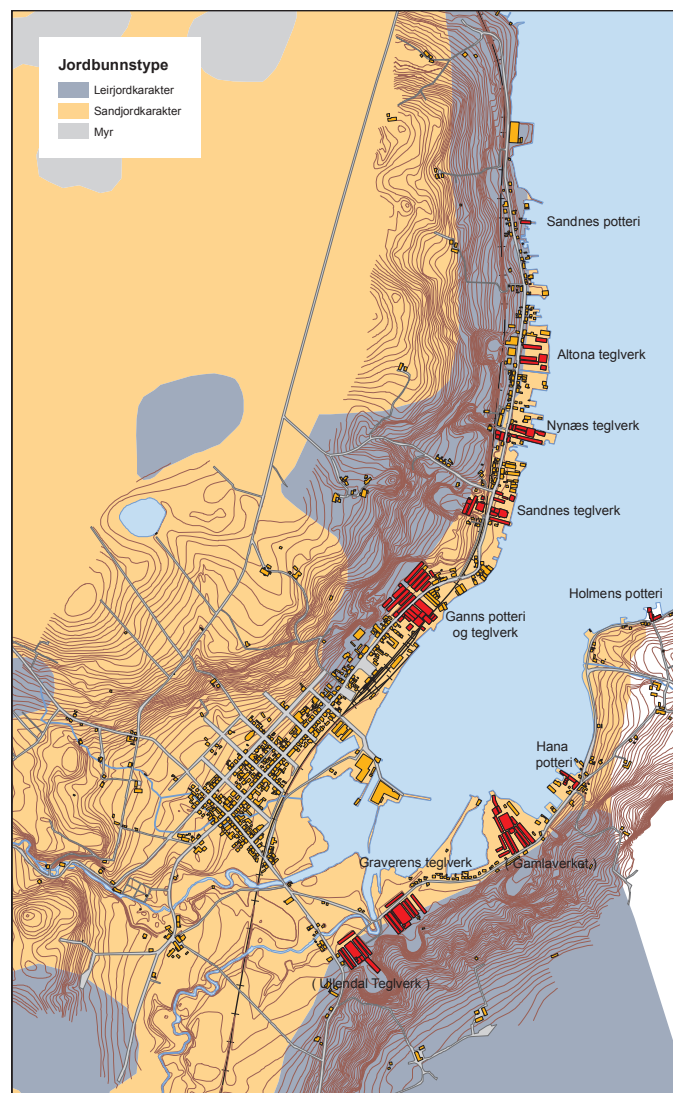
På 1800-tallet var det flere teglverk og potterier i Sandnes. Man snakket om de "sju teglverka", da dette var noen av de største. For å brenne mursteinen ble det fyrst med kull som ble fraktet med trillebår over lengre avstander (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). De "sju teglverka", med år i produksjon, er gitt i tabell 4.1. Teglverkene lå i stor grad rundt Gandsfjorden og Vågen (figur 4.2). Graverens teglverk var i drift lengst (1852-1997). Ifølge Grimstvedt (1991) har det i tillegg til de allerede inntegnede tegl- og potteriene på kartet, ligget flere startet etter 1875 langs hele Strandgaten og Havnegaten.

Annen type industri

Krossen i Sandnes, også populært kalt "Chicago", var stedet der handelssentrum på slutten av 1800-tallet utviklet seg (Gaudland og Jacobsen, 2003). Flere sko og skotøyforretninger, DBS, en havremølle, bilforretning/motorverksted, møbelfabrikk og også en konfeksjonsfabrikk med produksjon av kraftfôr og kunstgjødsel, har ifølge Gaudland og Jacobsen (2003) ligget i dette området. Braasten sko har skodd små og store siden virksomheten tok til som garveri i 1879, der det har vært drevet gårdsbruk med kyr og hester, salg av lærvarer og sko (Gaudland og Jacobsen, 2003). Markene er i dag bebygd med boliger. Braasten holder tradisjonen i hevd, og er en av de få som fremdeles driver skomakervirksomhet. Jonas Øglænds sykkelfabrikk (senere DBS), startet sykkelproduksjon omkring 1908 langs Solaveien, Eidsvollsgate og Erling Skjalgssons gate (Gaudland og Jacobsen, 2003). Her ble den liggende frem til 1972 da produksjonen ble så stor at fabrikk ble flyttet ut på Kvål. Sven Kvila A/S bilforretning/verksted lå fra 1992 i Langgaten 59, så senere i Våsgaten 16 til lokalene i 1990 var blitt for små, og dagens eiendom på Lura ble kjøpt (Gaudland og Jacobsen, 2003). Langs Vågen har også Block Watne og Fjogstad hus (begge produsenter av trevarer og ferdighus) ligget.

Tabell 4.1: De ”sju teglverka” i Sandnes (Grimstvedt, 1991).

Teglverk	År i produksjon
Sannæs Teglverk - Gamlaverket	1784-1916
Graverens Teglverk	1852-1997
Altona Teglverk	1854-1920
Ullendals Teglverk - Graverens nr. 3	1860-1976
Nynæs Teglverk - O.C. Østraadt A.S.	1873-1959
Ganns Potteri- og Teglverk	1873-1976
Lura Teglverk	1900-1917
Gamlaverket	1903-1914
Altona Teglverk	1986-1914
Nynæs Teglverk	1986-1914



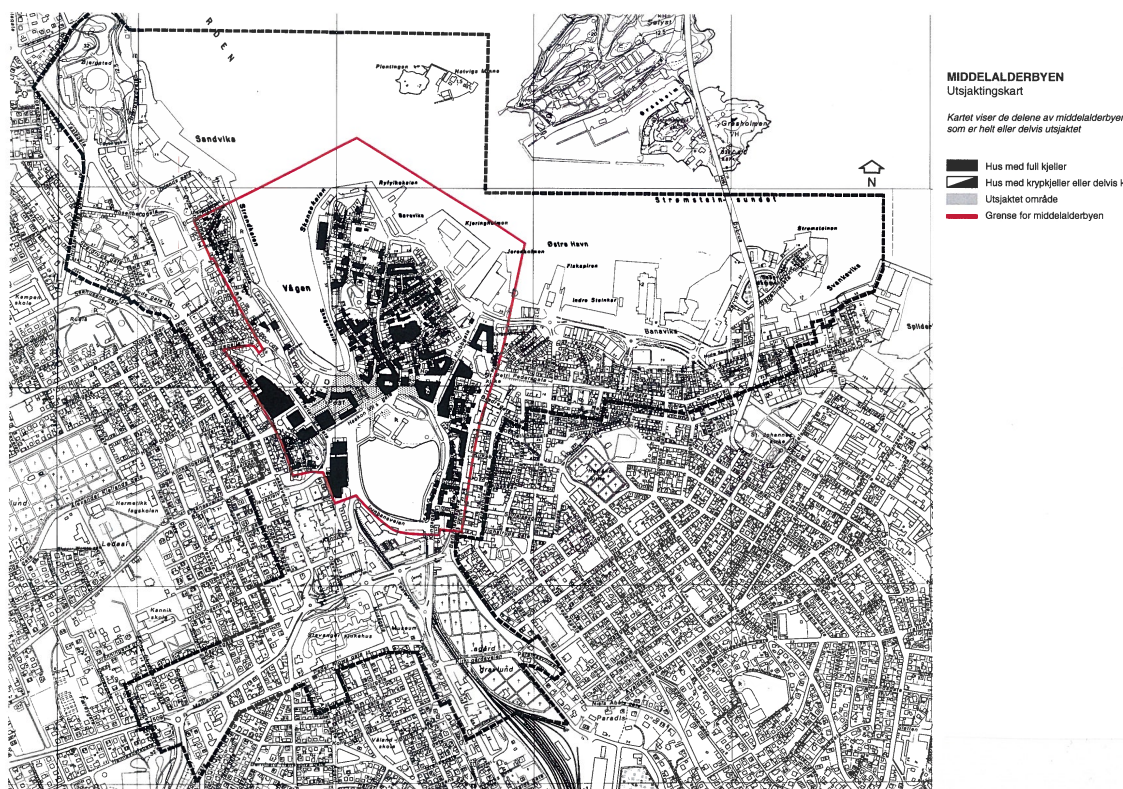
Figur 4.2: Oversikt over teglverk og potterier i Sandnes omkring 1920, og jordbunnstyper (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). Gjengitt med tillatelse fra Brit Nyfors (Sandnes Kommune).

De Forente Uldvarefabrikker har ligget på Figgjo siden slutten av 1800-tallet der det er produsert ullvarer og badedrakter (Rådmannen i Sandnes, 2008). Den eksisterende bygningsmassen ble bygget i 1905 grunnet brann. I 1981 stoppet produksjonen (Rådmannen i Sandnes, 2008), og i dag ligger Malthus, Figgjo forskalingsfabrikk, på området.

Tidlig i 1889 var man i gang med å klargjøre tomten i Vågen, der Sandnes Uldvarefabrikk skulle ligge (Gaudland og Jacobsen, 2003), og i 1890 var første driftsår. Her var det produksjon av farget garn, vevde varer og ullprodukter. Ifølge Sandnesgarn.no (2012) lå fabrikken ved Vågen frem til 1978 da den ble flyttet til Foss Eikeland hvor den ligger den dag i dag.

4.2 Stavanger by

Grunnleggingen av Stavanger kan tidfestes til ca. 1125, men vokste lite de neste århundrene da byen lå i skyggen av Bergen gjennom hele middelalderen og derfor ikke ble regnet som noen betydelig kjøpstad (Austbø et al., 2008). Figur 4.3 viser hvordan middelalderbyen tidligere så ut og hvordan bebyggelsen er nå i samme område. Stavanger har alltid vært preget av at det er en by ved havet. Av den grunn var også sjøen på et tidlig tidspunkt samferdselsåren for handel og impulser utenfra (Moen, 2001). Ved inngangen til 1800-tallet var Stavanger fremdeles nærmest et strandsted med rundt 2500 innbyggere, der den eldste bebyggelsen lå i dagens bykjerne (Austbø et al., 2008).



Figur 4.3: Delene av middelalderbyen som er helt eller delvis utsjaktet (Stavanger kommune, 1995). Gjengitt med tillatelse fra Stavanger Kommune.

Stavanger, som vi kjenner byen i dag, har i all hovedsak vokst frem de siste 200 årene. I løpet av denne perioden har Stavanger ridd på bølgen av fem store næringer som til dels har overlappet hverandre: sildefisket fra inngangen på 1800-tallet til 1870-årene, skipsfart fra ca. 1850 til ca. 1960, hermetikkperioden fra slutten av 1800-tallet til ca. 1960, verftsindustrien fra slutten av 1800-tallet og langt ut over 1900-tallet, og til sist oljenæringen fra 1960 til i dag (Stavanger kommune, 2011). Stavanger er i dag en av landets største skipsfartsbyer. Ved utgangen av 2006 var det registrert 110 skip med en samlet tonnasje på nesten 3 millioner bruttotonn i Stavanger (Austbø et al., 2008).

4.2.1 Byutvidelse

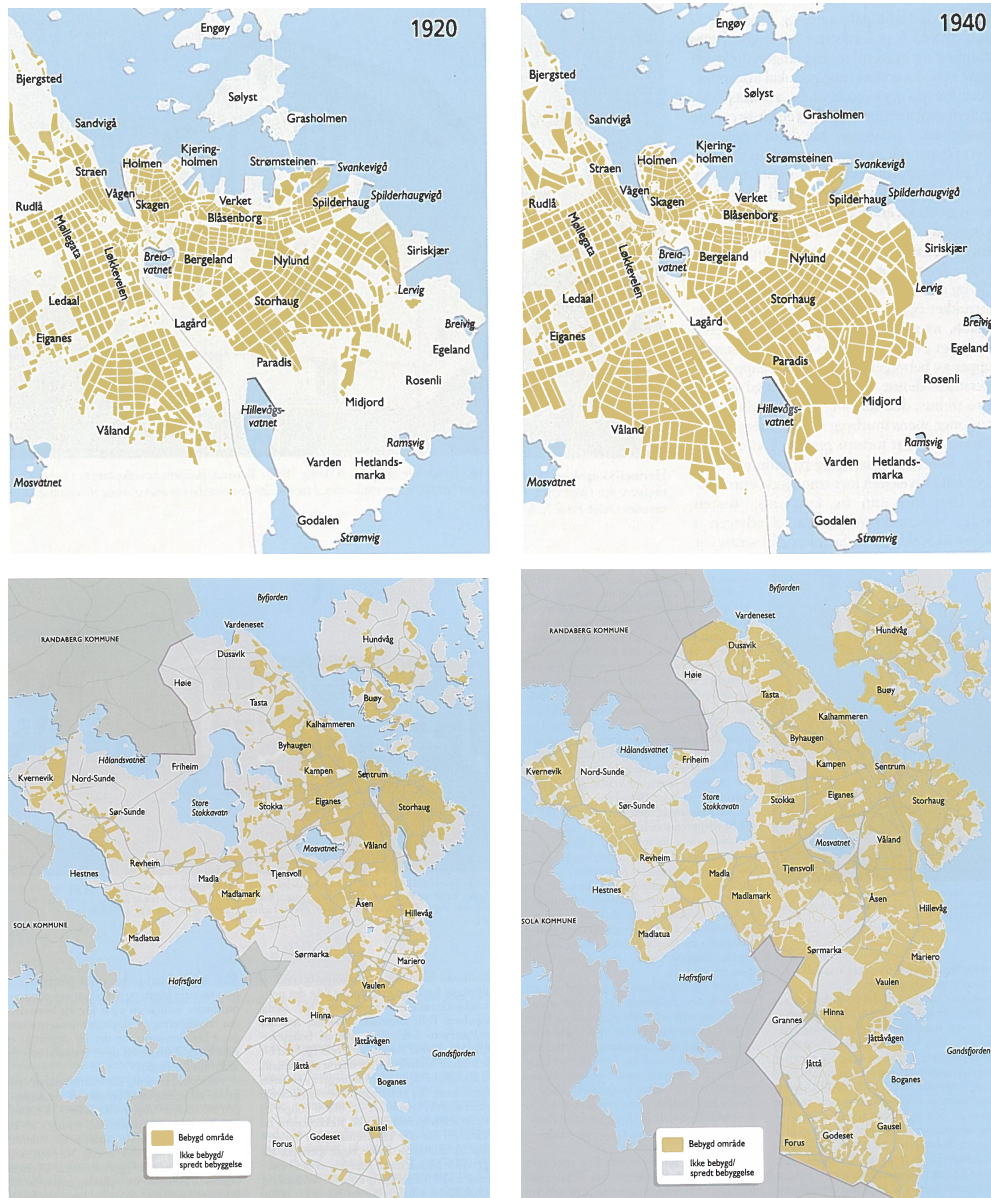
Ifølge (Austbø et al., 2008) kan man dele byens tidlige vekst opp i forholdsvis tre markerte faser som i stor grad er avleiret som årringer av tidstypisk bebyggelse rundt bykjernen. Disse er:

- I *sildeepoken* (ca. 1820-1865) ble innbyggertallet nesten syvdoblet fra vel 2000 til 14 000 mennesker da det var store forekomster av sild utenfor kysten av Rogaland. Dette ga byen en god økonomisk vekst, som gjorde at byen ble landets fjerde største og bidro til Stavangers første byutvidelse østover mot Spilderhaug i 1848. Med virkning fra 1. januar 1849 ble Konventgrunnene, Pedersgjerde, Blåsenborg, Verket, Rosenkildehagen, Bergeland, Kannik og en mindre del av Bispeladegård (se grønt område på kart) (figur 4.4) overført fra Hetland kommune. Her var allerede store deler av arealet bebygde på denne tiden.
- Neste fase er *seilskipsepoken* (1860-1890) som på denne tiden overtok som Stavangers viktigste økonomiske grunnlag. Dette ga også grunnlag for byutvidelsene først i 1867 med Eiganes-løkkene og Øer (se gult område på kartet), og så med de nordligste delene av Hetlandshalvøya i 1878. I tillegg ble også Buøy og Engøy innlemmet i Stavanger (se oransje område på kart, figur 4.4). Sjøfarten skapte tusenvis av arbeidsplasser, men satte ingen nevneverdige spor i form av næringsbygg, noe som medførte at byen beholdt sitt småbypreg gjennom denne perioden.
- Tredje fase er *hermetikkepoken* (1890-1914), da brislinghermetikk ble Stavangers viktigste eksportvare. Hermetikkindustrien tok først i bruk ledige sjøhus etter sildnæringen som da ble om- og påbygd, men i andre halvdel av 1890-årene ble egne murfabrikker reist. Ved lov ble det på begynnelsen av 1900-tallet bestemt at enda større områder skulle innlemmes i Stavanger. Ytterligere enkelte deler av Storhaug og Våland ble i 1906 en del av byen (se grått område på kartet), mens i 1923 ble det bestemt at Stavanger bygrense skulle endres slik at den også omfattet deler av Tasta, Tjensvoll, Våland, Hillevåg og resten av Storhaug (se brunt område på kartet, figur 4.4).



Figur 4.4: Kart fra 1920-årene som viser fem byutvidelser fra 1848-1923 (Austbø et al., 2008). Gjengitt med tillatelse fra Wigestrands Forlag.

Den senere byutvidelsen av Stavanger sees i figur 4.5 med en oversikt over byutvidelsen fra 1920-2008. Frem til slutten av 1800-tallet var bebyggelsen konsentrert til midtbyen, men etter 1940 har byen begynt å spre seg utover til nåværende utbredelse. I de senere årene har mye av byveksten også skjedd ved fortetting (Austbø et al., 2008).



Figur 4.5: Byutvidelsene fra 1920-2008 (nederst til venstre, 1968, nederst til høyre 2008) (Austbø et al., 2008). Gjengitt med tillatelse fra Wigestrands forlag.

4.2.2 Bybranner

Gjennom historien har Stavanger hatt mange bybranner, der noen var svært alvorlige og gjorde stor og langvarig skade. I Stavanger by har det vært ni bybranner, henholdsvis i 1633, 1683, 1716, 1766, 1768, 1793, 1833, 1860 og den siste, men litt mindre, i 1924 (Næss, 1998; Stavanger kommune, 1995). En av disse brøt løs 20. september 1633, der 75% av bebyggelsen gikk opp i flammer (Elgvin, 1956). Mariakirken, rådhuset, bispeboligen og sokneprestens hus strøk med, det samme gjorde to bygninger på Kongsgård (Elgvin, 1956). I 1683 gikk ca 150 av byens 350 hus opp i flammer (Elgvin, 1956). Den siste av de store brannene som rammet Stavanger i 1860 gjorde at 204 hus i Østervåg, på Bakken og Holmen gikk opp i flammer og ytre del av sentrumshalvøya ble dermed lagt i grus (Gundersen, Molaug og Pedersen, 2004). Av den grunn ble bygningene i Stavanger i senere tider bygget med tak kalt kalt ”brukkede møne” for at brannene i mindre grad kunne spres (Stavanger kommune, 1995). Oversikt over bybrannene finnes i tabell 4.2 og plasseringen kan sees av kartet i figur 4.6.

Tabell 4.2: Bybranner i Stavanger (Elgvin, 1956; Gundersen, Molaug og Pedersen, 2004; Næss, 1998; Stavanger kommune, 1995).

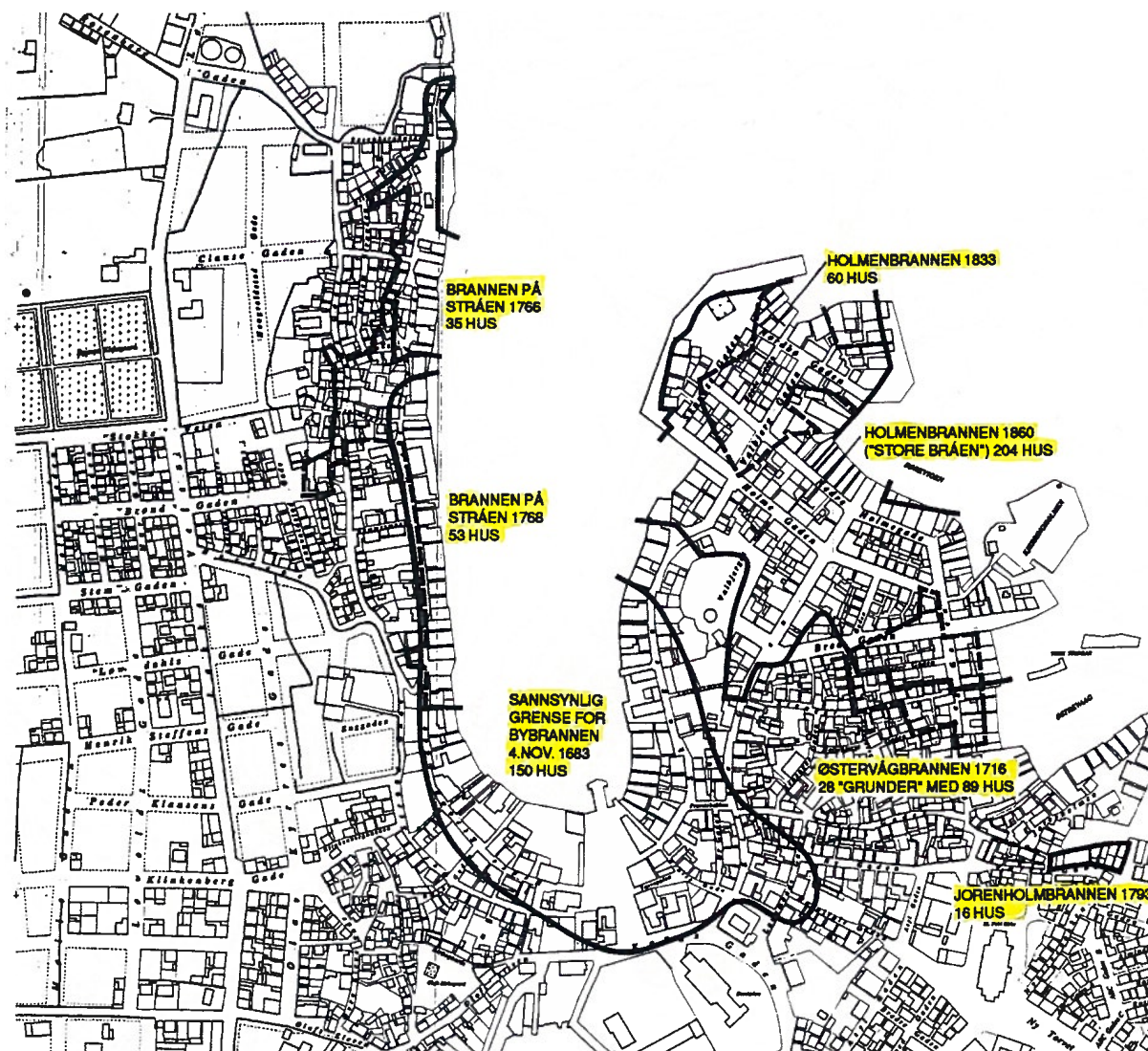
År	Sted
1633	Innerst i Vågen
1683	innerst i Vågen
1716	Østervåg
1766	På Straen utover mot Blidensolstredet
1768	På Straen utover mot Blidensolstredet
1793	Jarenholmbrannen
1833	På Holmen
1860	På Holmen (Store Bråen)
1929	Hospitalgata

4.2.3 Industri i Stavanger

I hovedsak har de fleste industrielle virksomhetene i Stavanger ligget rundt havneområdet. Veksten i Stavanger startet med full kraft når sildehandelen fikk sin virkelige oppblomstring rundt 1820 (Moen, 2001). Som en følge av dette ble byens sjølinje fylt av skipsverft og sjøhus som lå helt inntil sjøkanten. Rundt 1860 var det 13 verft i og nær byen, mot kun tre i 1830, før det igjen tok seg opp som en følge av hermetikperioden.

Skipsfart og skipsbygging i Stavanger

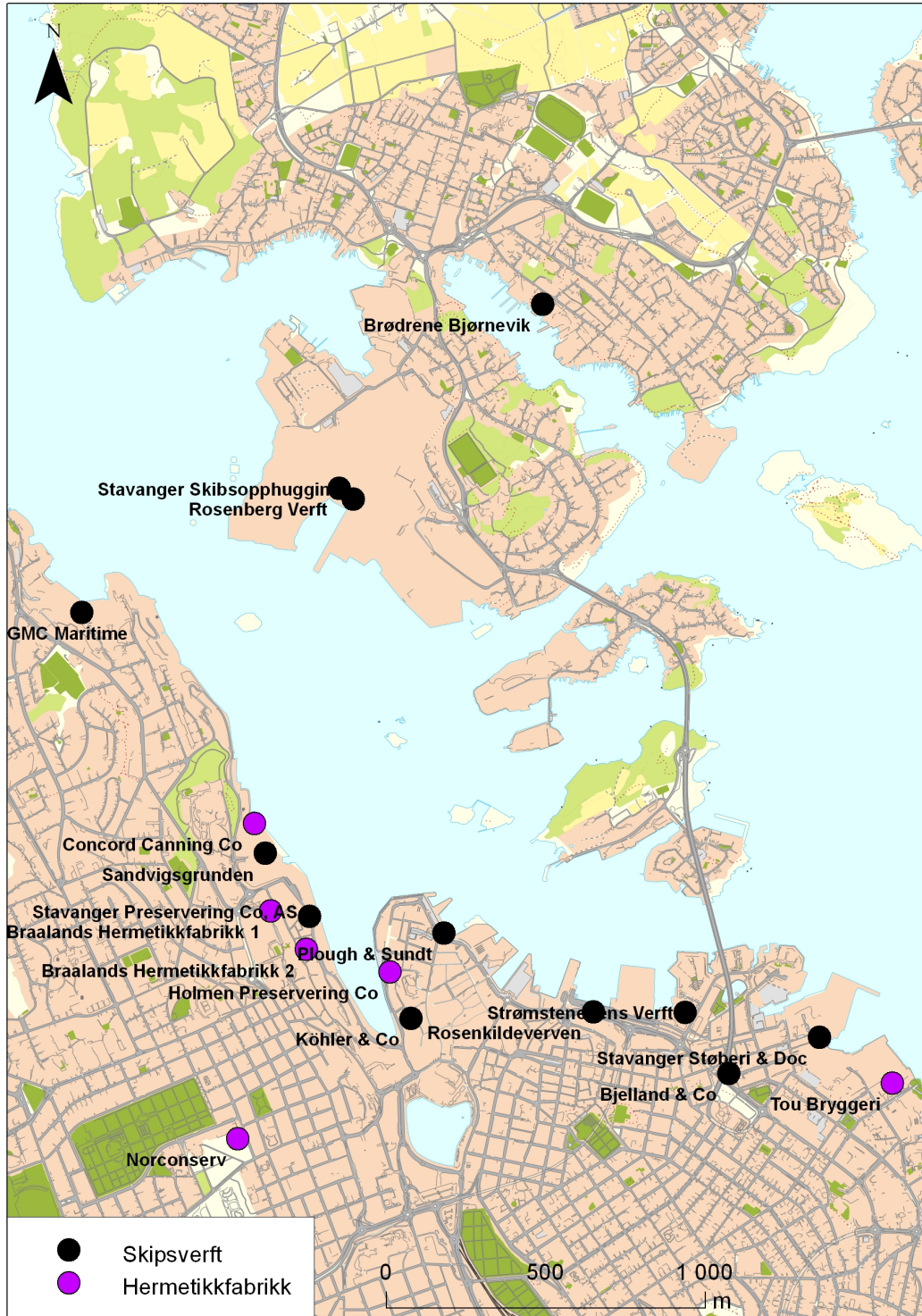
I første halvdel av 1800-tallet ble det utviklet et næringsliv i Stavanger knyttet til sildesalting, skipsbygging, handel og sjøfart. Sjøen har imidlertid alltid vært en ressurs og handelsvei for befolkningen, og båtbyggingstradisjonene går langt tilbake i tid (Austbø et al., 2008). Ifølge Austbø et al. (2008) ble det bygget endel enkle seilskuter i Stavanger på 1600-tallet, men først mot slutten av 1700-tallet fikk byen en egen skipsfartnæring og større skipsverft, blant



Figur 4.6: Oversikt over brannene som har herjet i Stavanger sentrum opp gjennom historien (Stavanger kommune, 1995). Gjengitt med tillatelse fra Stavanger Kommune.

annet Kjerringholmverven og Sandvigsgrunnen. Verftet til handelshuset Ploug & Sundt på Kjerringholmen var det største i nærmere 100 år (Austbø et al., 2008). På tomte Rosenberg ved Sandvigå startet Rosenberg Verft i 1896 opp sin virksomhet som fremdeles ligger der den dag idag. Flere skipsverft lå også mellom rekken av sjøhus i østre bydel som Rosenkildeverven og også Strømstenens Verft (figur 4.7). På slutten av 1870-årene stagnerte skipsfartsnæringen og i 1880-årene gikk de fleste gamle handelshusene i byen konkurs (Austbø et al., 2008). Samtidig gjorde den nye dampskipteknologien sitt inntog, noe som medførte at blant annet Stavanger Støberi & Doc ble etablert, før firmaet i 1931 fusjonerte med Rosenberg Verft. På Rosenberg verft har det ifølge Austbø et al. (2008) blant annet blitt bygget oljetankere, gass- og kjemikalietankskip og bolig og produksjonsdekk til oljeplattformer i 1980-årene. I tillegg var Stavanger gjennom tidene også en typisk importhavn, der de viktigste importvarene var steinull, kornvarer og fór-stoffer. De viktigste eksportvarene var hermetikk, fisk, skrapjern og stål. Båtene med kull ble blant annet losset på Kranen ved bruk av skyffel, kulltønner og trillebår (Moen, 2001). Plasseringen

til de angitte verftene som har vært eller er i Stavanger by kan sees i figur 4.7. En fullstendig liste med oversikt over de største skipsverftene, med adresse og produksjonsår, kan sees i vedlegg A.



Figur 4.7: Tidligere og nåværende hermetikkfabrikker og verft i Stavanger.

Hermetikkindustri

Tilbakegangen for gamle virksomheter knyttet til sild og sjøfart på begynnelsen av 1880-årene, bidro indirekte til å gi de første hermetikkfirmaene et konkurransefortrinn med lave etablerings- og driftskostnader (Austbø et al., 2008). En mengde ledige sjøhus ble da bygget om til hermetikkfabrikker. Da hermetikkindustrien i Stavanger vokste frem, fikk byen en økende etterspørsel etter blikkbokser. Det ble derfor etablert fem blikktrykkerier som på det meste sysselsatte 700 personer (Austbø et al., 2008). Tre av disse, Stavanger Blikemballagefabrikk, Stavanger Bliktrykkeri og Vestlandske Bliktrykkeri & Maskinværksted, lå alle i Lerviga og slo seg sammen til ett aksjeselskap i 1932 (Austbø et al., 2008). Her ble det produsert hermetikkbokser og andre blikkartikler. Ifølge Austbø et al. (2008) utviklet Stavanger seg frem mot 1. verdenskrig til å bli landets hermetikkhovedstad, da hermetikkindustrien her utgjorde rundt 70% av den totale norske eksporten. I lang tid hadde Stavanger denne statusen, men i 1973 kom et vendepunkt for industrien da den synkende dollarkursen i USA førte til et direkte inntektstap på 25%. Med innføring av kjøleskap og frysebokser ble behovet for hermetikk mindre, og i 1982 ble den siste hermetikkfabrikken lagt ned. De største hermetikkfabrikkene er angitt i vedlegg A med adresser og produksjonsår. Disse er også plottet inn på kartet i figur 4.7 (ikke blikktrykkeriene).

Annen industri

Det har i tillegg ligget annen industri på andre plasser enn rundt havnen i Stavanger. Her nevnes blant annet Vestlandske Gummivarefabrikk som har ligget i Haugesundsgata 27 der de produserte kalosjer, regntøy og arbeidsstøvler. Stavanger Gassverk lå i Løkkeveien 113-115 der det ble produsert gass ved å bruke kull og koks til forbrenning. Biprodukter som koks, tjære og ammoniakk ble solgt videre. Da gassverket var revet, viste det seg at grunnen var forurenset av miljøgifter som tjære, ammoniakk og svovelholdige forbindelser som følge av lekkasjer fra anlegget (Austbø et al., 2008). Stavanger Tinfabrikk har ligget i Ryfylkegata 45 der det er blitt fremstilt tinn, bly, typemetall, lagermetall, garnsynk samt herdede hagl-hvitmetall- og rødmetalllegeringer. Grudes konfeksjonsfabrikk med adressen Legårdsveien 6-8 sydde klær, mens Bryggeriparken AS og Energy piping AS har drevet med containere og containerproduksjon samt rør og rørprodukter. På Jadarholm, og senere Mekjarvik, har Norsk Metallretur Stavanger AS ligget som har jobbet med returmetall og skipsopphugging. Dette er bare noe av den ulike type industri som har ligget/ligger i Stavanger, og denne listen er på ingen måte fullstendig.

5

Tidligere undersøkelser

Tidligere undersøkelser i det prøvetatte området og andre byer presenteres i dette kapitlet. De største undersøkelsene av sjøbunnen, grunnen, sandfangere og stående bygningsmasse blir gjennomgått. Da det har vært flere ferdigstilte undersøkelser i Stavanger enn i Sandnes vil avsnittet for Stavanger naturlig bli litt større. Til slutt vil tidligere undersøkelser fra andre byer presenteres.

Undersøkelser av deponier (se for eksempel Pukkala og Pönka (2001) eller en oppsummering av ulike studier samt et kritisk syn på flere undersøkelser i Vrijheid (2000)) har vist at deponier ofte består av en blanding av ulike miljøgifter som kan bidra til forurensning av områder. Som beskrevet i Pukkala og Pönka (2001) kan boliger bygget på gamle deponier muligens føre til økte tilfeller av kreft og astma hos de menneskene som bosetter seg der. Da spredning av miljøgifter fra deponier ifølge Misund et al. (1989) kan gi langvarige og alvorlige forurensningsproblemer som å ramme drikkevannskilder og legge begrensninger på utnyttelse av arealer lokalt, blir resultatene fra kartleggingen av deponier i Sandnes og Stavanger (Misund et al., 1989) presentert i dette kapitlet.

5.1 Tidligere undersøkelser i Sandnes

I Sandnes er det gjort sandfangsundersøkelser, undersøkelser av sjøbunnen (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003) og noe undersøkelser av grunnen (Misund et al., 1989), blant annet i barnehager (COWI, 2008,a). Det er ikke gjort undersøkelser av stående bygningsmasse.

5.1.1 Sjøbunnsundersøkelser

Rapporten "Forurensede sedimenter i Sandnes havn" (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003) viser den påbegynte kartleggingen av sedimentene i Sandnes. Områdene som er/skal bli undersøkt er markert med navn i figur 5.1. Det er kun områdene Luravika og Somaneset og Gjestehavna det er foretatt målinger ved.

I Luravika og Somaneset er det påvist konsentrasjoner av tungmetaller i tilstandsklasse I-III, PAH i klasse II og PCB i klasse I, mens TBT er målt i klasse V (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003). Dette området er forventet utbygget, og det er derfor ikke vurdert om det skal gjøres tiltak i området. Ifølge Kjos-Hanssen og Myhre (2003) er mulige kilder til forurensningen

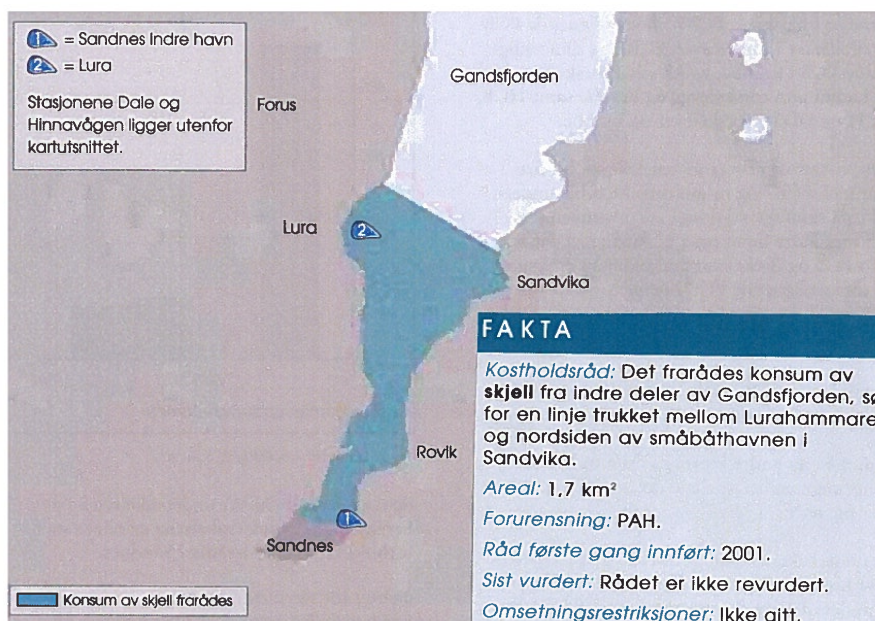
småbåthavner, avrenning fra Lurabekken, fra næringsområdet, et deponi på Varatun (som har avrenning til bekken) og også Sentralvaskeriet AS som har registrert forurenset grunn.

Gjestehavnens bunnsedimenter ble analysert i forbindelse med oppmudringsarbeid. Målingene viste konsentrasjoner av tungmetaller i klasse I-V, PAH i klasse IV og PCB i klasse III-IV (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003)). På grunn av mange aktive kilder som er uidentifisert, er det ifølge Kjos-Hanssen og Myhre (2003) bestemt at dette må stanses før en tiltaksprosess kan settes i gang. De høye konsentrasjonene kan skyldes kommunalt utslipp i området, gamle utfyllinger i østre deler av området, samt et gammelt lokalt deponi (Kjos-Hanssen og Myhre, 2003). Se figur 5.3 for tidligere deponier i området.



Figur 5.1: Oversiktskart over interessante prøvetakingsområder for sedimenter i Sandnes by.

Kostholdsråd i Sandnes ble gitt av Mattilsynet i 2001 og videreført i 2005. Status nå er råd om ikke å spise blåskjell i Sandnes (Økland, 2005). Områder underlagt kostholdsråd kan sees i figur 5.2.



Figur 5.2: Område med kostholdsråd for Sandnes (Økland, 2005). Gjengitt med tillatelse fra Gaute Hauglid-Formo, Bergfald Miljørådgivere.

5.1.2 Grunnundersøkelser

Barnehagejord

Overflatejorden i private og kommunale barnehager ble i 2006 utført av COWI i samme prosjekt som for Stavangerbarnehagene (se kapittel 5.2.2). Rundt 60 barnehager ble undersøkt, der det ble funnet høye verdier av PAH, arsen, bly og krom i totalt fire barnehager (COWI, 2008,a). Undersøkelsene viste også at det var en del CCA-impregnerte kantstokker i barnehagene, noe som medførte at alt av stokker og den omkringliggende jorden ble byttet ut (Skien, 2012).

Deponier og forurenset grunn

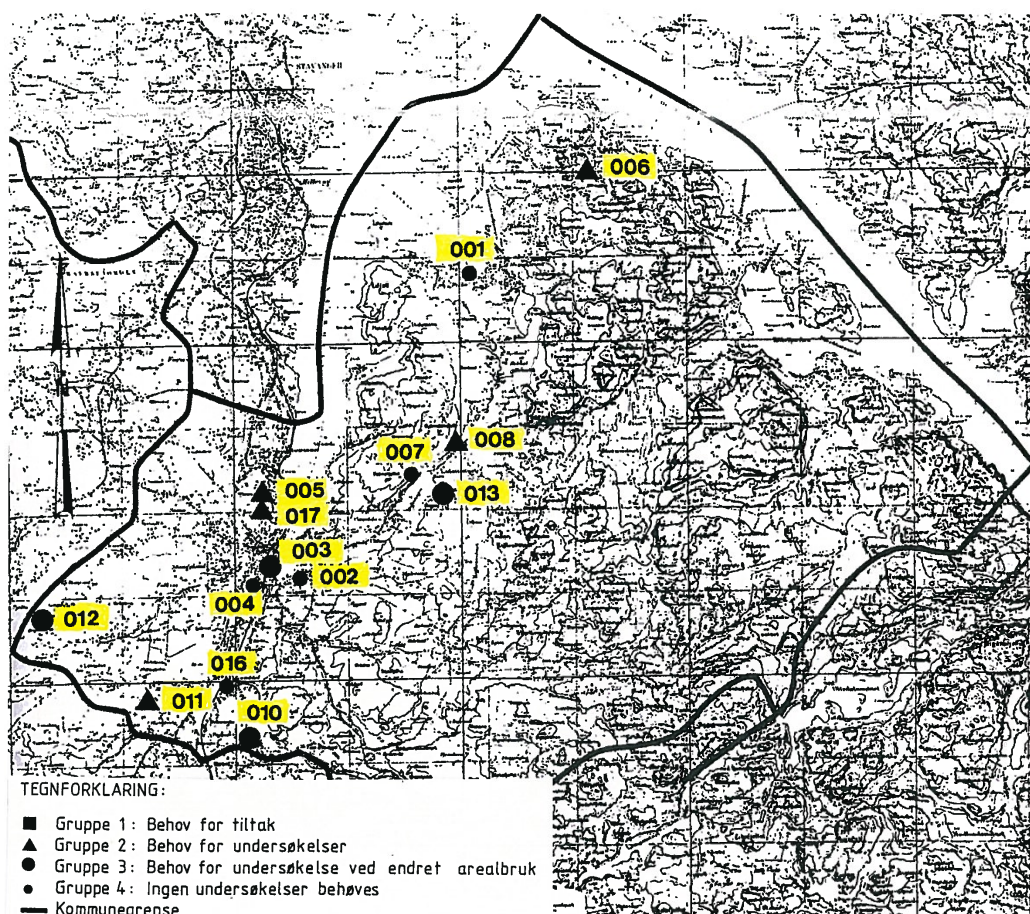
I 1989 iverksatte Klif en landsomfattende kartlegging av avfallsfyllinger og industritomter med sikte på å avdekke spesialavfall i grunnen (Misund et al., 1989). Kartleggingen ble utført fylkesvis, blant annet for Rogaland. Det er utført befaringer og undersøkelser i utvalgte bedrifter innen bransjer som erfaringsmessig gir opphav til spesialavfall. Opplysninger om deponert spesialavfall er innhentet gjennom intervjuer med blant annet driftsansvarlige på fyllingene og private avfallsoperatører samt med hjelp fra lokale interesseorganisasjoner, privatpersoner og publikum (Misund et al., 1989).

Det er utført kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sandnes. Her ligger kun noen av de undersøkte områdene innenfor området som blir undersøkt i denne oppgaven. Disse er punktene 002, 003, 004, 005, 007, 016 og 017, som er markert i figur 5.3 og viser

oversikten over avfallsfyllinger og forurenset grunn i Sandnes fra undersøkelsen av Misund et al. (1989). Ingen av disse punktene er plassert i gruppe 1 med ”behov for tiltak”, men to av disse er gruppe 2 med ”behov for undersøkelser”. For oversikt med navn og kommentarer se tabell 5.1. Mer informasjon om de ulike rapporterte områdene finnes i rapporten til Misund et al. (1989).

Tabell 5.1: Oversikt over avfallsfyllinger og forurenset grunn i Sandnes (Misund et al., 1989).

Nr	Lokalitetsnavn	Kommentar	Rang
002	Iglemyr	Kommunal fylling 1960-1966	4
003	Vågen	Kommunal fylling 1945-1955	3
004	Jærveien	Kommunal fylling 1950-1960	4
005	Varatun	Kommunal fylling 1955 -	2
007	Fyllplass v/Dybringen Rv. 13	Privat ulovlig fyllplass 1985-1989	4
016	Fylling ved Øglænd DBS	Industrifylling 1973-1973	4
017	Varatun	Metallslamdeponi 1975 -	2



Figur 5.3: Oversikt over avfallsfyllinger og forurenset grunn i Sandnes (Misund et al., 1989). Gjengitt med tillatelse fra NGU.

5.1.3 Sandfangsundersøkelser

Ifølge Skien (2012) har Sandnes kommune tatt prøver fra ca. 30 sandfangkummer som er analysert for tungmetaller, PAH og PCB. De fleste prøvene har vist resultater under normverdiene, men noen av de som viste resultater over normverdiene, ble tatt på industriområder og ved sterkt trafikkerte veier. Bakgrunnen for prøvetakingen er å få avklart hvor slam fra sandfangskummer kan leveres (Skien, 2012).

5.2 Tidligere undersøkelser i Stavangerområdet

I Stavanger er det blant annet gjort undersøkelser av barnehagejord (Andersson og Haugland, 2006) og deponier Misund et al. (1989), sandfangere (Eidem, 2012) og stående bygningsmasse (Eidem, 2012). Sjøbunnen er undersøkt i mange områder.

5.2.1 Sjøbunnsundersøkelser

Forurensningen i sjøbunnen i Stavanger-området har over tid vært målt i varierende arealomfang. Miljøgiftforekomstene er noen steder slik at status og muligheter for tiltak må utredes (Skadsheim, 2012). Den siste undersøkelsen som dekket hele det kommunale ansvarsområdet pluss tilstøtende områder i på Jærhalvøya var ”Undersøkelse av forurensningen i sedimenter i Stavanger interkommunale havn” (Moen, 2001).

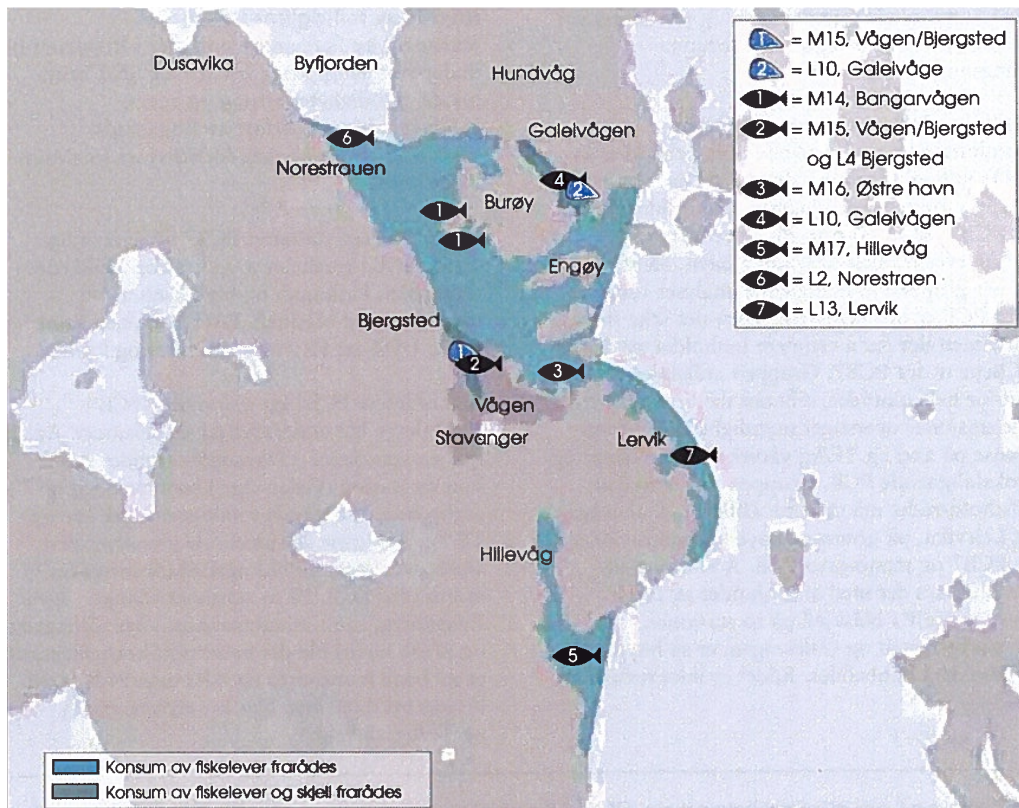
Sjøbunnen er undersøkt i forskjellige delområder av Stavanger, og er blant annet blitt utført av Moen (2001) og Rogalandforskning (2005, 2004, 2003,a). DNV har kartlagt og presentert sjøbunnsforurensningen i Bangarvågen og Vågen i sine rapporter (DNV, 2006, 2003,a). Videre undersøkte og risikovurderte DNV havnevirksomhetens forurensningsbidrag i Mekjarvika og Vågen, som er rapportert i DNV (2010,a). DNV (Nordal, 2011,a), Multiconsult (2010) og Norconsult (2011) har målt miljøgifter i sediment som ledd i utbygginger eller utfyllinger ved Søllyst, Engøy, Klasakjæret, ved Jadarholm og i Bangarvågen. I 2011 ble det igjen gjennomført en omfattende interkommunal resipientundersøkelse som inkluderte prøvetaking fra sjøbunn på 17 stasjoner som er relevante for prosjektet for forurenset sjøbunn i Stavanger (Skadsheim, 2012).

Kostholdsråd gitt av Mattilsynet i 2001 og videreført i 2005 (Økland, 2005). Status er råd om ikke å spise blåskjell og lever fra torsk fanget i Stavanger sine havneområder (Økland, 2005). Se figur 5.4. Kostholdsrestriksjonene viser at miljøgifter blant annet fra sjøbunnen kan skade sjødyr og folks helse (Skadsheim, 2012).

5.2.2 Grunnundersøkelser

Barnehagejord

På grunn av påviste forurensinger i barnehagejord i tidligere undersøkelser fra andre byer, som for eksempel Trondheim (Hole og Frøland, 2008) og Tromsø (Jartun, Ottesen og Volden, 2002), var det ønsket å kartlegge innholdet av barnehagejord i Stavanger. I 2006 kartla Stavanger kommune alle de 130 barnehagene i byen, sammen med 7 lekeplasser, der resultatene fra undersøkelsen viste at det var behov for å skifte ut jordmasser i 30 av barnehagene og på 5 av lekeplassene. I tillegg måtte CCA- og kreosotimpregnerte kantstokker skiftes ut i 111



Figur 5.4: Område med kostholdsråd for Stavanger (Økland, 2005), gjengitt med tillatelse fra Gaute Hauglid-Formo, Bergfald Miljørådgivere.

barnehager. I totalt seks barnehager ble det funnet minst én jordprøve der innholdet av bly oversteg tiltaksgrensen på 100 mg/kg (Andersson og Haugland, 2006). Oppryddingen ble fullført i 2011.

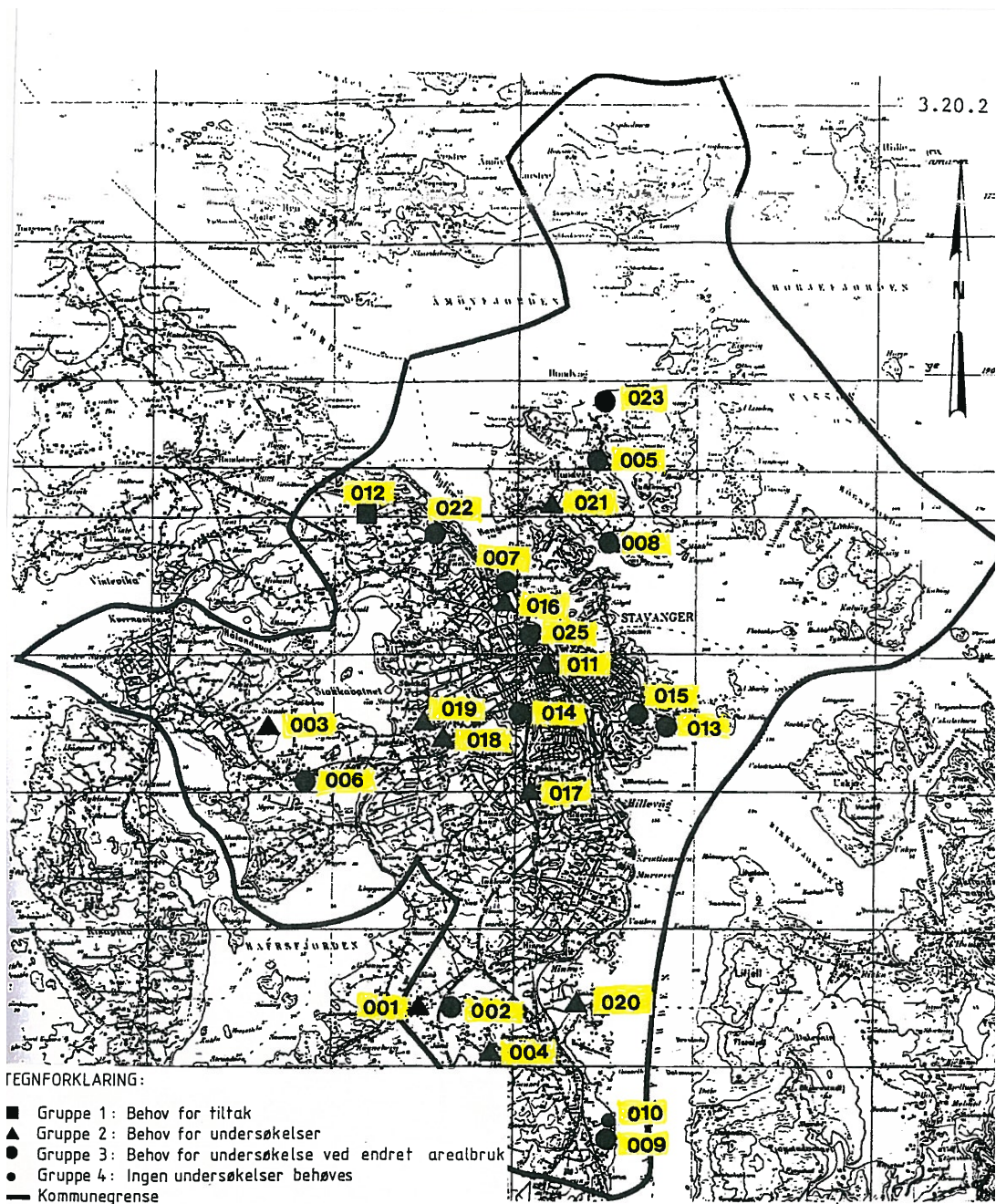
Deponier og forurenset grunn

Som for Sandnes, ble også undersøkelsen av deponier gjort i Stavanger. Resultatet fra rapporten er gitt i kartet i figur 5.5. De ulike fyllplassene er listet opp i tabell 5.2. Mer informasjon om de ulike rapporterte områdene finnes i rapporten til (Misund et al., 1989).

Per dags dato har Fylkesmannen sluttbehandlet/er i ferd med å sluttbehandle følgende avfallsplasser: Tasta, Stemmen, Åsen, Tjensvolltjernet, Lassa og Bangarvågen (Haualand, 2012). Ifølge Haualand (2012) har deler av deponert masse ved Tjensvolltjernet blitt oppgravd og redeponert i forbindelse med bygging av hotell, Jåtten-fyllingene i Jåttåvågen har vært saksbehandlet i forbindelse med utbyggingen av dette området samt at andre tidligere kommunale avfallsplasser bare blir unntaksvis ”ryddet opp i” (i betydningen fjerning av deponerte masser). Vanligvis innebærer avslutning at det stilles krav til sikring/utbedring av deponiet og sigevannshåndtering (Haualand, 2012).

Tabell 5.2: Oversikt over avfallsfyllinger og forurenset grunn i Stavanger (Misund et al., 1989).

Nr	Lokalitetsnavn	Kommentar	Rang
001	Fyllplass Jåtta, gnr16	Privat ulovlig fyllplass 1985-1986	2
002	Fyllplass Jåtta, Stangeland	Privat ulovlig fyllplass 1988-1988	3
003	Fyllplass Sunde	Privat ulovlig fyllplass 1979-1985	2
004	Fyllplass Jåtta	Privat ulovlig fyllplass 1982-1983	2
005	Fyllplass Lunde	Privat ulovlig fyllplass 1983-1983	3
006	Fyllplass kompani Lingesvei	Privat ulovlig fyllplass 1983-1986	3
007	Henriksen Oljetransport A/S	Industrigrunn	3
008	Brødrene Anda A/S	Industrifylling 1904 -	3
009	Sønnichsen A/S	Industrigrunn	3
010	A/S Fjeldhammer Brug	Industrifylling 1970 -	4
011	Stavanger Chrom og Fornikling	Industrigrunn	2
012	Tasta Fyllplass	Kommunal fyllplass 1975-1982	1
013	Dreyersholmane	Kommunal fylling 1956-1957	3
014	Kiellandsmyrå	Kommunal fylling 1957-1960	3
015	Sandnesgaten	Kommunal fylling 1958-1959	3
016	Stemmen	Kommunal fylling 1960-1963	2
017	Åsen	Kommunal fylling 1963-1967	2
018	Tjensvolltjernet	Kommunal fylling 1967-1969	2
019	Lassa	Kommunal fylling 1969-1974	2
020	Jåttavågen	Kommunal fylling 1970-1971	2
021	Bangarvågen, Hundvåg	Kommunal fylling 1956-1970	2
022	Gjerdeveien	Kommunal fylling 1956-1960	3
023	Lundsneset - Hundvåg	Kommunal fylling 1970-1976	3
025	Gassverktomt, Stavanger	Industrigrunn	3



Figur 5.5: Oversikt over avfallsfyllinger og forurenset grunn i Stavanger, (Misund et al., 1989). Gjengitt med tillatelse fra NGU.

5.2.3 Sandfangsundersøkelser

Det ble høsten 2011 tatt 94 prøver av sandfangskummer spredt rundt i Stavanger valgt ut fra mistanke om at det kunne være forurensning til stede (figur 5.6 viser prøveområdene). Analysene viste at det kunne finnes flere aktive kilder i nærheten av prøvepunktene og at Stavanger bærer preg av høye konsentrasjoner av kobber og sink, i tillegg til funn av noe høye verdier av bly, nikkel og PCB. De største samlede konsentrasjonene ble påvist på verftområdene på Buøy, i tillegg til at det også ble funnet noen tegn til aktive kilder til enkelte miljøgifter på oljebasen i Dusavika og ved noen enkeltpunkter spredt rundt i byen (Eidem, 2012). Konklusjonen til Eidem (2012) var at de viktigste kildene til miljøgifter på land i Stavanger er knyttet til verft- og oljeindustrien, renovasjon/oppussing av gamle bygninger, mange småbåthavner og vegtrafikken. Se tabell C.1 i vedlegg C for en oversikt over analyseresultatene.



Figur 5.6: Oversiktskart med interesseområder avmerket (Eidem, 2012). Gjengitt med tillatelse fra Bjørn Eidem.

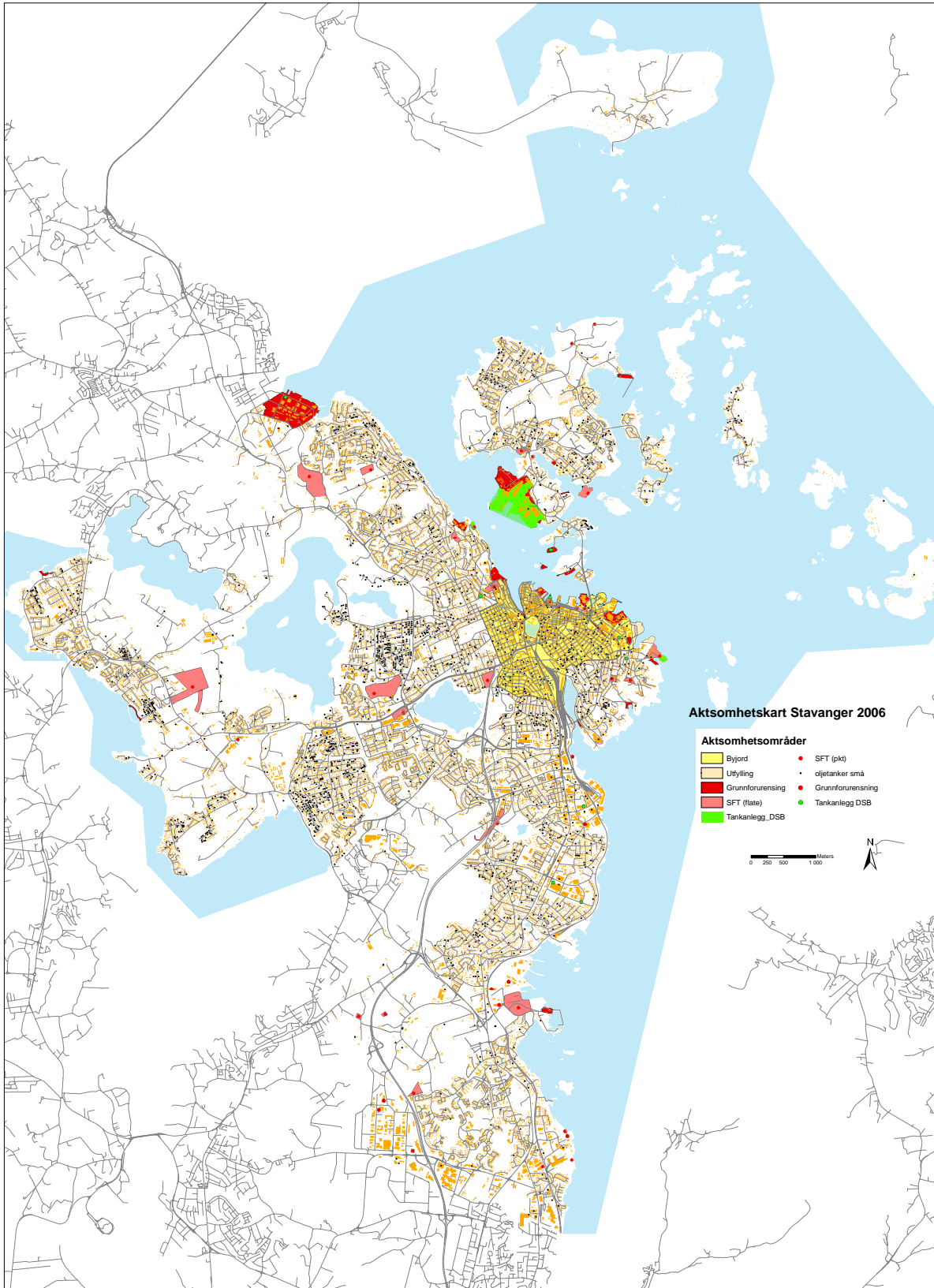
5.2.4 Undersøkelse av stående bygningsmasse

I 2008 ble NGU-rapporten ”PCB i stående bygningsmasse - undersøkelser fra Drammen, Kristiansand, Porsgrunn, Stavanger og Ålesund” (Jartun, Eggen og Volden, 2008) publisert, der NGU i samarbeid med Klif gjennomførte undersøkelsen. Prosjektet vurderte problemomfang, utlekking og spredning av PCB fra bygninger oppført i tidsrommet ca. 1950-1980 (Jartun, Eggen og Volden, 2008). Innholdet av PCB i ytre fasader, jord og innendørs maling ble studert. Resultatet viste at Stavanger er den av de fem undersøkte byene som har flest prøver som inneholder PCB. Ifølge Jartun, Eggen og Volden (2008) forsterker dette tidligere mistanker om at PCB-holdige produkter, som for eksempel maling, ble brukt mer på Vestlandet enn i andre deler av landet. En av bekymringene ved PCB i maling er at PCB kan spres til miljøet ved oppussing av fasader. Dette kan kontaminere byjord eller sandfangsmaterialer/overvann som kan medføre en rask spredning av massene. Resultatene indikerte ingen vesentlig spredning fra bygningsmassene til jord ved de lokalitetene der PCB er påvist, og noen enkeltprøver av maling og fugemasse utendørs viste konsentrasjoner over grensen for farlige avfall. Siden det i denne undersøkelsen ble tatt jordprøver i tilknytning til bygningsfasaden, som ble samlet inn på samme måte som for prøvene i denne oppgaven, vil resultatet for PCB bli presentert i tabell C.1 i vedlegg C for å danne et sammenlikningsgrunnlag i diskusjonsdelen.

XRF-analysene av stående bygningsmasse i Eidem (2012) viser at mengden tungmetaller i gamle bygninger i Stavanger er til dels meget høye, og utgjør dermed en potensielt stor forurensningskilde. Bly og sink var de to tungmetallene det ble funnet mest av, men også arsen og krom der flere av konsentrasjonene overgikk grensen for farlig avfall. Det ble også funnet store mengder barium, jern og titan på bygningene. Undersøkelsene til Eidem (2012) viste også at mulige aktive kilder til bly i gamle Stavanger kan være maling eller blybeslag på husene.

5.2.5 Tidligere aktsomhetskart

Det ble i 2006 laget et aktsomhetskart for Stavanger by, som kan sees i figur 5.7. Dette er ifølge Stavanger kommune (2007) utarbeidet på grunnlag av generell kunnskap om kilder til jordforurensning, kunnskap om nåværende og historisk arealbruk, samt allerede gjennomførte registreringer av forurensede lokaliteter. Dette vil innebære en del begrensninger iforhold til det som defineres som et aktsomhetskart i henhold til Eggen, Andersson og Ottesen (2009). Informasjonskilder og datagrunnlag som er brukt for utforming av kartet er Klif sin grunnforurensningsdatabase, Stavanger museum, Stavanger kommune, Bedriftsregister, Direktoratet for samfunnsikkerhet og beredskap (DSB) sin oversikt over oljetankanlegg, småbåthavner samt noen andre kilder.



Figur 5.7: Aktsomhetskart Stavanger 2006 (Stavanger kommune, 2007). Gjengitt med tillatelse fra Stavanger kommune.

5.3 Grunnforurensning i Sandnes og Stavanger

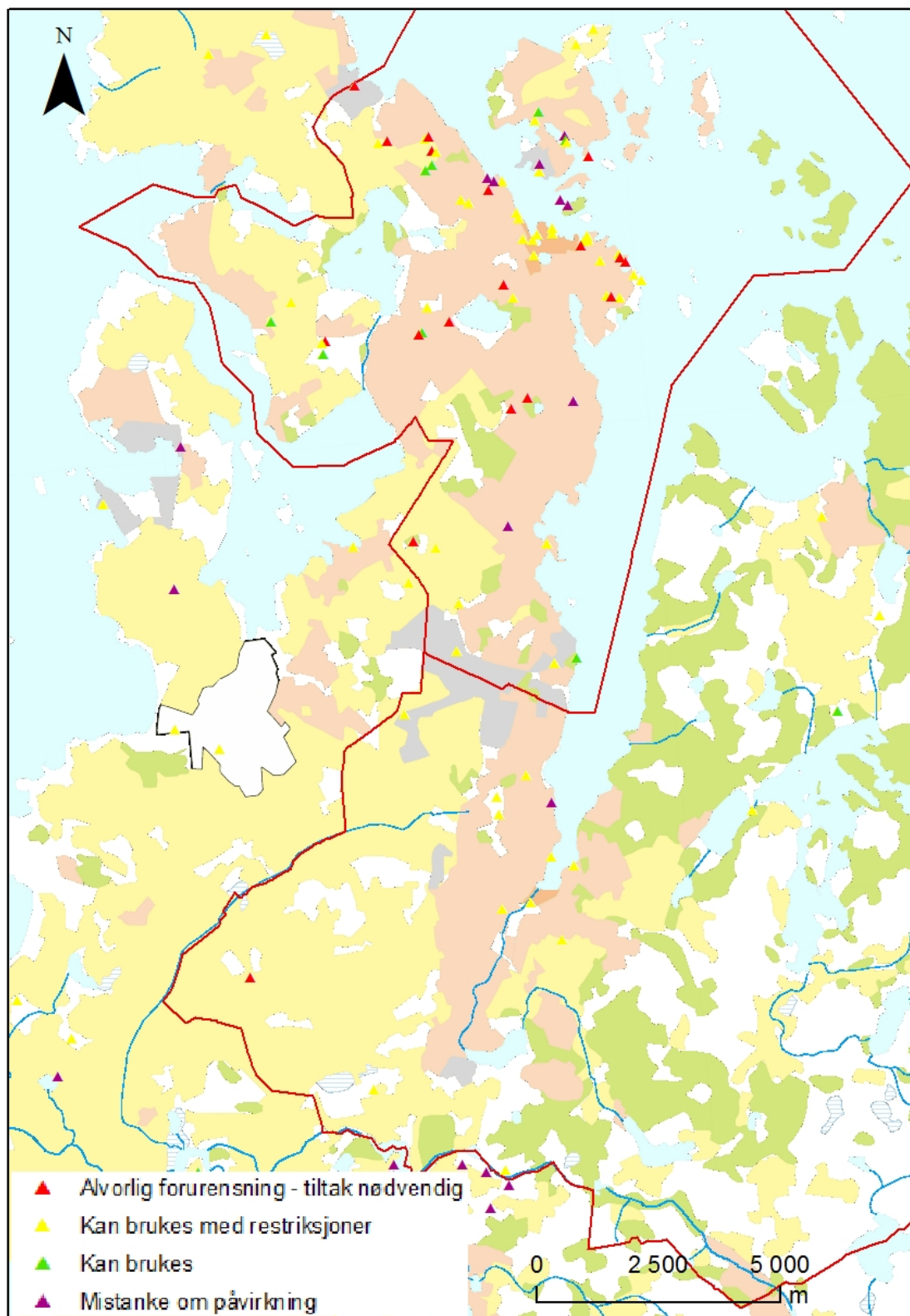
Databasen ”Grunnforurensning” gir oversikt over eiendommer i Norge som forurensningsmyndigheten vet, eller har begrunnet mistanke om, at det kan være forurensning i jord (Klif, 2012c). Dette kan for eksempel være avfallsdeponier (i hovedsak nedlagte), lokaliteter med forurensede ferskvannsedimenter, lokaliteter med krigsetterlatenskaper (i hovedsak fra siste verdenskrig), lokaliteter med forurenset sjøbunn, skipsverftslokaliteter eller skytebaner (Klif, 2012c). Forurensningene stammer som oftest fra søl eller spill av miljøfarlige stoffer fra menneskelig aktivitet, som har rent ned i jorda eller ut i sjøen (Klif, 2012c). I denne databasen er de ulike lokalitetene angitt ved:

- 1 - Grønn: Lite/ikke forurenset.
- 2 - Gul: Akseptabel forurensning med dagens areal- og resipientbruk.
- 3 - Rød: Ikke akseptabel forurensning og behov for tiltak.
- X - Lys lilla: Mistanke om forurensning.

På kartet i figur 5.8 er bedriftene i Sandnes og Stavanger, som og i dag ligger i Klif sin forurensningsdatabase (se grunn.klif.no), merket. I tabell 5.3 finnes en oversikt over de lokalitetene som er merket med X eller 3 i Sandnes og Stavanger.

Tabell 5.3: Bedriftene i Sandnes og Stavanger som ligger i Klif sin forurensningsdatabase (Klif, 2012). Overskriftene er forkortet på følgende vis: påvirkningsgrad (PG), type forurensning (TF), mens avsluttet (A) forteller om saken er avsluttet og ryddet opp, eller om saken enda ikke er avsluttet.

PG	Type	Lokalitet	Bransje	TF	A?
3	Deponi	Brødrene Anda AS	Gjenvinning av metallholdig avfall og skrap	Mistanke om metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, PAH, andre	Nei
X	Nedlagt/aktivt skipsverft	Brødrene Bjørnevik	Skipsverft	Ingen registrert forurensning	-
X	Forurenset grunn	Esso Hinna	Ukjent	Mistanke om alifatiske hydrokarboner	Nei
3	Deponi	Fyllplass Jåttå Stangeland	Innsamling og håndtering av annet avfall	Ingen registrert forurensning	-
3	Deponi	Fyllplass Kompani Lingesvei	Innsamling og håndtering av annet avfall	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Home Egenes	Dyrking av hagebruksvekster i veksthus	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, PAH-16, benzo(a)pyren	Nei
X	Forurenset grunn	Kulltomten, Sjølyst	Bygging og reparasjon av skip	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, aromatiske hydrokarboner og PAH	Nei
X	Nedlagt/aktivt skipsverft	Kværner Rosenberg	Bygging og reparasjon av oljeplattformer og moduler	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Lervig Brygge	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, aromatiske hydrokarboner, benzen, PCB, cyanid	Nei
X	Nedlagt/aktivt skipsverft	Maritime GMC	Bygging og reparasjon av oljeplattformer og moduler	Ingen registrert forurensning	-
X	Forurenset grunn	Maskinhuset A.S.	Overflatebehandling av metall	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Norsea Dusavik	Tjenester tilknyttet olje- og gassutvinning	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, PCB	Nei
X	Forurenset grunn	Norsea Industries	Bygging og reparasjon av skip	Ingen registrert forurensning	-
X	Nedlagt/aktivt skipsverft	Rogaland Skipsservice	Bygging og reparasjon av skip og skrog over 100 bruttotonn	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, PAH	Nei
3	Forurenset grunn	Rosenvang	Dyrking av hagebruksvekster på friland	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, PAH, benzo(a)pyren	Nei
3	Kommunalt deponi	Snuplass for buss	Ukjent	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Stavanger Forum	Rivning av bygninger og flytting av masse	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, PAH, benzo(a)pyren, PCB, hexaklorbenzen, HCH/lindan	Nei
3	Kommunalt deponi	Stemmen	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner	Nei
3	Kommunalt deponi	Sørmarka flerbruks-hall	Avløp og renovasjons-virksomhet	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Sørmarka idrettsplass	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, PAH, benzo(a)pyren, PCB	Nei
3	Forurenset grunn	Tasta skatepark	Sport og idrett ellers	Bekreftet ved analyse: alifatiske hydrokarboner	Nei
3	Forurenset grunn	Tastarustå B5	Jordbruk og tjenester tilknyttet jordbruk. jakt og viltstell	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Taståruså B8 Nord	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, aromatiske hydrokarboner, xylen, PCB	Nei
3	Kommunalt deponi	Tjernsvoltjernet fyllplass	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser	Nei
3	Forurenset grunn	Tou park BK 10	Ukjent	Ingen registrert forurensning	-
3	Forurenset grunn	Tou park BK 5	Annen brytning og utvinning	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, PAH, benzo(a)pyren, PCB	Nei
3	Forurenset grunn	Verksgata 62	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, alifatiske hydrokarboner, PAH, benzo(a)pyren	Nei
3	Kommunalt deponi	Åsen	Ukjent	Bekreftet ved analyse: metallforbindelser, PAH, fenol, benzen, toluen, etylbenzen, xylen	Nei
3	Deponi	Heigre fyllplass	Innsamling og håndtering av annet avfall	Mistanke om metallforbindelser, Alifatiske hydrokarboner og andre	Nei
X	Nedlagt/aktivt skipsverft	Keppel Norway AS	Innredning- og installasjonsarbeid utført på borerigger og moduler	Ingen registrert forurensning	-



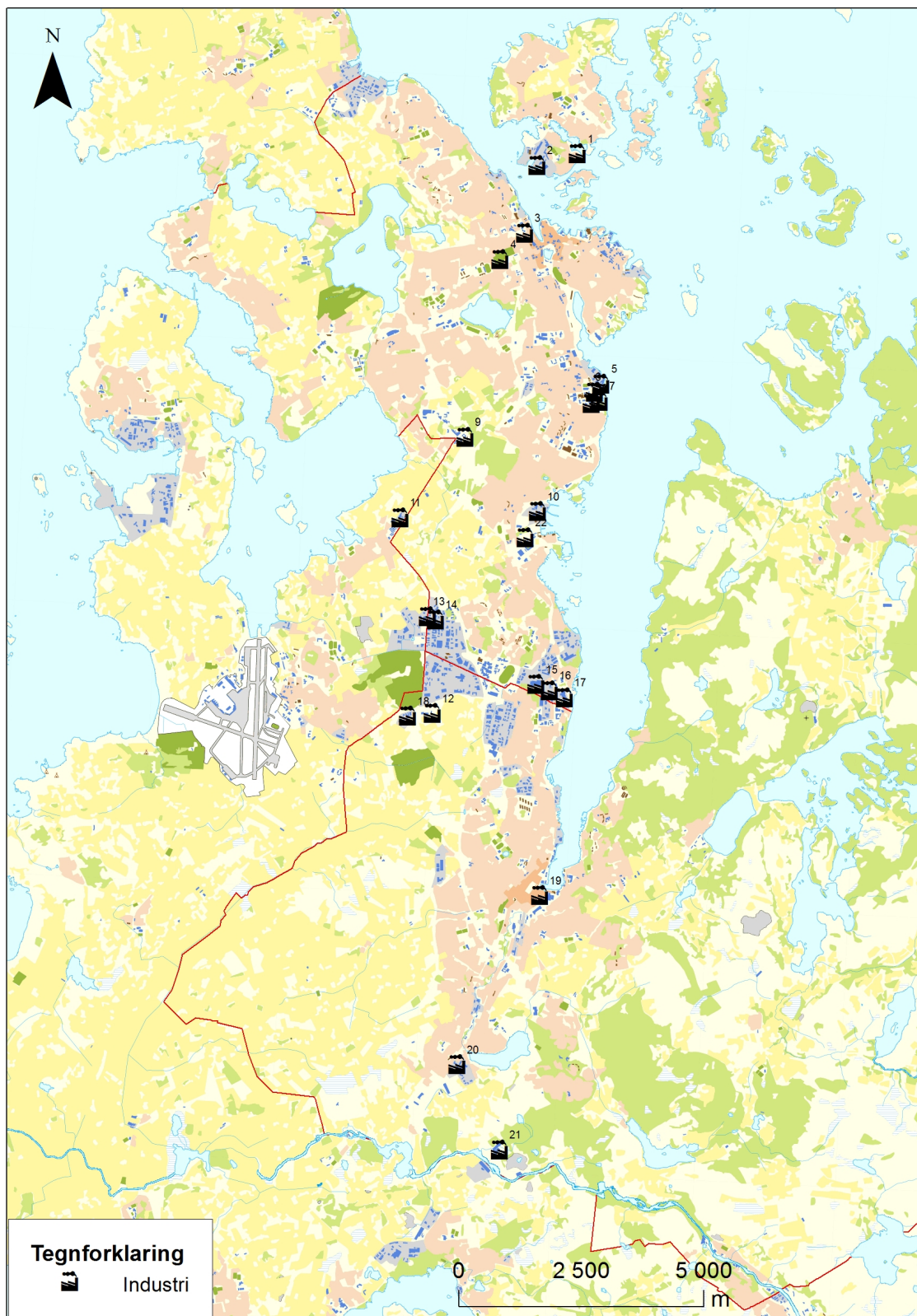
Figur 5.8: Oversikt over bedrifter med rapportert grunnforurensning.

5.4 Industri i de to byene med rapporterte utslipp til luft og vann

Tabell 5.4 viser oversikten over de ulike industriene som i dag er registrert hos Klif med utslipp til luft og vann. De ulike lokalitetene er markert i figur 5.9 og er angitt med tilhørende nummer fra tabell 5.4.

Tabell 5.4: Bedrifter/anlegg i Sandnes og Stavanger by som rapporterer årlige utslipp til luft og vann til Klif eller Fylkesmannen (Aftenbladet, 2002; Klif, 2012b; Tine.no, 2012).

Nr	Virksomhet	Bransje	Nedlagt?	Sted
1	Norsk Metallretur Stavanger AS	Sortering og bearbeiding av avfall for materialgjenvinning	ja (2005)	Stavanger
2	GMC Yard AS (Tidligere GMC Maritime AS)	Reparasjon og vedlikehold av skip og båter	Nei	Stavanger
2	Rosenborg Offshoreverft	Innredning- og installasjonsarbeid utført på borerigger og moduler	Nei	Stavanger
3	Forus Energigjenvinning KS (FEKS)	Behandling og disponering av ikke-farlig avfall	Nei	Sandnes
4	Stavanger Krematorium	Begravelsesbyråvirksomhet og drift av kirkegårder og krematorier	Nei	Stavanger
5	Felleskjøpet Rogaland Agder	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	Nei	Stavanger
6	EWOS AS, Stavanger	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	Ja(2003)	Stavanger
7	Skretting fôrfabrikk	Produksjon av fôrvarer til husdyrhold	Nei	Stavanger
8	Norprint Rotasjon AS, Sjøhagen	Trykking ellers	Ja (2006)	Stavanger
9	Rogalandforskning	Annen forskning og annet utviklingsarbeid innen naturvitenskap og teknikk	Nei	Stavanger
10	Hinna base	Utleie og leasing av andre maskiner og annet utstyr og materiell ikke nevnt annet sted	Nei	Stavanger
11	Tine Meierier sør, Sola	Produksjon av melkeprodukter	Nei	Sandnes
12	Norsk Kjøleindustri AS	-	Ja (1998)	Stavanger
13	Uroskilt/Norskilt	Produksjon av metallvarer ikke nevnt annet sted	Nei	Stavanger
14	Ringnes AS, Stavanger	Produksjon av øl	Ja (1998)	Stavanger
15	MI Swaco, Tananager Base og M-I Norge, Aker	Leverer tjenester innen boring, komplettering, reservoaroptimalisering og produksjonsteknologi	Nei	Stavanger
16	Notura Forus	Bearbeiding og konservering av kjøtt	Nei	Stavanger
17	Rogaland elpolering, galvanano	Overflatebehandling av metaller	Ja (2003)	Sandnes
18	Lyse Neo Varmesentral	Damp- og varmtvannsforsyning	Nei	Sandnes
19	Ewos AS, Fabrikkenhet Sandnes	Lakseførselskap	Ja (1997)	Sandnes
20	Rogaland Pulverlakk	Overflatebehandling av metaller	Nei	Sandnes
21	Sandnes Garn AS	Bearbeiding og spinning av tekstilfibrer	Nei	Sandnes
22	Norprint Rotasjon AS, Jåttåvågen	Trykking ellers	Ja (2010)	Stavanger



Figur 5.9: Bedrifter/anlegg i Sandnes og Stavanger by som rapporterer årlige utslipp til luft og vann til Klif eller Fylkesmannen (Klif, 2012a).

5.5 Tidligere undersøkelser i andre byer i Norge

Det er gjort grunnforurensningsundersøkelser i andre byer i Norge, blant annet i Bergen (Ottesen og Volden, 1999), Harstad (Jartun, Volden og Alexander, 2006a), Kristiansand (Kongsvik, 2012), Tromsø (Jartun, Ottesen og Volden, 2002), Odda (Jartun og Volden, 2006), Oslo (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009; Tijhuis, Brattli og Sæther, 2002), Porsgrunn (Holt, 2009) og Trondheim (Andersson, Ottesen og Haugland, 2006). Her er også overflatejord (0-2cm) brukt som prøvemedium, og det er brukt samme metode som for Stavanger i den geokjemiske kartleggingen (se kapittel 7), men det er brukt noen andre analysemetoder (se kapittel 8.2).

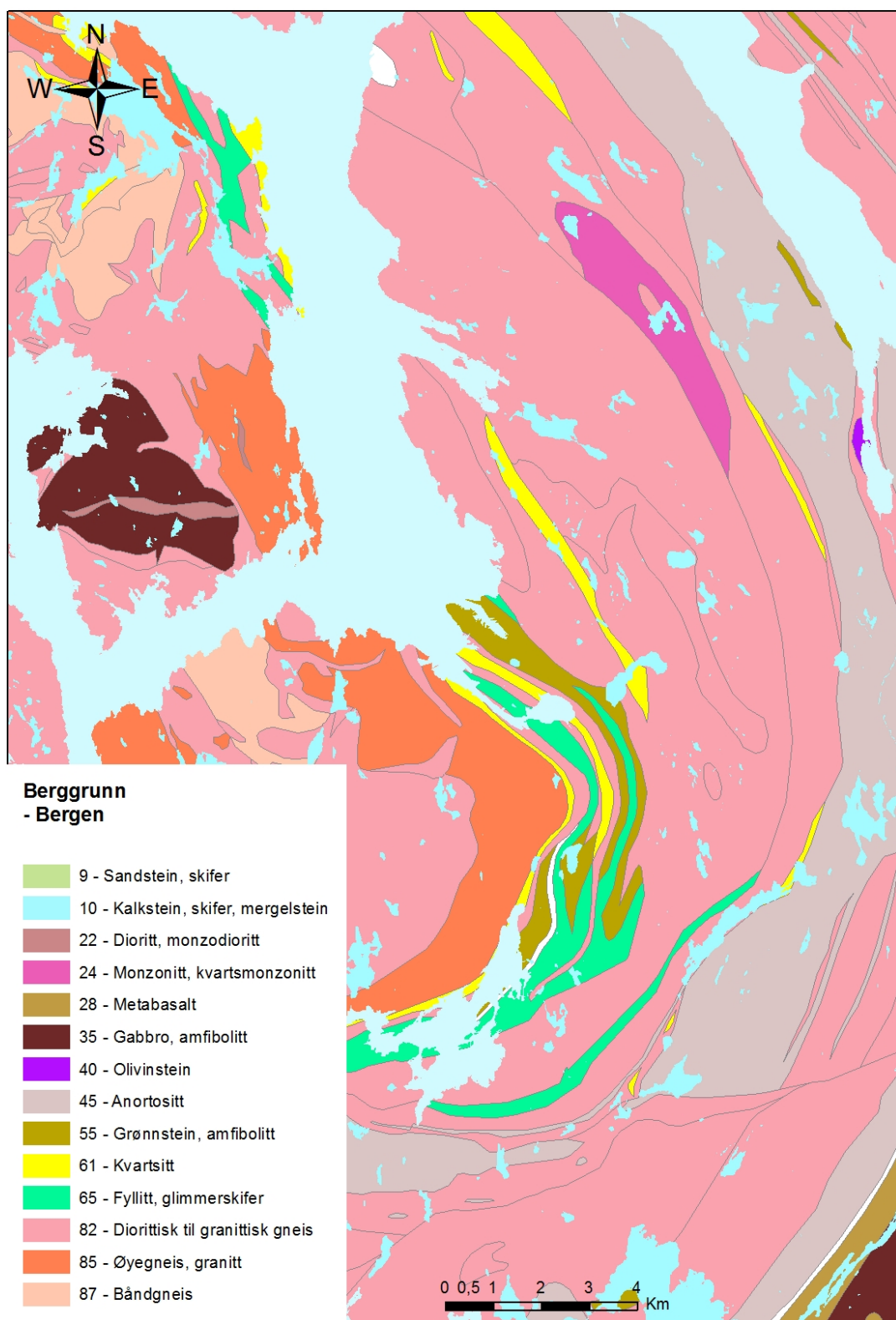
Resultatene fra undersøkelsene har vist en trend der jorden i de eldste områdene av byen er forurenset med metaller, spesielt bly og PAH. Overflatejord i de yngre delene av byen har normalt vist lavere konsentrasjoner av metaller og PAH (Jartun, Ottesen og Volden, 2002; Ottesen og Volden, 1999), mens de høyeste nivåene av PCB er funnet i deler av byene med bebyggelse fra 1950-70-årene (Jartun, Eggen og Volden, 2008). I tillegg er det funnet noe høye konsentrasjoner av arsen i barnehager og lekeplasser sammenliknet med andre områder (Eggen, Haugland og Gaut, 2006; Hole og Frøland, 2008).

I denne delen er det valgt å presentere de viktigste kildene funnet i noen av de andre byene (Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim) og en kort oppsummering av resultatene. Se tabell C.1 i vedlegg C for en oversikt over alle analyseresultatene fra disse byene.

5.5.1 Bergen

Konklusjonen av undersøkelsen i Bergen var at de ytre bydelene er rene, bortsett fra lokal punktforurensning, mens de indre byområdene, og særlig bysentrum, er forurenset med bly, kadmium, kvikksølv, arsen, PAH og til dels PCB (Ottesen og Volden, 1999). Det indikeres at de viktigste forurensningskildene i overflatejord i Bergens indre byområde er forbrenning av kull i Bergens gassverk og boligoppvarming (arsen, kadmium, bly, sink, PAH), krematoriet (kvikksølv), biltrafikk (bly, sink og muligens PAH og PCB) og industriutslipp (bly, sink, kadmium og kvikksølv). Kildene til det høye innhold av grunnstoffer i enkelte prøvepunkter ble ikke klarlagt (Ottesen og Volden, 1999).

Som for resultatene i denne oppgaven kan også berggrunnen i Bergen ha påvirket resultatene for Bergen. I rapporten til Ottesen og Volden (1999) er det gitt at berggrunnen under Bergen inneholder et lavt nivå av arsen og tungmetaller. Hardangerfjord og Lindåsdekket har et noe høyere kobber-, krom- og nikkelinhold enn de øvrige geologiske enhetene. En enkeltprøve har et høyt, men naturlig innhold av krom og nikkell, samt at bergartene i Øygardskomplekset har litt høy sinkinnhold sammenliknet med de øvrige enhetene (Ottesen og Volden, 1999). Berggrunnskartet for Bergen er gitt i figur 5.10 og en tabell for grunnstoffers konsentrasjoner i typiske bergarter er gitt i vedlegg B.

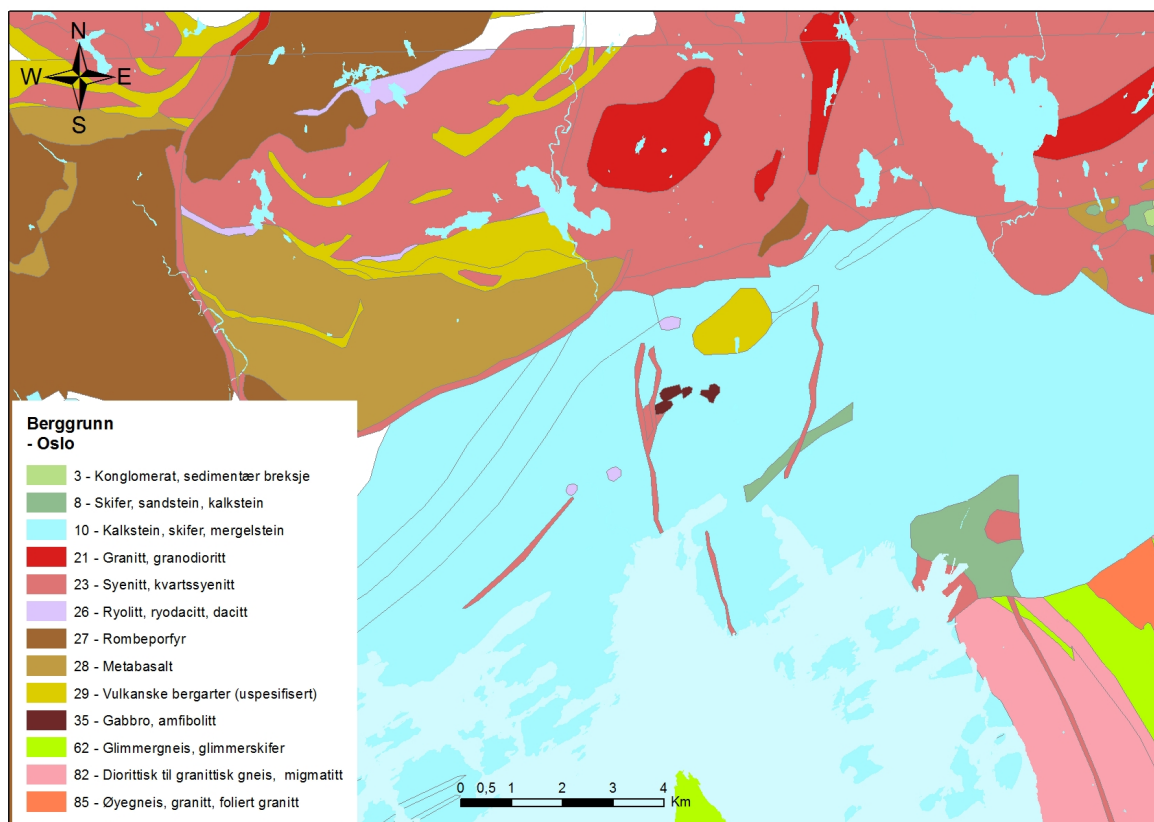


Figur 5.10: Berggrunnskart for Bergen

5.5.2 Oslo

I Oslo er gjort undersøkelser av overflatejorden Tjihuis, Brattli og Sæther (2002) og dypere jordlag med boreprøver (Eggen og Andersson, 2009a). Det er også tatt prøver av jord i forbindelse med undersøkelse av innholdet av PCB i yttervegger i hus fra Oslo øst (Andersson et al., 2003). Sentrum av Oslo ble klassifisert som den mest forurensede delen av byen i undersøkelsen rapportert av Tjihuis, Brattli og Sæther (2002). De antatte forurensningskildene nevnt i rapporten er geologien, biltrafikk, industri, avfallsforbrenning, krematorier og bybranner. Det foreligger ingen resultater for organiske miljøgifter i overflatejorden i Oslo.

Resultatene fra Oslo viste at det kan se ut som om høye konsentrasjoner av tungmetaller (foruten kobber, krom og nikkel) i stor grad følger litologien i området med kalkstein/skifer/mergelstein (Eggen og Andersson, 2009a) (se figur 5.11 for berggrunnskart). Den underliggende berggrunnen er antakeligvis den viktigste kilden til krom og nikkel, mens den antropogene påvirkningen er den viktigste kilden til bly, kadmium, kvikksølv, sink, PAH og PCB (Eggen og Andersson, 2009a). Arsen og kobber er antakeligvis påvirket fra både berggrunn og antropogene kilder. Tabell over grunnstoffers konsentrasjoner i typiske bergarter er gitt i vedlegg B.



Figur 5.11: Berggrunnskart for Oslo

5.5.3 Tromsø

NGU-rapporten "Jordforurensning i Tromsø" (Jartun, Ottesen og Volden, 2002) ble gitt ut i 2002. Tre av barnehagene var forurenset av bly, mens det ellers var lite tungmetaller i det øverste jordlaget. Av prøvene i de tettbebygde områdene ble det funnet lite forurensning i de ytre og yngre delene av Tromsø, men med enkelte lokale punktforurensninger av bly, sink eller tinn (Jartun, Ottesen og Volden, 2002). Tromsø sentrum og Skattøra viste seg å være forurenset med bly, sink og arsen, samt at noen enkeltprøver var forurenset med PAH og PCB (Jartun, Ottesen og Volden, 2002).

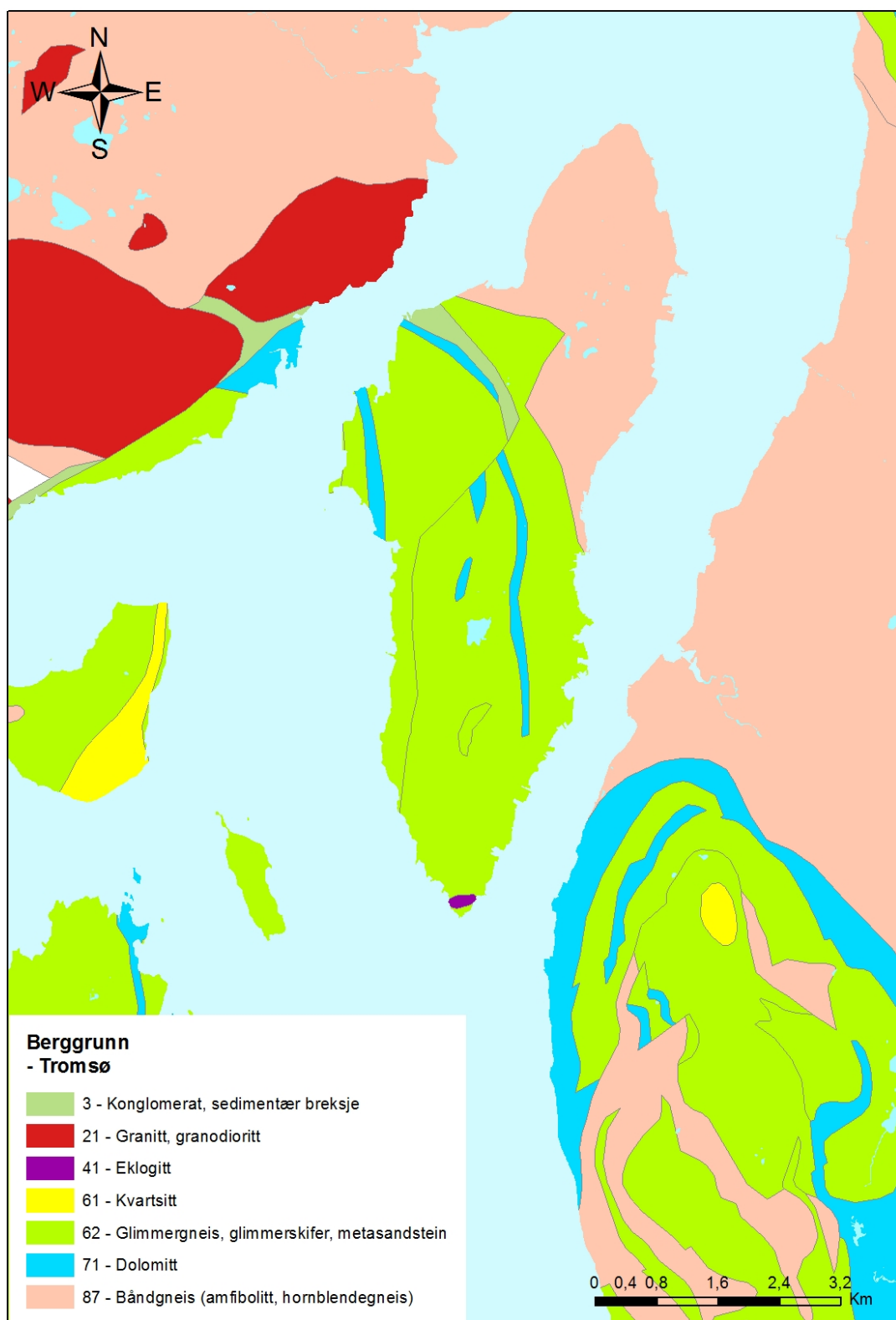
De antatt viktigste kildene til forurensning i Tromsø var ifølge Jartun, Ottesen og Volden (2002): bybranner (PAH, bly), biltrafikk (bly i bensin, PAH), utslipp fra industri (sildoljefabrikk, margarinfabrikk, lærfabrikk, Tromsø gassverk) og skipsverft (PAH, PCB, tinn (muligens TBT), bly, sink, arsen). Som en følge av dette ble ulike tiltak anbefalt.

Berggrunnsresultatene fra Tromsø viste at berggrunnen inneholder lite arsen, kobber, kvikksølv, nikkel, bly, tinn og sink. Tre enkeltprøver inneholder relativt høye konsentrasjoner av kadmium, og fire enkeltprøver inneholder relativt høye konsentrasjoner av krom (Jartun, Ottesen og Volden, 2002). Den høyeste kadmiumverdien (1,50 mg/kg) ble funnet i en bergartsprøve fra peridotitt (Jartun, Ottesen og Volden, 2002). Berggrunnskartet for Tromsø er gitt i figur 5.12 og en tabell for grunnstoffers konsentrasjoner i typiske bergarter er gitt i vedlegg B.

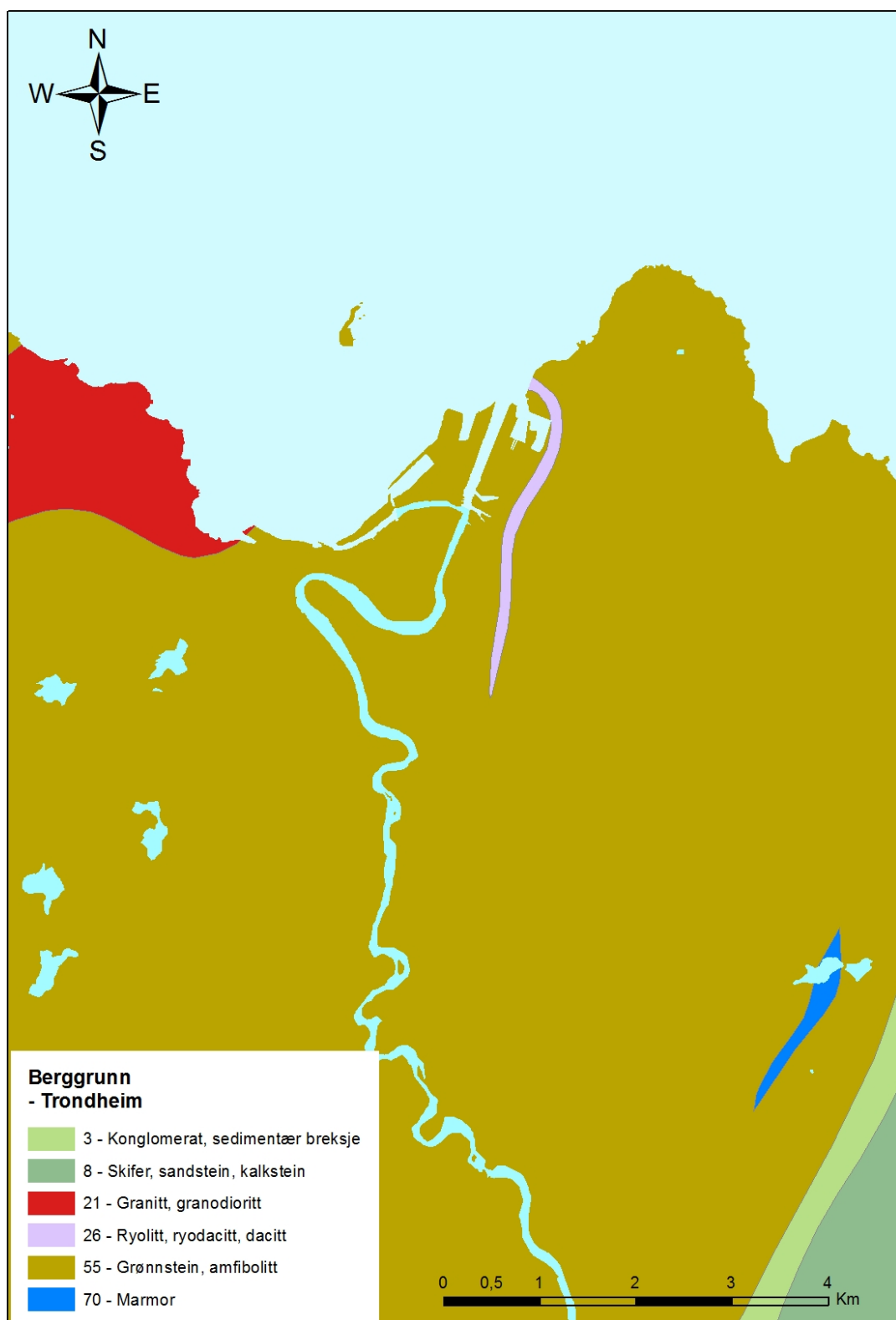
5.5.4 Trondheim

Omfanget til grunnforurensning i Trondheim er blitt kartlagt i flere omganger i for eksempel Andersson og Haugland (2006), (Ottesen et al., 2000) og (Hole og Frøland, 2008). På land skiller bly og PAH seg ut som typisk byforurensninger, mens det er enkelte spredte, høye konsentrasjoner av andre tungmetaller (Ottesen og Langedal, 2008). I tillegg er det funnet høye konsentrasjoner av arsen i barnehagejord (som nå er ryddet opp) og også ulike miljøgifter i havnebassenget. De angitt mulige kildene til utslippene var CCA-impregnert tremateriale, biltrafikk, småindustri, ved- og oljefyring, bybranner og nedknusing av bygningsavfall o.l.

Resultatene for krom og nikkel i Trondheim lå på det som er naturlig for Trondheim ut fra lokal berggrunn og løsmasse (Ottesen et al., 2000). Selv om nesten 100% av kromkonsentrasjonene og ca. 20% av nikkelkonsentrasjonene overskred Klif sine normverdier for følsomt arealbruk, skyldtes ikke dette forurensning (Ottesen et al., 2000). Berggrunnskartet for Trondheim er gitt i figur 5.13 og en tabell for grunnstoffers konsentrasjoner i typiske bergarter er gitt i vedlegg B.



Figur 5.12: Berggrunnskart for Tromsø.



Figur 5.13: Berggrunnskart for Trondheim.

6

Miljøgifters oppførsel i jord, kilder og effekter

Miljøgifter er stoffer som har en eller flere av følgende egenskaper; høy akutt giftighet, kronisk giftighet, kreftfremkallende, arvestoffendrende, lite nedbrytbare og/eller har en utpreget tendens til å bioakkumulere i planter og dyr, spesielt dersom konsentrasjonene forhøyes for hvert ledd i næringskjeden (Braastad, 2000). Konsentrasjonene av uorganiske miljøgifter kan skyldes antropogene kilder og det naturlige geokjemiske miljøet (Ottesen et al., 2000). Den viktigste grunnen til at arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink blir kartlagt i denne oppgaven er at disse metallene finnes på norske myndigheters liste over stoffer man skal være spesielt oppmerksom på (Obs-listen). OBS-listen er norske miljøvernmyndigheters liste over spesielt helse- og miljøfarlige stoffer som benyttes i et slikt omfang at det kan representere særlige problemer på nasjonalt nivå (Klif, 2002). Ved utarbeidelsen av Obs-listen er det lagt særlig vekt på å velge ut stoffer med langtidseffekter på helse- og miljø, som har lang nedbrytbarhet og stort potensial for lagring i næringskjeden (Klif, 2002).

Et stort antall aktiviteter i en by kan bidra til forurensning i bymiljøet. Ifølge Ottesen og Langedal (2008) er bybranner, vedlikehold av bygg, vegtrafikk, krematorier og forbrenningsanlegg tilknyttet sykehus, gassverk, industriutslipp, avfallsforbrenningsanlegg, gravning og flytting av byjord alle viktige kilder for metaller og organiske miljøgifter. I tillegg vil også småbåthavner, langtransportert luftforurensning, CCA-impregnert trevirke, gummigranulater på kunstgressbaner og fallmatter som plasseres i barns lekemiljø kan være kilder til forurensning. Kildene blir ofte inndelt i to grupper, punktkilder og flatekilder, der punktkilder kan karakteriseres som en konsentrert stoffmengde som med eller uten mening er deponert eller utspilt på eller i jorden (Kjeldsen og Christensen, 1996). Typiske punktkilder kan være losseplasser som arealmessig sett utgjør en liten del av jordoverflaten. En typisk flatekilde kan være landbrukets bruk av nitrat, da landbruksarealet utgjør en langt større del av arealet enn en losseplass.

Det er valgt å lage egne delkapitler for de åtte metallene og de organiske forurensningene PAH og PCB. Under hvert delkapittel om de ulike stoffene vil det i tillegg til mulige kilder være en kort presentasjon av miljøgiftens oppførsel i jord og mulige effekter på mennesker og miljø. Klif har laget en oversikt over mulige grunnforurensninger som kan oppstå ved ulike bransjer. Denne er veiledende og ikke en fullstendig liste (Klif, 2012). Med utgangspunkt i rapporten til Klif (2012) "Grunnforurensning – bransjer og stoffer" er det laget en tabell der det er valgt ut

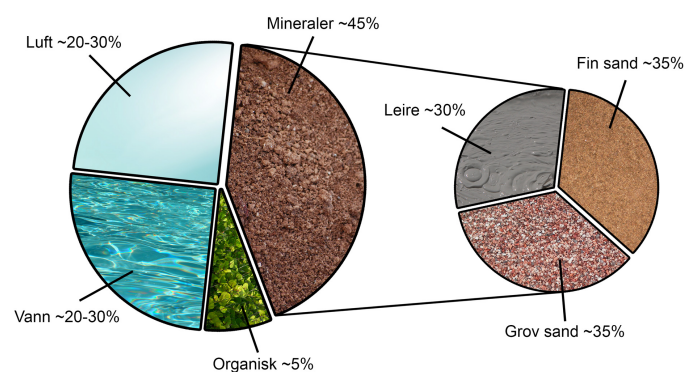
mulige kilder fra rapporten som man både historisk sett og ved nåværende tidspunkt kan finne i Sandnes og Stavanger. Det er også angitt om det er en punkt- eller flatekilde ut fra definisjonen til Kjeldsen og Christensen (1996). Denne tabellen presenteres til slutt i kapitlet.

6.1 Jord

Når jord skal undersøkes og diskuteres kan det være naturlig å se på hvordan jord er bygd opp. Dog er ikke all kunnskap om jord nødvendig for å diskutere og konkludere i denne oppgaven, og det er derfor valgt å fokusere på sorpsjon da dette er den faktoren som i størst grad påvirker i hvor stor grad forurensningen er bundet til jorden.

6.1.1 Jordens sammensetning

Jordsmonnet består av lag som hovedsakelig er satt sammen av mineraler som skiller seg fra hverandre på grunn av struktur, tekstur, konsistens, farge, kjemisk eller biologisk sammensetning eller andre kjennetegn (Birkeland, 1999). Jordens sammensetning avhenger av påvirkningen fra klimaet, relieff (helling), organismer, temperatur og tid. Sammensetningen kan derfor være svært ulik fra sted til sted. Den generelle oppbygningen, samt den ideelle er vist på figur 6.1. Den ideelle vil gi de beste forholdene for planter og biomassen i jorden. Dersom jorden er sammensatt på denne måten har den gode evne til å holde på vann, samt at porøsiteten medfører gode ledeegenskaper for røtter (Kjeldsen og Christensen, 1996).



Figur 6.1: Til venstre: generell oppbygning av jord. Til høyre: Idealoppbygning

Sorpsjon

Om man skal bedømme om et forurensende stoff i jorden vil være farlig er det nødvendig å vite hvordan stoffer oppfører seg i jorden. Spørsmål som kan være viktige å stille er; Vil stoffene bli liggende i jorden slik at det må tiltak til for å fjerne det? Vil det vaskes ut og på denne måten ende i grunnvannet? Vil det fordampe til atmosfæren og forurense luften og eventuelt inneklimaet i en husstand?

Sorpsjon er det overordnede begrepet som brukes for å sette tall på i hvor stor grad forurensningen er bundet til jorden, og det er en prosess som foregår ved alle konsentrasjoner av tungmetaller (Kjeldsen og Christensen, 1996). Ordet sorpsjon er sammensatt av to begrep;

Absorpsjon er en prosess hvor et stoff eller en energiform trenger inn i et annet stoff og derved mister sin identitet (Store Norske Leksikon, 2009). For eksempel kan forskjellige stoffer tas opp i jordens organiske forbindelser og dermed bli fast bundet til jordens faste struktur.

Adsorpsjon er det å oppta i sin overflate eller jordpartiklenes samlede evne til å binde kjemiske partikler i jorden eller jordvannet til egen overflate (Store Norske Leksikon, 2009a). Spesielt gjelder dette negativt ladede kolloider.

Absorpsjon og adsorpsjon vil være en følge av forskjellige prosesser som ionebytting og forskjellige former for kompleksering og utfelling. Sorpsjon vil derfor gi et overordnet blikk over hvor hardt stoffet binder seg til jorden. Om stoffet i stor grad sorberes, kan det enten være tatt opp i det indre av jordens faste forbindelser eller ha bundet seg til overflaten av jordens partikler. Hvorvidt absorpsjon, adsorpsjon eller eventuelt begge skjer, avhenger av stoffet og jordforholdene. Ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) vil jord primært inneholde uorganiske partikler der størrelsen kan variere fra fine partikler i leirfraksjonen til grovsand og grus. I sorpsjonssammenheng er de fine partiklene viktige, da de har meget store spesifikke overflatearealer og samtidig kan være elektrisk ladede (Stumm og Morgan, 1996). Sorpsjon av uorganiske stoffer antas ofte å skje til den faste organiske fraksjonen i jorden (Kjeldsen og Christensen, 1996). Dersom et stoff bindes til jorden vil det i liten grad skje utvasking til grunnvannet, men det vil til gjengjeld være en mulighet for at det vil ha en skadelig effekt slik det forblir i jorden.

6.2 Uorganiske miljøgifter

Noen tungmetaller inngår i nødvendige biokjemiske funksjoner i mange organismer og kalles derfor essensielle grunnstoff. Deres funksjon i organismen er relatert til deres gode evne som kompleksdannere der de utnytter noen enzymeres aktive seter (Kjeldsen og Christensen, 1996). Den samme egenskapen som gjør at de blir giftig dersom grunnstoffet opptrer i høye konsentrasjoner. En rekke tungmetaller som kadmium, bly og kvikksølv har ikke har noen kjent biologisk funksjon. På grunn av likheten med essensielle grunnstoffer kan de konkurrere med eller fortrenge de essensielle grunnstoffenes plass i for eksempel proteiner og på den måten hemme eller ødelegge organismen (Nelson og Cox, 2008). Fire faktorer kontrollerer ifølge Walker et al. (2006) skjebnen til uorganiske miljøgifter i forurensede økosystem: (i) Lokaltitet, (ii) Persistens, (iii) Biokonsentrasjon og bioakkumulerende faktorer, og (iv) Biotilgjengelighet.

- (i) Metaller kan ha en høy konsentrasjon som er naturlig fra berggrunnen, den kan være langtransportert eller vært tilført på andre måter.
- (ii) Metaller er ikke biologisk nedbrytbare, men det kan være formasjon og avsetning av spesielle forbindelser som f.eks. metylkvikksølv (Walker et al., 2006). Så fort metallene sorberes i jord eller sedimenter har de lenger residensid før de kan vaskes ut.
- (iii) Noen uorganiske forurensninger assimileres lettere av organismer enn andre. Dette reflekteres ved biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) gitt ved:

$$BCF = \frac{\text{konsentrasjonen av det kjemiske i organismen}}{\text{konsentrasjonen i det omkringliggende miljøet}}$$

For en jordorganisme er det omkringliggende miljøet vanligvis jorden, mens for en akvatisk organisme er det vannet eller sedimentet. Noen organismer vil også ha spesielle genetiske faktorer som gjør at de lettere bioakkumulerer visse miljøgifter, som for eksempel et annet type skjelett e.l. Dette gjelder i liten grad mennesker.

- (iv) Biotilgjengeligheten kan være avhengig av hvilken form stoffet foreligger i. Ifølge Wolfe, Schwarzbach og Sulaiman (1998) vil for eksempel metylert kvikksølv tas lettere opp enn den umetylerte formen. pH har også en markant effekt på løseligheten av metaller i jord, dersom pH minker vil noen metaller bli mer løselige enn andre og dermed også mer biotilgjengelige (Walker et al., 2006).

6.2.1 Arsen (As) og arsenforbindelser

I mat vil du finne arsen i både organisk og uorganisk form, men i drikkevann er det hovedsakelig den uorganiske formen av arsen som finnes (Abernathy et al., 1999). Elementært arsen er sjeldent å finne i naturen (Holt, 2009).

Oppførsel i jord

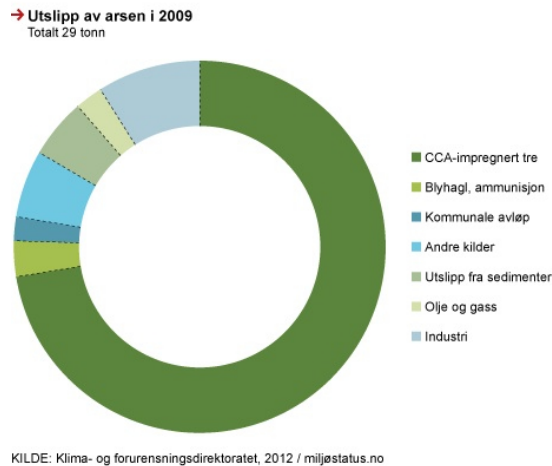
Arsen skiller seg fra mange av de mer alminnelige tungmetallene ved at den primært opptrer som oxyanionene arsenat (AsO_4^{3-}) og arsenit (AsO_3^{3-}), sekundært som arsin (AsH_3) og organiske As(III)-forbindelser (Kjeldsen og Christensen, 1996). Reduserende forhold i jorden er problematisk da arsen er mest oppløselig under reduserende forhold og reduserte arsen-forbindelser er de mest toksiske (Kjeldsen og Christensen, 1996). 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).

Kilder

For de fleste mennesker er eksponeringen fra jord og luft minimal, men i noen tilfeller kan jord være en viktig rute for eksponering hos barn (Abernathy et al., 1999). Arsen og arsenforbindelser er ifølge Gilbert (2012), Townsend et al. (2003) og Kjeldsen og Christensen (1996) blitt brukt i treimpregnering, i pesticider og i fremstillingsprosessen av halvledere, men også i glass, rengjøringsmidler, ugressmidler og soppdrepere, legeringer og elektriske komponenter. Måter man kan eksponeres for arsen på kan være ved kullforbrenning, drikkevann, miljøet, medisiner og sjømat. Kilder til arsen i Norge i 2009 er gitt i figur 6.2.

Effekter

Arsen er både svært toksisk og essensielt (Reimann og de Caritat, 1998). Det finnes ikke noe anbefalt inntak og arsen kan absorberes gjennom inhalering, tarmen (spesielt uorganisk) og hud. Symptomer på forgiftning er kribling/prikkning i hender og føtter, hudkreft (ved svelging), lungekreft (ved inhalering), hyperpigmentering av hender og fotsålen og hjerte- og karsykdommer (Gilbert, 2012; Nordberg et al., 2007).



Figur 6.2: Kilder til arsen i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

6.2.2 Bly (Pb) og blyforbindelser

Oppførsel i jord

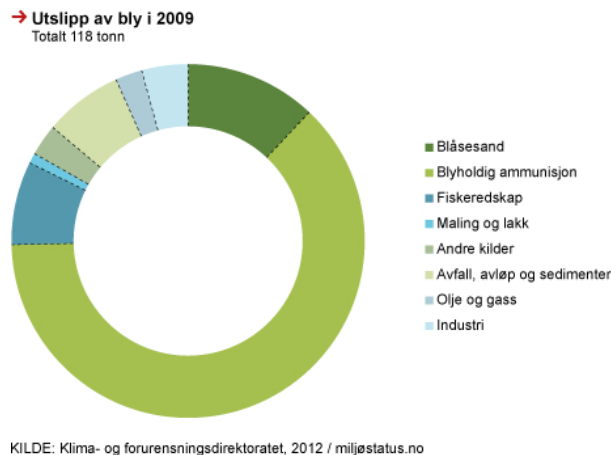
Siden bly er et grunnstoff vil det være umulig å bryte ned til mindre og mer uskadelige bestanddeler under naturlige forhold, noe som medfører at mengden bly vil være konstant (Kjeldsen og Christensen, 1996). Dette hindrer derimot ikke at bly kan opptre i forskjellige forbindelser med ulik mobilitet og skadelighet, der en avgjørende faktor vil være formen og konsentrasjonen det foreligger i (Kjeldsen og Christensen, 1996). Sorpsjon av bly til jord vil være avhengig av pH samt jordens innhold av jern- og manganoksider, leirmineraler og organisk stoff da sorpsjonen påvirkes av konkurrerende kationer som kalsium og magnesium i oppløsning (Kjeldsen og Christensen, 1996). Bly bindes kraftig i jord, mye på grunn av sorpsjon, men også utfellingsreaksjoner.

Kilder

Tidligere var utslipp av bly den største antropogene kilden til bly, og blybensin er fremdeles den største kilden i de deler av verden som fremdeles benytter denne type drivstoff (Reimann og de Caritat, 1998). Spredning av bly i miljøet skyldes i tillegg til trafikk også bly i produkter og atmosfæriske avsetninger fra langtransport av forurensning (Ottesen og Volden, 1999). Produkter som inneholder/inneholdt bly er for eksempel blikkplater, maling på gamle hus, batterier, bildekk, keramiske produkter og også mat, tobakk, drikkevann og drikkevarer (Ottesen og Langedal, 2008; Reimann og de Caritat, 1998). Kilder til bly i Norge i 2009 er gitt i figur 6.3.

Effekter

Bly er et metallisk stoff med alvorlige giftvirkninger, og kan være kreftfremkallende og opphopes i organismer (Ottesen og Volden, 1999). Stoffet kan også medføre fosterskader og redusert forplantningsevne, pluss at eksponering av selv lave bly-konsentrasjoner kan påvirke barns intellektuelle utvikling (Arnesen og Eggstad, 2000). Kronisk blyforgiftning kan ha nevrotoksiske, immunologiske og kreftfremkallende virkninger og gi skade på det bloddannende systemet hos varmblodige dyr (Ottesen og Volden, 1999).



Figur 6.3: Kilder til bly i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

6.2.3 Kadmium (Cd) og kadmiumforbindelser

Kadmium er et særdeles toksisk tungmetall for mennesker og de fleste andre organismer (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Oppførsel i jord

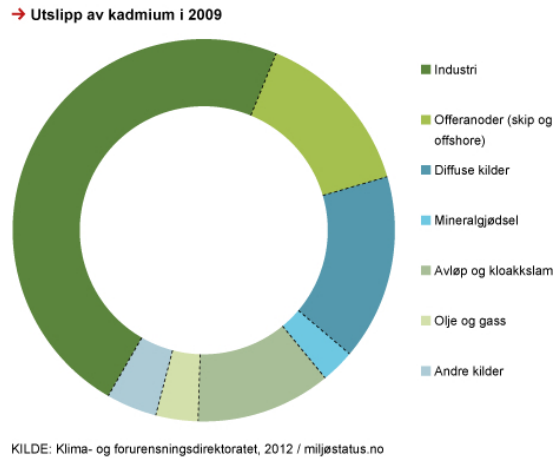
Kjemisk sett har kadmium mange like egenskaper som sink, de opptrer ofte sammen i miljøet, men typisk forekommer sink i konsentrasjoner som er 100-1000 ganger høyere enn kadmiumkonsentrasjonene (Kjeldsen og Christensen, 1996). Sorpsjon er den mest betydningsfulle prosessen for kadmium sin oppførsel i jord og grunnvann, der den styrende parameteren ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) er pH. Jo høyere pH, jo høyere konsentrasjon av kadmium.

Kilder

Ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) tilføres kadmium det terrestriske miljøet ved atmosfærisk avsetning, gjødsel, jordbrukskalk, slam og annen type organisk gjødsel. Andre kilder kan være forbrenning av kull, smelteverk og smier, fargestoff, nikkel-kadmium batterier, maling, TV-er og mat, men har også naturlige kilder som forvitring av bergarter og skogbranner (Ottesen og Langedal, 2008; Ottesen og Volden, 1999; Reimann og de Caritat, 1998). Langtransportert tilførsel av kadmium er nesten tre ganger så store som de norske utslippene (Miljøstatus.no, 2012). Spesielt Østlandet og ned mot Sørlandet mottar kadmium fra atmosfærisk nedfall (Steinnes et al., 2011). Kilder til kadmium i Norge i 2009 er gitt i figur 6.4.

Effekter

Kadmium er toksisk og antakelig kreftfremkallende, men kan være essensielt for enkelte dyr i svært lave konsentrasjoner (Reimann og de Caritat, 1998). Kadmiumforbindelser i høye konsentrasjoner er sterkt akutt giftige overfor vannlevende organismer, særlig i ferskvann, og akutt giftige ovenfor pattedyr, noe som viser seg ved opphoping i nyrene og også muligens kroniske nyreskader (Ottesen og Volden, 1999).



Figur 6.4: Kilder til kadmium i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

6.2.4 Kobber (Cu) og kobberforbindelser

Helse- og miljøegenskapene til kobber oppfyller ikke alle kriteriene for å havne på myndighetens OBS-liste, da kobber ikke hoper seg opp i næringskjeden og har ikke hormonforstyrrende egenskaper (Klif, 2008). Tiltak mot kobber bør baseres på konkrete risikovurderinger i hvert enkelt tilfelle der bruk og utslipp av kobber forekommer, og skal ikke være rettet generelt mot all bruk av kobber og kobberforbindelser (Klif, 2008).

Oppførsel i jord

Kobber vil i høyere grad enn de fleste andre tungmetaller felles ut ved relativt høy pH (Kjeldsen og Christensen, 1996). Sorpsjon er en betydningsfull prosess for kobber sin fordeling og tilbakeholding i jord og er pH avhengig (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Kilder

Det finnes mange kilder og bruksområder for kobber. Disse kan være elektrisk industri, vannrør, gruvedrift og smelteverk, plastindustri, stålverk, forbrenning av impregnering tre (CCA), konserveringsmiddel for lær og tøy, maling (blå og grønn), gjødning, bunnstoff for båter eller mat (Nordberg et al. (2007); Ottesen et al. (2000); Reimann og de Caritat (1998)). Utslipet i Norge økte med ca. 36% fra 1995 til 2005, der hovedårsaken var en økning i bruk av kobberholdige notimpregneringsmidler, samt at kobber erstattet mer farlige biocider i bunnstoff og i impregneringsmiddel for trevirke (Klif, 2008). I Norge er de viktigste kildene til kobber blant annet bunnstoff fra skip, båter og gruveindustri (Holt, 2009). Stort sett er utslippene av kobber lokale, og i mindre grad langtransporterte (Ottesen og Volden, 2002).

Effekter

Toksisitet overfor mennesker er sjelden, både når det gjelder for mye og for lite (Gilbert, 2012). Rent kobber er lite giftig, men enkelte kobberforbindelser er svært giftige (Miljøstatus.no (2012)). I stor grad er kobber mye mer toksisk for det akvatiske livet enn pattedyr og er et kontaminerende stoff i vann (Miljøstatus.no, 2012). Kobber kan også havne i drikkevann på grunn av bruk av kobberør, der forgiftningssymptomer er kraftige brekninger (Kjeldsen og Christensen, 1996).

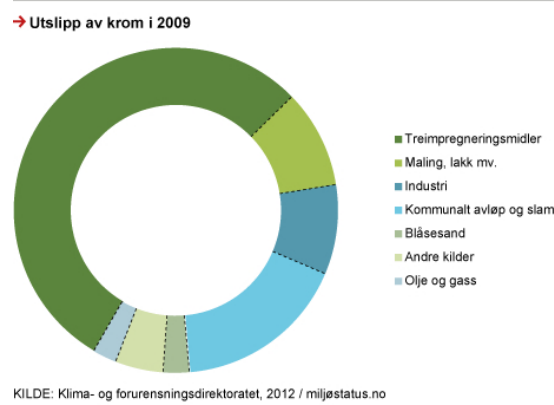
6.2.5 Krom (Cr) og kromforbindelser

Oppførsel i jord

Krom opptrer i flere specier i det terrestriske miljø, hvor det inngår i redox-, utfellings- og sorpsjonsprosesser. Ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) finnes krom i flere oksidasjonstrinn, men de mest stabile og vanligste forekomstene er oksidasjonstrinnene III og VI. Cr(VI) anses for å være den mest toksiske formen for krom da den opptrer som oxyanionet kromat, og er mer mobil enn Cr(III) (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Kilder

Spredning av krom i miljøet skyldes først og fremst forbrenning av fossilt brennstoff samt industriell bruk (Kjeldsen og Christensen, 1996). Ifølge Ottesen og Volden (2002) er krom benyttet som fargestoff, legeringsmetall for stål, korrosjonsbeskytter, i fotografisk industri, impregneringsmateriale for lær og sammen med kobber og arsen i trykkimpregnert tremateriale (CCA). Krom lekker ut fra impregnert trevirke som fortsatt er i bruk, og vil gjøre det i lang tid framover dersom dette ikke blir ryddet opp (Miljøstatus.no, 2012). Kobber er også sammen med bly og krom til stede i en rekke malingtyper brukt på skip (Arnesen og Eggestad, 2000). Kilder til krom i Norge i 2009 er gitt i figur 6.5, der det illustreres at nesten 60 prosent av kromutslippet kommer fra CCA-impregnert trevirke.



Figur 6.5: Kilder til krom i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

Effekter

Treverdige krom er livsnødvendig, men den seksverdige formen kan gi alvorlige skader som redusert vekst, eksem, ulike krefttyper og lever- og nyreskader (Ottesen og Volden, 2002). Hexavalent krom er klassifisert som kreftfremkallende (Kjeldsen og Christensen, 1996).

6.2.6 Kvikksølv (Hg) og kvikksølvforbindelser

Kvikksølv inngår ikke i noen kjent biologisk funksjon (Kjeldsen og Christensen, 1996) og er en av de farligste miljøgiftene som utgjør en trussel for miljøet og menneskers helse (Miljøstatus.no, 2012).

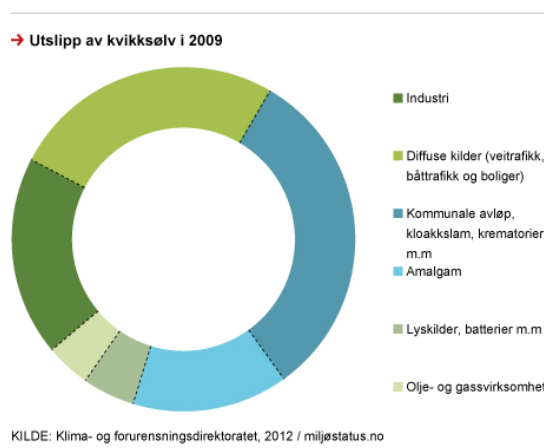
Oppførsel i jord

Ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) skiller kvikksølv seg fra de øvrige tungmetallene ved å

være reaktiv og flyktig når det finnes som elementært Hg^0 og det kan opptre som flere kjemiske specier avhengig av redoksforhold. Kvikksølv opptre i mindre grad som frie Hg^{2+} -ioner i det terrestriske miljø, da Hahne og Koontje (1973) viste at for $pH < 4$ finnes Hg^{2+} primært som $MgOH^+$ og for $pH > 4$ er komplekset $Hg(OH)_2$ dominerende. Mobiliteten av kvikksølv i jord vil nesten alltid være styrt av sorpsjon og kompleksring (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Kilder

Kvikksølv spres i det terrestriske miljø via industrielle prosesser og forbrenning av kull og olje (Kjeldsen og Christensen, 1996). Tidligere har kvikksølv vært brukt i landbruket, maling, termometre, tannplomber, batterier og mat (Kjeldsen og Christensen, 1996; Ottesen og Volden, 2002; Reimann og de Caritat, 1998). Ifølge Miljøstatus.no (2012) skyldes mesteparten av kvikksølvforurensningen i Norge langtransportert forurensning fra andre deler av verden. Kilder til kvikksølv i Norge i 2009 er gitt i figur 6.6.



Figur 6.6: Kilder til kvikksølv i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

Effekter

Kvikksølvforbindelser som kvikksølv sulfid og kvikksølvklorid er akutt giftig, meget giftig for vannlevende organismer, bioakkumulerer, er lite nedbrytbare og oppkonsentreres i næringskjeden (Klif, 2012). Andre mulige effekter er akkumulering av kvikksølv i fettvev, bl.a. i hjernen, noe som ved kronisk eksponering kan føre til nerveskader og sløvheter, i tillegg til at det kan gi alvorlige misdannelser på fostre (Ottesen og Volden, 2002). Videre kan også akutt forgiftning gi lungeødem og influensaliknende symptomer (Ottesen og Volden, 2002).

6.2.7 Nikkel (Ni) og nikkelforbindelser

Nikkel er kjent som et essensielt grunnstoff for noen planter og dyr, og vurderes også til å være essensielt for mennesker selv om dets presise funksjon ikke er kjent (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Oppførsel i jord

Oppløseligheten av nikkel i terrestriske miljøer kan ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) potensielt styres av sulfider, karbonater og hydroksider. Sorpsjon er også en viktig prosess for nikkel og

vil typisk være styrende for nikkel sin fordeling i jord og grunnvann, der pH er den dominerende faktor (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Kilder

Kilder til nikkel i det terrestriske miljø er emisjoner fra avbrenning av olje, stålproduksjon og ved fremstilling av legeringer, men brukes også i overflatebehandling, akkumulatører, elektroniske komponenter, galvanisering, fargestoff i keramikk, batterier og tobakk (Kjeldsen og Christensen (1996); Ottesen og Langedal (2008); Reimann og de Caritat (1998)).

Effekter

I det terrestriske miljø er det fokus på innhold av nikkel i drikkevann, da høye konsentrasjoner man medføre den vanligste kroniske helseeffekten som er nikkelallergi (Kjeldsen og Christensen, 1996), men enkelte nikkelforbindelser kan også gi kreft (Ottesen og Volden, 2002).

6.2.8 Sink (Zn) og sinkforbindelser

Sink er er essensielt metall som kun er toksisk overfor mennesker ved inntak i særdeles høye konsentrasjoner (Kjeldsen og Christensen, 1996). Sink er ikke lenger oppført på listen over prioriterte miljøgifter, men flere sinkforbindelser er inkludert på Obs-listen.

Oppførsel i jord

Sorpsjon er den mest betydningsfulle prosessen for sink sin oppførsel i jord, der den styrende parameteren er pH (Kjeldsen og Christensen, 1996). Videre har også konsentrasjonen av kalsium (Ca) og magnesium (Mg) i oppløsning betydning for sinks oppførsel i jord, men fordi sink ofte er det tungmetallet som opptrer i størst konsentrasjoner er konkurransen fra andre tungmetaller sannsynligvis ikke viktig i denne sammenheng (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Kilder

Årsakene til spredning og akkumulering av sink i miljøet er fler, men skyldes overordnet sink sine mange bruksområder. Sink brukes først og fremst som korrosjonsbeskytter av stål, men også som legeringsmetall i messing og ammunisjon og i enkelte malingstyper, gummi, plast, bildeler, pesticider, kosmetiske varer, legemidler, fotokjemikalier og bildekk (Kjeldsen og Christensen, 1996; Ottesen og Volden, 2002). Avrenning fra tidligere gruver gir store lokale punktutslipp av sink, men den langtransporterte andelen er lav (Ottesen og Volden, 2002).

Effekter

Mangel på sink regnes som oftest som mer vanlig og farlig enn overskudd da mangel på sink kan føre til sykdommer hos dyr og planter (Nordberg et al., 2007; Ottesen et al., 2007)). Sinkforgiftning er derfor sjeldent, men kroniske forgiftninger kan forekomme, selv om det er virkningene av akutt forgiftning som er mest kjent; kreft, fosterskader og for tidlig fødsel (Ottesen og Volden, 2002).

6.3 Organiske miljøgifter

Organiske forbindelser forekommer ofte i byer der de kan påføre uheldige effekter på mennesker og miljøet (Johnson et al., 2011). Noen av de vanligste gruppene som skaper bekymring er blant annet PCB, PAH, dioksiner/furaner, BTEX (benzen, toluen, etylbenzen og xylener), VOC (flyktige organiske forbindelser), PBDE (polybromerte flammehemmere) og pesticider (som f.eks. DDT). PAH og PCB er de som blir kartlagt i denne oppgaven.

6.3.1 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

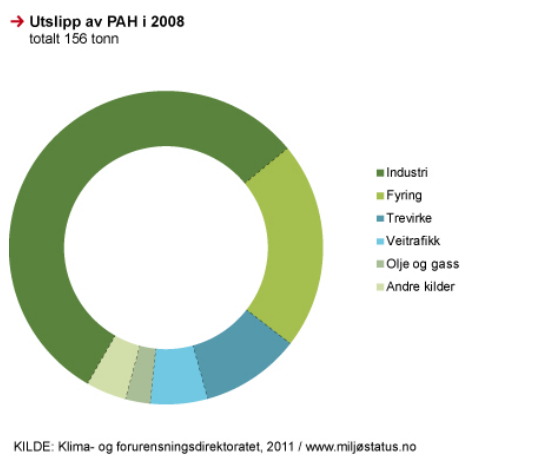
PAH er en stor gruppe organiske forbindelser som dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale (Ottesen et al., 1999b). De kan dannes naturlig ved skogbranner, men også unaturlig ved fyring av kull.

Oppførsel i jord

PAH vil først emitteres inn i luften som aerosoler. På grunn av dens hydrofobe natur, har PAH en tendens til å binde seg til overflatevann (elver, sjøer og hav) og deretter feste seg til partikulært materiale eller entre vannsystemer gjennom avløpoverflatevann og avsettes på sedimenter (Wang et al., 2008). På denne måten vil forurensningen kunne spres langt og også til steder i en by der en ikke vil forvente å finne spor av det. Tidligere studier (Iqbal et al., 2007; Wang et al., 2008) viser at det finnes høyere konsentrasjoner av PAH i urban jord enn i landlig jord.

Kilder

Kilder til PAH i det urbane miljøet inkluderer forurensning fra trafikk og industri, vedbrenning, kullforbrenning og bybranner (Johnson et al., 2011). Tidligere undersøkelser har vist at PAH er allment utbredt i byene i dag (Wang et al., 2008). Kilder til PAH i Norge i 2008 er gitt i figur 6.7.



Figur 6.7: Kilder til PAH i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

Effekter

PAH kan være kreftfremkallende, skade arvestoffet, redusere fruktbarheten, gi fosterskader, er meget giftig for vannlevende organismer og bioakkumulerer (Klif, 2012). Ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) kan PAH taes opp i kroppen gjennom lungene, men også via mage-/tarmkanalen og huden. Den mest toksiske PAH-forbindelsen er benzo(a)pyren (Ottesen og Volden, 2002).

6.3.2 Polyklorerte bifenyler (PCB)

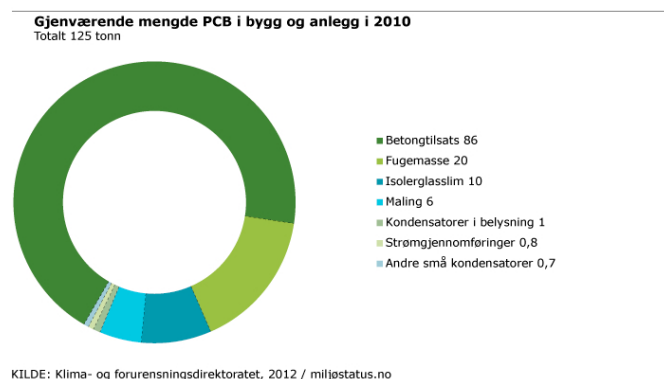
PCB er klorerte hydrokarboner som ikke finnes naturlig i miljøet, de er persistente og har en tendens til å bioakkumulere (Ottesen og Volden, 2002).

Oppførsel i jord

Normalt skal ikke PCB lekke ut av ulike materialer og apparater, men kan likevel lekke i miljøet ved branner, uforsvarlig lagring/dumping, riving og oppussing (Ottesen og Volden, 2002). Hvis rester etter oppussing e.l. ikke blir samlet opp, vil PCB-holdige malingsflak og murpussrester kunne kontaminere byjord, sandfangsmaterialer og overvann (Jartun, Eggen og Volden, 2008).

Kilder

Typiske bruksområder er fugemasser mellom betongelementer, elastiske fuger i svømmebasseng, trapper med belegg av naturstein, keramiske fliser, maling og da også generelt murbygg fra 1950-1970-tallet (Jartun, Eggen og Volden, 2008; Ottesen og Volden, 2002). PCB ble benyttet som mykningsmiddel i elastiske og plastiske fugemasser. Polysulfidbaserte masser har størst innhold av PCB (30%) (Jartun, Eggen og Volden, 2008). I den nasjonale studien gjort av NGU på PCB i betong og murpuss ble det også vist at konsentrasjonen av PCB i jord avtar eksponentielt med avstand fra kilden Jartun et al. (2008a). Antatt gjenværende mengde PCB i bygg og anlegg i 2010 er gitt i figur 6.8.



Figur 6.8: Kilder til PCB i Norge i 2009 (Miljøstatus.no, 2012).

Effekter

I store nok doser gir PCB akutt dødelighet, mens ved kronisk eksponering kan det gi forplantningsskader, fosterskader, lever- og hudskader, samt at det kan være kreftfremkallende (Ottesen og Volden, 2002).

6.4 Grunnforurensning fra industri

Klif (2012) har i notatet ”Grunnforurensning - bransjer og stoffer” laget en oversikt over mulige grunnforurensninger som kan oppstå ved ulike bransjer. Denne er veiledende, og ikke en fullstendig liste (Klif, 2012). For en mer detaljert oversikt se Trondheim kommune (2008). I tabell 6.1 finnes oversikt over de bransjer, mulige forurensninger og på den måten også mulige kilder til forurensning som kan finnes i de prøvetatte områdene i Sandnes og Stavanger. Dette er ikke hele listen fra Klif (2012).

Tabell 6.1: Kilder til ulike miljøgifter fra industri (Austbø et al., 2008; Gaudland og Jacobsen, 2003; Grude, 1985; Kjeldsen og Christensen, 1996; Klif, 2012; Moen, 2001).

Bransje	Mulige forurensninger	Bedrifter i Sandnes/Stavanger	P/F
Asfaltverk/tjærevirksomhet	Tjære(bitumen), olje, løsemidler, fenoler	-	P/F
Avfallsdeponier	Tungmetaller, klorerte og ikke-klorerte løsemidler, fenoler, klorerte hydrokarboner, olje	Jærveien, Varatun, Tasta fyllplass	F
Elektroteknisk industri	Tungmetaller, klorerte og ikke-klorerte løsemidler, benzen, toluen, PCB, PAH, dioksiner, furaner, cyanider	SEKO Elektroteknikk AS	P
Farmasøytisk industri	Løsemidler, klororganiske stoffer, cyanider, fenoler, kvikksølv, sink, arsen	Norconserv	P
Galvanisering	Løsemidler, krom, kobber, kadmium, sink, arsen, bly, cyanider	Uroskilt/Norskilt	P
Gartnerier	DDT/DDE, andre plantevernmidler, olje, PCB, tungmetaller, dioksiner	Rosendal og Ramsvig Kolonihage	F
Garverier	Løsemidler, klororganiske stoffer, krom, kadmium, kobber, nikkel, arsen, sink, kvikksølv, hydrokarboner	Braasten sko	P
Gummiproduksjon	Tungmetaller, cyanider, benzen, toluen, fenoler, PAH, klorerte hydrokarboner, uorganiske og organiske S-forbindelser	Vestlandske Gummivarefabrikk	P
Industri-lakkering og overflatebehandling	Løsemidler, klororganiske stoffer, olje	Sven Kvila AS	P
Korn- og fôrprodusenter	Kvikksølv-organiske stoffer, kobber, sink	Ulike møller i de to byene	P
Olje- og bensinstasjoner	Olje, BTEX1, bly-organiske stoffer, PAH, MTBE2, tungmetaller, klorerte lagre og raffinerier løsemidler, glykoler	Esso, Statoil o.l.	P
Plastindustri	Klorerte og ikke-klorerte løsemidler, tungmetaller, cyanider, ftalater, fenoler, aromater, klorerte hydrokarboner, organiske P-forbindelser	-	P
Skipsverft	Løsemidler, klororganiske stoffer, PCB, tjære, olje, kadmium, kobber, krom, nikkel, bly, sink, tinnorganiske- og blyorganiske stoffer	Rosenberg Verft	F
Skraphandlere og bilopphugging	Bly, kobber, krom, nikkel, kadmium, olje, PCB, PAH, glykoler, klorerte løsemidler	Metallretur Stavanger AS	F
Småbåthavner	Tinnorganiske stoffer/ TBT, tungmetaller(spesielt bly, kobber, sink), PCB, PAH, olje	Grønnaviga	F
Støperier, jern- og stålverk	Kadmium, kobber, krom, arsen, nikkel, bly, sink, molybden, olje, fenoler, BTEX, klororganiske stoffer	Fra eldre tider i begge byene	P
Tekstilvare og impregneringsvirksomheter	Løsemidler, fenoler, klororganiske stoffer, pentaklorfenol, krom, kadmium, nikkel, kobber, cyanider, PAH, olje	Grudes Konfeksjons-fabrikk	P
Treforedling og papirindustri	Sulfater, fenoler, aromater, olje, klorerte hydrokarboner, kvikksølv, PCB	Kjell Meisland AS	P
Treimpregnering	Krom, kobber, arsen, fluor, tjære/kreosot(PAH), fenoler, pentaklorfenol	-	P
Trykkerier	Klorerte og ikke-klorerte løsemidler, fenoler, klororganiske stoffer, bly, kobber, kvikksølv, krom, nikkel, cyanider, PAH, olje	-	P
Tråd- og fiberproduksjon	Tungmetaller, klorerte og ikke-klorerte løsemidler, aromater, fenoler, olje	De Forente Uldvare-fabrikker	P
Vulkaniseringsbedrifter	Olje, løsemidler, klororganiske stoffer	-	P

7

Metoder

7.1 Prøvetaking

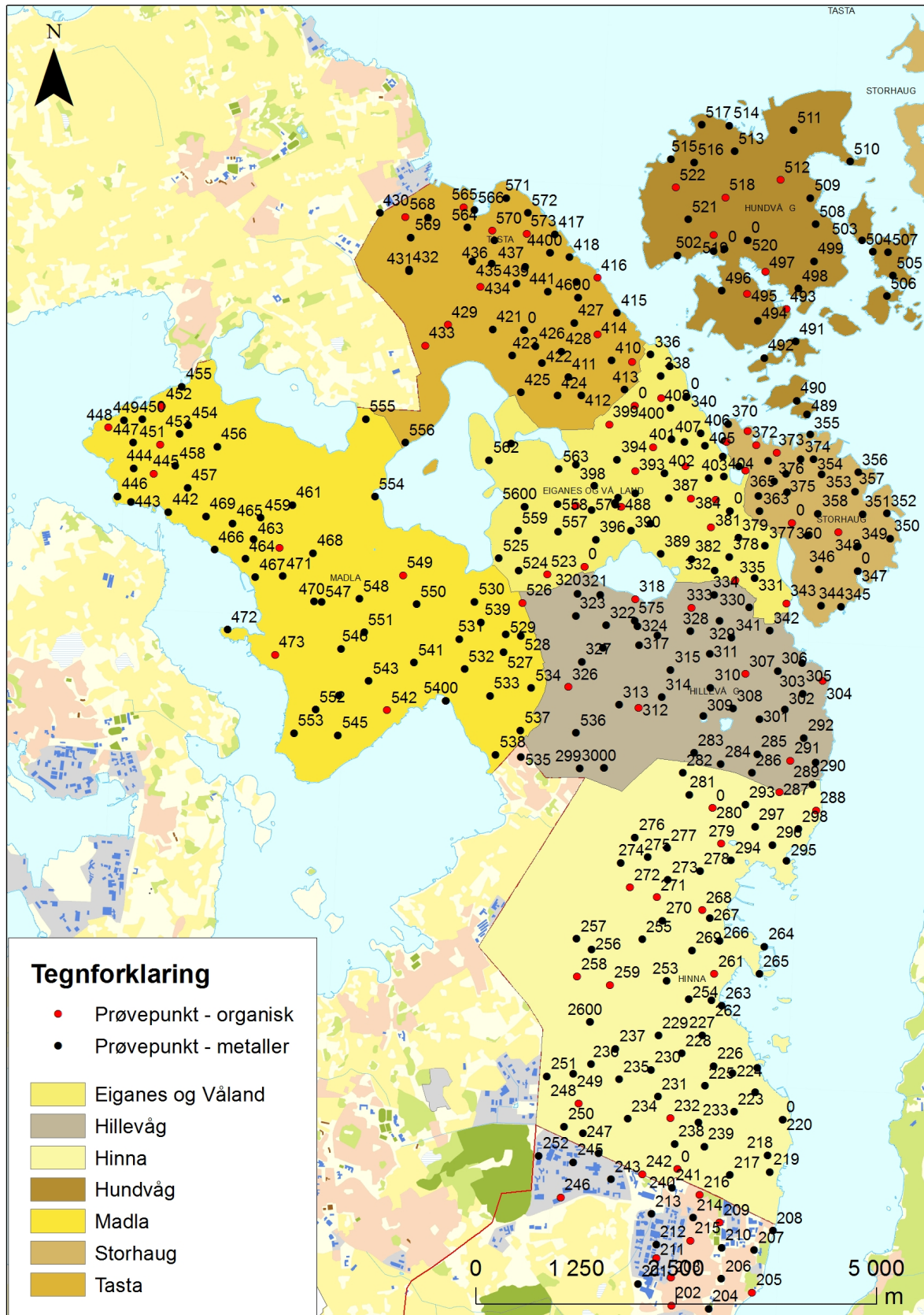
I løpet av høsten 2011 ble det tatt 508 prøver og 25 duplikatprøver i overflatejord (0-5 cm) av NGU etter metodikk fra det europeiske prosjektet URGE. Overflatejord ble valgt som prøvetype, da den gjenspeiler både den lokale geologien og bidrag fra menneskelig aktiviteter som kan være eventuelle forurensninger (Jartun, Ottosen og Volden, 2002). 169 av prøvene er tatt i Sandnes, mens 339 er tatt i Stavanger. Alle prøvene er analysert for metaller, mens totalt 130 av prøvene ble plukket ut ved hjelp av "randomfunksjon" i ArcGis for analyser av organiske miljøgifter (PAH og PCB), hhv. 67 i Stavanger og 63 i Sandnes. Se figur 7.1 for angitte prøvepunkt for metaller og organiske miljøgifter i Stavanger og figur 7.2 for oversikten for Sandnes.

Prøvene ble tatt ved bruk av en metallspade på områder med jord man antar har ligget lenge på samme plass, gjerne der vegetasjon er slitt bort i både industri- og boligområder. Feltnotatene beskriver områdene som "fotball- og volleyballbane ved boliger", "kant ved hage i boligområde", "anleggsområde", "grusfleck ved plen i boligområde" eller "industrielt område med trær og skog". I hvert punkt ble det samlet inn jordprøver på omtrent 0.5-1 kg som ble emballert i Rislan poser og markert med prøvenummer fra og med 101 og oppover. Det ble tatt en duplikatprøve for hver 20. prøvepunkt med ca. 10-15 cm avstand mellom de to prøvene. Det ble tatt bilder av prøvepunktene og posen prøvene ble samlet i. GPS-koordinater og type jord-dekke ble notert.

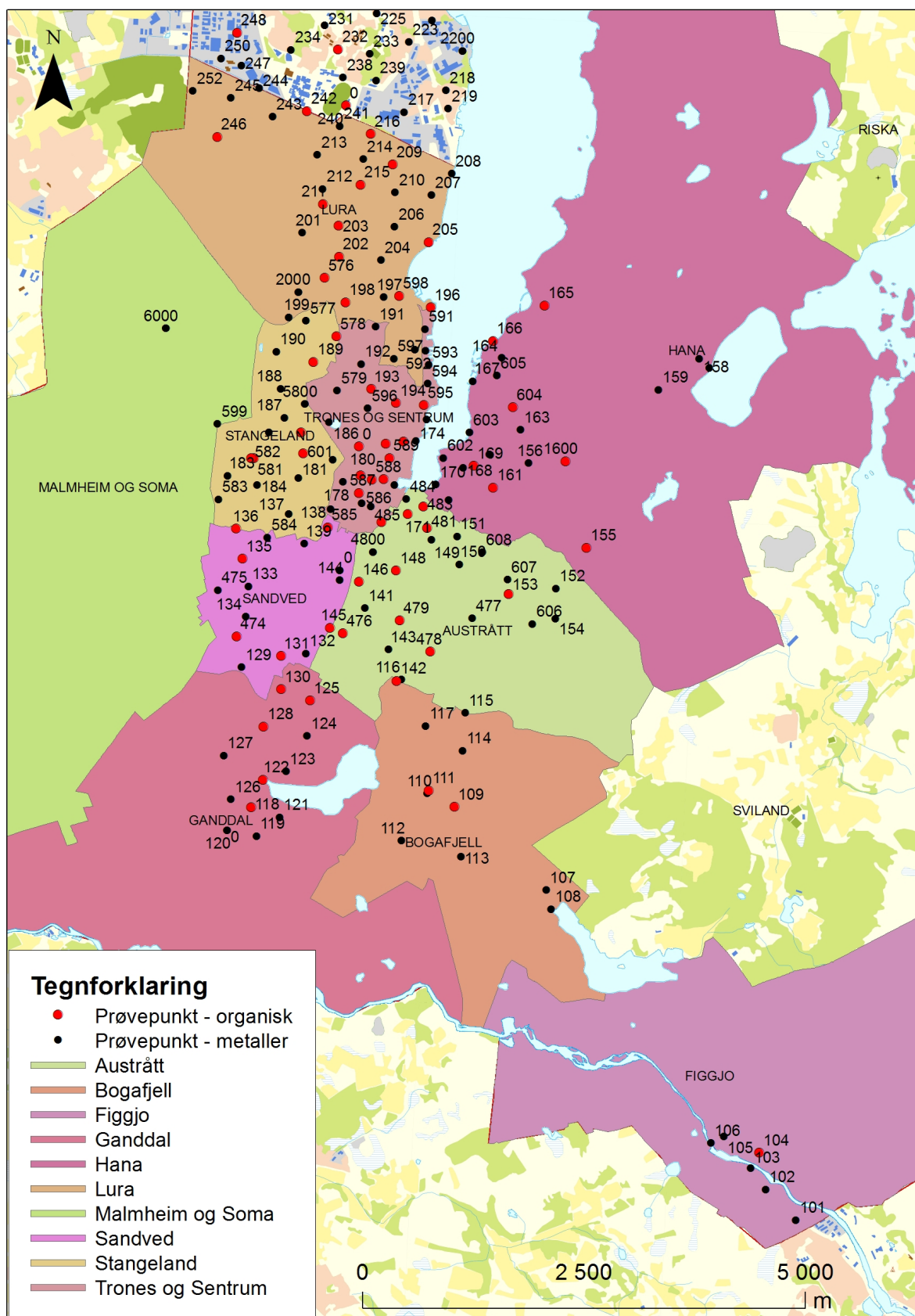
7.2 Preparering av prøver og kjemisk analyse

Uorganiske analyser

Analysen for de uorganiske miljøgiftene ble gjort ved NGU laboratoriet i samsvar med Norsk Standard - NS 4770. Eppersom syreekstraksjonen som ble brukt var partiell, og ikke total, vil de rapporterte analyseverdiene ikke representere totalinnhold i prøven. Prøvene ble tørket og siktet (< 2 mm) med nylonsikt for å hindre bedrag av metaller fra sikten. Mikrobølge ble brukt som oppslutningsmetode. Prøvene ble *ikke* randomisert før analysen. Jordprøvene ble analysert ved induktivt koblet plasma atomemisjonsspektrometer (ICP-AES) der 30 grunnstoff ble



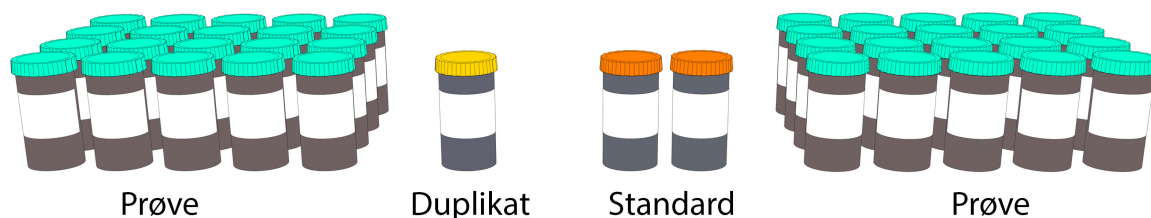
Figur 7.1: Prøvepunktene for organiske og uorganiske analyser fordelt på de ulike bydelene i Stavanger. For de røde punktene er det både gjort organiske og uorganiske analyser.



Figur 7.2: Prøvepunktene for organiske og uorganiske analyser fordelt på de ulike bydelene i Sandnes. For de røde punktene er det både gjort organiske og uorganiske analyser.

bestemt, herav også arsen, bly, kadmium, kobber, krom, nikkel og sink. Kvikksølv-konsentrasjonen ble bestemt ved atomabsorpsjons kalddampsteknikk (AAS-CV). Kadmium er også analysert ved atomabsorpsjonsspektrometri med grafittovnsteknikk (GF-AAS). Det vil være resultatene for kadmium analysert med GF-AAS som blir presentert i resultatene, da det er denne som har best rapporteringsgrense for kadmium.

I tillegg til de vanlige prøvene ble også duplikater og standarder tatt med i analyserekken, én for hvert 20. punkt, samt tre ulike standarder der to følger rett etter hver duplikatprøve (figur 7.3). Alle standardene er laget ved NGU. Standardene som er brukt er "Nidelven" som i liten grad er forurenset og består av flomsedimenter fra elvebankene på Sluppen. "Hynne" som er noe mer forurenset og "Minn" som er prøver tatt i forbindelse med "Minn-prosjektet" på NGU under leting etter sjeldne jordmetaller. Disse standardene ligger rundt samme nivå når det gjelder innhold av forurensning. Det er brukt 25 standarder av Nidelven, 13 av Hynne og 12 av Minn. Prøvene ble behandlet på samme måte som alle andre prøver under prøvetaking, prøvepreparering og kjemisk analyse.



Figur 7.3: Prøveoppsett under analysene.

Organiske analyser

De organiske analysene ble utført ved det akkrediterte laboratoriet Alcontrol AB i Sverige ved hjelp av gasskromatografi med elektroninnfangingsdetektor (GC-ECD) og ved Alcontrol sitt laboratorium i Nederland ved hjelp av gasskromatografi massespektrometer (GC-MS). Under analysen av PCB havarete instrumentet i Linköping. En alikvot/splitt av prøvene ble derfor sendt til Alcontrol laboratoriet i Nederland for analyse av PCB. Metoden mellom laboratoriene er ikke identisk da analyseinstrumentet i Sverige har en lavere deteksjonsgrense enn Nederland (Eggen, 2012).

Private laboratorier som Alcontrol har en del hemmelighetskremmeri rundt metodikken sin, og det finnes en del industrihemmeligheter. Men fra analyserapporten er det beskrevet "in-house method" der prøven ble ekstrahert ved aceton/hexan og analysert ved CG-MS.

7.3 Statistisk beskrivelse av data

7.3.1 Anvendte dataprogram og anvendte metoder for beskrivelse av data-materialet

I forbindelse med arbeidet er det brukt tre dataprogram. Disse er *Libre Office 3* (liknende Microsoft Excel) for strukturering av dataene og for å regne ut aritmetisk gjennomsnitt, median-, maksimum- og minimumsverdier. *ArcGIS* er benyttet for å lage de ulike kartene, fremstille tegnforklaringer, nordpil og målestokk. *R*, som er et verktøy for å utføre statistiske analyser, ble brukt til å fremstille x-charts, kumulative frekvensfordelinger og korrelasjonsplott.

7.3.2 Fremstilling av resultater og kart

Resultatene er presentert med enkle statistiske parametre som aritmetisk gjennomsnitt, median-, maksimum- og minimumsverdier. Medianen vil være den verdien som befinner seg i midten av datasettet etter at verdiene er sortert i stigende rekkefølge (Løvås, 2004). Ved å sortere verdiene på denne måten vil den ikke påvirkes av ekstremverdier, noe som ifølge Reimann et al. (2008) medfører at medianen antakeligvis vil være det beste målet for sentralverdier i et datasett som inneholder ekstremverdier. For utregning av de statistiske parametrene er ikke standardprøvene eller duplikatene tatt med.

Den laveste deteksjonsgrensen er typisk satt til å være den minste konsentrasjonen som kan bli målt ved hjelp av en analyseteknikk (Reimann et al., 2008). Ved laboratoriene brukes det også **rappporteringsgrenser** (RG). Siden det finnes en del usikkerhet rundt de nederste detekterbare konsentrasjonene av et stoff ved analyser bruker laboratoriene en rapporteringsgrense som er noe høyere enn deteksjonsgrensen, noe som medfører at vi får en større sikkerhet bak tallene (Eggen, 2012). Videre i oppgaven er det derfor rapporteringsgrensene som er brukt og vil bli behandlet på samme måte som vanlige deteksjonsgrenser. Slike variabler kan behandles på ulike måter, men den vanligste er å sette alle som er markert med $< RG$ til halve verdien (Reimann et al., 2008). Ved konsentrasjoner under rapporteringsgrensen (for eksempel < 1 mg/kg) er verdien satt til halve rapporteringsgrensen (eksempelvis 0,5 mg/kg for eksempelet foran) ved tegning av kart og enkle statistiske beregninger. Dette vil medføre at minimumsverdien for noen av de analyserte miljøgiftene vil være gitt som halvparten av rapporteringsgrensen. Se tabell 7.1 for rapporteringsgrenser for de ulike miljøgiftene.

Tabell 7.1: Nedre rapporteringsgrense (RG) for analysert materiale. Alle verdier i mg/kg.

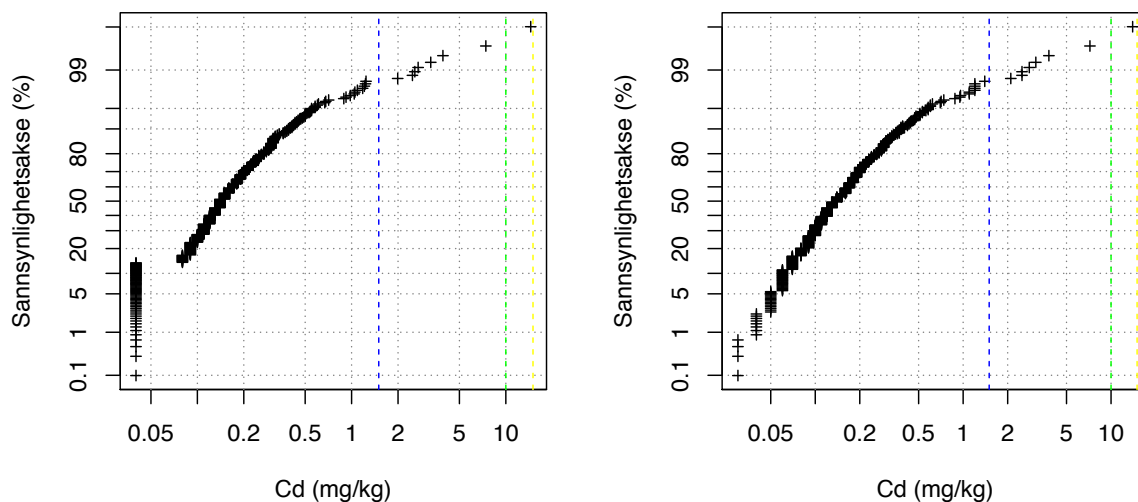
	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PCB	PAH
RG	2	2	0.02	1	2	0.004	2	2	0.48	0.014

Kumulativ frekvensfordeling

En kumulativ frekvensfordeling viser fordelingen av et grunnstoff for alle prøver i én og samme kurve (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009). Ifølge Bølviken (1973) vil den kumulative frekvensfordelingen vise hvor stor andel av prøvene som befinner seg inne i de enkelte konsentrasjonsintervallene ved å summere suksessivt alle frekvenser og avsette disse summene langs ordinaten. Da bakgrunnen ofte kan variere både innenfor et prosjektområde og mellom

ulike prosjektområder vil geokjemiske kart og kumulativ frekvensfordelingsplott være av stor nytte (Reimann og Garrett, 2005).

Noen ganger er kurvene for geokjemiske data rettlinjet i midtpartiet på begge sider av ordinaten (medianen) 50%, men bøyer av i begge ender, ofte til en s-formet kurve (Bølviken, 1973) (figur 7.4). Denne avbøyningen kan ifølge Bølviken (1973) skyldes lavt prøveantall eller at analyse-metodens relative nøyaktighet varierer med konsentrasjonen. Ved observasjon av et skarpere knekkpunkt, ser en skille mellom to ulike kilder til elementet. Her kan de to enkeltfordelingene representere hver sin geokjemiske bakgrunn, eller den ene fordelingen vil kunne betraktes som bakgrunn og den andre fordeling som den geokjemiske anomali (Bølviken, 1973). Det naturlige nivået av et grunnstoff kan altså bestemmes ved å studere knekkpunkt i den kumulative frekvensfordelingen i jordmasser ned mot berggrunnen (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009). Den naturlige bakgrunnsverdien defineres som den statistiske verdien av konsentrasjonen for et grunnstoff i jord som et resultat av naturlige, geologiske og patologiske prosesser som ekskluderer antropogen tilførsel (Dominguez, 2008). Ifølge Eggen, Andersson og Ottesen (2009) vil konsentrasjonen ved knekkpunktet være det naturlige nivået til elementet. For eksempel vil intervallet for det naturlige bakgrunnsnivået i figur 7.4 til høyre lest av ved knekkpunkt være ca. 0.04-0.25 mg/kg. Bakgrunnsverdien fremstilles også i noen tilfeller som spredning heller enn en enkelt konsentrasjon, ettersom jord er veldig heterogent og bakgrunnsverdier kan variere mye over kort avstand (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009). Bakgrunnsverdiene vil bli gitt ved intervall i denne oppgaven.



Figur 7.4: Kumulativ frekvensfordeling av Cd (kadmium) vist ved to ulike analysemetoder. Metoden til høyre (GF-AAS) er en bedre metode enn den til venstre (ICP-AES) da rapporteringsgrensen til GF-AAS er lavere enn for ICP-MS. Knekkpunktet til Cd (høyre bilde) ligger ved ca. 0.25 mg/kg.

Identifisering av ekstremverdier, dersom de eksisterer, er ofte lite problematisk, men å detektere knekkpunkt kan være subjektivt der erfaring kan spille en stor rolle (Aakre, 2012). Utfordringen med objektivt å kunne identifisere disse terskelnivåene er nok også årsaken til at disse plottene ikke er brukt i noe utstrakt grad alene, men benyttet sammen med kart er de et verdifullt verktøy (Reimann og Garrett, 2005). Selv om det eksisterer ulike dataverktøy som kan finne noen av knekkpunktene, vil et trent øye alltid være det beste redskap (Reimann og Garrett, 2005). Alle knekkpunktene på de kumulative frekvensfordelingene er derfor funnet i samråd med veileder som har erfaring med dette.

Geokjemiske kart

De geokjemiske kartbildene for tungmetallene, PAH og PCB er fremstilt ved bruk av de kumulative frekvensfordelingene og ArcGIS. Konsentrasjonsklassene omfatter en 5-delning av tierpotensen, som er vanlig ved presentasjon av geokjemiske data (Jartun, Volden og Alexander, 2006a). Konsentrasjonsklassene blir da: 1-16, 16-25, 25-39, 39-63 og 63-100 osv. Den minste klassen utgjør ca. 1/3 av prøvene (33-persentilen). For å avgjøre de rette intervallene ble de kumulative frekvensfordelingene brukt. Av figur 7.4 (til høyre) ser vi for eksempel at ca 30% (0.3) av prøvene har en kadmiumkonsentrasjon lik 0.1 mg/kg eller mindre, mens rundt 10% (leser av 1-0.9) av prøvene har et nivå på 0.5 mg/kg eller mer. Eventuelt knekkpunkt på kurven indikerer flere enn én kilde til elementet (Bølviken, 1973).

Tilstandsklassekart

For produksjon av tilstandsklassekart for jordprøvene er helsebestemte tilstandsklasser for forurenset grunn (kapittel 2.3) blitt benyttet. Alle prøvepunktene er for hvert tungmetall, PAH eller PCB markert ved bruk av farger som viser hvilken tilstandsklasse konsentrasjonen av elementet ligger i (kapittel 9). Ved hjelp av kartene kan man detektere kilder i et område for deretter å vurdere om miljøtiltak er nødvendige. Kartene ble laget i ArcGIS.

Byjordsområde - aktsomhetskart for forurenset jord

Ifølge Eggen, Andersson og Ottesen (2009) er det greit å ta utgangspunkt i elementet bly og grensen på 100 mg/kg for å definere et byjordsområde. Hvis minst 10 % av prøvene (90-persentilen) ligger over 100 mg/kg bly anses jorda som byjord (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009).

For å lage byjordsområder ble alle prøvene som inneholdt konsentrasjoner av bly definert i tilstandsklasse 3 eller høyere markert med stor rød prikk på kart, mens prøvene definert i tilstandsklasse 2 eller mindre fikk en liten rød prikk. Tyve punkter ble plassert i hvert sitt polygon. Dersom to eller flere store prikker var innenfor det samme området (altså 10% av punktene) ble delområdet klassifisert som byjord. Dersom ingen eller én stor rød prikk var innenfor samme område, ble delområdet klassifisert som ren jord. Øvelsen ble gjort syv ganger, og for hver gang varierte delområdene litt. På denne måten kom det frem hvilke deler av byen som utpeker seg med høye blyverdier, og grunnlaget for å kunne definere et byjordsområde vil ifølge Eggen, Andersson og Ottesen (2009) styrkes.

Det ble laget to byjordsområder for Sandnes og Stavanger. Det ene er laget kun med bakgrunn i den geokjemiske fordelingen av bly, mens i det andre er det også tatt hensyn til veier, vann og lignende.

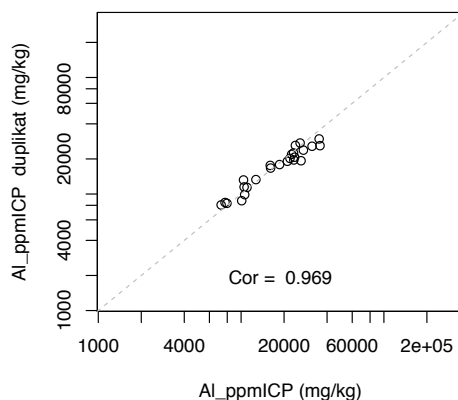
7.3.3 Metode for å finne kilder til forurensninger i hvert prøvepunkt

Det er valgt å forsøje å finne kilder til forurensninger i ethvert enkeltpunkt som viser konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. I kapittel 10.12 presenteres alle prøvepunkter med mulige kilder. For å finne mulige kilder og for å kunne beskrive områdene på en god måte er Google Earth og også Street View i Google blitt brukt. Alle adresser for punktene er funnet på denne måten. For områder som ikke er beskrevet i "Stavanger byleksikon" (Austbø et al., 2008), eller der det ikke er funnet noe informasjon ved bruk av internett eller andre bøker, er det sendt mail eller tatt en telefon til personer som kan vite noe om området. Dette gjelder for eksempel prøvepunkt 103 og 184.

7.3.4 Reproduserbarhet og nøyaktighet

Korrelasjonsplott

Duplikatprøvene tas for å kontrollere reproduserbarheten av prøvetakingen og for å gi et bilde av variasjoner av datasettet ved prøvetaking, preparering, ekstrahering, laboratoriearbeid, analyser o.l. (Jartun, Ottesen og Volden, 2002). Variasjoner stammer fra forhold i jorden på prøvestedet, feil introdusert i laboratoriet under prøvepreparering (sikting, innveining, oppslutning) og selve bestemmelsen i analyseutstyret (Andersson, Ottesen og Haugland, 2006). Duplikatene innsamlet med en meters mellomrom utgjør en del av NGU sitt generelle system for kvalitetskontroll. Siden duplikatprøvene er tatt på samme måte som de andre prøvene, vil avviket mellom to prøver fra samme lokalitet (duplikatet og vanlig prøve) være et mål på reproduserbarheten til datasettet. For å fremstille dette bruker vi korrelasjonsplott (figur 7.5) og korrelasjonskoeffesienter.



Figur 7.5: Korrelasjonsplott for aluminium (Al).

Korrelasjonskoeffisienten (r) forteller oss i hvilken grad det er en lineær sammenheng mellom to variabler som er stokastiske. For eksempel om det er en lineær sammenheng mellom to analysemetoder eller i denne sammenheng to prøver tatt like ved hverandre, altså duplikatprøven og den "reelle" prøven. Korrelasjonskoeffisienten sier noe om styrkeforholdet mellom de to variablene, men den sier ingen ting om riktighet (Løvås, 2004). Dersom figurene ikke viser

lineære mønstre, vil ikke korrelasjonskoeffesienten fortelle oss noe meningsfullt. Korrelasjonskoeffesienten mellom prøvene og duplikatene er gitt ved:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}}$$

Der X og Y er resultat fra duplikatprøver fra samme sted og \bar{X} og \bar{Y} er aritmetisk gjennomsnitt av X og Y verdiene i alle prøvene i datasettet som er duplikater.

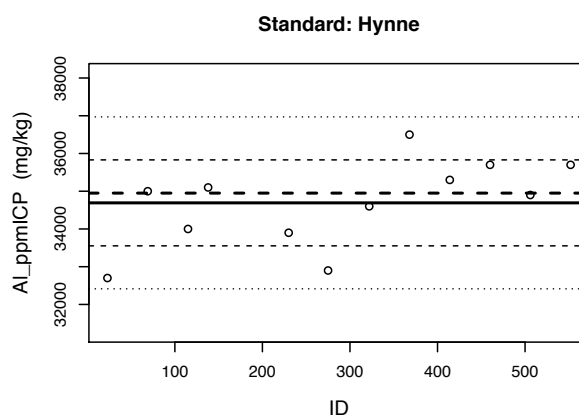
Korrelasjonen har ifølge Løvås (2004) følgende fortolkning:

- r ligger mellom -1 og 1.
- Absoluttverdien til r antyder hvor sterk lineær sammenheng det er mellom X og Y. Jo større absoluttverdi, jo større sammenheng. Ekstremverdiene $r=-1$ og $r=1$ svarer til at de ulike verdiene ligger nøyaktig på en rett linje. Dersom r ligger nære 0 vil det ikke være en lineær sammenheng.
- Positiv r indikerer at punktene i spredningsplottet ligger i nærheten av en økende linje.

For figur 7.5 er det regnet ut en korrelasjonskoeffesient på 0.969, som viser at for aluminium er den lineære sammenhengen mellom de to prøvepunktene god nok til at vi kan anta det "ekte" prøvepunktet kan representere et større prøvetatt område.

X-charts

X-charts kan fortelle oss noe om nøyaktigheten av resultatene, der nøyaktighet ifølge Reimann et al. (2008) i hovedsak er mangel på bias (eng: forventningsskjevhet). For å kunne diskutere drift eller andre forandringer i analytiske resultat brukes en eller flere standarder (se kapittel 7.2) som plasseres blant de andre prøvene. Sjeldent brukes mer enn tre standarder (Reimann et al., 2008).



Figur 7.6: X-chart for aluminium (Al), Hynnestandard. Prikkepunktene vist i plottet er medianen ± 2 SD (standardavvik), stiplede linjer vise medianen ± 1 SD og den hele linjen viser medianen. Figuren viser at nøyaktigheten for resultatene til aluminium er god.

Data for hver variabel plottes i x-chartene mot prøvenummer (feltID), der prøvenummeret vil gi oss et estimat for "tidspunkt i analysen", som videre vil danne et x-chart som i figur 7.6. Dette gjør ifølge Reimann et al. (2008) at man kan se trender som for eksempel *drift*, der x-chartene viser en klar trend mot høyere eller lavere verdier. Plott som viser en drift kan illustrere hvorfor det er viktig at prøvene randomiseres: en tidstrend som dette kan medføre ualmennelige mønstre i geokjemiske kart (Reimann et al., 2008). En randomisering vil sørge for at driften fordeles som en tilfeldig komponent over kartet (Reimann et al., 2008). Dersom det blir funnet drift i x-chartene ved grafisk inspeksjon og prøvene ikke er randomisert, bør det da vurderes om alle prøvene skal analyseres på nytt eller om det bør korrigeres for driften. Korrigeringen er det normalt laboratoriet som gjør, da man vet det kan skje interferenser i analysen da noen metaller for eksempel kan gi svært like bølgelengder som gjør at de kan være vanskelig å skille fra hverandre (Lierhagen, 2012).

Også store avvik, muligens på grunn av miksing av prøver på laboratoriet, eller indikasjoner på at resultatene fra hele analysen er for lave eller for høye kan illustreres i x-chartene. Dersom man har en eller to enkelte "outliers" trenger ikke dette bety at analysen ikke er god nok, det vil i stor grad være drift som vil være en kritisk observasjon Reimann (2012). En grafisk inspeksjon av x-chartene kan for eksempel brukes for å bestemme om blokken av standarder kan aksepteres som en vel gjennomført analyse eller om denne blokken må analyseres på nytt (Reimann et al., 2008). Siden vi har følgende oppsett av våre standarder (se figur 7.3), vil man måtte analysere alle tyve "reelle prøver" på hver side, samt duplikat og de to standardene på nytt dersom man får flere større avvik i form av flere punkter utenfor median ± 2 SD. En eller to enkelte "outliers" vil ikke ha så stor betydning.

Vurdering av metoden

Prøvetaking er en kritisk komponent for å få en suksessfylt analyse av ulike kjemiske forbindelser i miljøet (Hildebrandt, Lacorte og Barcelo, 2006). I tillegg er kvalitet av analyse og datatolkning essensielt for å sikre at gode, og ikke minst riktige avgjørelser blir tatt (Myers, 1997). Dette gjelder både organiske og uorganiske stoffer. Manglende kvalitet på prøvetakingen og den kjemiske analysen kan resultere i gale beslutninger og planlegging ved opprydding av et område. Dette kan videre gi en negativ påvirkning både økonomisk og ikke minst på kvaliteten av oppryddingen (Myers, 1997).

8.1 Vurdering av prøvetaking og forberedelser

Ifølge Johnson et al. (2011) må det være gode prosedyrer for innsamling og oppbevaring av prøvene. Transport må være på plass for å hindre degenerering og/eller forurensning (Johnson et al., 2011). Det må også være en plan for hvordan dette skal fremstilles på en god måte statistisk sett. Da det er slik at ikke alle bruker de samme teknikkene for innhenting av organiske og uorganiske stoffer, medfører dette at det kan være vanskelig å sammenlikne undersøkelser. Spesielt gjelder dette for innsamling og oppbevaring av prøvene (Johnson et al., 2011). I denne oppgaven ble innsamlingen gjort etter metodikk i det Europeiske prosjektet URGE. Disse kriteriene er fastsatt og man må anta at de er gode.

Plastutstyr skal ikke brukes for å samle eller oppbevare prøvene på grunn av mulighet for sorpsjon av organiske forbindelser (Johnson et al., 2011). Plastikk kan forurense prøven med for eksempel plastiseringsmiddel (Johnson et al., 2011). Spaden som ble benyttet under prøvetakingen var derfor av stål uten maling. Denne var tidligere var testet for å utelukke mulighet for kontaminering i prøvetakingen. Mellom hver prøvetaking ble også spaden tørket godt av for å hindre at partikler fra det forrige stedet skulle følge med i den nye prøven.

8.2 Vurdering av analyseteknikk

Ved planlegging av en undersøkelse av et område vil valg av analyseteknikk være en av de viktigste faktorene. De forskjellige analyseteknikkene har ulike rapporteringsgrenser for samme grunnstoff. Ulike laboratorier kan ha forskjellig rapporteringsgrense selv om samme analytiske teknikk er blitt brukt (Reimann et al., 2008). Dersom områder skal kunne sammenliknes bør

datagrunnlaget helst være generert ved bruk av de samme metodene og analysene gjennomført etter samme kvalitetskrav (Klif, 2011).

Mange jordprøver blir innsamlet i Norge i forbindelse med undersøkelse av forurenset grunn. En viktig faktor som påvirker analyseresultatet er hvordan prøven blir oppsluttet, det vil si hvilken syre og syrestyrke som benyttes, samt oppslutningsmetode (Andersson et al., 2011). I analysemetoden er det brukt Norsk Standard - NS4770, noe som skal være representativt. Siden 1994 er NGU laboratoriet akkreditert av Norsk Akkreditering for Geologisk prøving (P08) og kjemiske analyse (P12) av vann og geologisk materiale under registreringsnummer: TEST020. Det vil likevel kunne være flere potensielle feilkilder når det gjelder inveieing, avlesning av utstyr, menneskelige feil, apparatur med fler. Hvert analyseapparat har også egne usikkerheter knyttet til analysen.

Når man skal gjøre analyser av en jordprøve, plukker man bare ut en liten del av prøven til analyse. Som en følge av dette kan en geokjemisk prøve aldri bli helt homogen. Analyseresultatene kan derfor være svært forskjellig avhengig av hvilken del av jordprøven (den store samlet i Sandnes eller Stavanger) som tas ut til analyse. Om man tilfeldig får med en bit av et metall (< 2mm) som finnes i byjorden, vil dette kunne gi et stort utslag i resultatet for denne prøven.

8.2.1 Sammenlikningsgrunnlag fra tidligere undersøkelser

I diskusjonsdelen vil resultater fra tidligere liknende undersøkelser i andre byer bli sammenliknet med resultatene fra overflatejorden i Sandnes og Stavanger. Resultatene fra sandfangskummer og jord ved fasader i Stavanger vil bli sammenliknet med resultatene for Stavanger. For å kunne si noe om i hvor stor grad sammenlikningen er valid blir analysemetodene for disse undersøkelsene gjennomgått.

Analysemetoder for Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim

Ved analysen av jordprøver i Bergen, Oslo og Tromsø ble alle metallanalysene utført ved NGU sitt laboratorium med nøyaktig samme analysemetoder som for jordprøvene vi ser på i denne oppgaven (se kapittel 7.2). I prøvene fra Trondheim ble arsen og kadmium bestemt ved atomabsorpsjonsspektrofotometri med grafittovnsteknikk (GAAS), ellers ble alt gjort likt som i denne oppgaven. Alle de organiske analysene for de forskjellige byene er utført ved forskjellige laboratorier. Dette medfører at metallresultatene i større grad kan sammenliknes med undersøkelsene i disse byene enn de organiske resultatene.

Analysemetoder for sedimenter i sandfangskummer og jord ved fasader i Stavanger

Alle sedimentprøvene i Stavanger er analysert for metaller ved Alcontrol laboratoriet i Sverige, ved bruk av ICP-AES. Dette er samme metode som for denne oppgaven, men med et annet laboratorium. PAH og PCB ble analysert ved bruk av hhv. GC-MS og GC-ECD. Resultatene fra disse undersøkelsene vil i mindre grad kunne sammenliknes med resultatene fra denne oppgaven, da det for sandfangskummer er prøvetatt sedimenter. Likevel vil det i resultatdelen sees på om man i sandfangsundersøkelsen og i denne undersøkelsen, får tilsvarende høye verdier i de samme områdene. For undersøkelse av PCB i stående bygningsmasse i Stavanger er innholdet av *PCB*₇ analysert ved det akkrediterte laboratoriet Alcontrol AS i Sverige. Dette er ikke det samme laboratoriet som i denne oppgaven og det er i tillegg er benyttet annen analysemetode.

8.3 Vurdering av statistisk beskrivelse av data

På grunn av små budsjett, lav prøvetetthet, kompliserte miljøprosesser eller upresise prøvetakingsmetoder er den statistiske styrken ofte lav ved miljøovervåkningsstudier (Peterman og Gonigle, 1992). For å redusere kostnaden og usikkerheten i data bør prøvetakingen derfor inkludere et visst antall prøver. Omfattende empiriske data, statistiske analyser og fraktal geometri har vist at det trengs 20-30 prøver fra et område for å få en reproduserbar medianverdi, 40-50 prøver fra et areal for å få en reproduserbar verdi for aritmetisk gjennomsnitt og minimum 300 (nærmere 1000) prøver for å få et reproduserbart kartbilde (uavhengig av arealstørrelse) (Andersson et al., 2011). Dersom man skal lage kartbilder er det derfor ikke mulig å ta ut mindre delområder av en større kartlegging for å lage nye geokjemiske kart, og fortsatt opprettholde tilstrekkelig god kvalitet, med mindre minimumskravet til antall prøver opprettholdes (Andersson et al., 2011). I denne undersøkelsen er det tatt i overkant av 500 prøver, som da vil være et stort nok antall for å lage et kartbilde av tungmetallene, samt regne ut og benytte seg av medianverdien. Kartbildene med den geokjemiske fordelingen av PAH og PCB i Sandnes og Stavanger baserer seg på henholdsvis 128 og 130 prøver. Dette kan medføre at kartbildene ikke er reproduserbare.

8.3.1 Kart

Det finnes både vitenskapelige og praktiske svakheter ved tilstandsklassene, og da også tilstandsklassekartene, da ifølge Ottesen et al. (2007):

- Alle vurderinger er gjort for enkeltstoffer og ikke blandinger med flere stoff samtidig.
- Det er ikke gjort tilpassing av de humantoksikologiske data til norske forhold.
- Det er ikke skilt mellom overflatejord og dype jordlag.
- Biotilgjengelighet er ikke tatt hensyn til.
- I alle områder er det forutsatt at drikkevannet tilfredsstiller kravene gitt i drikkevannforskriften.
- Inntak av miljøgifter gjennom vanlig norsk kosthold er ikke tatt med i beregningene.
- For de laveste tilstandsklassene kan det hende det settes grenser som er høyere enn de som finnes i ikke-forurenset eller lite forurenset jordmasse.

I tillegg er det ifølge Ottesen (2012) og Eggen (2012) ingen kvalitetskrav til analysene eller prøvetakingen. Det eneste det stilles krav til er antall prøver.

For de geokjemiske kartene kan måten de blir tydet på også avhenge av hvor kjent personen som leser de, er med fremstillingen. Dersom kartene blir tydet feil, kan de brukes på feil måte. Dette fordi størrelsene på "prikkene" i kartet egentlig bør være logaritmisk da konsentrasjonene de fremstiller er det. De mellomste "prikkene" bør derfor muligens vært noe mindre, og de største noe større. I denne oppgaven er dette ikke blitt gjort, og det bør noteres før man leser kartene.

8.3.2 Kumulative frekvensfordelinger

De kumulative frekvensfordelingene presenteres i resultatkapitlet (kapittel 9). Her fremstilles en mulig geologisk bakgrunnskonsentrasjon av tungmetaller i berggrunnen på bakgrunn av knekkpunktet. Knekkpunktene er lest av i samråd med veileder. Den kjemiske sammensetningen av overflatejorden kan gi en indikasjon på hva som er uforurenset og naturlig innhold av grunnstoffer i jorden i Sandnes og Stavanger. Organisk materiale inneholder fra naturens side mer tungmetaller enn rent mineralmateriale (Ottesen og Volden, 1999). Overflatejorden er rik på organisk materiale og innholdet av de undersøkte stoffene vil derfor naturlig være høyere i overflatejorden enn i berggrunnen (Ottesen og Volden, 1999). Av den grunn er alle bakgrunnsnivåene for de ulike tungmetallene i Sandnes og Stavanger fremstilt ved intervall.

8.3.3 Kvalitetssikring av resultatene

Det er tatt 509 jordprøver i Sandnes og Stavanger. Dette vil ifølge kravene beskrevet av Andersson et al. (2011) være et stort nok utvalg prøver for å kunne fremstille resultatene på en god statistisk måte. Kvalitetssikring for analysen av jordprøvene er bare gjort for metallene.

Korrelasjonsplott

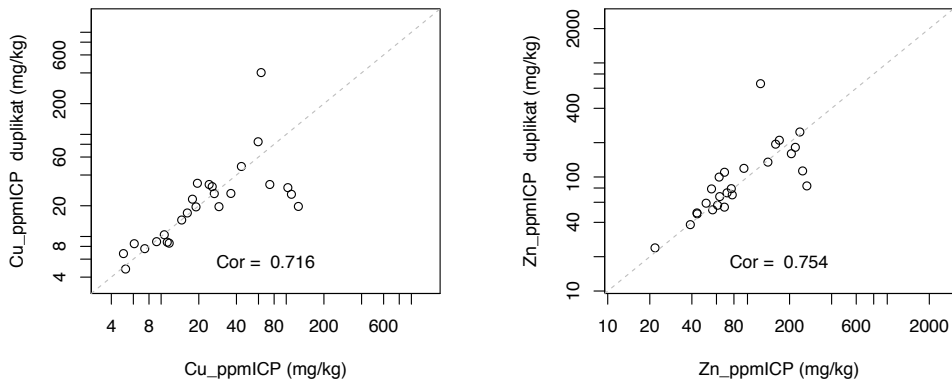
Korrelasjonskoeffesientene for duplikatanalysene av de ulike metallene er gitt i tabell 8.1, mens korrelasjonsplottene for alle de uorganiske analysene finnes i vedlegg D.1.

Tabell 8.1: Korrelasjonskoeffesienter for duplikatanalysene for de analyserte tungmetallene.

	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
r	0.954	0.889	0.887	0.716	0.948	0.924	0.941	0.754

Korrelasjonskoeffesientene ligger i intervallet $r=[0.716-0.954]$ og viser at enkelte måleverdier avviker en del fra hverandre, noe som ifølge Bølviken et al. (1983) kan indikere en heterogen sammensetning av jorda. For arsen, bly, kadmium, krom, kvikksølv og nikkel viser reproduserbarheten for prøvene å være god. Men, for kobber og sink er det en mindre god korrelasjon, som vist i figur 8.1. Begge korrelasjons-plottene viser den samme trenden. En duplikatprøve for både kobber og sink er mye høyere enn for den "ekte" prøven. For fire andre prøver av kobber og to av sinkprøvene ser vi at når konsentrasjonen av de "ekte" prøvene høy, er konsentrasjonen av duplikatprøven mye lavere. Det er 22.72% av prøvene for kobber og 13.64% av sinkprøvene det er også tatt duplikater for, som i stor grad bidrar til den lave korrelasjonskoeffesienten. Disse prøvene vil bli presentert i det neste avsnittet og deretter diskutert.

I tabell 8.2 vises resultatene for de prøvene som skiller seg ut på korrelasjonsplottene for kobber og sink. Prøve 540 er den prøven som danner det øverste punktet på korrelasjonsgrafene til kobber. Her er konsentrasjonen av kobber i duplikatet over seks ganger så høy som for den originale prøven og ligger i tilstandsklasse III. Begge prøvene er tatt på odden ved "Sverd i fjell"-statuen som ligger i Møllebukta på Madla. Monumentet er ifølge Austbø et al. (2008) laget i bronse og reist for å markere det berømte slaget i Hafrsfjord der Harald Hårfagre bekjempet en rekke småkonger og samlet Norge til ett rike. Det er uvisst hva punktforurensningen kan skyldes.



Figur 8.1: Korrelasjonsplott for kobber- og sinkduplikatene i Sandnes og Stavanger

De fire andre prøvene for kobber som danner den ”fallende knekken” er prøve nummer 220, 320, 420 og 500. For alle de fire prøvene viser resultatene at verdiene for det originale prøvepunktet ligger høyere enn for duplikatprøven. Prøve 220 er tatt i industriområdet i Midtgårdveien. Her er kobberverdiene til den ”ekte” prøven over tre ganger så høy som for duplikatet (som er i tilstandsklasse II). Nummer 420 er tatt i en veikant i Randabergveien ved et byggeområde like ved siden av Rema 1000. Konsentrasjonen av kobber i den ”ekte” prøven er fire ganger så høy som for duplikatprøven, der duplikatprøven ligger i tilstandsklasse I, og den reelle i tilstandsklasse II. De to siste prøvene vil presenteres litt senere, da disse bidrar til knekken i begge korrelasjonsplottene.

Tabell 8.2: Duplikatprøvene for kobber og sink uten god korrelasjon. Alle verdier i mg/kg.

FeltID	Cu	Zn
220	103	140
220 D	30.1	135
320	73.9	248
320 D	32.3	113
420	110	63.3
420 D	25.9	67.3
440	26.6	124
440 D	26.3	568
500	125	266
500 D	19.7	83.5
540	63	169
540 D	403	210

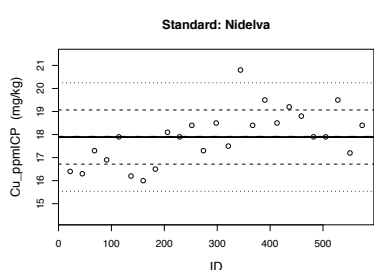
Prøve 440 den som representerer punktet øverst på sink-grafen i figur 8.1. I feltnotatene står det at ”den ene prøven har et mye større innhold av teglsten og maling”, men at begge prøvene er tatt oppå gammel murstein. Duplikatprøven, i tilstandsklasse I, viser omtrent fem ganger så høy konsentrasjon av sink som for den ”ekte” prøven og ligger i tilstandsklasse III. Det er mulig at duplikatprøven er den som inneholder større mengder av teglstein og maling, og at malingen inneholder sink. Dette kan være grunnen til variasjonen i de to prøvene.

I de to korrelasjonsplottene er det to prøver som utmerker seg, da de er ”outliers” i begge plottene. På en plen, på Esso-stasjonen med adresse Madlaveien 123, er prøve 320 tatt, og viser litt under halvparten så høy kobber-verdi som for duplikatprøven, der begge er i tilstandsklasse I. Sinkverdiene for den ”ekte” prøven er også dobbelt så høy som for duplikatprøven, der duplikatprøven er i tilstandsklasse II, mens den ”ekte” prøven viser tilstandsklasse I. Den siste prøven, nummer 500, er tatt i Restaurationveien 10 på gresset ved en Esso-stasjon. Den ”ekte” prøven viser over seks ganger så høy konsentrasjon av kobber som for duplikatprøven, der den den ”ekte” prøven ligger i tilstandsklasse I og duplikatet i II. Det samme gjelder for sinkverdien, der den ”ekte” prøven viser over tre ganger så høy verdi som for duplikatprøven og gjør at prøven går fra tilstandsklasse I til II.

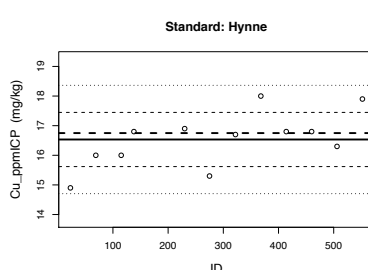
Disse resultatene kan vise at i områdene der det er funnet høye konsentrasjoner av sink og kobber, kan det ofte være en punktkilde som skaper forurensningen. Det vil si at én prøve tatt på et område ikke alltid kan representere et større område, og at disse resultatene i større grad representerer variasjon i felt enn at det er blitt gjort noe feil på lab. Dette vil da spesielt gjelde for prøve 440 som er såpass godt beskrevet i feltnotatene. På grunn av dette resultatet kan vi ikke med 100% sikkerhet si at alle enkeltprøvene representerer et større området når det gjelder kobber og sink. Dersom det hadde vært tatt duplikatprøver for alle prøvene, kunne trenden vært en annen.

X-charts

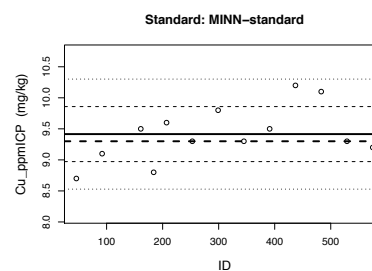
Oversikt over alle x-charts for tungmetaller og standarder er gitt i vedlegg E. For alle tungmetaller utenom kobber viser x-chartene at analyseresultatene er valide. I figurene 8.2, 8.3 og 8.4 er det gitt de tre standardene for kobber som viser en økende drift. Dette kan medføre at resultatene for kobber er noe lave for de første analyserte prøvene, og da også noe høye for de siste analyserte resultatene, spesielt da prøvene ikke ble randomisert før analysen.



Figur 8.2: X-chart for kobber, Nidelvstandard



Figur 8.3: X-chart for kobber, Hynnestandard



Figur 8.4: X-chart for kobber, Minnstandard

Ifølge Lierhagen (2012) kan driften muligens skyldes interferenser under analysen eller at laboratoriet har klart å korrigere for drift underveis for de andre tungmetallene, men at denne

korrigeringen ikke har vært god nok for kobber. Siden det kun er kobber som har denne driften, er det sannsynligvis en interferens i jordprøvene med kobber som har medført at korrigeringen ikke har vært god nok (Lierhagen, 2012). Reimann (2012) påpeker at siden standardavvikene ikke er så store og driften ikke spenner over så store konsentrasjoner (noe som medfører at driften ikke er så stor) kan resultatene brukes, men at dette må kommenteres i oppgaven. En annen måte å løse dette på vil også være å bruke lineariteten av driften for å korrigere (Lierhagen, 2012).

I denne oppgaven er det valgt å korrigere for driften ved å ta utgangspunkt i Nidelvastandarden (figur 8.2). Denne standarden er brukt flest ganger og medianverdien ligger svært nære vår medianverdi for kobber (se tabell 9.1). Det ble gjort en lineær regresjon på standardprøveresultatene. Dette for å avgjøre hvor langt unna den ekte verdien til en standardprøve ville vært på hver plass i analysen. Det ble så funnet en multiplikator for hver prøve avhengig av hvor den lå i analysesekvensen. Dette medførte at de første prøvene fikk en høyere konsentrasjon enn i resultatene mottatt fra NGU laboratoriet, mens de siste prøvene fikk en lavere konsentrasjon. De verdiene som presenteres i denne oppgaven vil være de som er korrigert for drift. Både de opprinnelige resultatene fra NGU laboratoriet og de korrigererte kan sees i vedlegg F. I det samme vedlegget (F) finnes også to grafer der både de ukorrigererte og de korrigererte kobberkonsentrasjonene er plottet mot feltID for å illustrere endringen. Her ser vi det er blitt en mindre endring i konsentrasjonene.

9

Resultater

I denne delen presenteres først en oppsummering av alle resultatene med statistiske parametre for hele datasettet, mulig intervall for det naturlige bakgrunnsnivået av tungmetaller i berggrunnen og kart over maks tilstandsklasser. Maks tilstandsklasse er den høyeste tilstandsklassen funnet i hver prøve. Dersom kobber finnes i tilstandsklasse III i prøven, mens sink finnes i tilstandsklasse V, vil prøvepunktet bli merket rødt, da V er den høyeste tilstandsklassen prøven har.

Oppsummeringen av resultatene følges av en presentasjon av resultatene for hver uorganiske eller organiske miljøgift. Her tas kart i større grad i bruk for fremstilling av resultatene, samt at egne statistiske verdier for Sandnes og Stavanger. Punktene med høye konsentrasjoner av miljøgifter blir presentert. Høye konsentrasjoner er konsentrasjoner av en miljøgift i tilstandsklasse III-V. Prøvepunktene blir presentert i bydeler som presentert i kapittel 10. Alle resultatene fra analysene av tungmetallene, PAH og PCB er gitt i vedlegg G. På CD-en bak i boken finnes alle analyseresultater i form av rådata fra NGU-laboratoriet.

9.1 Jordprøver

9.1.1 Oppsummering av resultatene

Tabell 9.1 viser alle statistiske parametre og maks tilstandsklasser for alle analyseresultater totalt i hele det prøvetatte området. Det er kun i denne tabellen det aritmetiske gjennomsnittet for de totale resultatene blir presenter. For noen av tungmetallene er det stor forskjell mellom medianverdien og det aritmetiske gjennomsnittet. Da medianverdien i mindre grad enn gjennomsnittet vil påvirkes av ekstremverdier, er denne parameteren brukt i resultatdelen. Medianverdien vil også sammenliknes med resultater fra andre undersøkelser i Norge.

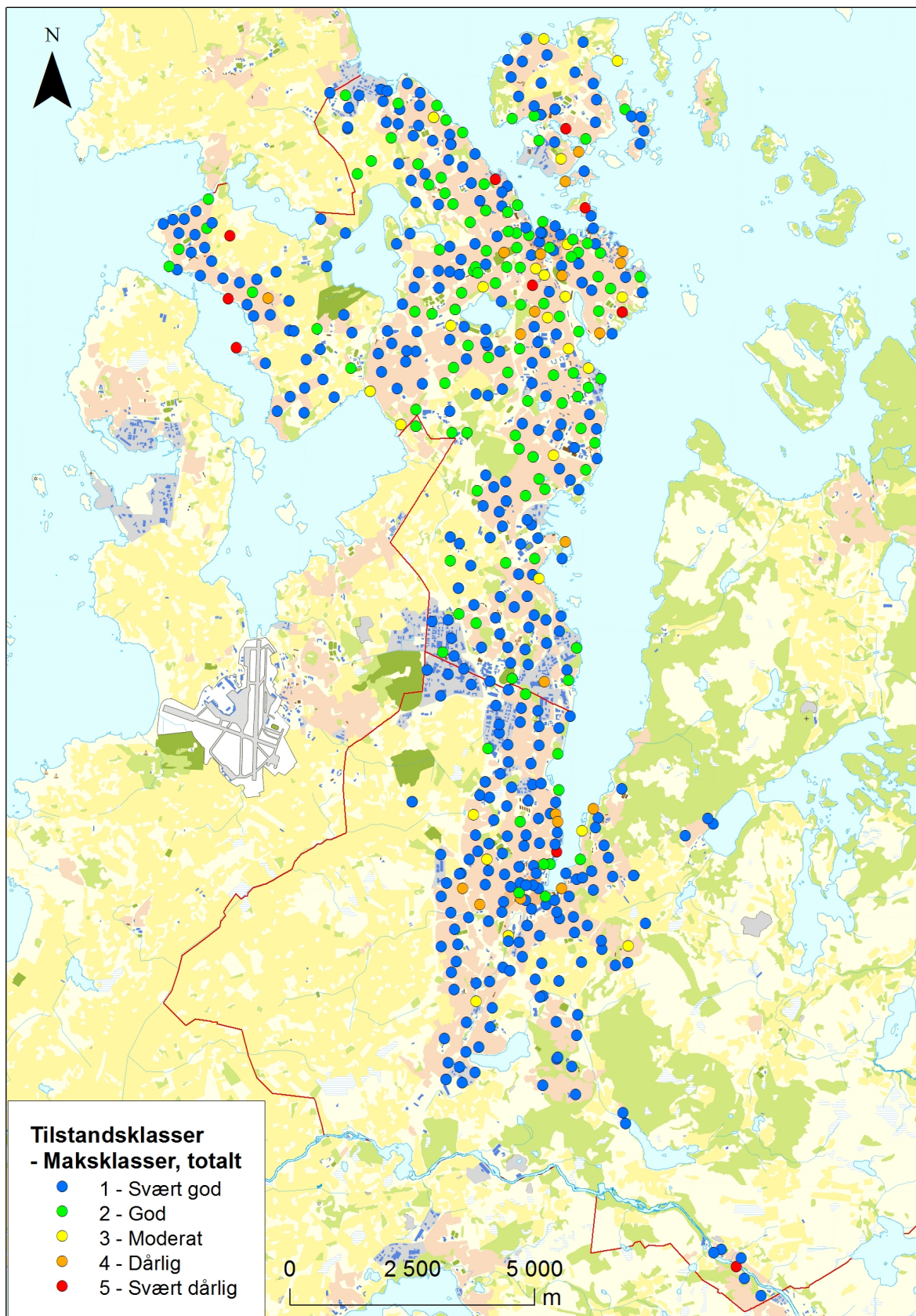
Tabell 9.1: Statistiske parametre for alle analyseresultatene fra overflatejord fra Sandnes og Stavanger totalt.

	Antall prøver	RG (mg/kg)	Min (mg/kg)	Median (mg/kg)	Gj.snitt (mg/kg)	Maks (mg/kg)	Tk III	Tk IV	Tk V
Arsen	508	2	0.8	2.5	4.7	67.6	8	3	0
Bly	508	2	3.2	20.9	56.49	2550	18	11	6
Kadmium	508	0.02	0.026	0.14	0.26	14	1	0	0
Kobber	508	1	3.2	18.1	175.6	29125.7	8	10	2
Krom	508	2	5.4	19.1	22.45	273	2	0	0
Kvikksølv	508	0.004	0.003	0.05	0.18	35.2	1	1	2
Nikkel	508	2	1.4	8.35	12.38	833	0	1	0
Sink	508	2	19.7	87.1	233.34	6690	9	17	4
PAH	128	0.48	0.24	0.31	1.10	29.86	4	0	0
PCB	130	0.014	0.007	0.007	0.018	1.1	0	1	0

Intervallet for det naturlige bakgrunnsnivået i Sandnes og Stavanger er funnet ved hjelp de kumulative frekvensfordelingene som beskrevet i kapittel 7.3.2. Se tabell 9.2. Resultatene viser kun at det naturlige bakgrunnsnivået ligger i dette intervallet et sted. I figur 9.1 er alle prøvepunktene med maks tilstandsklasser for alle tungmetaller presentert. Her er den høyeste tilstandsklassen for et prøvepunkt, uavhengig av hva slags tungmetall eller organisk miljøgift det er, gitt. Resultater for Sandnes og Stavanger, kart og frekvensfordelingen for enhver miljøgift er gitt i figurer og tabeller i de følgende delkapitlene.

Tabell 9.2: Intervall for mulig naturlig bakgrunnsnivå (NB) for tungmetaller i Sandnes og Stavanger. Alle verdier i mg/kg.

	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
NB	2-18	0-20	0.04-0.25	0-30	0-23	0.004-0.077	0-22	0-98



Figur 9.1: Tilstandsklassekart med maks tilstandsklasse for alle prøver i Sandnes og Stavanger.

9.1.2 Resultat for arsen (As)

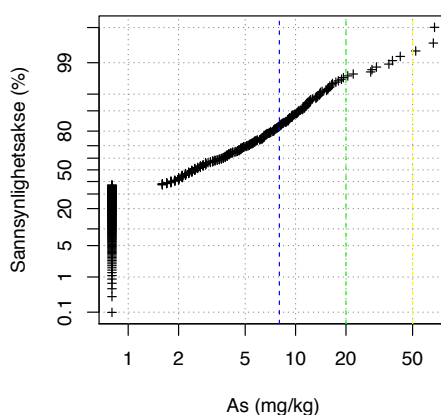
Tabell 9.3 viser de statistiske parametrene til datasettet for arsen i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.3: Statistiske parametre for arsen i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk > 2
Hele datasettet	508	2	0.8	2.5	67.6	11
Stavanger	339	2	0.8	4.0	67.6	10
Sandnes	169	2	0.8	0.8	52.2	1

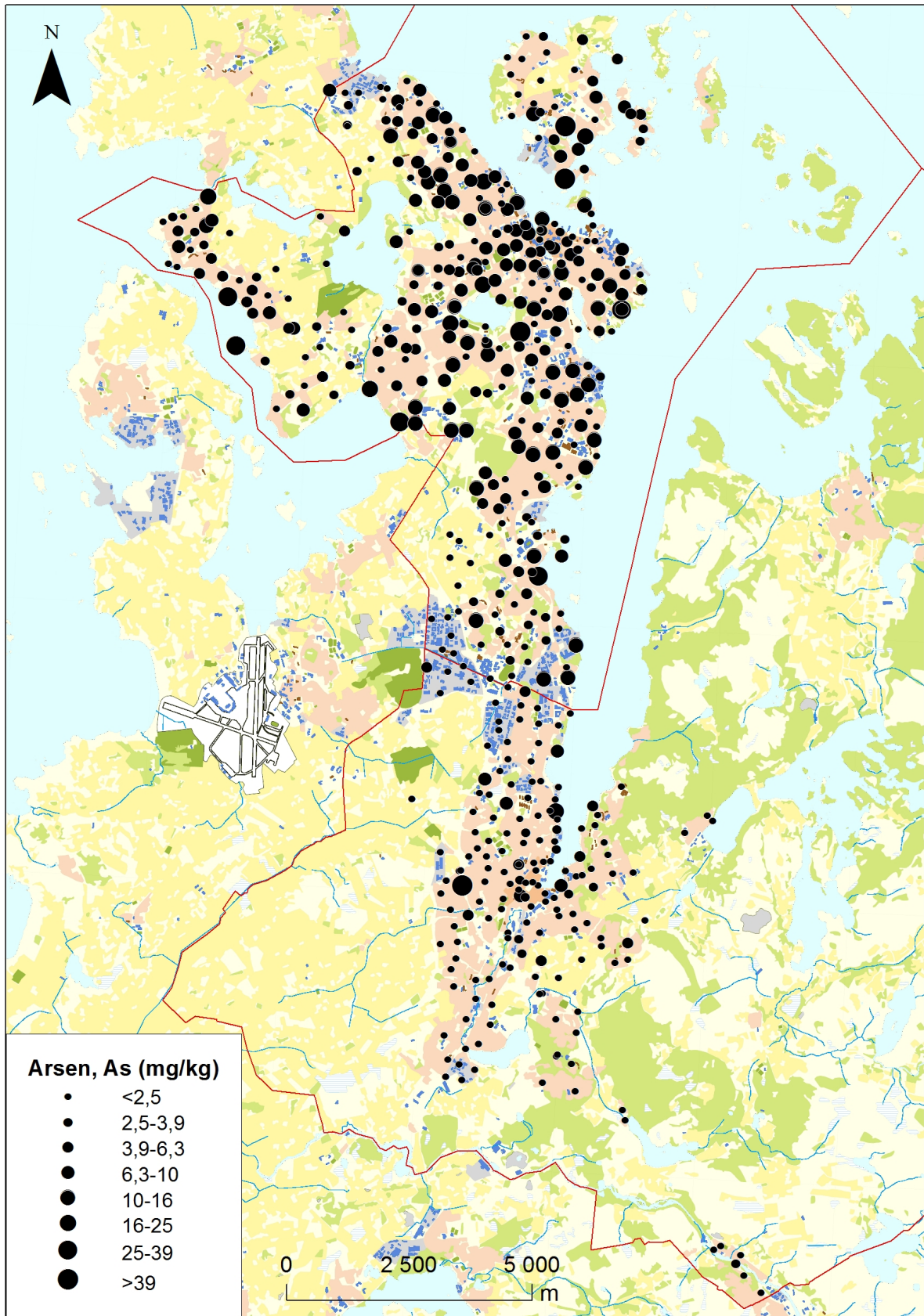
Av de 508 prøvepunktene ble det påvist høye konsentrasjoner av arsen i 11 av disse (2.16%). Ett av punktene, 184(III), er funnet på Stangeland i Sandnes.

De siste ti punktene er funnet i Stavanger, der to er på Eiganes og Våland og Storhaug; 347(III) og 390(III), to i Hillevåg; 321(III) og 333(IV), ett på Hinna; 263(III), to på Hundvåg; 492(III) og 497(IV) samt tre på Madla; 466(III), 472(III) og 538(III).



Figur 9.2: Kumulativ frekvensfordeling av arsen i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

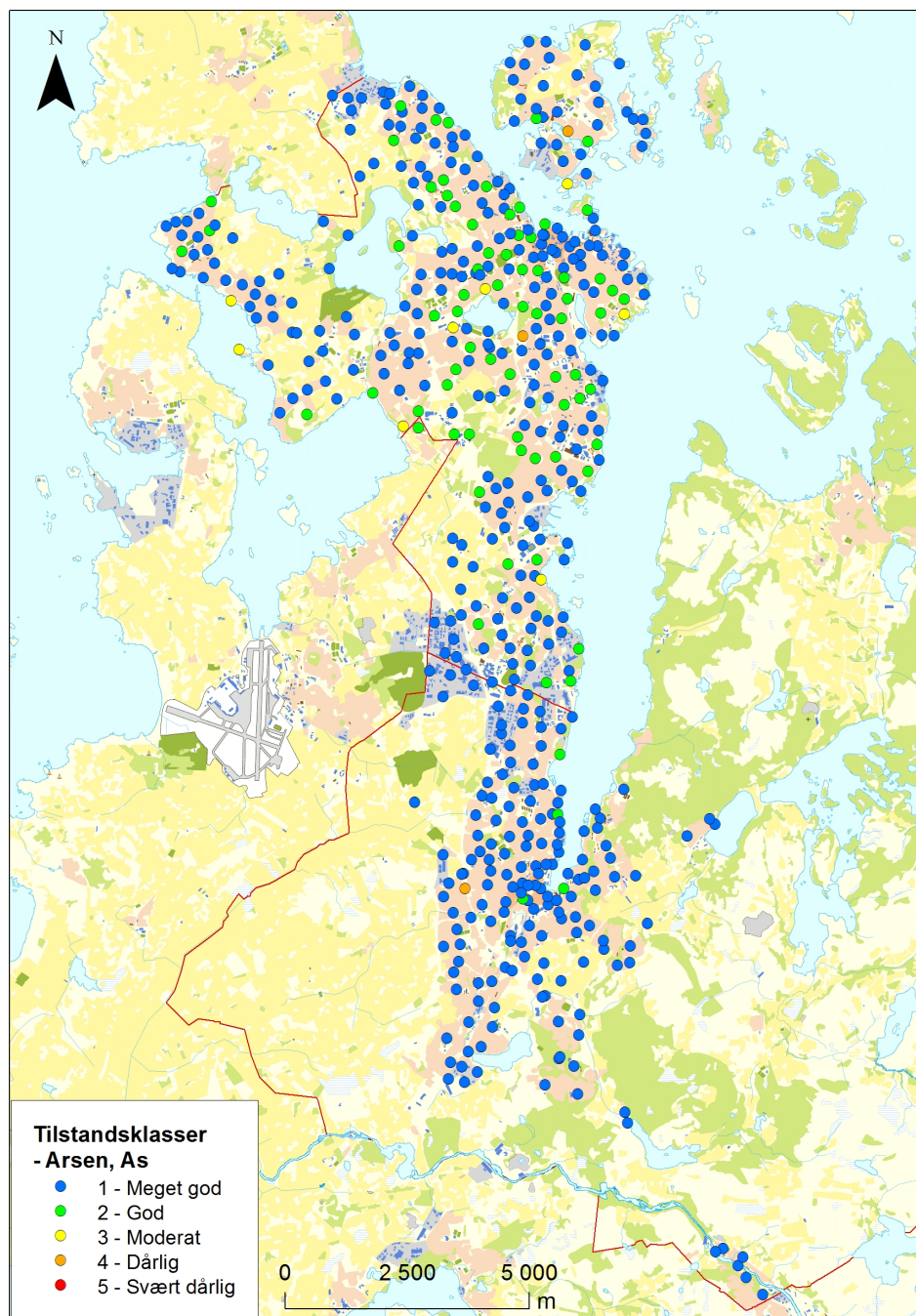
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.2 viser ett knekkpunkt for arsen ved ca. 18 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av arsen i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 2-18 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over 18 mg/kg kan skyldes antropogen påvirkning. Figur 9.3 viser det geokjemiske kartet med fordeling av arsen i hele det prøvetatte området. Tabell 9.4 viser de ulike tilstandsklassene for arsen. Verdiene for tilstandsklassene er brukt til å lage kartet, i figur 9.4, som viser tilstandsklasser for arsen over hele det prøvetatte området.



Figur 9.3: Geokjemisk kart som viser fordelingen av arsen i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.4: Tilstandsklasser for forurenset grunn, arsen. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000



Figur 9.4: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av arsen i Sandnes og Stavanger.

9.1.3 Resultat for bly (Pb)

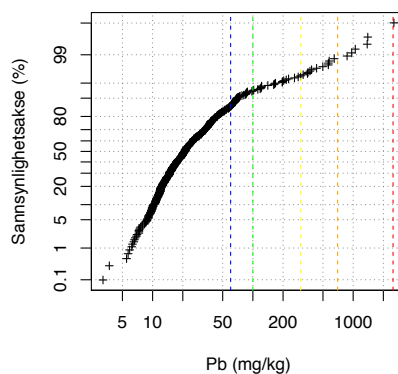
Tabell 9.5 viser de statistiske parametrene til datasettet for bly i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.5: Statistiske parametre for bly i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	2	3.2	20.9	2550	35
Stavanger	339	2	3.2	25.0	1400	27
Sandnes	169	2	5.5	15.3	2550	8

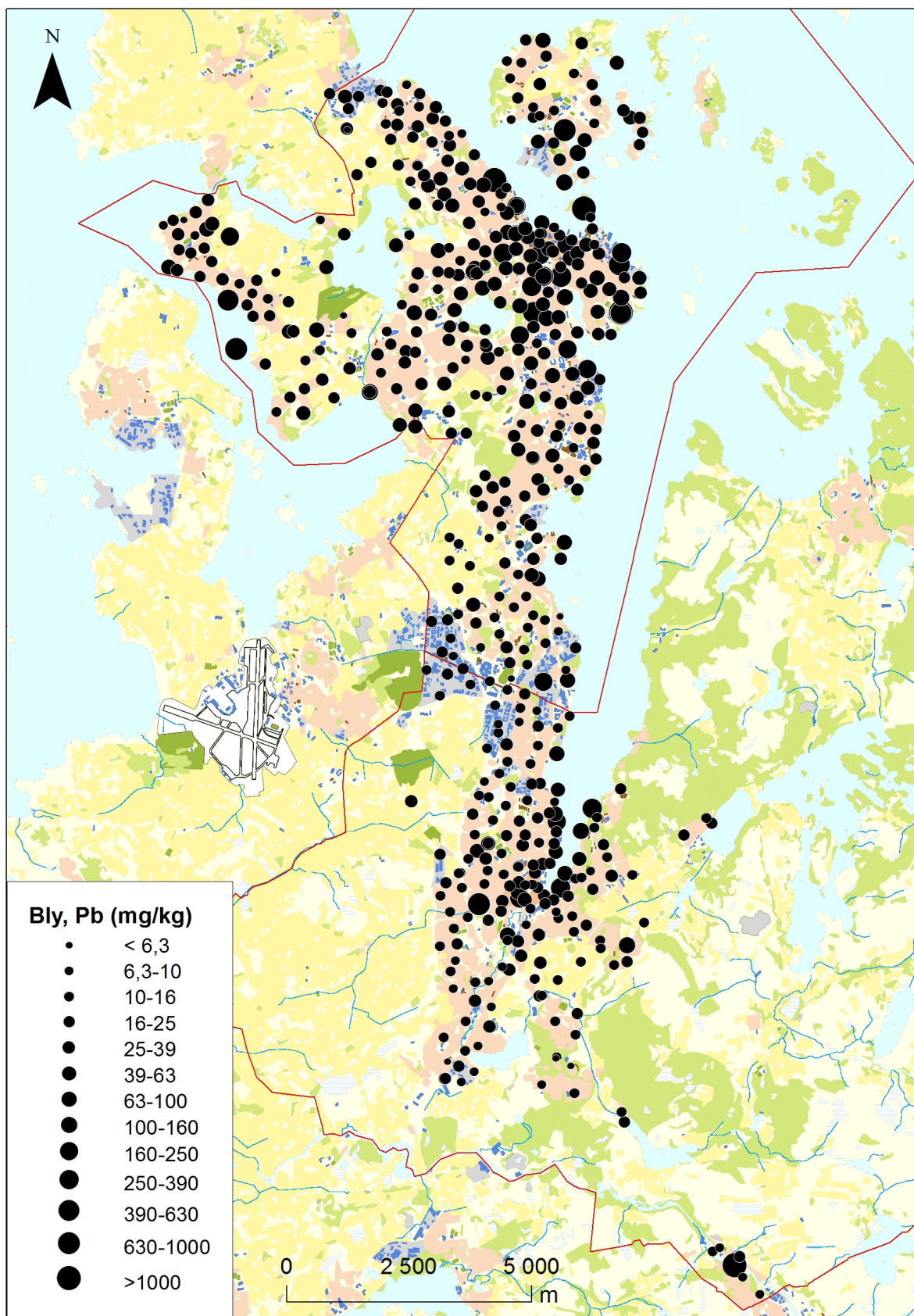
Bly ble funnet i høye konsentrasjoner ved 35 av 508 punkter (6.89%). Åtte av disse punktene ble funnet i Sandnes, der tre ligger på Austrått og Trones; 137(IV), 596 (IV) og 593(III), en ligger på Figgjo; 103(V), hvorav dette punktet har en konsentrasjon av bly som ligger over nivået for farlig avfall (2550mg/kg) og de fire siste ligger på Hana; 152(III), 166(IV), 167(III) og 170(IV). Alle punktene er sentrumsnære, utenom den ene prøven tatt på Figgjo.

De resterende 27 punktene ble funnet i Stavanger, der seksten ble funnet på Eiganes og Våland og Storhaug; 332(IV), 335(III), 336(V), 340(III), 347(V), 347B(IV), 349(IV), 356(III), 357(IV), 363(IV), 364(III), 377(III), 381(III), 383(III), 402(IV) og 404(III), tre ligger i Hillevåg; 305(III), 333(III) og 342(III), en ligger på Hinna; 217(III), fire ble funnet på Hundvåg; 490(V), 492(III), 493(III) og 497(V), og de tre siste ligger på Madla; 456(III), 466(IV) og 472(V).



Figur 9.5: Kumulativ frekvensfordeling av bly i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

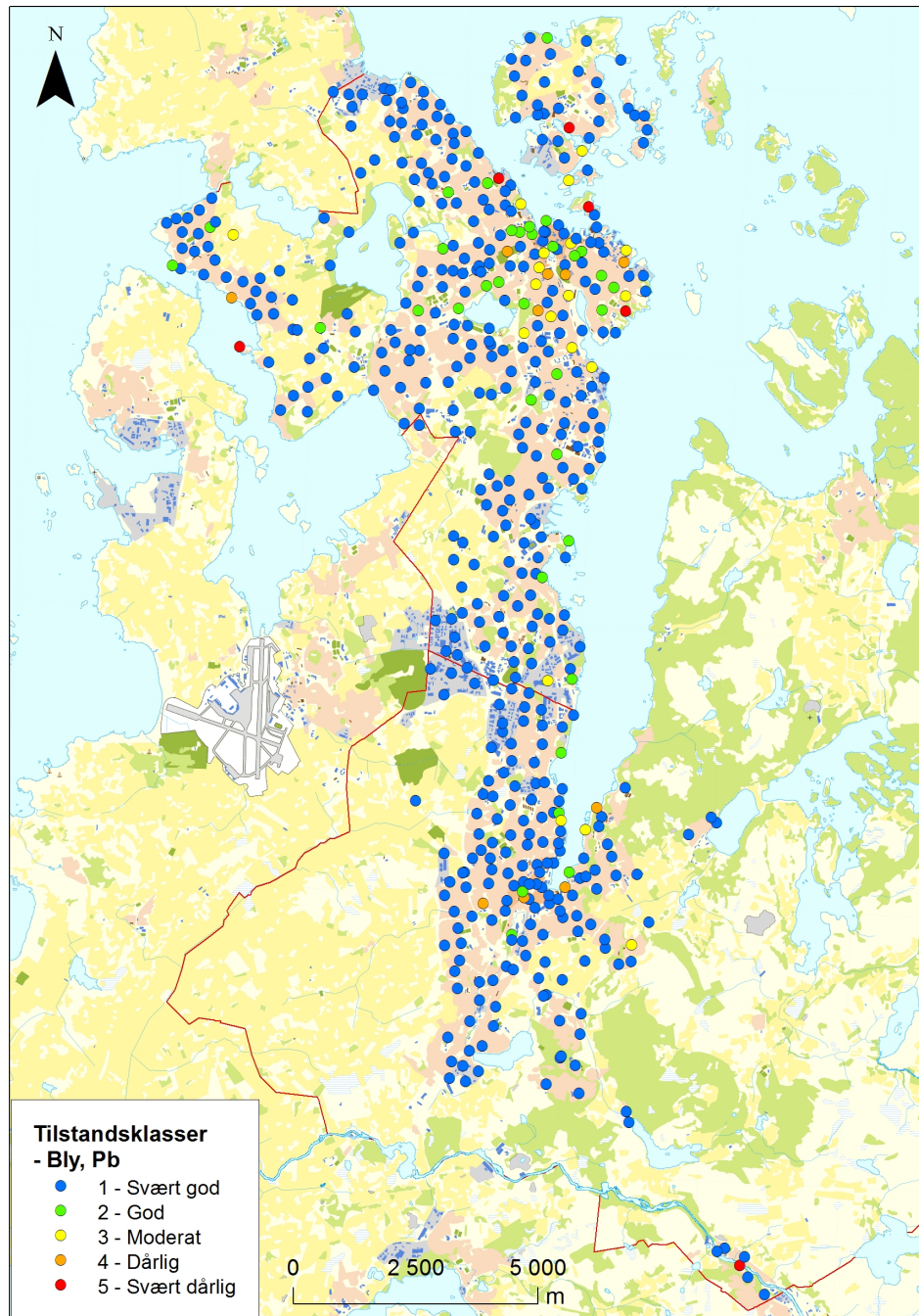
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.5 viser to knekkpunkt for bly, ett ved ca. 20 mg/kg og ett ved ca. 50 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av bly i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0-20 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 20 mg/kg og 50 mg/kg kan skyldes to ulike typer antropogen påvirkning. Figur 9.6 viser det geokjemiske kartet med fordeling av bly i hele det prøvetatte området. Tabell 9.6 viser de ulike tilstandklassene for bly brukt til å lage kartet, i figur 9.7, som viser tilstandklasser for bly over hele det prøvetatte området.



Figur 9.6: Geokjemisk kart som viser fordelingen av bly i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.6: Tilstandsklasser for forurenset grunn, bly. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Bly	< 60	60-100	100-300	300-700	700-2500



Figur 9.7: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av bly i Sandnes og Stavanger.

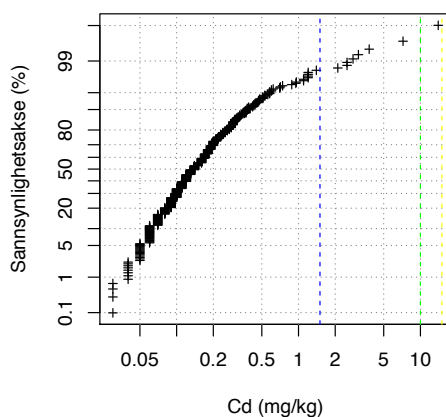
9.1.4 Resultat for kadmium (Cd)

Tabell 9.7 viser de statistiske parametrene til datasettet for kadmium i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.7: Statistiske parametre for kadmium i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

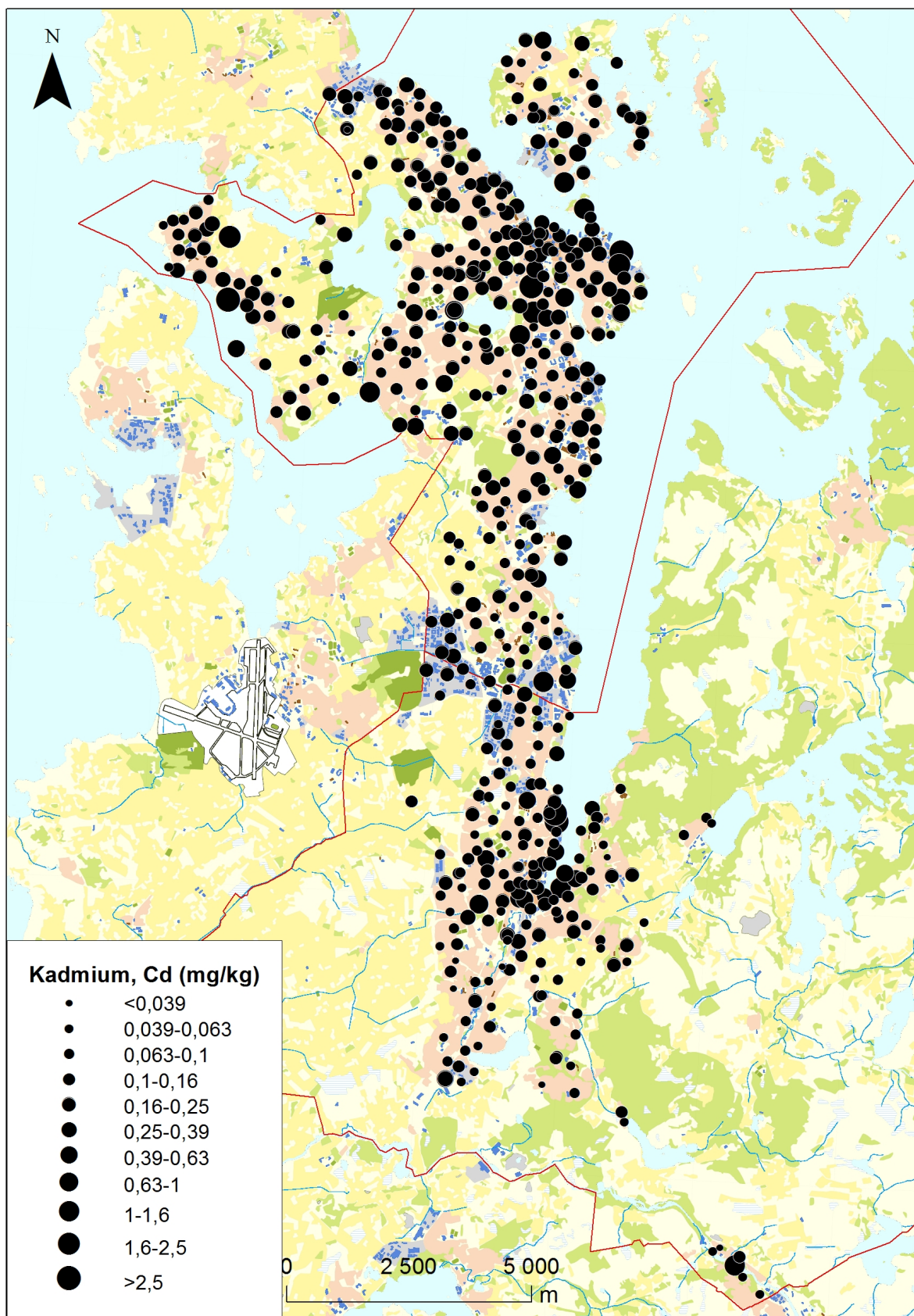
	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	0.02	0.026	0.14	14.0	1
Stavanger	339	0.02	0.026	0.16	14.0	1
Sandnes	169	0.02	0.026	0.10	7.2	0

Det ble kun funnet én høy konsentrasjon av kadmium av 508 prøver (0.2%). Denne ligger i Stavanger på Eiganes og Våland og Storhaug; 381(III). Ingen av prøvene fra Sandnes viste høye konsentrasjoner av kadmium.



Figur 9.8: Kumulativ frekvensfordeling av kadmium i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

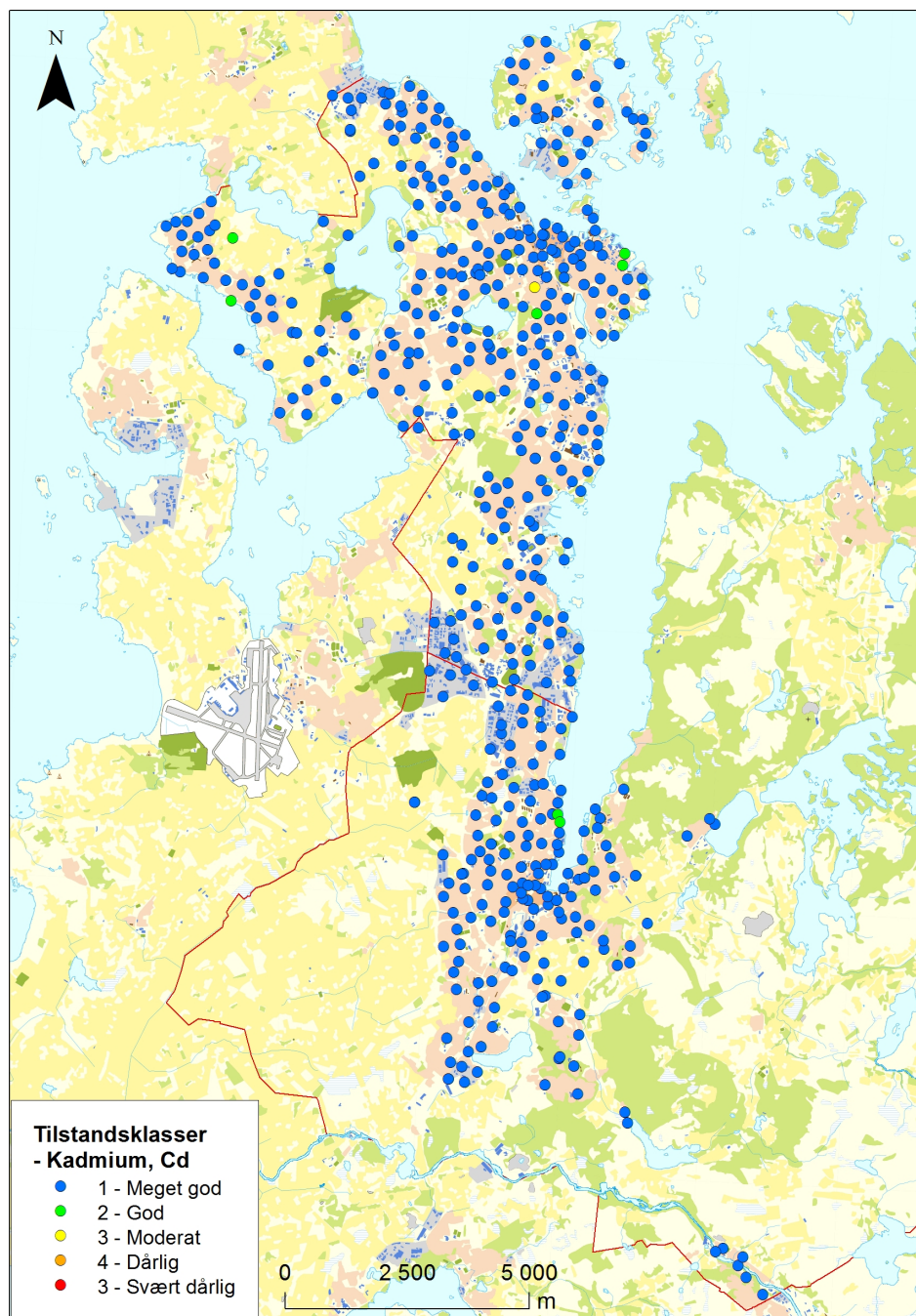
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.8 viser ett knekkpunkt for kadmium ved ca. 0.25 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av kadmium i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0.04-0.25 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 0.25 mg/kg kan skyldes antropogen påvirkning. Figur 9.9 viser det geokjemiske kartet med fordeling av kadmium i hele det prøvetatte området. Tabell 9.8 viser de ulike tilstandklassene for kadmium brukt til å lage kartet, i figur 9.10, som viser tilstandklasser for kadmium over hele det prøvetatte området.



Figur 9.9: Geokjemisk kart som viser fordelingen av kadmium i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.8: Tilstandsklasser for forurenset grunn, kadmium. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Kadmium	< 1.5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000



Figur 9.10: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av kadmium i Sandnes og Stavanger.

9.1.5 Resultat for kobber (Cu)

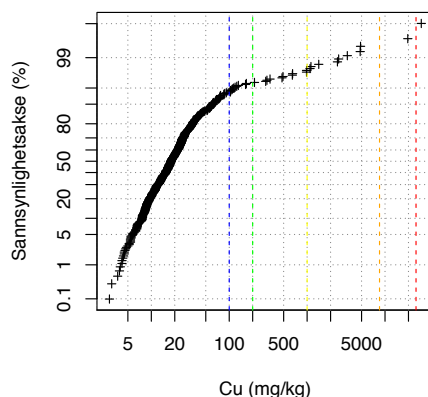
Tabell 9.9 viser de statistiske parametrene til datasettet for kobber i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.9: Statistiske parametre for kobber i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	1	3.2	18.1	29126	20
Stavanger	339	1	4.9	21.4	29126	15
Sandnes	169	1	3.2	12.4	5339	5

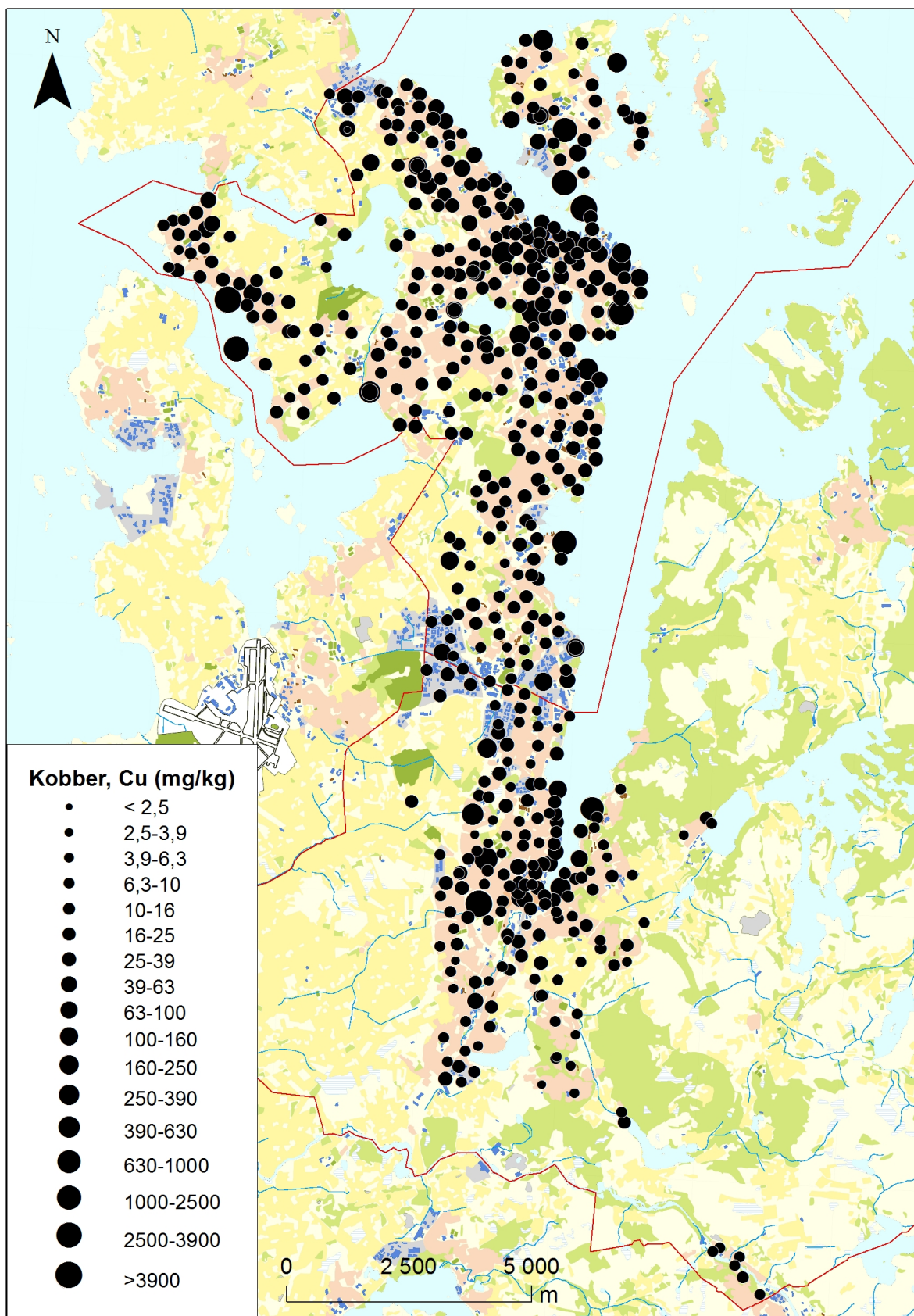
Det totale resultatet for kobber viser at 20 av 508 prøver har høye konsentrasjoner av kobber (3.94%). Fem av disse ligger i Sandnes. Her ligger to på Austrått og Trones; 137 (IV) og 170(III), en på Hana; 166(III), og to på Stangeland; 185(III) og 190(III).

Totalt i Stavanger er det funnet femten prøver som utmerker seg. Av disse er fem på Eiganes og Våland og Storhaug; 332(IV), 347(IV), 347B(V), 357(IV) og 402(IV), to i Hillevåg; 305(III) og 333(III), en på Hinna; 264(IV), fem på Hundvåg; 490(IV), 492(IV), 497(IV), 510(III) og 514(III). De resterende prøvene ligger på Madla; 466(V) som har konsentrasjon av kobber som er over grensen for farlig avfall (29126 mg/kg) og 472(IV).



Figur 9.11: Kumulativ frekvensfordeling av kobber i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

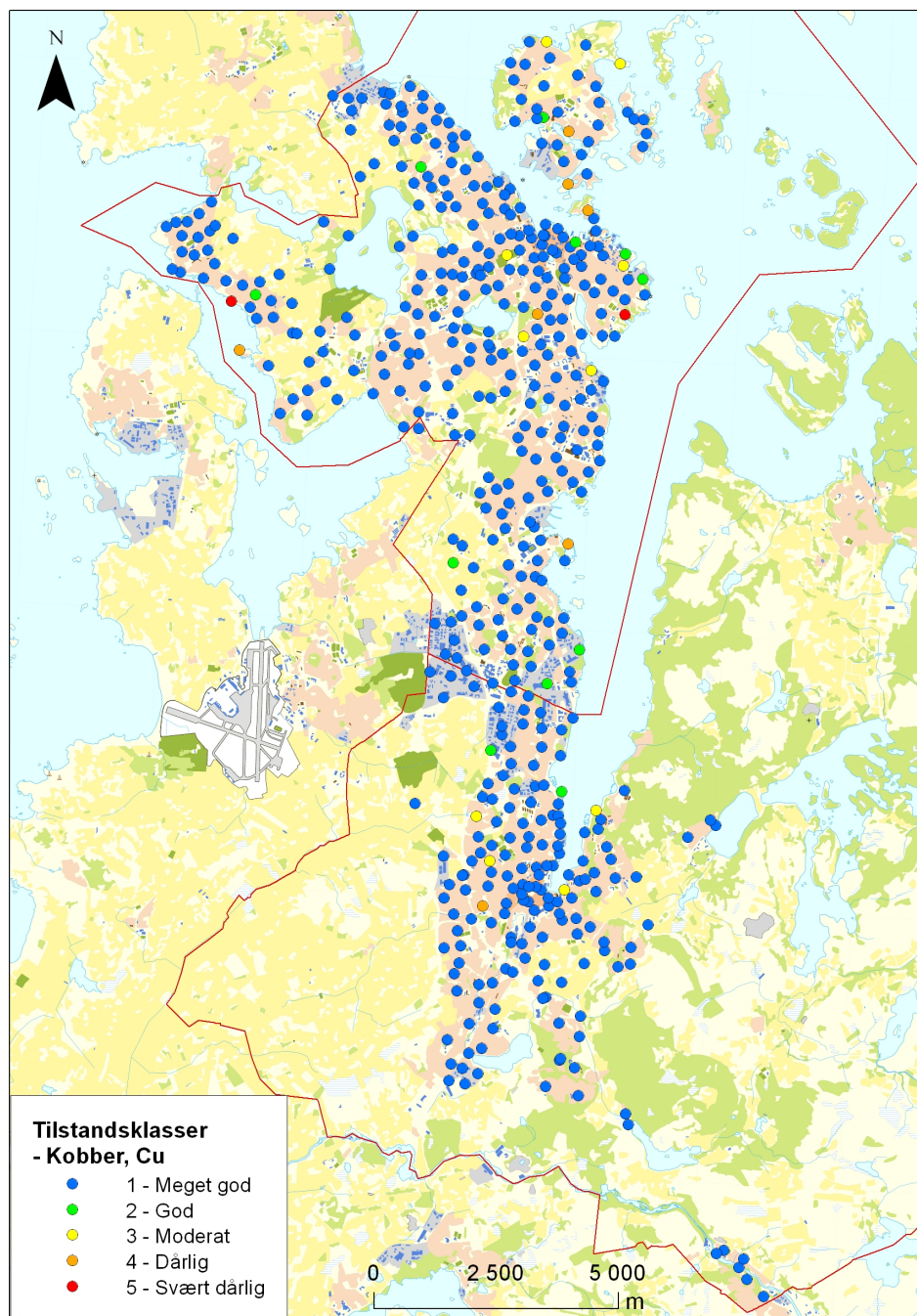
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.11 viser ett knekkpunkt for kobber ved ca. 30 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av kobber i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0-30 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 30 mg/kg kan skyldes antropogen påvirkning. Figur 9.12 viser det geokjemiske kartet med fordeling av kobber i hele det prøvetatte området. Tabell 9.10 viser de ulike tilstandklassene for kobber brukt til å lage kartet, i figur 9.13, som viser tilstandsklasser for kobber over hele det prøvetatte området.



Figur 9.12: Geokjemisk kart som viser fordelingen av kobber i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.10: Tilstandsklasser for forurenset grunn, kobber. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25 000



Figur 9.13: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av kobber i Sandnes og Stavanger.

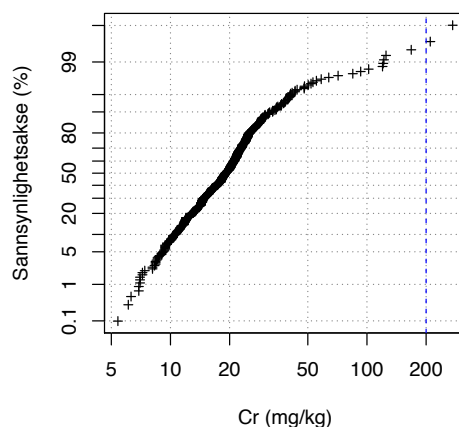
9.1.6 Resultat for krom (Cr)

Tabell 9.11 viser de statistiske parametrene til datasettet for krom i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.11: Statistiske parametre for krom i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg

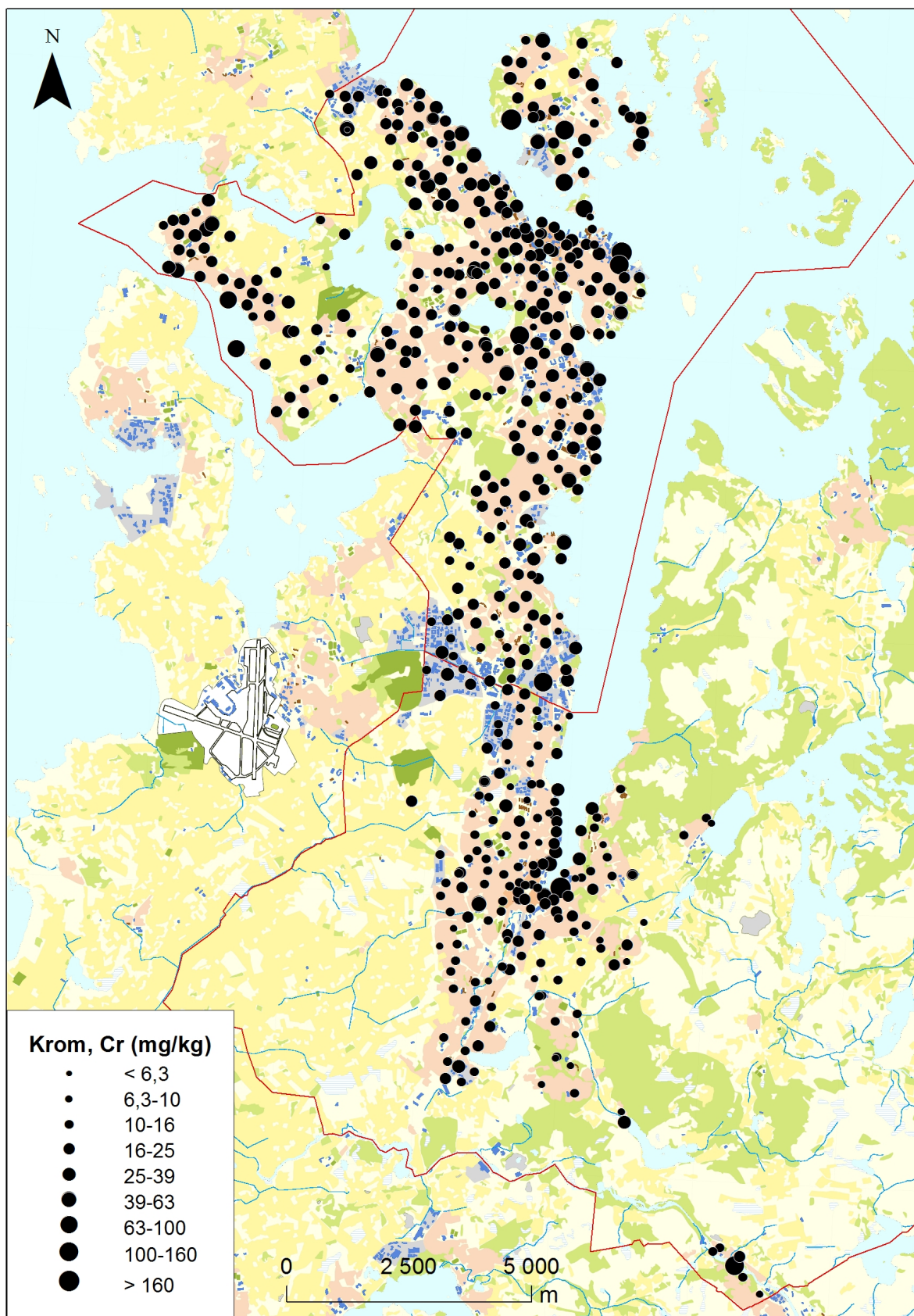
	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	2	5.4	19.1	273	2
Stavanger	339	2	6.1	21.3	210	1
Sandnes	169	2	5.4	14.3	273	1

Det er totalt funnet 2 prøver med høye konsentrasjoner blant de 508 prøvene i hele Sandnes og Stavanger (0.39%). Her ligger én prøve i Sandnes i Austrått; 170(III) og den andre prøven på Eiganes og Våland og Storhaug i Stavanger; 356(III).



Figur 9.14: Kumulativ frekvensfordeling av krom i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

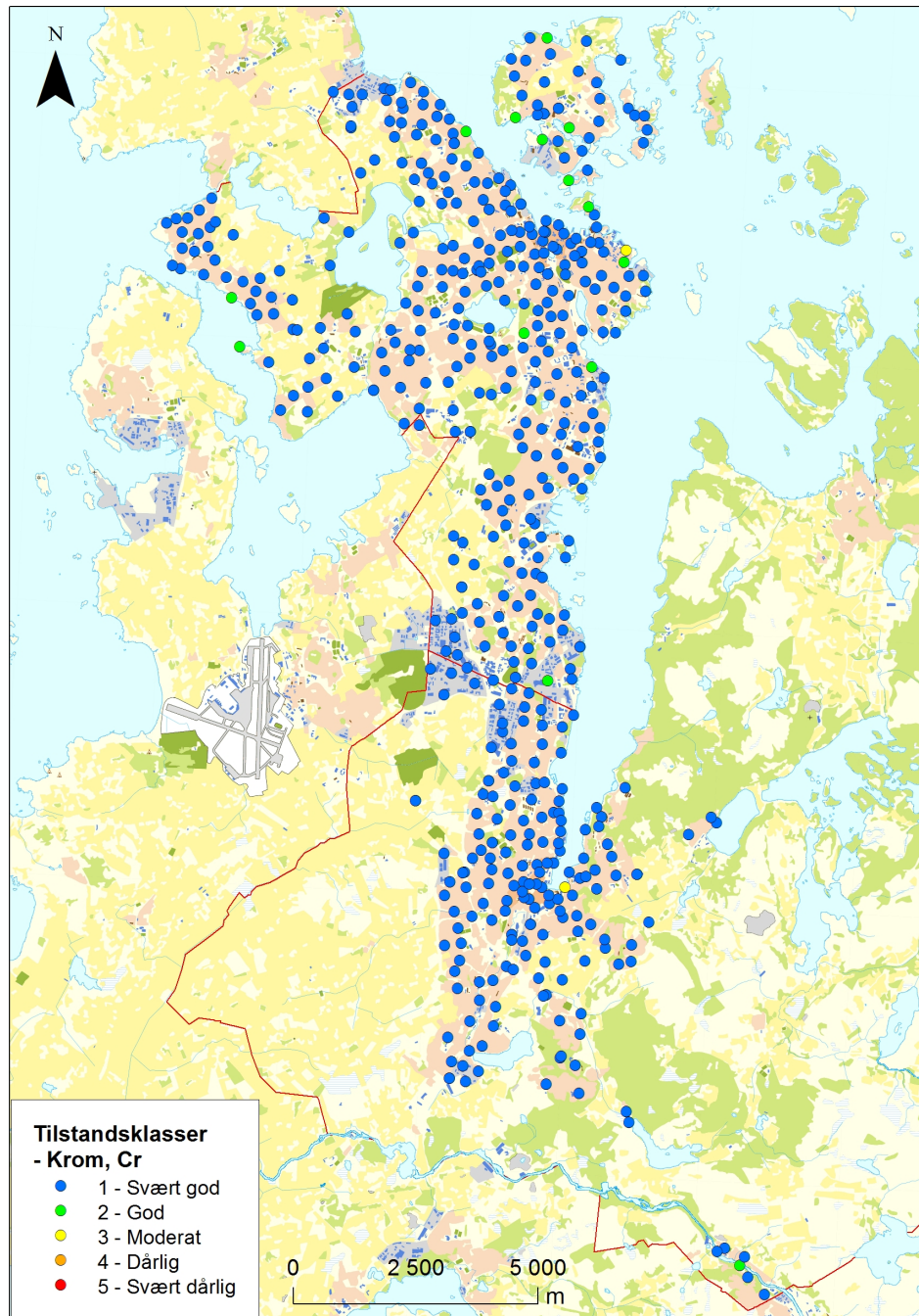
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.14 viser ett knekkpunkt for krom ved ca. 23 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av krom i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0-23 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 23 mg/kg kan skyldes antropogen påvirkning. Figur 9.15 viser det geokjemiske kartet med fordeling av krom i hele det prøvetatte området. Tabell 9.12 viser de ulike tilstandklassene for krom brukt til å lage kartet, i figur 9.16, som viser tilstandklasser for krom over hele det prøvetatte området.



Figur 9.15: Geokjemisk kart som viser fordelingen av krom i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.12: Tilstandsklasser for forurenset grunn, krom. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Krom(III)	< 50	50-200	200-500	500-2800	2800-25 000



Figur 9.16: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av krom i Sandnes og Stavanger.

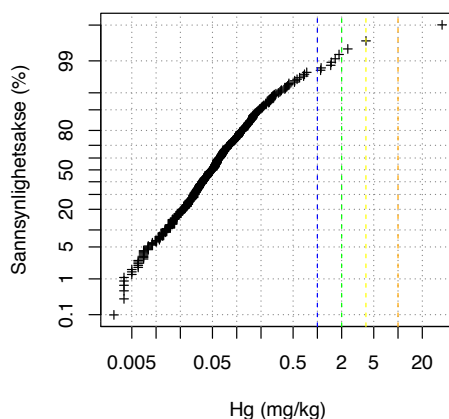
9.1.7 Resultat for kvikksølv (Hg)

Tabell 9.13 viser de statistiske parametrene til datasettet for kvikksølv i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.13: Statistiske parametre for kvikksølv i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

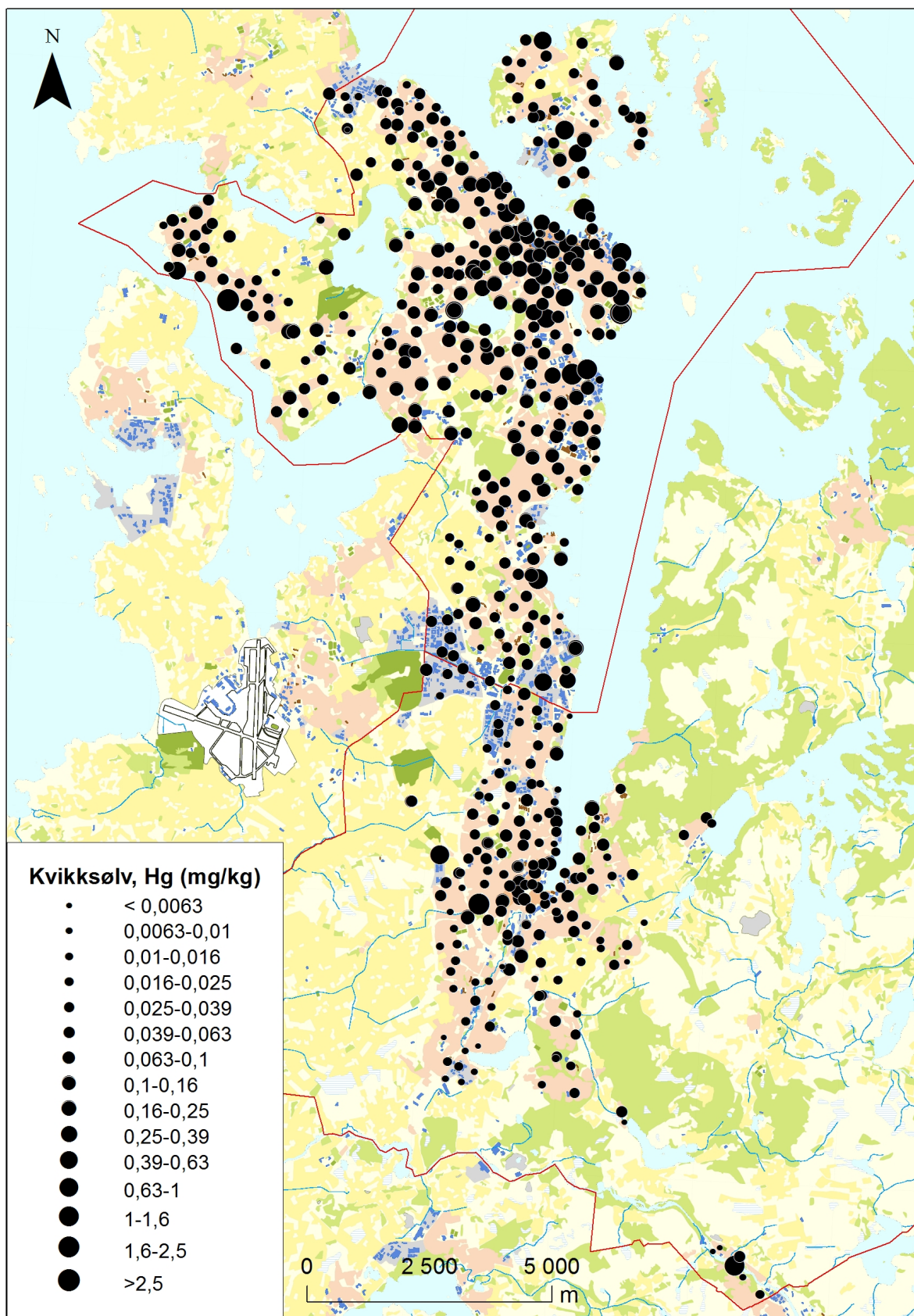
	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	0.004	0.0030	0.050	35.20	4
Stavanger	339	0.004	0.0036	0.063	35.20	4
Sandnes	169	0.004	0.0031	0.029	1.87	0

Analysene av kvikksølv viste at 3 av 508 av prøvene som ble tatt i Stavanger inneholdt høye konsentrasjoner (0.59%). Herav lå to på Eiganes og Våland og Storhaug; 347(V) og 347B(V), én i Hillevåg; 306(III) og én på Madla; 466(IV). Det ble ikke funnet noen høye konsentrasjoner av kvikksølv i Sandnes.



Figur 9.17: Kumulativ frekvensfordeling av kvikksølv i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

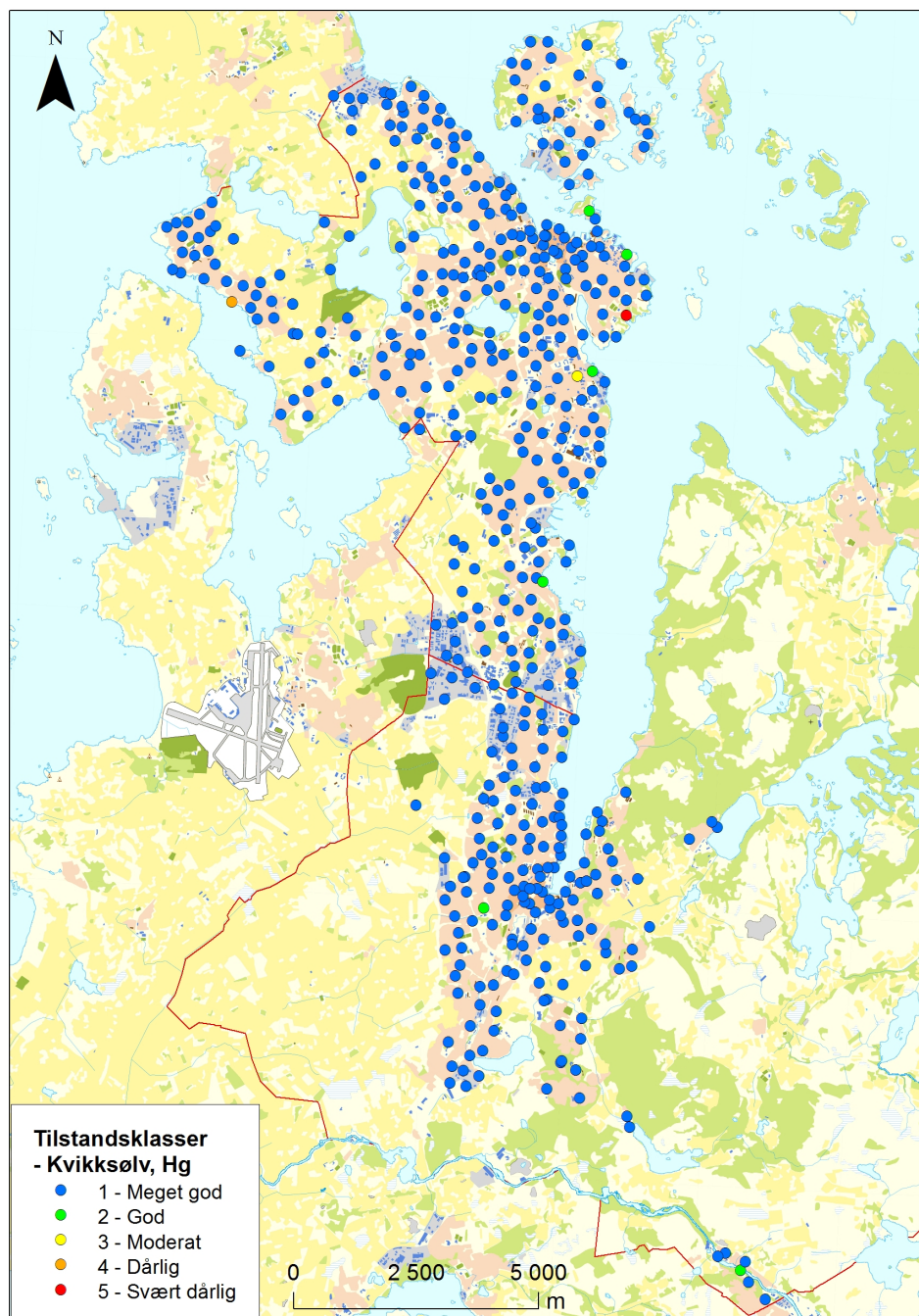
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.17 viser ett knekkpunkt for kvikksølv ved ca. 0.077 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av kvikksølv i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0.04-0.077 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 0.077 mg/kg kan skyldes antropogen påvirkning. Figur 9.18 viser det geokjemiske kartet med fordeling av kvikksølv i hele det prøvetatte området. Tabell 9.14 viser de ulike tilstandklassene for kvikksølv brukt til å lage kartet, i figur 9.19, som viser tilstandklasser for kvikksølv over hele det prøvetatte området.



Figur 9.18: Geokjemisk kart som viser fordelingen av kvikksølv i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.14: Tilstandsklasser for forurenset grunn, kvikksølv. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Kvikksølv	< 1	1-2	2-4	4-10	10-1000



Figur 9.19: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av kvikksølv i Sandnes og Stavanger.

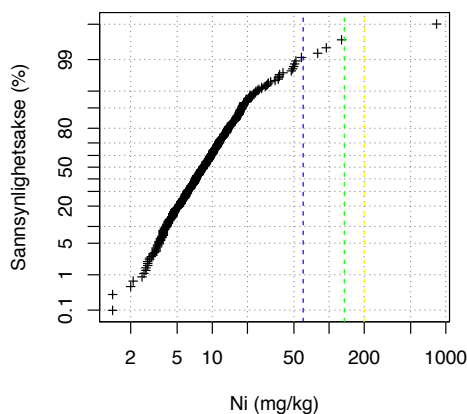
9.1.8 Resultat for nikkell (Ni)

Tabell 9.15 viser de statistiske parametrene til datasettet for nikkell i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. I siste rad finnes antall prøver der resultatet viser tilstandsklasse større enn 2 (3-5).

Tabell 9.15: Statistiske parametre for nikkell i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

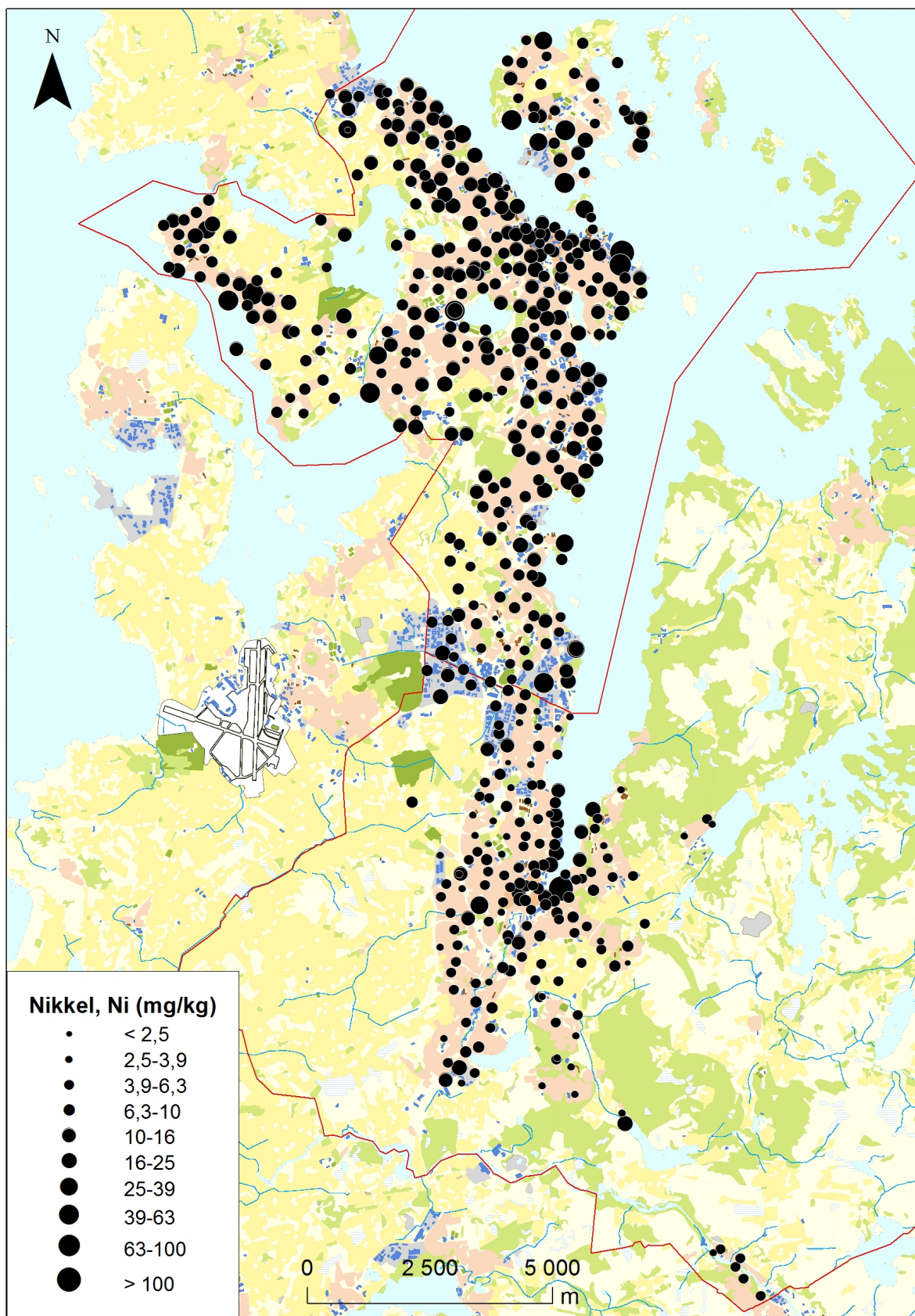
	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	2	1.4	8.35	833	1
Stavanger	339	2	2.1	10.1	128	0
Sandnes	169	2	1.4	5.5	833	1

Totalt ble det funnet høye konsentrasjoner av nikkell i én av de analyserte prøvene (0.2%). Dette prøvepunktet finnes i Sandnes og ligger i Austrått; 170(IV). Det ble ikke funnet noen høye konsentrasjoner i noen av prøvepunktene fra Stavanger.



Figur 9.20: Kumulativ frekvensfordeling av nikkell i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

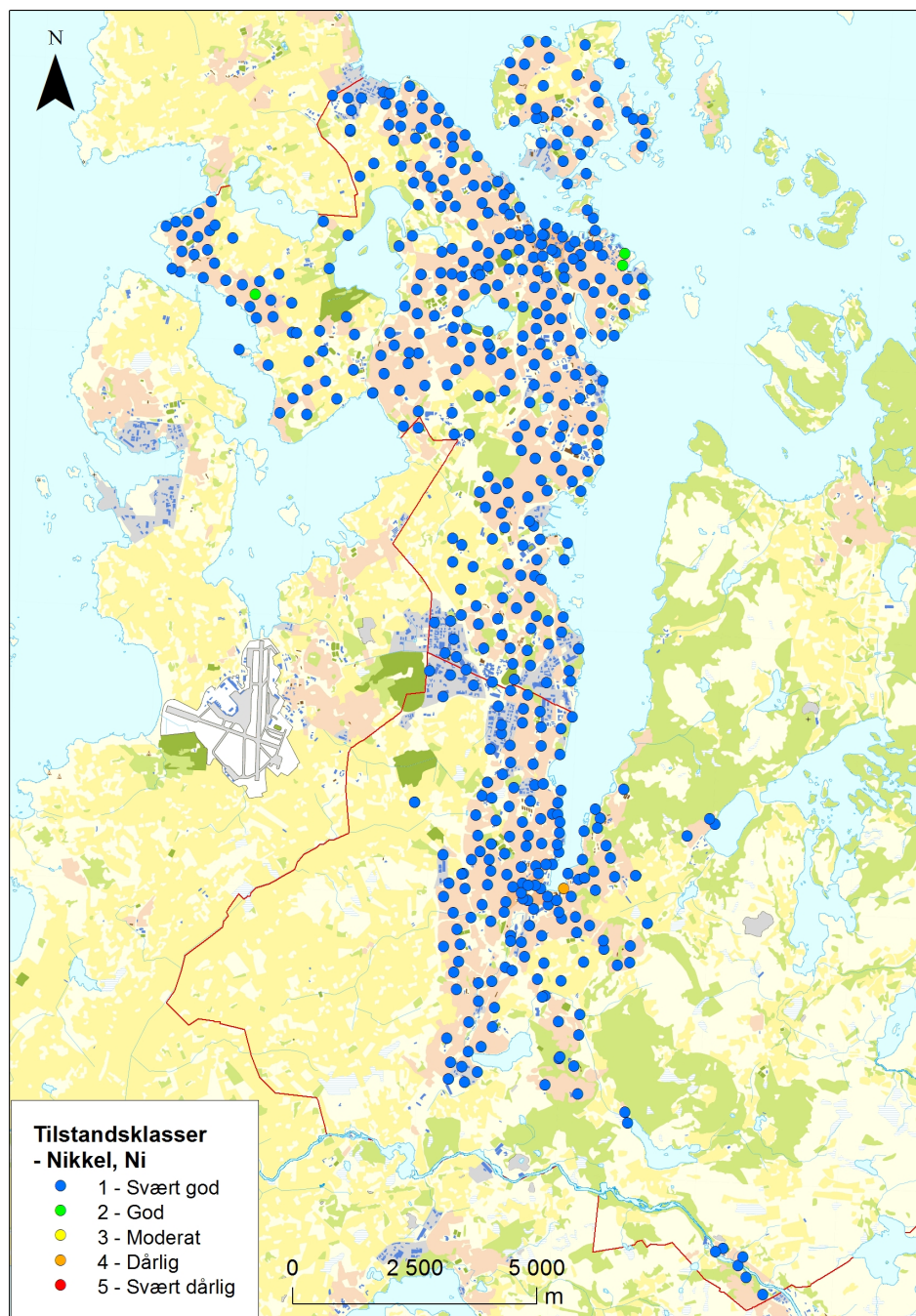
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.20 viser to knekkpunkt for nikkell, ett ved ca. 2 mg/kg og ett ved ca. 20 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av nikkell i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0-2 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 2 mg/kg og 20 mg/kg kan skyldes to ulike typer antropogen påvirkning. Figur 9.21 viser det geokjemiske kartet med fordeling av nikkell i hele det prøvetatte området. Tabell 9.16 viser de ulike tilstandsklassene for nikkell brukt til å lage kartet, i figur 9.22, som viser tilstandsklasser for nikkell over hele det prøvetatte området.



Figur 9.21: Geokjemisk kart som viser fordelingen av nikkell i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.16: Tilstandsklasser for forurenset grunn, nikkel. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Nikkel	< 60	60-135	135-200	200-1200	1200-2500



Figur 9.22: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av nikkel i Sandnes og Stavanger.

9.1.9 Resultat for sink (Zn)

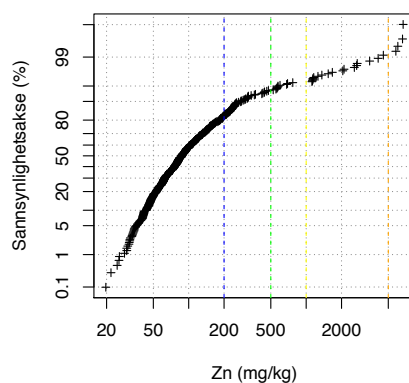
Tabell 9.17 viser de statistiske parametrene til datasettet for sink i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.17: Statistiske parametre for sink i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner i mg/kg.

	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	508	2	19.7	87.1	6690	30
Stavanger	339	2	19.7	95.3	6610	22
Sandnes	169	2	21.8	65.2	6690	8

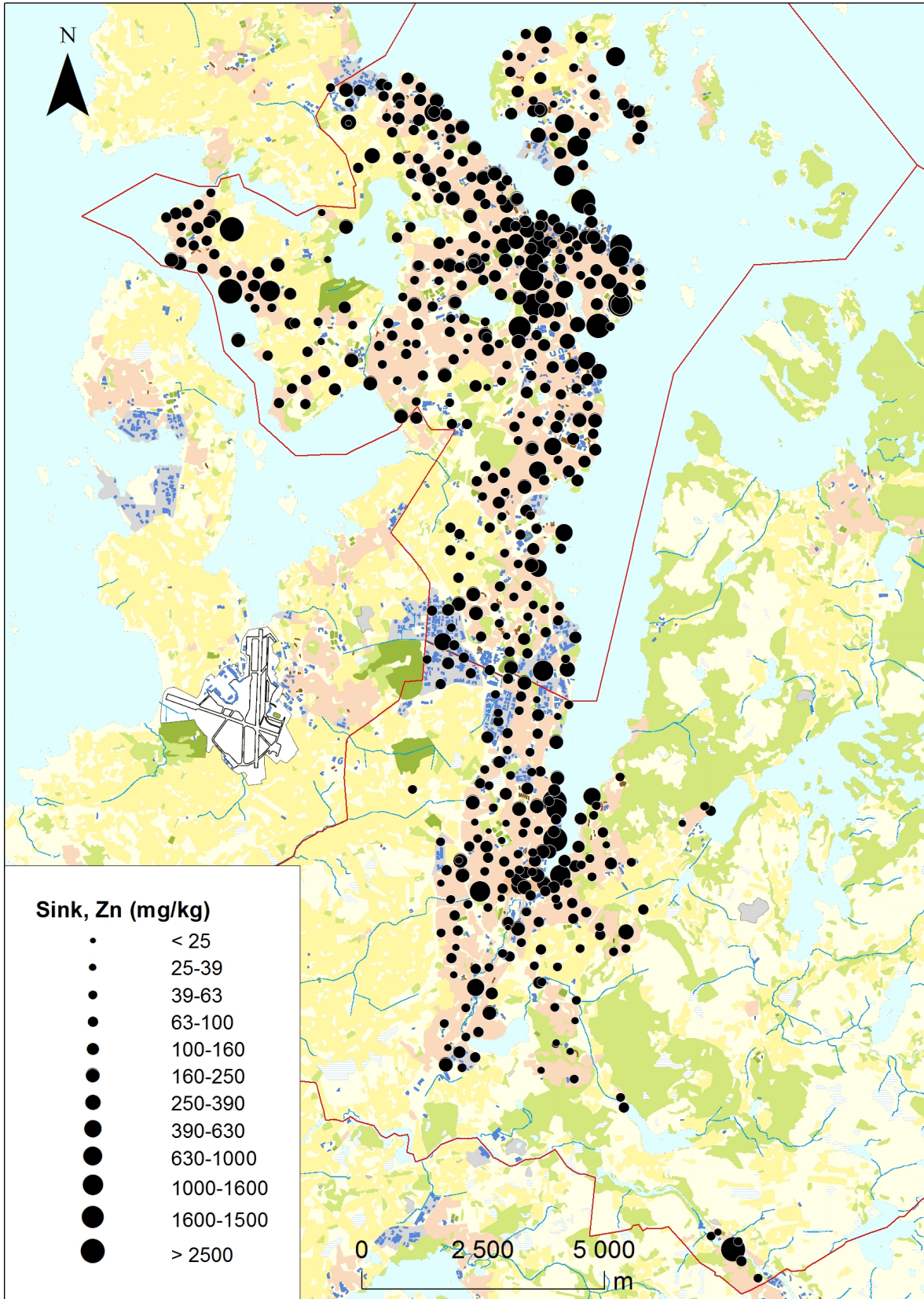
Det ble funnet 30 prøvepunkt med høye konsentrasjoner av sink (5.91%), der 8 lå i Sandnes og 22 lå i Stavanger. I Sandnes ble fire av punktene funnet på Austrått og Trones; 170(IV), 590(V), 592(IV) og 593(IV), en på Figgjo; 103(IV), en på Ganddal; 130(III) og to på Stangeland; 137(IV) og 586(III).

Punktene i Stavanger var som følger: ti på Eiganes og Våland og Storhaug; 332(IV), 344(IV), 347(III), 347B(IV), 356(IV), 357(III), 377(III), 381(V), 383(III) og 404(IV), to i Hillevåg; 293(III) og 333(IV), to ligger på Hinna; 217(IV) og 263(III), fem på Hundvåg; 490(IV), 492(IV), 493(IV), 497(III) og 510(III) og tre på Madla; 456(V), 462(IV) og 466(V).



Figur 9.23: Kumulativ frekvensfordeling av sink i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

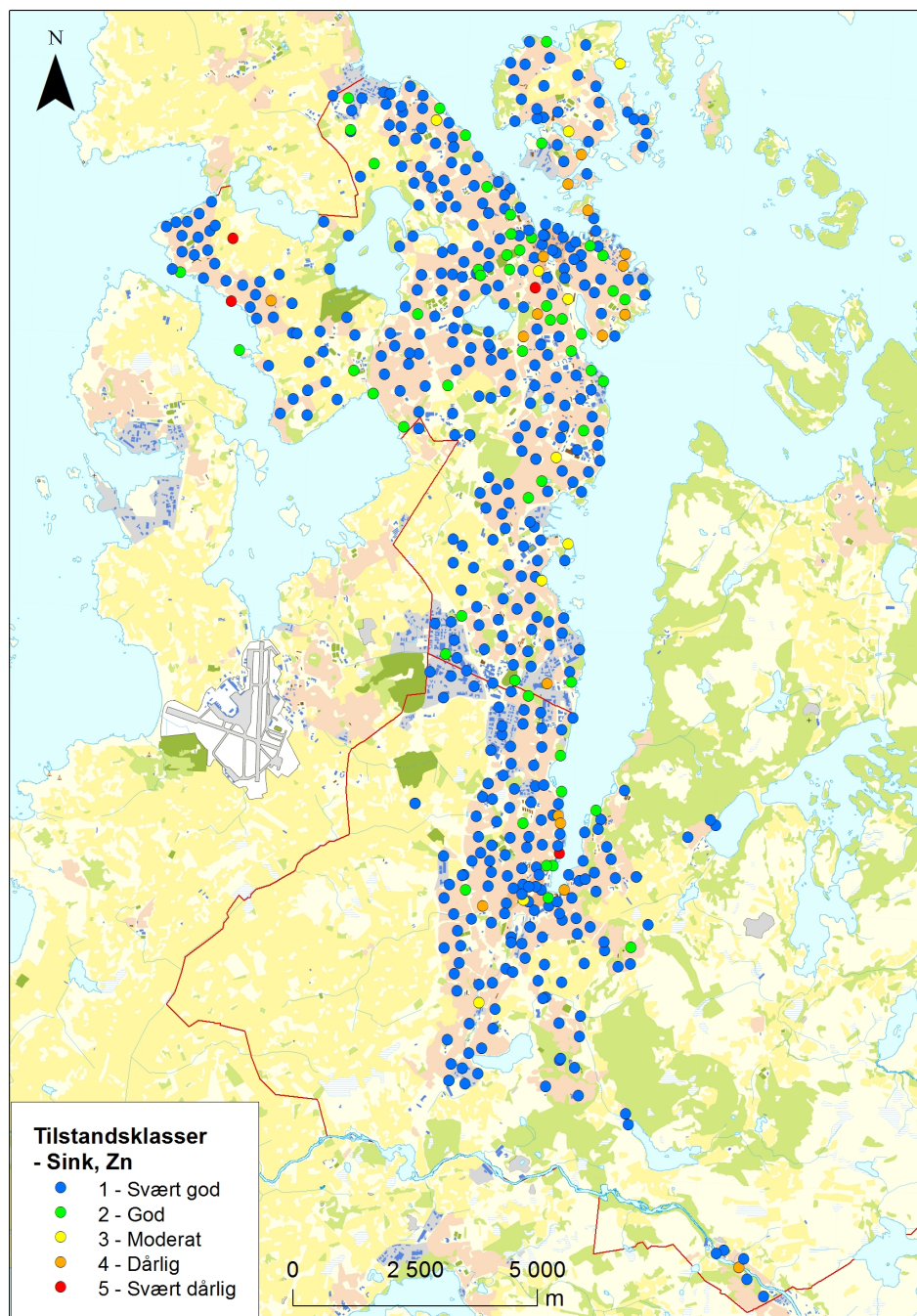
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.23 viser to knekkpunkt for sink, ett ved ca. 98 mg/kg og ett ved ca. 225 mg/kg. Intervallet for den naturlige bakgrunnen av sink i overflatejord i Sandnes og Stavanger ligger ca. mellom 0-98 mg/kg. Det antas da at konsentrasjoner over ca. 98 mg/kg og 225 mg/kg kan skyldes to ulike typer antropogen påvirkning. Figur 9.24 viser det geokjemiske kartet med fordeling av sink i hele det prøvetatte området. Tabell 9.18 viser de ulike tilstandsklassene for sink brukt til å lage kartet, i figur 9.25, som viser tilstandsklasser for sink over hele det prøvetatte området.



Figur 9.24: Geokjemisk kart som viser fordelingen av sink i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.18: Tilstandsklasser for forurenset grunn, sink. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
Sink	< 200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25 000



Figur 9.25: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av sink i Sandnes og Stavanger.

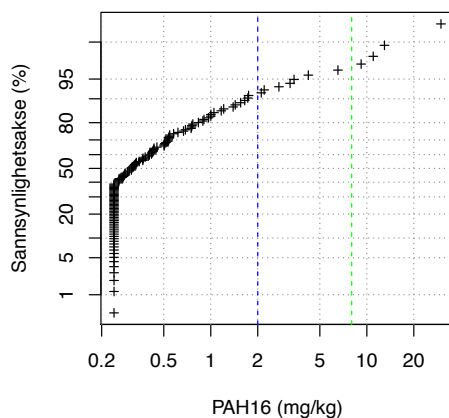
9.1.10 Resultat for PAH

Tabell 9.19 viser de statistiske parametrene til datasettet for PAH i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.19: Statistiske parametre for PAH i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner gitt i mg/kg.

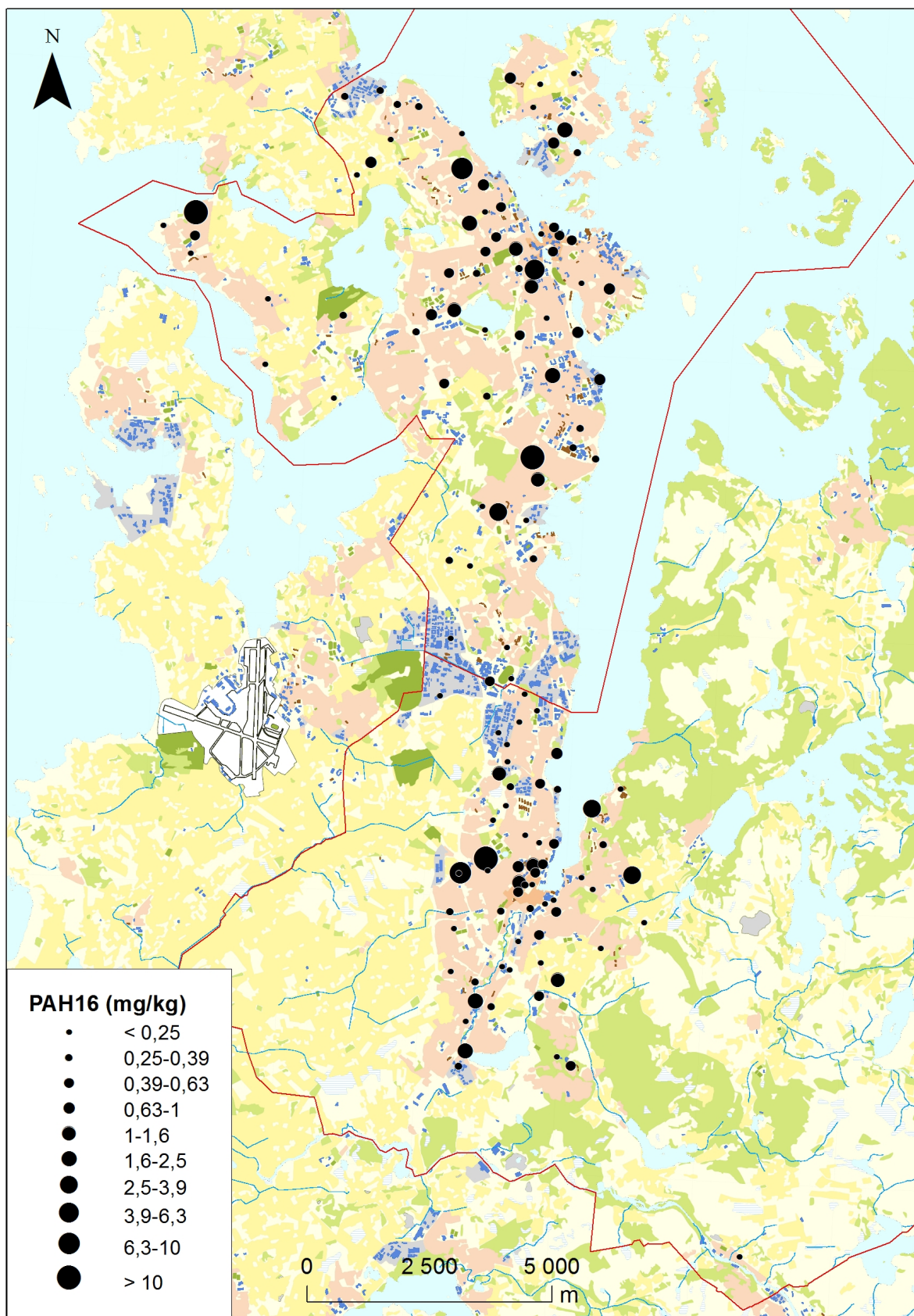
	Antall	RG	Min	Median	Maks	tk> 2
Hele datasettet	128	0.48	0.24	0.311	29.858	4
Stavanger	66	0.48	0.24	0.367	12.972	3
Sandnes	62	0.48	0.24	0.258	29.858	1

Av de 128 prøvene analysert for PAH totalt er det funnet 3 punkter med høye konsentrasjoner i Sandnes og Stavanger (2.34%). Det ene punktet i Sandnes ligger på Stangeland; 185(III), mens de tre andre punktene finnes i Stavanger der ett ligger på Hinna; 280(III), ett på Madla; 453(III) og ett på Tasta; 414(III).



Figur 9.26: Kumulativ frekvensfordeling av PAH i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

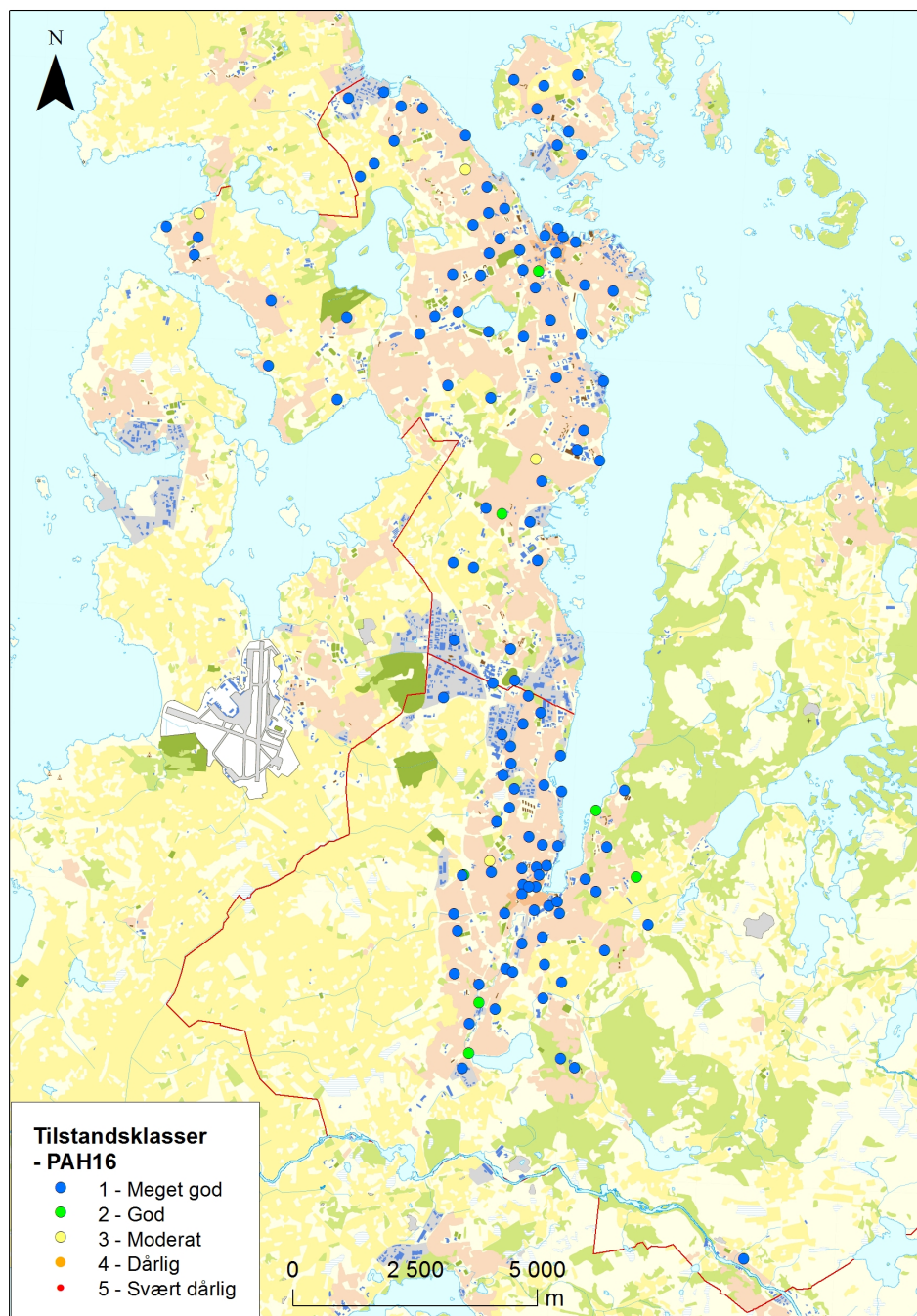
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.26 viser ingen knekkpunkt for PAH. Det antas da at alle konsentrasjoner bare kan skyldes antropogen påvirkning. Figur 9.27 viser det geokjemiske kartet med fordeling av PAH i hele det prøvetatte området. Tabell 9.20 viser de ulike tilstandklassene for PAH brukt til å lage kartet i figur 9.28, som viser tilstandklasser for PAH over hele det prøvetatte området.



Figur 9.27: Geokjemisk kart som viser fordelingen av PAH i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.20: Tilstandsklasser for forurenset grunn, PAH. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
$\sum PAH_{16}$	< 2	2-8	8-50	50-150	150-2500



Figur 9.28: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av PAH i Sandnes og Stavanger.

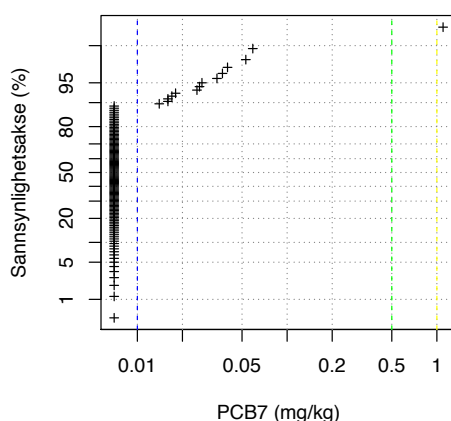
9.1.11 Resultat for PCB

Tabell 9.21 viser de statistiske parametrene til datasettet for PCB i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.21: Statistiske parametre for PCB i overflatejord fra Sandnes og Stavanger. Konsentrasjoner gitt i mg/kg.

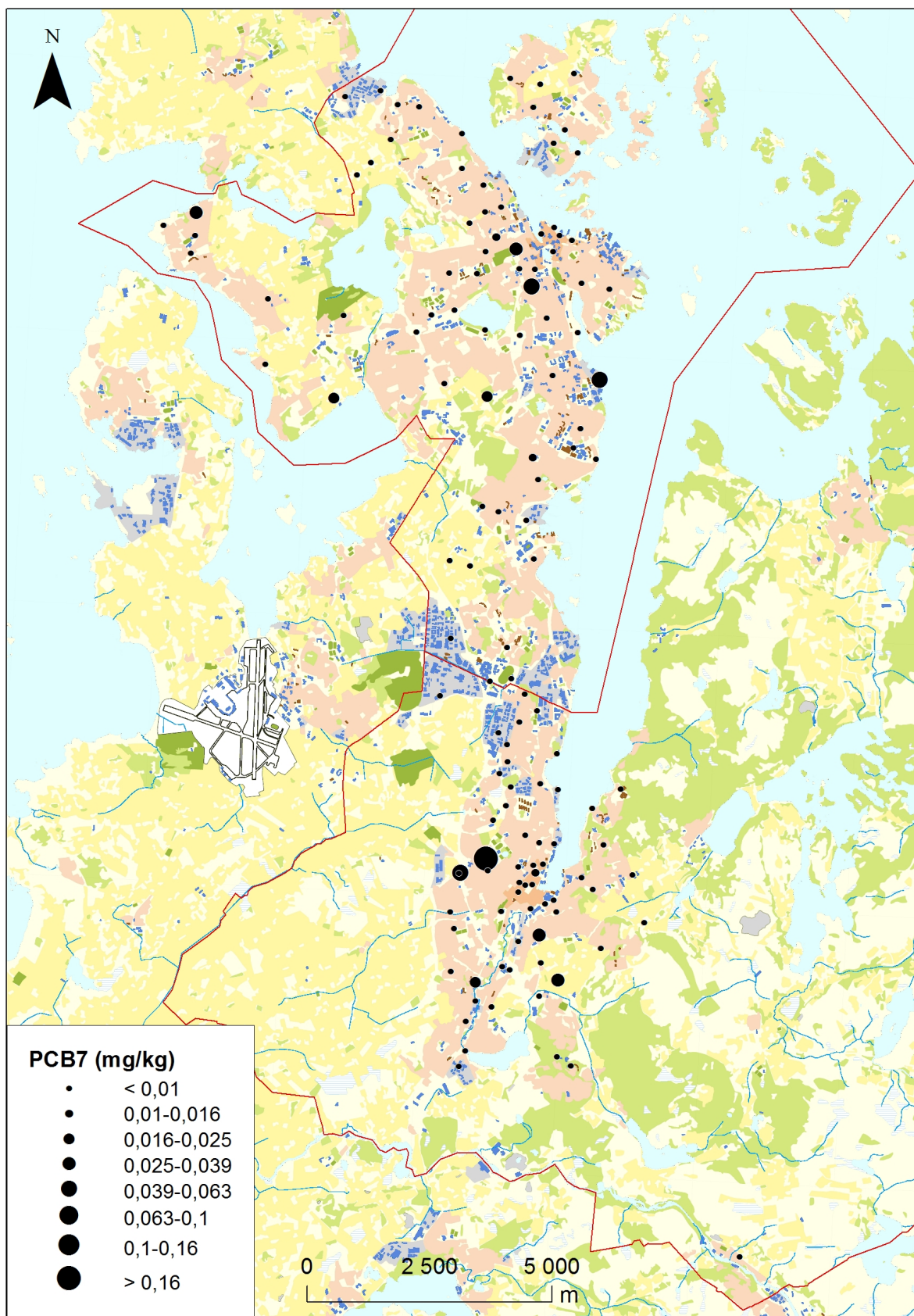
	Antall	RG	Min	25- persentil	Median	90- persentil	Maks	tk> 2
Hele datasettet	130	0.014	0.007	0.007	0.007	0.0165	1.1	1
Stavanger	67	0.014	-	0.007	-	0.007	0.053	0
Sandnes	63	0.014	-	0.007	-	0.007	1.1	1

Det ble totalt analysert for PCB i 130 prøver, der én prøve inneholdt høy konsentrasjon (0.77%). Denne prøven ligger i Sandnes på Stangeland; 185(IV). Det ble ikke funnet konsentrasjoner av PCB i tilstandsklasse II eller høyere i Stavanger.



Figur 9.29: Kumulativ frekvensfordeling av PCB i overflatejord fra Sandnes og Stavanger.

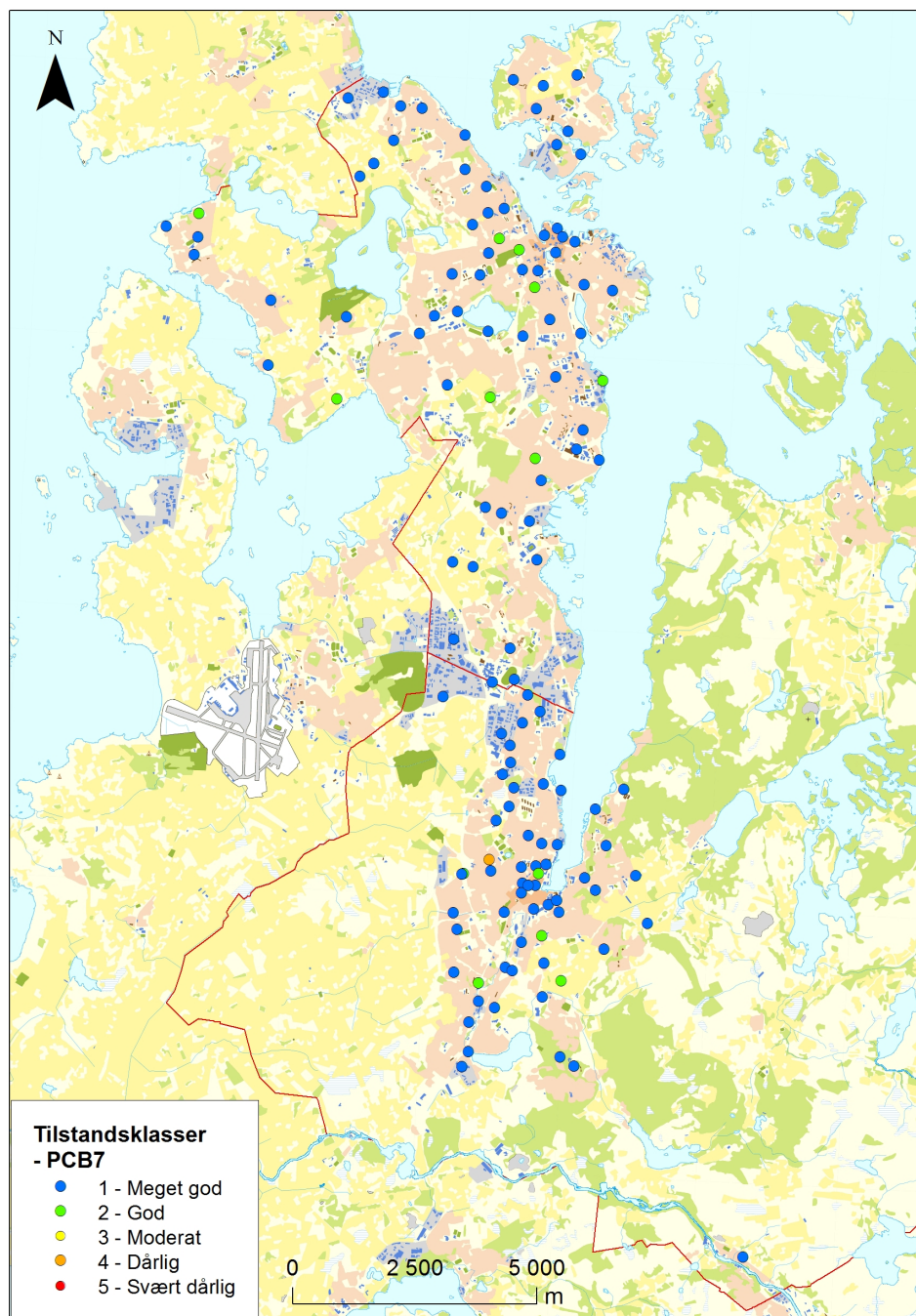
Den kumulative frekvensfordelingen i figur 9.29 viser ingen knekkpunkt for PCB. PCB finnes ikke naturlig i berggrunnen, men eventuelle knekkpunkt kunne vist at det fantes ulike kilder til antropogen påvirkning. Det antas da at alle konsentrasjoner kan skyldes bare en type antropogen påvirkning. Figur 9.30 viser det geokjemiske kartet med fordeling av PCB i hele det prøvetatte området. Tabell 9.22 viser de ulike tilstandsklassene for PCB brukt til å lage kartet i figur 9.31, som viser tilstandsklasser for PCB over hele det prøvetatte området.



Figur 9.30: Geokjemisk kart som viser fordelingen av PCB i Sandnes og Stavanger.

Tabell 9.22: Tilstandsklasser for forurenset grunn, PCB. Konsentrasjoner i mg/kg (Klif, 2008a).

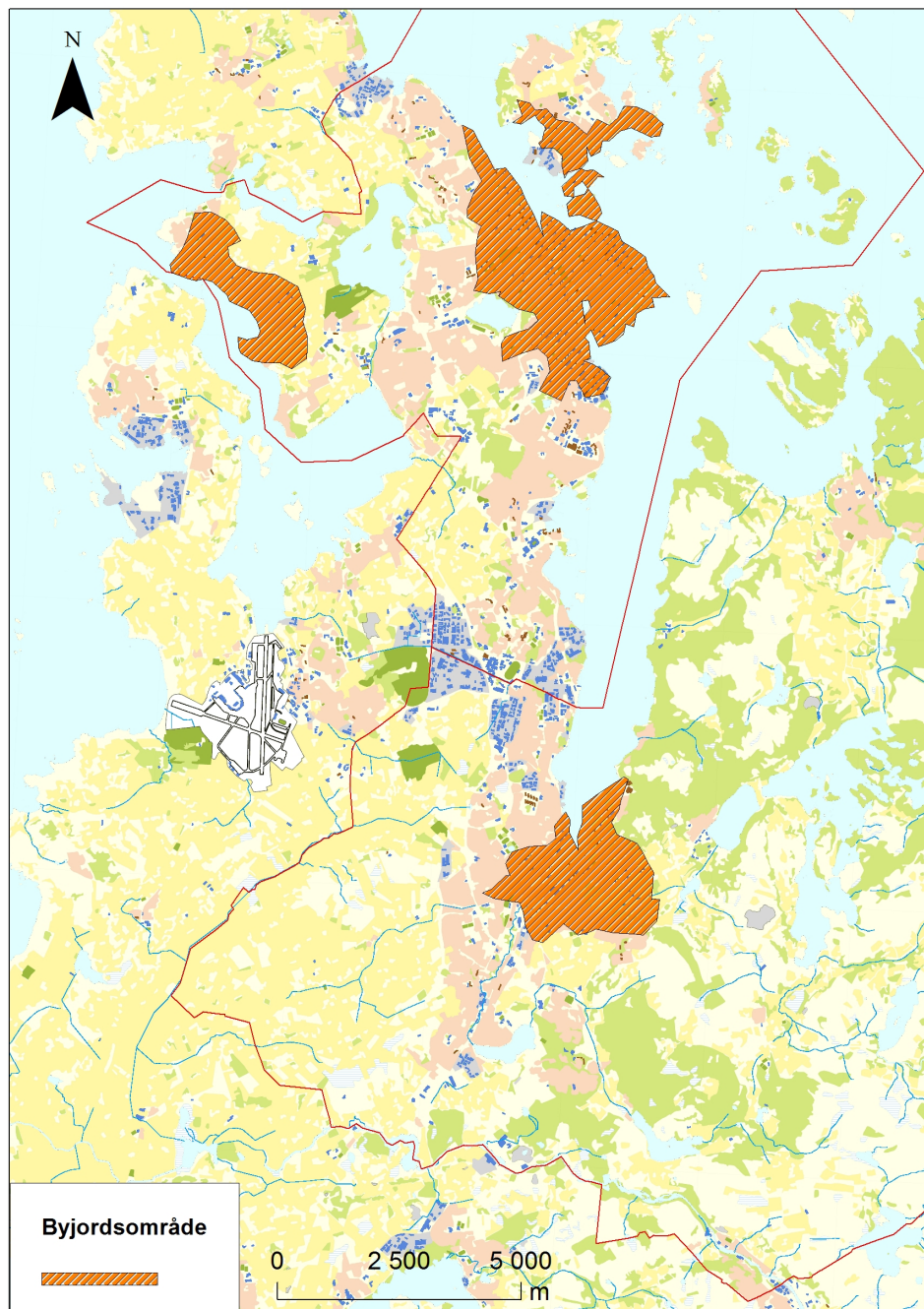
Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V
$\sum PCB_7$	< 0.01	0.01-0.5	0.5-1	1-5	5-50



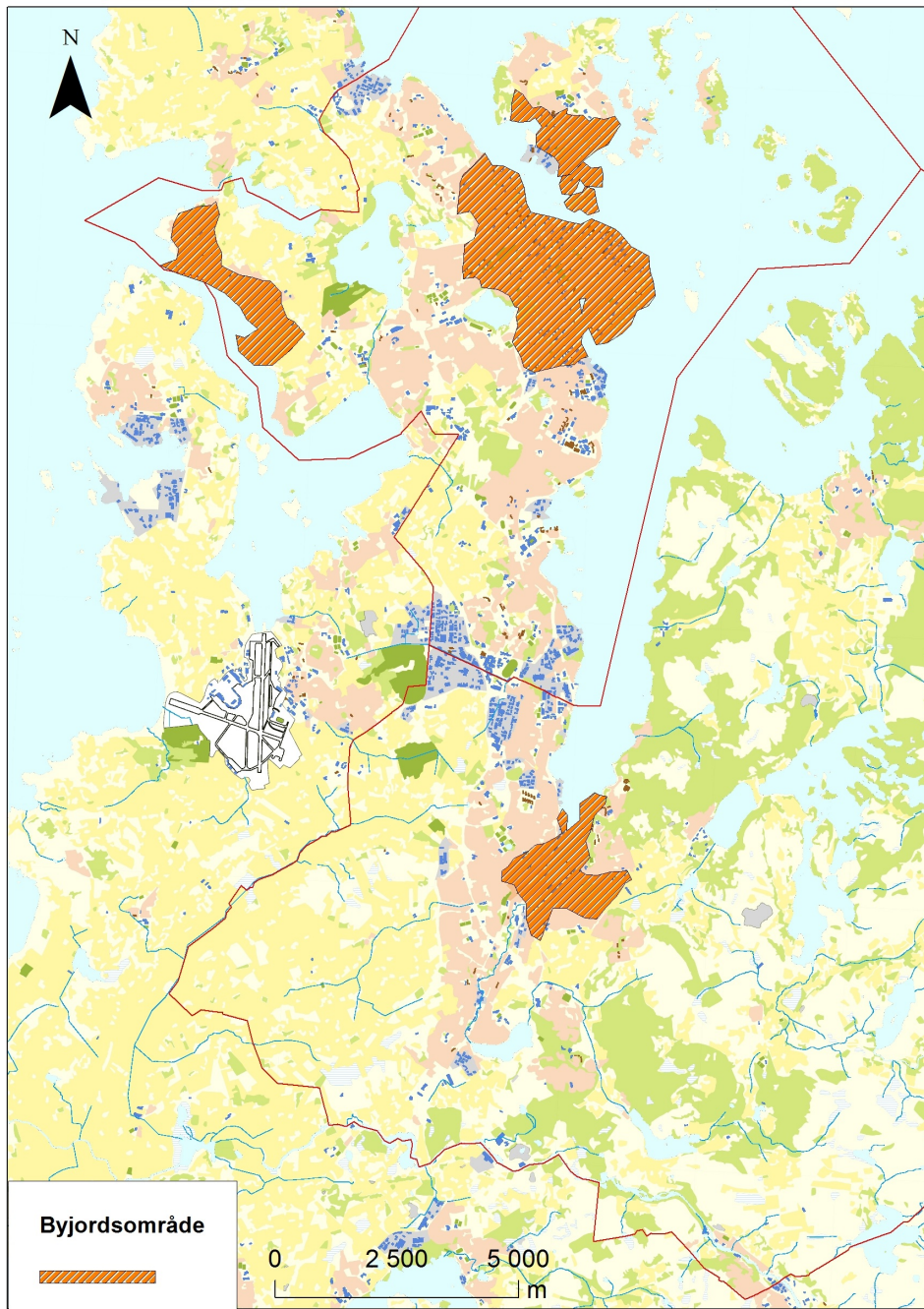
Figur 9.31: Tilstandsklassekart som viser fordelingen av PCB i Sandnes og Stavanger.

9.2 Byjordsområder i Sandnes og Stavanger

Figur 9.32 og 9.33 viser de nye forslagene til byjordsområde for Sandnes og Stavanger. Dette er to områder laget som beskrevet i kapittel 7.3.2, og viser et relativt likt resultat med mindre forskjeller.



Figur 9.32: Byjordsområder for Sandnes og Stavanger, forslag 1, laget kun med bakgrunn i den geokjemiske fordelingen av bly.



Figur 9.33: Byjordsområder for Sandnes og Stavanger, forslag 2, laget med bakgrunn i den geokjemiske fordelingen av bly, men også med grenser til veier, vann o.l.

10

Diskusjon

Diskusjonsdelen er delt inn i to hoveddeler. De første kapitlene tar for seg de analyserte miljøgiftene i et overordnet perspektiv, der resultatene blant annet sammenliknes med tidligere undersøkelser i andre norske byer, sandfangskummene og jord ved fasader i Stavanger. Del to av diskusjonen presenterer og diskuterer alle prøvepunkter med høye konsentrasjoner av miljøgifter. Prøver som omtales med *høye* konsentrasjoner har konsentrasjoner av en eller flere miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere.

Som beskrevet i kapittel 5.5 er det gjort liknende undersøkelser i blant annet Bergen (Ottesen og Volden, 1999), Tromsø (Jartun, Ottesen og Volden, 2002), Oslo (Eggen, Andersson og Ottesen, 2009; Eggen og Andersson, 2009a; Tjihuis, Brattli og Sæther, 2002) og Trondheim (Andersson, Ottesen og Haugland, 2006). Resultatene fra disse undersøkelsene er sammenliknet med resultatene i denne oppgaven for å sette nivået funnet i Sandnes og Stavanger i perspektiv. Det er også valgt å sammenlikne med de tidligere sandfangsundersøkelser i Stavanger (Eidem, 2012) og PCB i jorden ved den stående bygningsmassen (Jartun, Eggen og Volden, 2008). I diskusjonsdelen er det valgt å bruke samme oppbygning som for resultatdelen, med vekt på å prøve å påpeke mulige kilder til miljøgiftene, sett i lys av historisk og nåværende aktivitet i de ulike områdene.

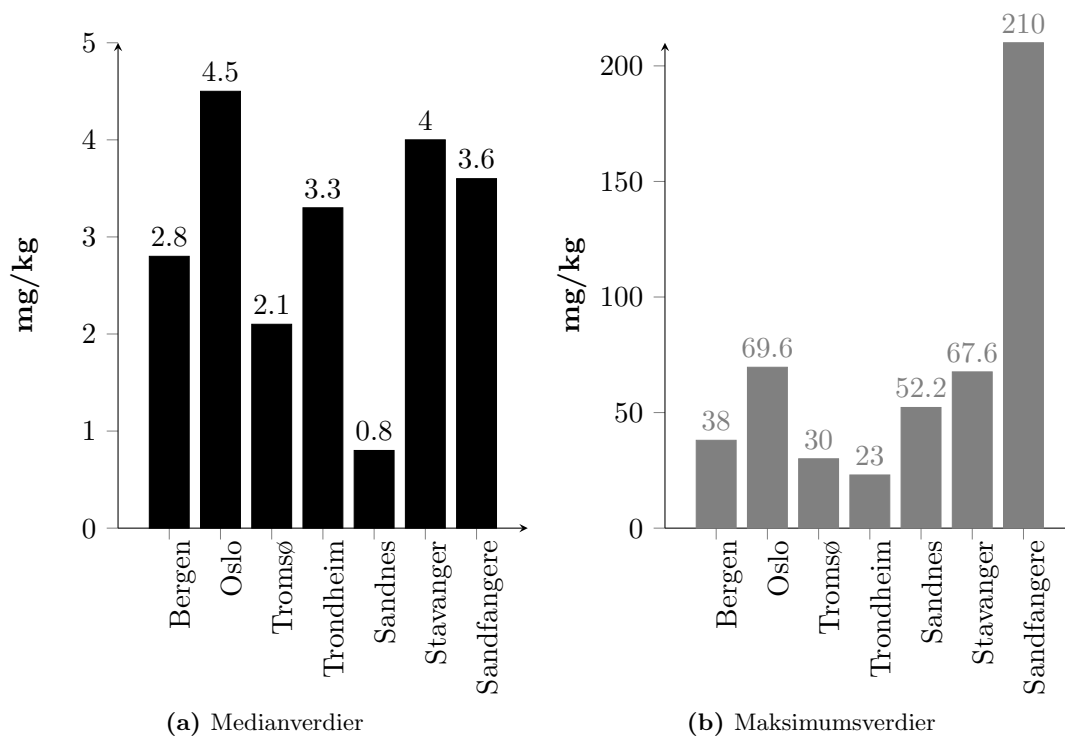
Da sandfangsundersøkelsene i (Eidem, 2012) er gjort på særskilte interesseområder på bakgrunn av tidligere undersøkelser, vil det være naturlig at medianverdiene for disse undersøkelsene er høyere (og også mye høyere) enn medianverdiene for overflatejorden. Medianverdien for overflatejorden vil i større grad påvirkes av mange lave verdier, da flere av prøvene er tatt utenfor de mest sentrale områdene av Stavanger. Sandfangene har også et større nedslagsfelt, noe som medfører at flere kilder i samme område kan bidra til den samlede konsentrasjonen av en miljøgift.

I den andre hoveddelen av diskusjonen (kapittel 10.12) er det valgt å se nærmere på hvert enkelt prøvepunkt som inneholder en eller flere miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Prøvene er tatt i ulike områder, både i områder som lekeplasser, boligområder, bygater og mer landlige områder, men også i industriområder og i båthavner. Områdene er presentert i form av bilder og beskrivelse, plassert i en arealklasse (som gitt i tabell 2.1), og punktets resultater er diskutert med vekt på å forsøke å identifisere kilder til forurensningen i området.

Ved vurdering av resultatene for de enkelte jordprøvene i denne studien er det viktig å være klar over at jord er en inhomogen materie. Hvor representativ en prøve er for det omkringliggende område vil derfor være usikkert. I tillegg er byjord svært dynamisk og har ofte en komplisert historie, der flytting av masser er en viktig spredningsmekanisme (Ottesen og Haugland, 2003). Det er også grunnleggende vanskelig å skille mellom forurensning og høye naturlige nivåer, og mellom lokale kilder og langtransportert forurensning.

10.1 Arsen (As)

Intervallet for det naturlige innholdet av arsen i berggrunnen i Sandnes og Stavanger er ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.2 rundt 2-18 mg/kg. Den naturlige bakgrunnen vil påvirke resultatene i denne oppgaven, og kan bidra til at medianverdiene for de to byene blir ulike da det finnes forskjellig berggrunn i de to byene (se figur 3.3. Siden berggrunnen er så forskjellig og så markant, kunne det også vært interessant å se på de kumulative frekvensverdiene for hver av byene, men dette er ikke blitt gjort. Innholdet av arsen i granitt og skifer (se tabell 3.1) ligger i intervallet for naturlig innhold av arsen i berggrunnen i denne oppgaven.



Figur 10.1: Median- og maksimumsverdier for arsen i jord.

Medianen for arsen i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.3 er tilsammen 2.5 mg/kg, for Stavanger 4 mg/kg og for Sandnes 0.8 mg/kg. Figur 10.1 viser at medianverdien for arsen i Stavanger er lavere enn for Oslo, men høyere enn for Bergen, Tromsø og Trondheim. Medianverdien for Sandnes er lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien noe lavere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

Medianverdiene for byene ligger relativt nære hverandre. Disse forskjellene kan skyldes berggrunnen som er ulik i alle de seks byene (se kapittel 3.2 og 5.5). At Oslo ligger litt høyere enn de andre byene, kan skyldes at de fleste prøvene er tatt på områder der berggrunnen består av skifer og kalkstein. Ifølge tabellen i vedlegg B inneholder disse bergartene mye mer arsen enn de som dominerer i de andre byene. Det er også funnet mer arsen i mose, som er en indikator på atmosfærisk nedfall, i Oslo og Stavanger enn i Bergen, Tromsø og Trondheim fra 1977-2010 (Steinnes et al., 2011). Arsennivåene er likevel mye lavere i 2010 enn i 1977. Dette kan sammen ha bidratt til at verdiene er noe høyere. Generelt viser alle undersøkelsene at geologien er den styrende faktoren, men med noe bidrag fra antropogen påvirkning.

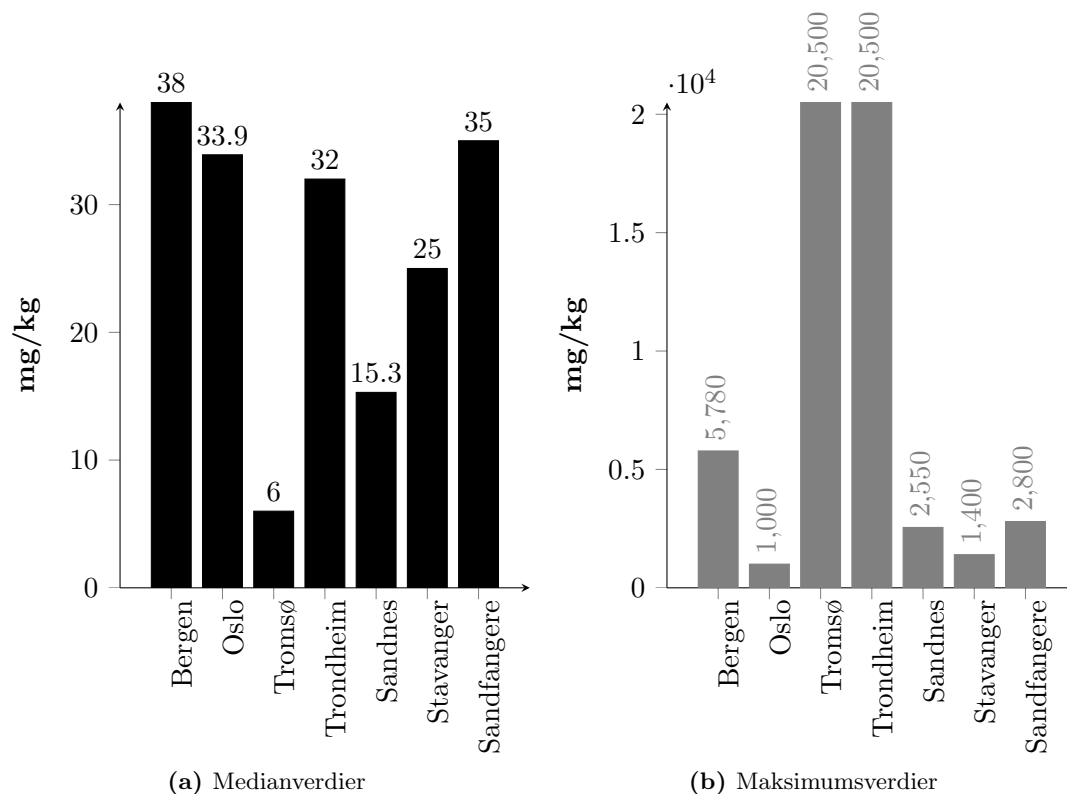
Av figur 10.1 ser vi at maksimumsverdien for arsen i Stavanger (67.6 mg/kg) og også for Sandnes (52.2 mg/kg) er lavere enn for Oslo, men høyere enn for Bergen, Tromsø og Trondheim. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er omtrent tre ganger så stor som for prøvene tatt av overflatejorden. Prøven som inneholder den høyeste konsentrasjonen av arsen er tatt utenfor Våland kolonihager mellom to stener, der innholdet av miljøgifter i jorden antakeligvis skyldes tilkjørte masser (se kapittel 10.12.2.2).

I figur 9.3 sees den geokjemiske fordelingen av arsen i Sandnes og Stavanger. Det er ingen klar oppkonsentrering av arsen i de eldre delene av byene, men det er flere høyere verdier av arsen i Stavanger enn i Sandnes. Spesielt ser vi dette av medianverdien for de to byene, der medianverdien for Stavanger er over fire ganger så høy som for Sandnes. Dette kan skyldes at berggrunnen i Stavanger i stor grad består av skifer som ifølge Reimann og de Caritat (1998) inneholder 13 mg/kg arsen (se tabell B). Tilstandsklassekartet for arsen i figur 9.4 viser flere områder med høye konsentrasjoner av arsen. I ca. 45.5% (5 av 11) av prøvene som viser høye verdier, er CCA-impregnert tremateriale en mulige kilde. Tidligere undersøkelser (Jartun et al., 2002a; Langedal og Hellesnes, 1997; Ottesen et al., 1999b) har vist at arsen lekker ut fra trematerialet og ut i jorden. Videre forekommer arsen i høye konsentrasjoner i blant annet kull (Reimann og de Caritat, 1998). I Kina har blant annet det høye forbruket av arsenholdig kull ført til mange sykdommer, fordi arsen er blitt spredt via støv og sot (Zhenga et al., 1999). Utslipp av arsen fra tidligere industri kan derfor ha bidratt til arsen i jorden. Den viktigste kilden til arsen i det prøvetatte området kan da skyldes geologien, men med noe antropogen påvirkning.

Andre kilder til arsen er presentert i kapittel 6.2.1, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet arsen med høye konsentrasjoner som vist i figur 9.4 nærmere studert og diskutert.

10.2 Bly (Pb)

Intervallet for det naturlige innholdet av bly i berggrunnen i Sandnes og Stavanger er ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.5 mellom 0-20 mg/kg. Det er ulik berggrunn i Sandnes og Stavanger som vi kan se i figur 3.3. Dersom vi ser på verdiene for innholdet av bly i granitt og skifer i tabell 3.1, ser vi at den typiske mengden av tungmetaller presentert ligger i intervallet for naturlig innhold av bly i berggrunnen i denne oppgaven.



Figur 10.2: Median- og maksimumsverdier for bly i jord.

Medianen for bly i overflatejord for hele datasettet (gitt i tabell 9.5) er tilsammen 20.9 mg/kg, for Stavanger 25 mg/kg og for Sandnes 15.3 mg/kg. Av figur 10.2 ser vi at medianverdien for bly i Stavanger og også for Sandnes er lavere enn for Oslo, Bergen og Trondheim, men høyere enn for Tromsø. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

Som for arsen kan de ulike medianverdiene også skyldes berggrunnen. Skifer, som finnes i Oslo og noe i Trondheim, har ifølge Reimann og de Caritat (1998) en konsentrasjon av bly på 22 mg/kg. I Bergen finnes det mange tidligere kilder til bly som forbrenning av kull i Bergen gassverk og til boligoppvarming, biltrafikk og industriutslipp som kan ha bidratt til de høye konsentrasjonene (Ottesen og Volden, 1999). I Bergen er det tatt mange (18%) prøver langs veiene og i industriområder, krematorier og deponier, noe som kan ha bidratt til at blynivået ble så høyt. Prøvene i Tromsø ble tatt med en større spredning over området, som i denne oppgaven, noe som medfører at flere områder med lave konsentrasjoner av bly er prøvetatt og vil påvirke medianverdiene. Den atmosfæriske avsetningen av tungmetaller som ble målt i mose, viser også at konsentrasjoner av bly i mose i Oslo, Stavanger og Bergen har ligget høyere enn for (spesielt) Tromsø og Trondheim (Steinnes et al., 2011). Sammen kan dette bidra til ulike medianverdier.

Av figur 10.2 ser vi at maksimumsverdien for bly i Stavanger (1400 mg/kg) er lavere enn for Bergen, Sandnes, Tromsø og Trondheim, men høyere enn for Oslo. Maksimumsverdien for

Sandnes (2550 mg/kg) er lavere enn for Bergen, Tromsø og Trondheim, men høyere enn for Oslo og Stavanger. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er høyere enn i prøvene tatt av overflatejorden. Prøven som har den høyeste konsentrasjonen i hele det prøvetatte området er prøve 103, som ble tatt på områdene til tidligere De Forente Uldvarefabrikker på Figgjo. Konsentrasjonen av bly i prøven er så høy at den overskrider grensen for farlig avfall og skyldes antakeligvis et samlet bidrag fra maling, den tidligere aktiviteten på området og bly fra bygningsmassene. Området er nærmere beskrevet i kapittel 10.12.1.2.

Kartet i figur 9.6 viser den geokjemiske fordelingen av bly i Sandnes og Stavanger. Av bildet ser vi det er tre områder som peker seg ut med endel høyere konsentrasjoner. Dette er Stavanger sentrum, Sandnes sentrum og et lite område på Madla. Dette ser vi også igjen i byjordsområdene for Sandnes og Stavanger (figurene 9.32 og 9.33) da disse er basert på resultatene fra den geokjemiske fordelingen av bly. Dersom vi sammenlikner kartet med oversikten over bedrifter med rapportert forurensning i Sandnes og Stavanger (figur 5.8), ser vi også en liknende trend. Løsmassekartet i figur 3.4 viser også at områdene markert med fyllmasse stemmer godt overens med den fordelingen vi ser av bly på det geokjemiske kartet og også delvis med tilstandsklassekartet i figur 9.7. Av tilstandsklassekartet ser vi videre at områdene med mye bly i stor grad også er de samme områdene med nåværende eller tidligere industri (se kapittel 4).

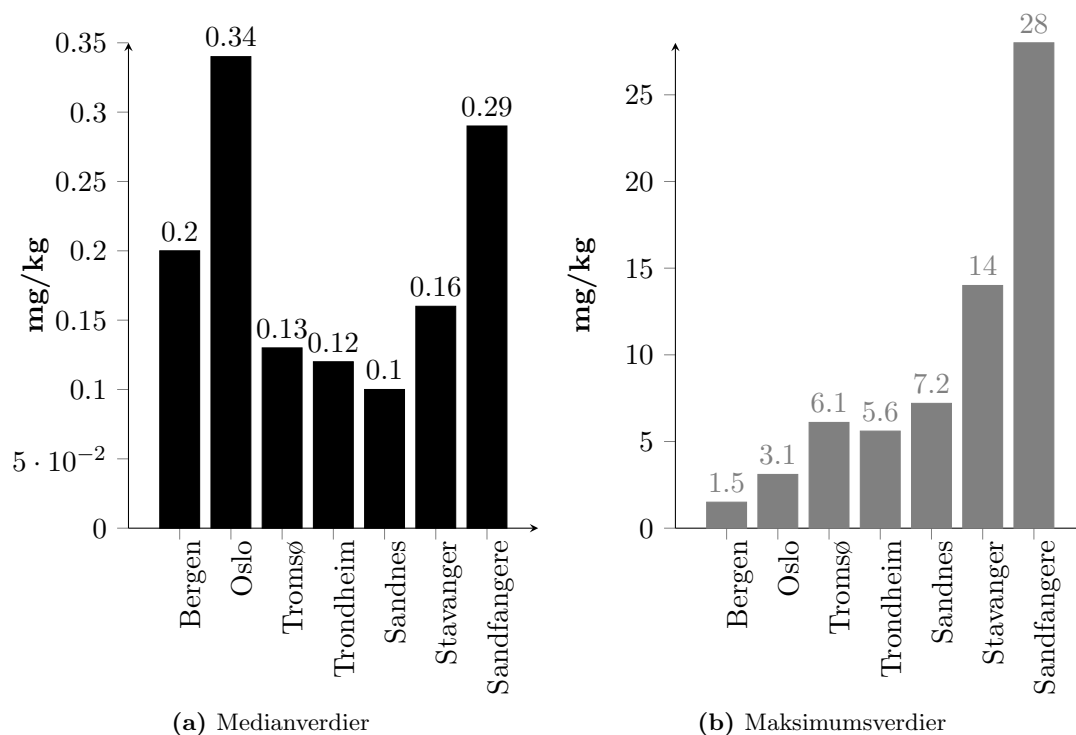
Et stort antall av de høye blyverdiene ble funnet i båthavner (ca. 37.14% (13/35)) og i prøver tatt ved siden av malte hus (ca. 17.14% (6/35)), men også på områder som kan ha høye verdier på grunn av tilkjørte masser (ca. 31.43% (11/35)). De høye verdiene av bly kan være knyttet til påføring og fjerning av gammelt bunnstoff som inneholder bly (Klif, 2010, 2004). Blymaling er tidligere blitt benyttet, blant annet blyhvitt fordi det ga en klar hvit farge, men også blyoksid, blymønje og blyrødt har vært brukt (Hansen og Jensen, 1991; Vadstrup, 2006). XRF-analysene utført av Eidem (2012) på bygg i Stavanger, viste også at flere av byggene inneholdt maling med blant annet bly.

Som beskrevet i kapittel 6.2.2 er også eksos fra tidligere blybensin en mulig kilde til forurensningen. Da bly bindes kraftig til jord, mye på grunn av sorpsjon, men også på grunn av utfellingsreaksjoner (Kjeldsen og Christensen, 1996), kan bly bli liggende på samme sted over lang tid da det ikke vil vaskes bort. I kapittel 4.2.3 har vi sett det har vært mye industri i de to byene. Som beskrevet i kapittel 4.1.3 er det på teglverkene i Sandnes brukt kull for fyring, og dette kan også være tilfellet ved annen type industri. Sulfidmineraler som svovelkis, blyglans og sinkblende er forekommer vanligvis i kull (Ottesen og Volden, 1999). Kull kan derfor inneholde betydelig mengder bly (se også tabellen i vedlegg B) og kan ha bidratt til blyforurensningen i de to byene. Flere av prøvene med mye bly, f.eks. 152, 190 og 333 (se kapittel 10.12), ble tatt på områder som ikke var forventet forurenset. Den viktigste spredningsmekanismen til bly kan skyldes ukontrollert forurensningspredning i form av graving og masseflytting. Antropogen påvirkning er antakeligvis den viktigste kilden til bly i Sandnes og Stavanger.

Flere mulige kilder til bly er presentert i kapittel 6.2.2, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet bly med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.7 nærmere studert og diskutert.

10.3 Kadmium (Cd)

Intervallet for det naturlige innholdet av kadmium i berggrunnen i Sandnes og Stavanger er ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.8 mellom 0.04-0.25 mg/kg. Dersom vi ser på verdiene for innholdet av kadmium i granitt og skifer i tabell 3.1, ser vi at den typiske mengden av tungmetaller presentert ligger i intervallet for naturlig innhold av kadmium i berggrunnen i denne oppgaven (både for granitt og skifer).



Figur 10.3: Median- og maksimumsverdier for kadmium i jord.

Kadmium er i de tidligere undersøkelsene analysert med ICP-MS, noe som gjør at sammenlikningsgrunnlaget kan være noe dårligere enn for de andre tungmetallene. Medianen for kadmium for overflatejord i hele datasettet (tabell 9.7) er tilsammen 0.14 mg/kg, for Stavanger 0.16 mg/kg og for Sandnes 0.1 mg/kg. Av figur 10.3 ser vi at medianverdien for kadmium i Stavanger er lavere enn for Bergen og Oslo, men høyere enn for Tromsø og Trondheim. Medianverdien for kadmium i Sandnes er lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

Oslo sin medianverdi er relativt høy. Analysen av kadmium i mose fra Oslo-området viser at lokale kilder i stor grad bidrar til kadmiumforurensning i dette området (Steinnes et al., 1993). Spesielt i sentrum (0.56 mg/kg), på Vinderen (0.53 mg/kg) og Grefsen (0.45 mg/kg) ble det funnet høye medianverdier av kadmium som sammen bidrar til at medianen for hele Oslo blir høyere. Forbrenning av kull og vegtrafikk, spesielt slitasje på dekk er antakelig viktige kilder til den høye medianverdien i sentrum av Oslo (Tijhuis, Brattli og Sæther, 2002). Innholdet av kadmium i berggrunnen i Oslo kan også ha virket inn på resultatet, da skifer og kalkstein

inneholder endel mer kadmium enn bergartene i de andre byene (se vedlegg B).

Av figur 10.3 ser vi at maksimumsverdien for kadmium i Stavanger (14.4 mg/kg) og Sandnes (7.2 mg/kg) er høyere enn for alle de andre byene. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er dobbelt så høye som for prøvene tatt av overflatejorden. Prøven som viser den høyeste verdien av kadmium, er også den eneste prøven i hele det prøvetatte området som viser en høy verdi av kadmium (eneste i tilstandsklasse III-V). Dette er prøve 381 som ble tatt inntil et hus like ved Thorbjørn Hornkloves gate 10 og inneholdt malingsflak som kan være den mulige kilden. Prøvetakingsområdet er beskrevet og diskutert i kapittel 10.12.2.1.

Den geokjemiske fordelingen av kadmium er gitt i figur 9.9. De høyeste konsentrasjonene av kadmium viser tendenser til å være sentrert i de eldre delene av de to byene og også noe på Madla. Som for arsen viser dette kartet en tendens til høyere konsentrasjoner av kadmium i Stavanger enn i Sandnes, noe vi også kan se av medianverdiene i tabell 9.7. Hovedsakelig kan det skyldes forskjellen i berggrunnen i Stavanger som ifølge Reimann og de Caritat (1998) inneholder en typisk konsentrasjon på 0.25 mg/kg. Ved å ta et blick på tilstandsklassekartet på neste side (figur 9.10) ser vi at samtlige konsentrasjoner av kadmium, bortsett fra én, ligger i tilstandsklasse I-II. Sandnes og Stavanger er av den grunn ikke betydelig forurenset av kadmium. Den viktigste kilden til kadmium i Sandnes og Stavanger kan være berggrunnen.

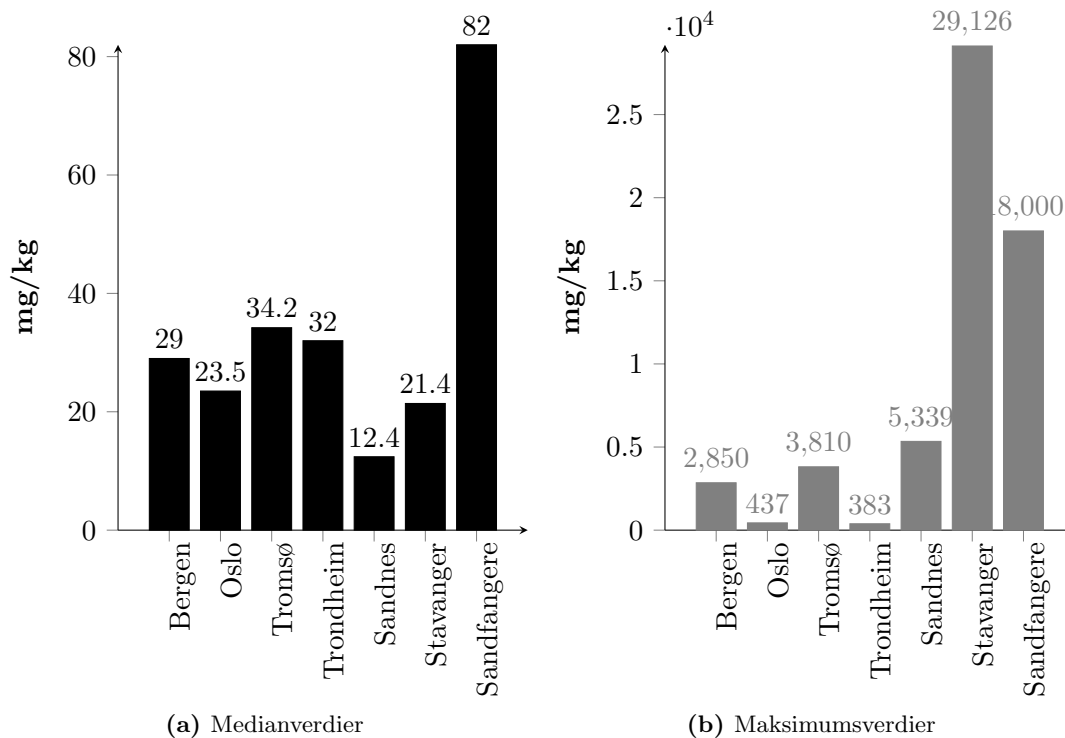
Flere kilder til kadmium er presentert i kapittel 6.2.3, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøven som har vist innhold av blant annet kadmium med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.10 nærmere studert og diskutert.

10.4 Kobber (Cu)

Intervallet for det naturlige innholdet av kobber i berggrunnen i Sandnes og Stavanger er ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.11 mellom 0-30 mg/kg. I tabell 3.1 er typiske mengder av tungmetaller i jordskorpen og sten presentert. Det er ulik berggrunn i Sandnes og Stavanger som vi kan se i figur 3.3. Dersom vi ser på verdiene for innholdet av kobber i granitt og skifer i tabellen, ser vi at den typiske mengden av tungmetaller er litt høyere enn for intervallet i denne oppgaven.

Medianen for kobber i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.9 er tilsammen 18.5 mg/kg, for Stavanger 21.4 mg/kg og for Sandnes 12.4 mg/kg. Driften i analysen av kobber som omtalt i kapittel 8.3.3 kan ha påvirket resultatet, men dette er det korrigert for. Av figur 10.4 ser vi at medianverdien for kobber i Stavanger er lavere enn for alle de andre byene, men høyere enn for Sandnes. Medianverdien i Sandnes er lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien nesten fire ganger høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Som forklart innledningsvis er det muligens naturlig sandfangskummene inneholder et noe høyere nivå av kobber enn jordprøven.

Av figur 10.4 ser vi at maksimumsverdien for kobber i Stavanger (29126 mg/kg) og Sandnes (5339 mg/kg) er høyere enn for alle de andre byene. Maksimumsverdien for sandfangskummene



Figur 10.4: Median- og maksimumsverdier for kobber i jord.

i Stavanger er lavere enn for prøven tatt av overflatejorden. Prøve 466, tatt på en båtrampe på Madla, viste den høyeste verdien for kobber og er over grensen for farlig avfall (se kapittel 10.12.2.5). Korrelasjonskoeffisienten for kobber var noe lav, muligens på grunn av variasjoner i felt (se kapittel 8.3.3). Dette betyr at selv om enkelte punkter av kobber er høye, er det ikke sikkert dette er representativt for hele området.

Kartet i figur 9.12 viser den geokjemiske fordelingen av kobber i Sandnes og Stavanger. Av figuren ser vi en tydelig konsentrering av høye konsentrasjoner av kobber i områder der mennesker har bodd i lengre tider, og langs vannet og havnene (se figurene 4.1 og 4.4). Figur 9.13 viser de ulike tilstandsklassene for alle prøvepunktene i Sandnes og Stavanger. Her ligger flere av de høyeste verdiene for kobber langs vannet. Stavanger har anslagsvis 5000 båtplasser, der omtrent 3400 av disse er i offentlige havner (Austbø et al., 2008). Kommunen har 16 båthavner, 285 båtplasser i private havner og 1500 plasser i brygge- og naustområder (Austbø et al., 2008). Stavanger er også en av landets største skipsfartbyer, det har vært bygget mange skip i ulike havneområder i byen og skipsfart har vært en egen næring i Stavanger siden 1600-tallet. Det finnes også endel båthavner i Sandnes, og mye av industrivirksomheten her er også vært knyttet til havnen.

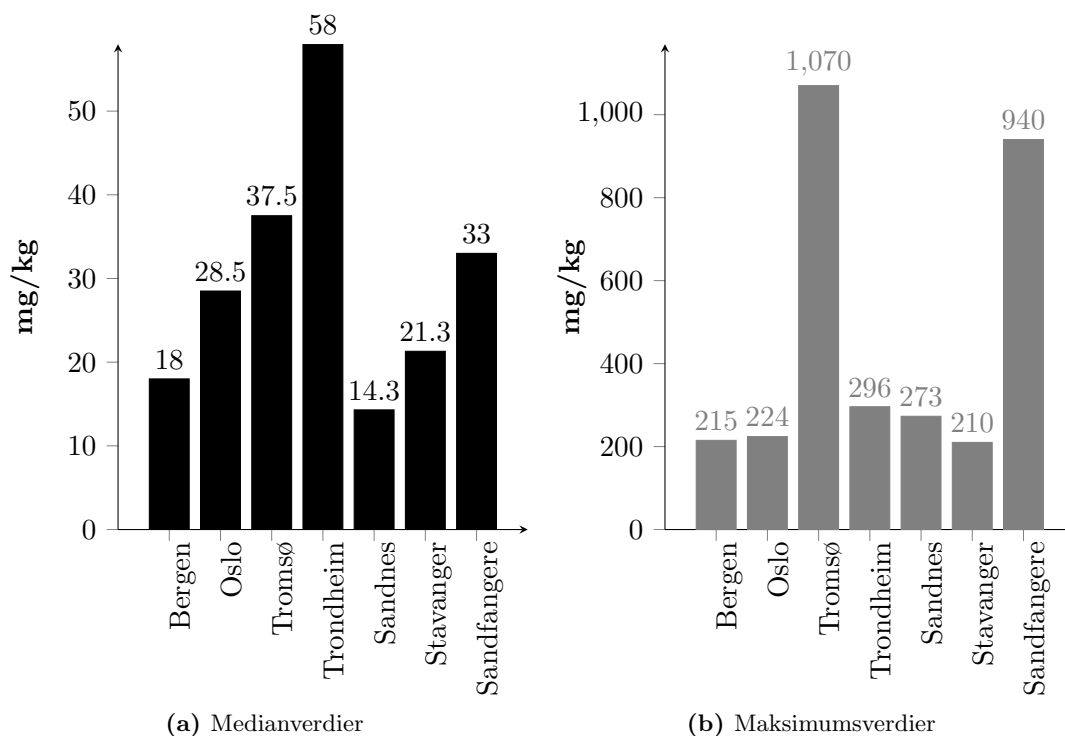
70% (14/20) av prøvene som viste høye konsentrasjoner av kobber var tatt i båthavner eller områder knyttet til båtaktivitet. Prøven som inneholdt den høyeste konsentrasjonen av kobber (29126 mg/kg) ble tatt ved siden av en båtrampe. Sannsynligvis vil bunnstoff fra båter være den viktigste kilden til kobberforurensningen i Sandnes og Stavanger. Konsentrasjonen av kobber i jord rundt opplagringsplasser og pussesteder ved småbåthavner er generelt høyere

i forhold til den naturlige bakgrunnsverdien (Jartun og Volden, 2005). En av de mest vanlige forurensningene i tilknytning til skipsverft vil også være ulike tungmetaller, der blant annet kobber er brukt i skipsmaling, bunnstoff og er en bestanddel av kobberslagg som er blitt brukt som blåsesand (Klif, 2004). De resterende prøvene er tatt på ulike plasser i byen, blant annet på Eiganes gravlund, mellom tre stener utenfor Våland kolonihage og ved Vålandstårnet (for nærmere beskrivelse se kapittel 10.12). Prøven tatt utenfor Våland kolonihager er antakelig et eksempel på ukontrollert forflytning av forurensede masser. Antropogen påvirkning er antakeligvis den viktigste kilden til kobber i overflatejorden i Sandnes og Stavanger.

Flere mulige kilder til kobber er presentert i kapittel 6.2.4, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet kobber med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.13 nærmere studert og diskutert.

10.5 Krom (Cr)

Ved å lese av på de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.14, får vi intervallet for det naturlige innholdet av krom i berggrunnen som ligger mellom 0-23 mg/kg. Innholdet av krom i granitt og skifer i Sandnes og Stavanger stemmer godt overens med verdiene gitt i tabell 3.1 med typiske mengder av tungmetaller i jordskorpen og sten.



Figur 10.5: Median- og maksimumsverdier for krom i jord.

Medianen for krom i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.11 er tilsammen 19.1 mg/kg. For Stavanger er den 21.3 mg/kg og for Sandnes 14.3 mg/kg. Av figur 10.5 ser vi at medianverdien for krom i Stavanger er lavere enn for Oslo, Tromsø og Trondheim, men høyere enn for Bergen og Sandnes. Medianverdien for krom i Sandnes er lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Selv om medianverdien for krom i Trondheim er mye høyere enn for de andre undersøkelsene, skyldes dette ifølge Ottesen et al. (2000) ikke forurensning da konsentrasjonsnivået ligger på det som er naturlige i bergarter og løsmasser i Trondheim.

Av figur 10.5 ser vi at maksimumsverdien for krom i Stavanger (210 mg/kg) er lavere enn for alle de andre byene, mens maksimumsverdien for Sandnes (273 mg/kg) er høyere enn for Bergen, Oslo og Trondheim, men lavere enn for Tromsø. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er mye høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Det var kun to prøver i hele det prøvetatte området som viste høye konsentrasjoner av krom. Den høyeste konsentrasjonen ble tatt i en marina på Hana (prøve 170), der en mulig kilde til krom kan være bunnstoff fra båter. Området er presentert og diskutert i kapittel 10.12.1.4.

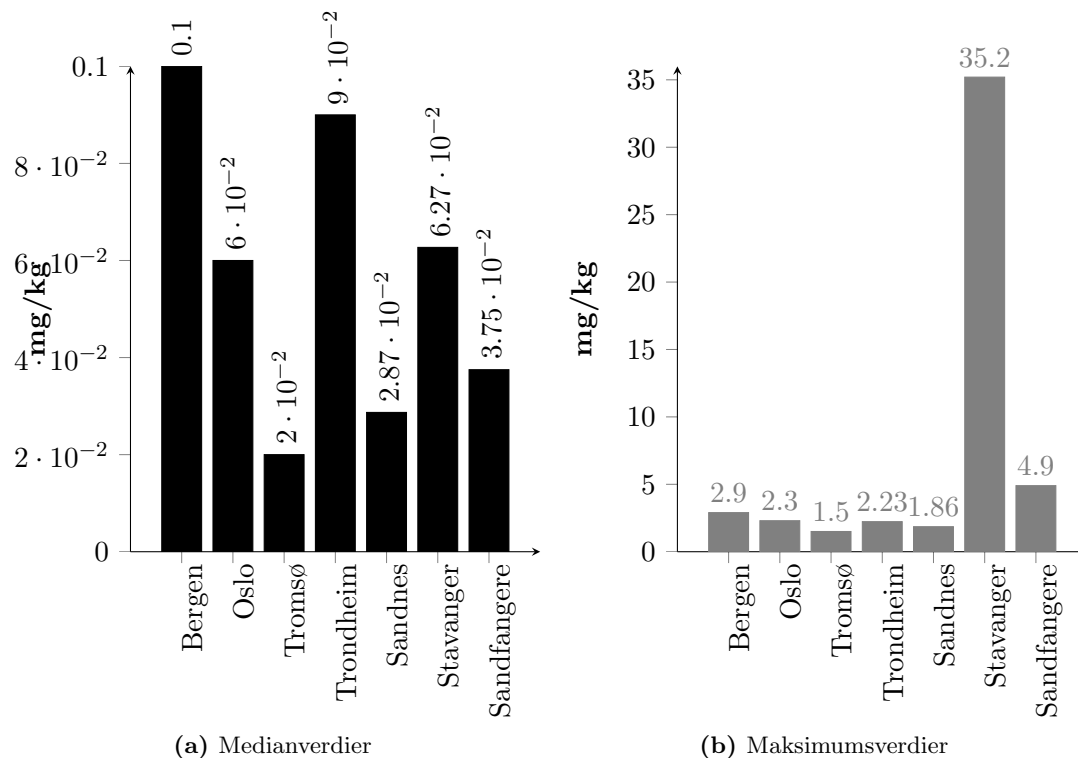
På kartet i figur 9.15 er den geokjemiske fordelingen av krom presentert. Flere lavere konsentrasjoner i Sandnes enn i Stavanger kan skyldes berggrunnen i Stavanger som inneholder en typisk konsentrasjon av krom på 100 mg/kg (se tabell 3.1). De høyeste konsentrasjonene er spredt ut over området, med noe høyere verdier der mennesker har bodd i lengre tider. Det er likevel ikke noen markant trend da de fleste kromkonsentrasjonene er lave (se tilstandsklassekartet i figur 9.16). 97.4% av alle prøvene i Sandnes og Stavanger har en konsentrasjon på under 50 mg/kg. Den viktigste kilden til krom i Sandnes og Stavanger kan da være berggrunnen. Andre kilder til krom er presentert i kapittel 6.2.5, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet krom med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.16 nærmere studert og diskutert.

10.6 Kvikksølv (Hg)

Intervall for det naturlige innholdet av kvikksølv i berggrunnen i Sandnes og Stavanger ligger ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.17 mellom 0.004-0.077 mg/kg. Dersom vi ser på verdiene for innholdet av kvikksølv i granitt og skifer i tabell 3.1, ser vi at den typiske mengden av tungmetaller presentert ligger noe over resultatene i denne oppgaven.

Medianen for kvikksølv i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.13 er tilsammen 0.05 mg/kg, for Stavanger 0.0627 mg/kg og for Sandnes 0.0287 mg/kg. Av figur 10.6 ser vi at medianverdien for kvikksølv i Stavanger er høyere enn for Sandnes, Tromsø og Oslo, men lavere enn for Bergen og Trondheim. For Sandnes er medianen for kvikksølv høyere enn for Tromsø, men lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien lavere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

Selv om medianverdiene for de ulike byene ser svært ulike ut i stolpediagrammet, ligger verdiene likevel nære hverandre (mellom 0.02-0.1). Bergen er den byen som viser den høyeste medianverdien. Prøvetakingen i Bergen ble gjort på blant annet industriområder (ca. 12%) og ved



Figur 10.6: Median- og maksimumsverdier for kvikksølv i jord.

krematoriet (ca. 7.6%) der det ble funnet høye konsentrasjoner av kvikksølv (Ottesen og Volden, 1999) som sammen kan ha bidratt til den høye verdien. Mye av kvikksølv i atmosfæren har naturlig bakgrunn, men vært lite kvikksølv (Hg^0) fjernes og føres med til jorden ved regn da kvikksølv har lav løselighet i vann (Tijhuis, Brattli og Sæther, 2002). En undersøkelse knyttet til atmosfærisk avsetning av kvikksølv foreslår at tørr-avsetning kan forekomme spesielt i områder med lave sommertemperaturer (Steinnes, Andersson og Jakobsen, 1995). Dette kan være med å forklare hvorfor verdien for Tromsø er lavere enn de andre.

Av figur 10.6 ser vi at maksimumsverdien for kvikksølv i Stavanger (35.2 mg/kg) er mye høyere enn for alle de andre byene, mens maksimumsverdien for Sandnes (1.86 mg/kg) er lavere enn for Bergen, Oslo og Trondheim, men høyere enn for Tromsø. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er mye lavere enn for prøven tatt av overflatejorden. Prøve 347, som inneholder den maksimale konsentrasjonen av kvikksølv, er tatt i båthavnen i Ramsviga der antatt kilde kan være aktiviteten i båthavnen. Se kapittel 10.12.2.1 for diskusjon og nærmere beskrivelse.

Kartet i figur 9.18 viser den geokjemiske fordelingen av kvikksølv i Sandnes og Stavanger. Det finnes flere lave konsentrasjoner i Sandnes enn i Stavanger, noe vi også kan se av medianverdiene. Medianverdien i Stavanger er omtrent dobbelt så stor. Denne forskjellen kan skyldes berggrunnen i Stavanger som hovedsaklig består av skifer. En typisk konsentrasjon av kvikksølv i skifer er 0.18 mg/kg (Reimann og de Caritat, 1998). Flere av prøvepunktene med de høyeste konsentrasjonene ligger i tilknytning til Stavanger sentrum, samt på Hundvåg. I Sandnes er det

også noe knyttet til sentrum og også en høy verdi på Madla.

3 av de 4 prøvene som viser høye verdier av kvikksølv, er tatt i båthavner der det er klare tegn til båttaktivitet. Den siste prøven er tatt i en oppgravd grøft på Hillevåg. Kvikksølv er brukt i hvit skipsmaling (Klif, 2006). Tidligere har også tjærestoffer tilsatt metaller, gjerne kvikksølv, blitt benyttet i forbindelse med båter og bunnstoff (Klif, 2006). De høye kvikksølvverdiene i båthavnene kan være knyttet til påføring og fjerning av blant annet maling som inneholder kvikksølv. Det kan tyde på at forurensningen til kvikksølv først og fremst kan skyldes blant annet båttaktivitet og andre antropogene kilder i de to byene. Svært få av prøvene viser høye konsentrasjoner av kvikksølv, noe som kan bety at berggrunnen i Sandnes og Stavanger er sannsynligvis den viktigste kilden. Flere kilder til kvikksølv er presentert i kapittel 6.2.6, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet kvikksølv med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.19 nærmere studert og diskutert.

10.7 Nikkel (Ni)

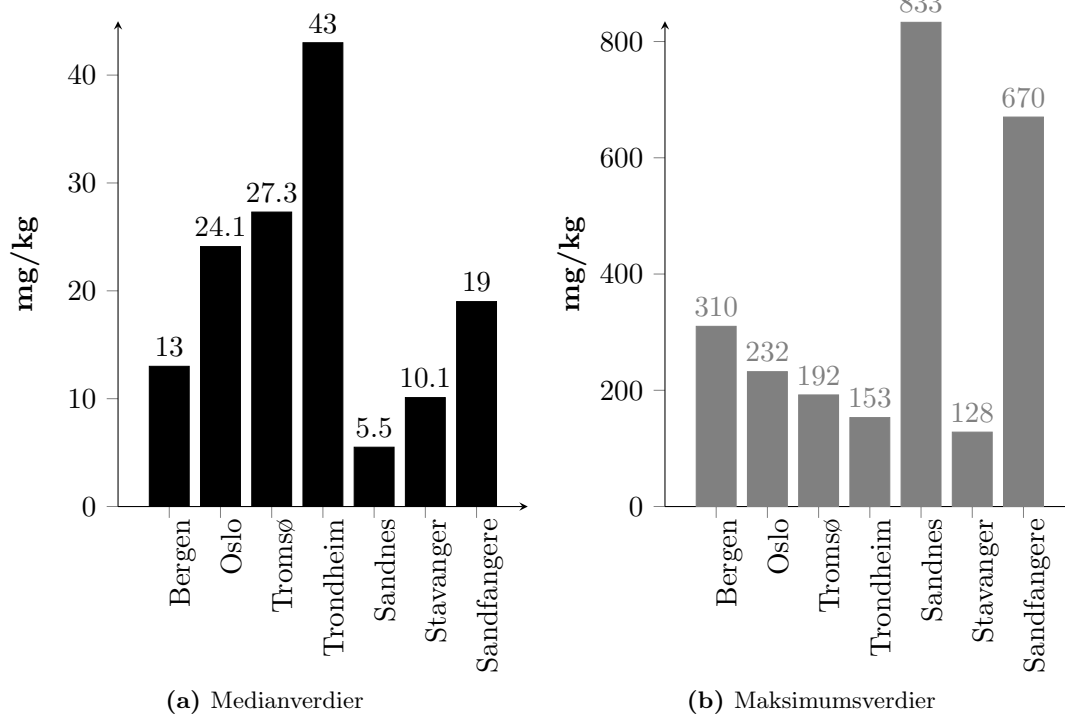
Intervallet for det naturlige innholdet av nikkel i berggrunnen i Sandnes og Stavanger ligger ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.20 mellom 0-2 mg/kg. Dersom vi ser på verdiene for innholdet av nikkel i granitt og skifer i tabell 3.1, ser vi at den typiske mengden av tungmetallet presentert ligger mye høyere enn for intervallet i denne oppgaven. Generelt ble det funnet svært lite nikkel i overflatejorden i Sandnes og Stavanger.

Medianen for nikkel i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.15 er tilsammen 8.35 mg/kg, for Stavanger 10.1 mg/kg og for Sandnes 5.5 mg/kg. Av figur 10.7 ser vi at medianverdien for nikkel i Stavanger og også for Sandnes er lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

Som for krom, har Trondheim også for nikkel den høyeste middelverdien. Selv om nesten 20% av nikkelkonsentrasjonene overskred Klif sin normverdi for følsom arealbruk, skyldtes ikke dette forurensninger (Ottesen et al., 2000). Konsentrasjonen ligger på det som er naturlig for Trondheim (Ottesen et al., 2000). Også i Oslo var dette tilfellet da litologien i de områdene som bidro til den høye medianverdien bestod av skifer og sandstein (Tijhuis, Brattli og Sæther, 2002).

Av figur 10.7 ser vi at maksimumsverdien for nikkel i Stavanger (128 mg/kg) er lavere enn for alle de andre byene, mens maksimumsverdien for Sandnes (833 mg/kg) er høyere enn for alle de andre byene. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er over fem ganger høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Det var kun én prøve i hele datasettet i denne oppgaven som inneholdt en høy verdi av nikkel. Dette er prøve 170 som ble tatt i en marina på Hana. Dette er den samme prøven som viste den høyeste konsentrasjonen av krom. Mulige kilder kan skyldes alt utstyr som oppbevares på området. Se nærmere beskrivelse i kapittel 10.12.1.4.

Kartet i figur 9.21 viser den geokjemiske fordelingen av nikkel i Sandnes og Stavanger. Medianen for Stavanger er nesten dobbelt så stor som for Sandnes. Berggrunnen i Stavanger består i stor



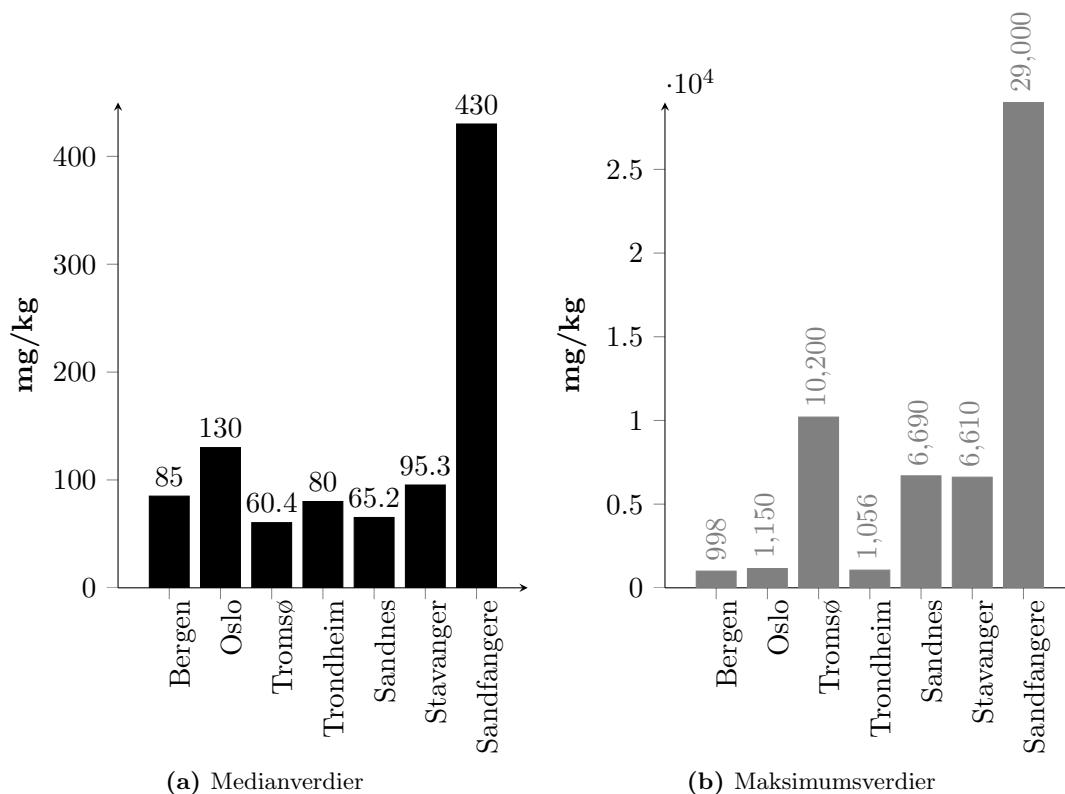
Figur 10.7: Median- og maksimumsverdier for nikkel i jord.

grad av skifer med en typisk konsentrasjon på 70 mg/kg (Reimann og de Caritat, 1998) som kan ha bidratt til forskjellen. Generelt viser kartet en svakere trend av høyere nivåer rundt bysentrum i de to byene og på Madla. Av tilstandsklassekartet i figur 9.22 ser vi at nesten alle konsentrasjonene i det prøvetatte området ligger i tilstandsklasse I (99.21%). Den viktigste kilden til nikkel i Sandnes og Stavanger kan av den grunn være berggrunnen. Flere mulige kilder til nikkel er presentert i kapittel 6.2.7, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet nikkel med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.22 nærmere studert og diskutert.

10.8 Sink (Zn)

Intervallet for det naturlige innholdet av sink i berggrunnen i Sandnes og Stavanger ligger ifølge de kumulative frekvensfordelingene i figur 9.23 mellom 0-98 mg/kg. Innholdet av sink i granitt og skifer i tabell 3.1, viser at den typiske mengden av tungmetaller presentert passer meget godt med intervallet for naturlig innhold av sink i berggrunnen i denne oppgaven.

Medianen for sink i overflatejord for hele datasettet (tabell 9.17) er tilsammen 87.1 mg/kg, for Stavanger 95.3 mg/kg og for Sandnes 65.1 mg/kg. Av figur 10.8 ser vi at medianverdien for sink i Stavanger er lavere enn for Oslo, men høyere enn for Bergen, Tromsø og Trondheim. Medianverdien for Sandnes er høyere enn for Tromsø, men lavere enn for alle de andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien over fire ganger høyere enn for prøvene



Figur 10.8: Median- og maksimumsverdier for sink i jord.

tatt av overflatejorden.

Berggrunnen kan ha bidratt til den høye medianverdien for sink i Oslo. Som vi ser av det geologiske kartet i figur 5.11 består berggrunnen i stor grad av kalkstein og skifer. Sinkinnholdet i skifer er ifølge Reimann og de Caritat (1998) typisk 100 mg/kg og 40 mg/kg for kalkstein. I Oslo-området er det funnet endel mer sink i mose fra 1977-2010 enn i de andre byene (Steinnes et al., 2011), selv om den langtransporterte andelen er lav (Ottesen og Volden, 2002). Sammen med de to bergartene kan atmosfærisk nedfall ha bidratt til et høyere sinknivå. Den store forskjellen mellom sandfangene, jorden i Stavanger og alle de andre byene er vanskelig å forklare. Innledningsvis ble det beskrevet at sandfangene vil ha et større nedslagsfelt der mange kilder kan bidra til den samlede konsentrasjonen av prøven. Områdene disse prøvene ble tatt på lå også i stor grad på industriområder. Dette kan bety at det er stor grad finnes aktive kilder til sink i disse områdene.

Av figur 10.8 ser vi at maksimumsverdien for sink i Stavanger (6610 mg/kg) og også for Sandnes (6690 mg/kg) er høyere enn for Bergen, Oslo og Trondheim, men lavere enn for Tromsø. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er over fire ganger høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Prøve nummer 590 viser den høyeste konsentrasjonen av sink i denne undersøkelsen og er tatt på et havne-/industriområde, der tidligere industri, sink som korrosjonsbeskytter og maling kan ha bidratt til den høye konsentrasjonen. Området er beskrevet og diskutert i kapittel 10.12.1.1. Det ble i kapittel 8.3.3 påpekt at korrelasjonen

mellom duplikatprøvene for sink var noe lav. Som en følge av dette er det ikke sikkert enhver høy konsentrasjon av sink i en jordprøve er representativ for hele området.

Kartet i figur 9.24 viser den geokjemiske fordelingen av sink, der vi ser en klar tendens til høyere konsentrasjoner i områder som har vært bebodd i lengre tider. Mønstrer kan også gjenkjennes i kartet med oversikten over bedrifter med rapportert forurensning i Sandnes og Stavanger (figur 5.8). Områdene med mye sink i Sandnes kan stemme overens med plasseringen av teglverk og potterier i figur 4.2.

Ca. 36.7% (11/30) av prøvene med høye verdier av sink ble tatt inntil husvegger med maling. Rundt 26.7% (8/30) av prøvene tatt i båthavner viste høye konsentrasjoner av sink. Antakeligvis kan alle disse høye nivåene av sink skyldes maling da sink tidligere er brukt i hvit skipsmaling (Klif, 2004). XRF-analysene av Eidem (2012) viste at mengden av sink i gamle bygninger er meget høy, noe som stemmer godt overens med flere undersøkelser av jorden langs husvegger i denne oppgaven. I tillegg viste flere prøver høye nivåer av sink som kan skyldes industri, trafikk, forflyttede masser og sink brukt som korrosjonsbeskytter. Sinkoksid er blitt brukt i dekkproduksjon som aktivator i gummiblandinger (Aune, 2004), noe som kan medføre tilførsel av sink til luften. Sinkmetall og sinkoksid er også brukt i bunnstoff til båter, grunning, som biocid og i maling for korrosjonsbeskyttelse (Aune, 2004). Sink kan også inngå i forbindelse med andre metaller og danne fargede pigmenter (Hansen og Jensen, 1991). Antropogen tilførsel er antakeligvis den viktigste kilden til sink i disse byene.

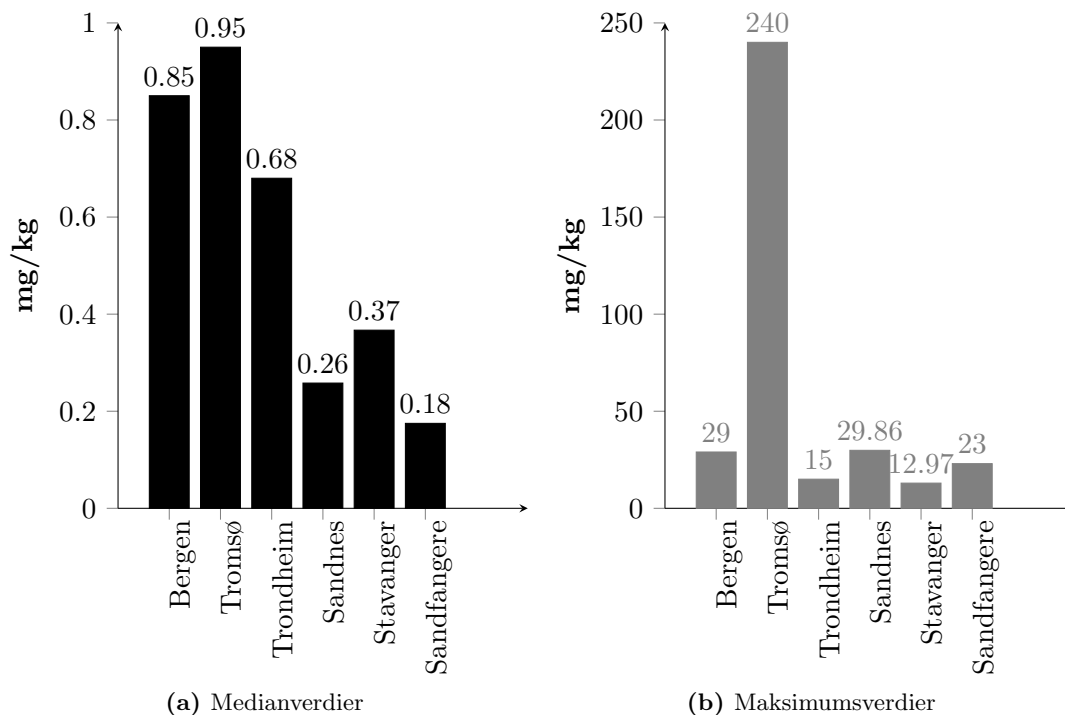
Andre kilder til sink er presentert i kapittel 6.2.8, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet sink med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.25 nærmere studert og diskutert.

10.9 PAH

PAH finnes både antropogent og naturlig, men det foreligger ikke noe intervall for den naturlige bakgrunnen av PAH i Sandnes og Stavanger da mange av konsentrasjonene ligger under rapporteringsgrensen, pluss at det ikke observeres noe knekkpunkt i den kumulative frekvensfordelingen. Den viktigste kilden til PAH i de to byene skyldes antakeligvis antropogen tilførsel.

Medianen for PAH i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.19 er tilsammen 0.311 mg/kg, for Stavanger 0.367 mg/kg og for Sandnes 0.258 mg/kg. Av figur 10.9 ser vi at medianverdien for PAH i Stavanger og også for Sandnes er lavere enn for de tre andre byene. For sandfangskummene i Stavanger er medianverdien lavere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

I kapittel 8.2.1 er det beskrevet tre ulike laboratorier som har gjort analysen av de organiske miljøgiftene i de fem byene. Dette kan ha bidratt til ulike resultat. Datasettet med prøver plukket ut til analysen er ikke så stort og de fleste av punktene som viser høye konsentrasjoner av tungmetaller ikke er analysert for PAH. Flere av områdene med mye PAH i sandfangskummene (Eidem, 2012) er ikke betydelig presentert i prøveutvalget. I Tromsø er medianverdien regnet ut fra 18 prøver (Jartun, Ottesen og Volden, 2002) og for Bergen 20 prøver (Ottesen og Volden, 1999). For undersøkelsene i Trondheim ble PAH- og PCB-konsentrasjonen bestemt



Figur 10.9: Median- og maksimumsverdier for PAH i jord.

i 34 bunnprøver (inntil 5 meters dyp) (Ottesen et al., 2000). Dette kan ha bidratt til forskjellen i medianverdiene, men kan også indikere at overflatejorden i Sandnes og Stavanger ikke er betydelig forurensset av PAH sammenliknet med de andre byene.

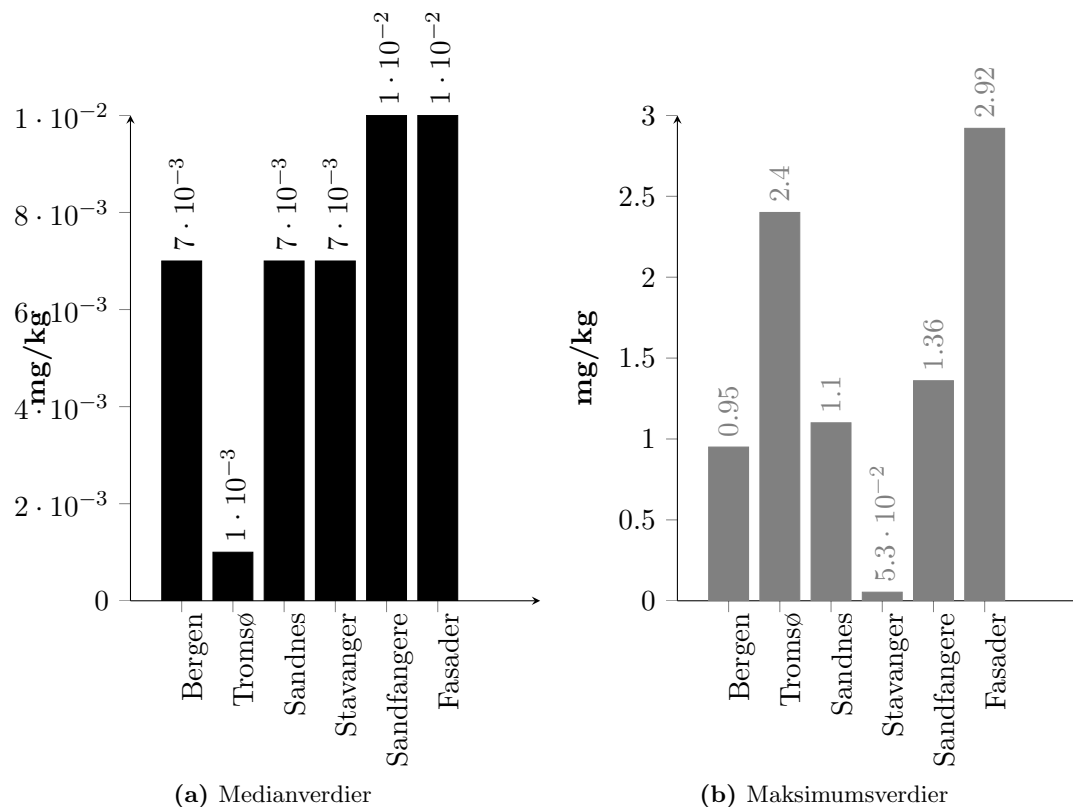
Av figur 10.9 ser vi at maksimumsverdien for PAH i Stavanger (12.972 mg/kg) er lavere enn for de tre andre byene. Maksimumsverdien for Sandnes (29.858 mg/kg) er høyere enn for Bergen og Trondheim, men lavere enn for Tromsø. Maksimumsverdien for sandfangskummene i Stavanger er høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Den høyeste konsentrasjonen av PAH er funnet på prøvelokalitet 185. Årsaken til den høye PAH-verdien på området er vanskelig å forklare, men er beskrevet og diskutert i kapittel 10.12.1.5.

Det geokjemiske kartet som viser fordelingen av PAH er gitt i figur 9.27. Andersson et al. (2011) argumenterer for at det trengs minimum 300 (nærmere 1000) prøver for å få et reproducerbart kartbilde. Kartet for PAH er laget på bakgrunn av 128 prøver. Det kan likevel observeres en liten trend der det er noe mer PAH i sentrum av Sandnes og i Stavanger. Det geokjemiske kartet og tilstandsklassekartet (figur 9.28) kan brukes for å identifisere områder med høye konsentrasjoner av PAH.

Mulige kilder til PAH er presentert i kapittel 6.3.1, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet PAH med konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere som vist i figur 9.28 nærmere studert og diskutert.

10.10 PCB

Berggrunnen representerer den naturlige bakgrunnen, men PCB finnes ikke naturlig, og det foreligger derfor ikke noe intervall for dette. All tilførsel av PCB skyldes antropogen tilførsel.



Figur 10.10: Median- og maksimumsverdier for PCB i jord.

Medianen for PCB i overflatejord for hele datasettet gitt i tabell 9.21 er tilsammen 0.007 mg/kg, for Stavanger 0.007 mg/kg og for Sandnes 0.007 mg/kg. Av figur 10.10 ser vi at medianverdien av PCB i Stavanger og også for Sandnes er likt som for Bergen, men høyere enn for Tromsø. For sandfangskummene og den prøvetatte jorden ved fasader i Stavanger er medianverdien lavere enn for prøvene tatt av overflatejorden.

Som for PAH er alle analysene gjort ved ulike laboratorier og prøveantallene er svært forskjellige noe som kan ha bidratt til forskjellen i medianverdiene. 245 bygg i fastlands-Norge (boligblokker, skolebygg og næringsbygg) satt opp i perioden 1950-1980 er undersøkt for innhold av PCB i utvendige fasader (Jartun et al., 2008a). Dataene indikerer at det er flere PCB-bygg på Vestlandet enn i de øvrige landsdeler og at maling representerer den største spredningsfaren ved forvitring og avflassing (Jartun et al., 2008a). Dette kan være grunnen til at medianverdien for Tromsø er lavere enn de andre byene. I den nasjonale studien gjort av NGU på PCB i betong og murpuss ble det vist at konsentrasjonen av PCB i jord avtar eksponentielt med avstand fra kilden Jartun et al. (2008a). Dette kan være en grunn til at medianverdien for fasadene i Stavanger er såpass mye høyere enn for overflatejorden. Det høye innholdet av PCB

i sandfangene kan skyldes et stort nedslagsfelt og prøver kun tatt i urbane områder.

Av figur 10.10 ser vi at maksimumsverdien for PCB i Stavanger (0.053 mg/kg) er lavere enn for de to andre byene. Maksimumsverdien for Sandnes (1.1 mg/kg) er høyere enn for Bergen, men lavere enn for Tromsø. Maksimumsverdien for sandfangskummene og for den prøvetatte jorden ved fasader i Stavanger er høyere enn for prøvene tatt av overflatejorden. Prøve 185 viser den høyeste konsentrasjonen av PCB i hele det prøvetatte området, og er tatt inntil et gammelt mursteinsbygg på Stangeland i Jønningsheiveien. Mulige kilder til PCB-innholdet kan være maling, betong eller murpuss. Området er beskrevet og diskutert i kapittel 10.12.1.5.

Flere kilder til PCB er presentert i kapittel 6.3.2, sammen med oppførsel i jord og mulige effekter for mennesker ved eksponering. I kapittel 10.12 blir prøvene som har vist innhold av blant annet PCB-konsentrasjoner i tilstandsklasse III eller høyere (som vist i figur 9.31) nærmere studert og diskutert.

10.11 Byjordsområder

To kart med byjordsområder er foreslått i denne oppgaven. Ett kun med bakgrunn i den geokjemiske fordelingen av bly (figur 9.32) og ett som også tar hensyn til veier, vann og lignende (figur 9.33). Det er i hovedsak tre markerte områder som representerer byjord.

På Madla er det tre punkter med høye konsentrasjoner av bly som medfører at området blir klassifisert som byjord. Da det ble laget syv ulike kartlag som beskrevet i kapittel 7.3.2, var det også ganger der området ikke ble definert som byjord. Da dette skulle gjøres syv ganger med ulike punkter hver gang, ble resultatet likevel som gitt. De tre prøvene (456, 466, 472) med høyt innhold av bly kan alle ha ulike kilder til blyinnholdene i prøvene. Se kapittel 10.12.2.5.

I Stavanger sentrum er byjordsområdet basert på 23 punkter med høye konsentrasjoner av bly. Vi kan kjenne igjen byjordsområdet i løsmassekartet i figur 3.4 og der flere punkter med grunnforurensninger er markert i kartet i figur 5.8. Området med mye bly i Stavanger er også området der mennesker har bodd lengst og der det har vært mest industri gjennom tidene (se kapittel 4.2). For alle de syv kartene med utgangspunkt i ulike områder hver gang, ble dette området definert som byjord.

De åtte punktene i Sandnes med høye verdier av bly, er alle dekket av begge byjordskartene. Området markert med løsmasser i Sandnes (figur 3.4) stemmer godt overens med løsmassekartet, det samme gjelder for området der mennesker har vært bosatt i lengre tider (figur 4.1). To av kartene laget på måten som beskrevet i kapittel 7.3.2 medførte at Sandnes ikke fikk noe byjordsområde, men da dette skulle gjøres på ulike måter ble likevel resultatet som gitt i figurene 9.32 og 9.33.

10.12 Områder av spesiell interesse på grunn av høye konsentrasjoner av miljøgifter

I det følgende kapitlet er det valgt å presentere og diskutere områdene med høye konsentrasjoner av to eller flere miljøgifter gitt i resultatdelen (kapittel 9). Prøver som omtales med *høye* konsentrasjoner, har konsentrasjoner av en eller flere miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Alle områdene er delt inn etter bydelene i Sandnes og Stavanger beskrevet i kapittel 3.1. Selv om hvert punkt blir presentert og diskutert, er det ikke nødvendigvis slik at den rette kilden helt sikkert er funnet. Dette er mulig(e) kilde(r) påpekt i det gitte området. Prøvenummeret og prøvelokasjonene for de ulike prøvene er feltID-en som prøvene ble markert med under prøvetakingen.

Sandnes og Stavanger har og har hatt ulike industriforetak som beskrevet i kapittel 4.1.3, 4.2.3, i tabell 6.1 og 5.4, bybranner (4.1.2, 4.2.2) og deponier (5.1.2, 5.2.2). Mange av industribedriftene ligger i sentrum av de to byene, og det har vært industrivirksomhet på Figgjo (se kapittel 4). I områder med mye aktivitet og industri kan det være svært vanskelig å avgjøre hvilke, og om disse foretakene har bidratt med forurensning i det hele tatt. Det er ulikt industriavfall fra de ulike industriene, i form av direkte avfall, biprodukter, røykutslipp o.l. og også avfall fra bybranner og deponier som kan ha blitt fraktet med vær og vind, eller som løsmasser. I diskusjonen blir det nevnt at det ligger eller har ligget industriforetak i/på området, men det vil ikke bli konkludert med noe. For alle prøvepunktene beskrives det om området ligger innenfor de nye forslagene til byjordsområder (figur 9.32 og 9.33). For Stavanger foreligger et tidligere aktsomhetskart (kapittel 5.2.5). Det blir angitt for alle prøvepunktene tatt i Stavanger om området allerede er avmerket på aktsomhetskartet.

10.12.1 Sandnes

Diskusjonen for hvert punkt vil diskuteres for hvert bydelsområde i Sandnes. Det er valgt å presentere bydelene Austrått og Trones sammen da disse to i stor grad dekker det som kan kalles gamle Sandnes.

10.12.1.1 Austrått og Trones

I bydelene Austrått og Trones (se kart i figur 3.2 eller 7.2) ble det funnet fem punkter med høye verdier av tungmetaller. Disse er gitt i tabell 10.1.

For prøve **152** er prøvetakingsområdet beskrevet i feltnotatene som "Sti ved boligfelt", og befinner seg mellom gatene Lundedalen og Skaraveien. I nærheten ligger også Skaarlia barnehage. Se figur 10.11 for bilde. Ifølge Eggen, Andersson og Ottesen (2009) vil ønsket maksimum tilstandsklasse for dette område være tilstandsklasse II, da arealbruket i dette området vil falle under beskrivelsen av arealklasse II (se tabell 2.1). Prøve nummer 152 hadde et høyt nivå av bly (141 mg/kg), som ligger i tilstandsklasse III. Kilder til bly er beskrevet i kapittel 6.2.2.

Ved å se på prøvelokasjonen er det ingen umiddelbar kilde i nærheten som kan kobles til den høye konsentrasjonen av bly. Da dette ifølge Austbø et al. (2008) er et nybygd boligområde, er det naturlig å anta at personer ikke har bodd på denne plassen i lengre tider og på denne måten forurenset jorden. Ottesen og Langedal (2008) påpeker i sin publikasjon at det i bymiljøet

Tabell 10.1: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Austrått og Trones. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
152	4.3	141	0.17	17.9	22.4	0.04	280	8.7	IA	IA
586	9.1	355	0.88	81.5	38.2	0.11	10.3	574	IA	IA
590	2.8	57.9	0.6	44.5	31.6	0.023	24.5	6690	IA	IA
592	16.6	100	3.8	33.5	27.8	0.15	11.4	2690	IA	IA
593	0.8	227	7.2	35.7	22.2	0.076	13.9	1140	IA	IA



Figur 10.11: Prøvelokalitet 152 med høyt nivå av bly.

foregår graving og masseforflytning til enhver tid, noe som kan medføre ukontrollert spredning av forurensning. Graving og masseforflytning i bymiljøet kan føre til at forurensede masser blir gjenbrukt på følsomme områder som i og ved barnehager og boliger (Ottesen og Langedal, 2008). NGU har tidligere også påvist at forurensende gravemasser i tilfeller blir tilsatt organisk materiale (kloakkslam eller myrjord) og solgt som hagejord (Ottesen og Langedal, 2008). En mulig kilde til bly i dette området kan skyldes ukontrollert spredning av forurensning fra et annet sted, eller forurenset hagejord. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.

Prøvelokalitet **586** er tatt under et tre i Sandnes sentrum i St. Olavs gate (like ved nr. 18) (figur 10.12) og viste høye konsentrasjoner av bly (355 mg/kg) i tilstandsklasse IV og sink (574 mg/kg) i tilstandsklasse III. Det prøvetatte området ligger i sentrum av Sandnes, i et byområde uten bolig, og plasseres derfor i arealklasse III. I kapitlene 6.2.2 og 6.2.8 er det beskrevet ulike kilder til bly og sink, der maling er en av disse. Andersen et al. (2009) viser i sin rapport at stående bygningsmasse antakeligvis er en viktig aktiv forurensningskilde til tungmetaller, noe som inkluderer sink og bly. Naturlig avflassing og rehabiliteringsarbeider representerer en risiko for spredning av bly og andre miljøgifter, både til jord og til overvannsystemet, med mulighet for videre spredning til havnebassenget (Andersen et al., 2009). En mulig kilde til bly og sink i denne prøven kan være malingen fra det nærliggende huset på bildet i figur 10.12. Bly er også ifølge Reimann og de Caritat (1998) tidligere brukt i bensin, og også bildekk inneholder bly og



Figur 10.12: Prøvelokalitet 586 med høyt nivå av bly og sink.

sink. Som vi ser av kartet i figur 4.4 er dette et område der mennesker har bodd i lang tid og man kan anta det har vært endel trafikk på disse veiene gjennom tidene. Dette er også en mulig kilde til blyinnholdet i prøven.

Det prøvetatte området ligger på grense mot Krossen. Som beskrevet i kapittel 4.1.3 har det ligget mye industri her. Ifølge Gaudland og Jacobsen (2003) har det blant annet ligget sko og skotøyforretning, DBS, havremøllevirksomhet, motorverksted, møbelfabrikk og en konfeksjonsfabrikk med produksjon av kraftfôr og kunstgjødsel i nærheten. Som beskrevet i tabell 6.1 kan denne type industri ha bidratt til forurensninger. Men, da det klart kommer frem av bildet at det er gammelt hus med maling som flasser av rett ved siden av den prøvetatte prøven, samt at området ligger rett ved en vei, er det naturlig å anta at det største bidraget kan ha kommet fra maling og eksos. Industrien kan selvsagt også ha bidratt. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.13: Prøvelokalitet 590 med høyt nivå av sink.

Prøvepunkt **590** viste høye konsentrasjoner av sink (6690 mg/kg) og plasseres på bakgrunn av dette i tilstandsklasse V. Det foreligger ingen beskrivelse av området i feltnotatene, men prøven

er tatt i havneområdet/industriområdet langs Strandgata 25. Montér Sandnes, Fjogstad Hus AS og Malemester Peder E. Vik AS ligger på området i dag. Prøveområdet er vist i figur 10.13. Arealklassen her blir derfor klasse IV da dette ser ut som et industriområde. Det er funnet høye konsentrasjoner av sink (6690 mg/kg) i tilstandsklassen for farlig avfall (V). Dette området kan derfor sees på som forurenset av sink.

Ganns potteri og teglverk har tidligere ligget i samme område (se kartet i figur 4.2). Produksjon av murstein og teglstein er ifølge Trondheim kommune (2008) en kilde til blant annet sink. Dette kan ha bidratt til det høye sinkinnholdet til prøven. Av bildet ser vi også at prøven er tatt rett ved siden av et gjerde. Store Norske Leksikon (2012) skriver at rundt 40% av all sink som produseres, brukes til korrosjonsbeskyttelse. Dette skjer ved galvanisering av jern og stål som påføres ved å dyppe gjenstander i smeltet sink (varmeforsinking), ved elektrolyse, påsprøyting eller ved bruk av sinkrik maling (Store Norske Leksikon, 2012). En mulig kilde til sinkinnholdet i prøven kan være gjerdet, dersom dette er korrosjonsbeskyttet av sink. Av bygningen ved siden av ser vi også at det er benyttet hvitmaling på betongen (som ser litt slitt ut). Som for prøve 586 kan maling også være en mulig kilde som bidrar til sinkinnholdet. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.14: Prøvelokalitet 592 (to øverste bilder) og 593 (to nederste bilder) med høyt nivå av sink og for 593 også bly.

Prøvelokalitetene **592** og **593** ligger nære hverandre og blir presentert sammen da de kan ha samme kilder til forurensningen. Prøveområdene er ikke beskrevet i feltnotatene under prøvetakingen, men bildene i figur 10.14 viser at prøvene er tatt i boligområder i bysentrum inntil to hus med hvitmaling. Adressen for prøve 593 er Strandgata 107 og for 592 Strandgata 123. Det prøvetatte området havner derfor i arealklasse II, beskrevet i tabell 2.1. Analyseresultatene for 592 viste høye konsentrasjoner av sink (2690 mg/kg) i tilstandsklasse IV, mens for 593 ble det funnet sink (1140 mg/kg) i tilstandsklasse IV og bly (227 mg/kg) i tilstandsklasse III.

Området der begge prøvene er tatt ligger i nærheten av to tidligere teglverk, henholdsvis Sandnes teglverk og Nynæs teglverk (figur 4.2). Som for prøve 590 kan mulige kilder til sink i prøvene skyldes teglverksproduksjonen i området, da Trondheim kommune (2008) påpeker at produksjon av murstein og teglstein er en kilde til sink og også til bly. Begge prøvepunktene ligger også meget nært hus der man på bildet kan se maling flasser av. Som beskrevet i kapittel 6.2.2 og 6.2.8 er maling mulig kilder til sink og bly. Dette er også en mulig kilde diskutert for prøvepunkt 586 og 590 i Austrått og Trones. Da begge prøvepunktene ligger inntil Strandveien, som er en trafikkert vei, er det mulig noe av bidraget til sink i de to prøvene (og også bly i den ene prøven) kan skyldes bruken av bil, som beskrevet tidligere (for prøvepunkt 586). Ingen av områdene er markert på forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.

10.12.1.2 Figgjo

På Figgjo (se kart i figur 3.2 eller 7.2) ble det funnet ett punkt med innhold av en eller flere miljøgifter som overskrider tilstandsklasse III. Analyseresultatet for prøven er presentert i tabell 10.2.

Tabell 10.2: Prøvelokalitet med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Figgjo. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
103	3.4	2550	1.1	7.4	122	1.464	6.2	2720	IA	IA

Prøve nummer **103** ble tatt i et nedlagt industriområde, området til tidligere de Forente Uldvarefabrikker på Figgjo, og det var malingsflak i prøven. I prøven ble det funnet høye verdier av sink (2720 mg/kg) i tilstandsklasse IV og bly (2550 mg/kg). Konsentrasjonene av bly er så høye at de overstiger grensen for farlig avfall (se tabell 2.2). I dag ligger Malthus AS forskalingsfabrikk, med adressen Fogvedveien 82, på området. Malthus Forskaling AS bruker ikke hele området, og en plan om å bygge om den eldre fabrikk til leiligheter er nå godkjent (Tjessem, 2012). Området plasseres derfor enn så lenge i arealklasse IV: Industri, jernbane og hovedvei.

Da prøven er tatt i det gamle nedlagte industriområdet til De Forente Uldvarefabrikker på Figgjo (figur 10.15), som beskrevet i kapittel 4.1.3, er det sannsynlig at de høye konsentrasjonene av miljøgiftene kan skyldes aktiviteten og produksjon av ullvarer og tekstiler på dette området. Ifølge Trondheim kommune (2008) kan produksjon av tekstiler medføre sinkforurensning, men



Figur 10.15: Prøvelokalitet 103 med høye verdier av bly og sink.

ikke bly. Konsentrasjonen av sink kan også ha andre kilder som beskrevet i kapittel 6.2.8. Den meget høye blykonsentrasjonen kan også ha fått bidrag fra andre kilder som maling, blikkplater eller bildekk (beskrevet i kapittel 6.2.2). Kromkonsentrasjonen på området (her funnet i tilstandsklasse II), kan ifølge Ottesen (2012) stamme fra den tidligere industrien, da krom er brukt som fargestoff i ull. Da dette er et område det har vært industrivirksomhet ved i mange år, er det vanskelig å fastsette nøyaktig hva som har bidratt med forurensningen.

Det er tidligere gjort undersøkelser av Mjøsa, der det er påvist uvanlig høye forekomster av brommerte flammehemmere (Fjeld et al., 2001; NILU/NIVA, 2003). I rapporten til Fjeld et al. (2004) ble det forsøkt å lokalisere områder hvor det kan ha vært lokale punktutslipp. Rapporten (Fjeld et al., 2004) konkluderer ikke entydig med hva som er kildene til de høye verdiene av brommerte flammehemmere i Mjøsa, men hovedkilden til en av de brommerte flammehemmerne, penta-BDE (som en av de farligste brommerte flammehemmerne: svært persistent og når det gjelder potensial for biomagnifisering sammenlignes det gjerne med PCB), kan være tidligere bruk ved Gudbrandsdalen Uldvarefabrikk på Lillehammer. Samme type industri har ligget på det prøvetatte området på Figgjo. En undersøkelse av om det også er brommerte flammehemmere på området burde utføres, kanskje spesielt da det er planer om å bygge boliger på området.

Dersom det skal bygges leiligheter på området, bør jordforurensningen ryddes opp. Området er ikke markert på forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.

10.12.1.3 Ganddal

I bydelen Ganddal i Sandnes (se kart i figur 3.2 eller 7.2) ble det funnet ett prøvepunkt med en høy konsentrasjon av sink. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.3.

I Ganddal er det prøve **130** som viste høye konsentrasjoner av sink (576 mg/kg) i tilstandsklasse III. Det prøvetatte området er et næringsområde som vist i figur 10.16. På området (i Snekkerveien 28) ligger Betong AS som driver med produksjon av støpte betongbyggningsdeler. Prøven er tatt rett ved siden av et gjerde og en stolpe i metall. En mulig kilde til sink kan som beskrevet i kapittel 6.2.8 være korrosjonsbeskyttelse av stål. Andre mulig kilder til den høye konsentrasjonen av sink kan også skyldes biler, da ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) bildeler

Tabell 10.3: Prøvelokalitet med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Ganddal. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
130	1.6	37.5	0.24	43.6	20.8	0.03	9.3	576	2.199	0.007



Figur 10.16: Prøvelokalitet 130 med høye verdier av sink.

kan inneholde en del sink, bildekk og også gummi. Området er ikke markert på forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.

10.12.1.4 Hana

I bydelen Hana (se kart i figur 3.2 eller 7.2) ble det funnet tre prøver med høye konsentrasjoner av en eller flere miljøgifter. Disse er gitt i tabell 10.4.

Tabell 10.4: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Hana. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
166	5.9	371	0.33	712.0	38.3	0.25	18	427	3.22	0.007
167	2.4	112	0.07	37.6	24.2	0.033	13.8	116	IA	IA
170	8.1	350	1.2	335.6	273	0.031	833	1160	IA	IA

Ved en gammel privat brygge, langs Daleveien, med "mye organisk" lå prøvelokalitet **166**, se figur 10.17. I nærheten ligger en vei, et stort asfaltert område og på andre siden av veien et boligområde. Området plasseres derfor i arealklasse IV. Med en konsentrasjon av bly på 371 mg/kg i tilstandsklasse IV og kobber på 712 mg/kg i tilstandsklasse III, havner dette prøvepunktet i arealklasse IV, beskrevet av Eggen, Andersson og Ottesen (2009) som "industri, jernbane og hovedvei". Stort sett er utslippene av kobber lokale, og i mindre grad



Figur 10.17: Prøvelokalitet 166 med høyt nivå av bly og kobber.

langtransporterte (Ottesen og Volden, 2002). Som beskrevet i kapittel 6.2.4 kan aktuelle kilder til kobber være bunnstoff fra båter, notimpregneringsmidler og maling. Holt (2009) påpeker i sin oppgave at de viktigste kildene til kobber i Norge er nettopp bunnstoff for skip og båter. Bly er også knyttet til maling i bunnstoff (Klif, 2010). De høye kobber- og bly- konsentrasjonene kan skyldes båttaktivitet på området. Da området ligger ved siden av en vei, kan også en mulig kilde til bly i området, se kapittel 6.2.2, være utslipp av bileksos eller blybensin (fra eldre tider) eller eventuelt bildekk. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.18: Prøvelokalitet 167 med høyt nivå av bly.

Området, der prøve **167** er tatt, er i feltnotatene beskrevet som "område med kaianlegg og fyllmasser", og er tatt på Laberget langs Daleveien. Prøvelokaliteten er avbildet i figur 10.18. Sammenliknet med prøve nr. 166, er dette området i større grad knyttet til byområde med bolig, noe som medfører at området havner i arealklasse II. Det ble påvist én høy konsentrasjon av bly (112 mg/kg) i tilstandsklasse III, som kan skyldes at dette området kan bestå av fyllmasser (som i beskrivelsen av området). Fyllmasser kan stamme fra ukontrollert forurensningspredning som en følge av forflytning av ukontrollerte masser. Ifølge Ottesen og Langedal (2008) kan graving

og masseforflytning i bymiljøet kan føre til at forurensede masser blir gjenbrukt på følsomme områder som for eksempel boligområder. Ellers kan det høye blyinnholdet skyldes liknende kilder som beskrevet for prøvepunkt 166 eller som gitt i kapittel 6.2.2. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.19: Prøvelokalitet 170 med høyt nivå av bly, kobber, krom, nikkel og sink.

Prøve **170** ble tatt i en marina, der Gravarsveien og Hanaveien møter hverandre, med ”fyllmasse og noe stein”. Se figur 10.19. I henhold til bildet, og beskrivelsen av området, vil dette området klassifisere til arealklasse IV, beskrevet som industri, jernbane og hovedvei av Eggen, Andersson og Ottesen (2009). Den analyserte prøven er den i Sandnes som viser høyeste konsentrasjoner av flest tungmetaller, og den eneste av alle prøvene som viser en høy konsentrasjon av nikkel. Analyseresultatene viste konsentrasjoner av bly (350 mg/kg), nikkel (833 mg/kg) og sink (1160 mg/kg), alle i tilstandsklasse IV, samt kobber (335.6 mg/kg) og krom (273 mg/kg) i tilstandsklasse III. Jorden i dette området er derfor forurenset.

I dette området har Graverens teglverk ligget tidligere (figur 4.2). En mulig kilde til både bly, kobber, krom, nikkel og sink er ifølge Trondheim kommune (2008) potterier og teglverk. På teglverkene ble det fyrt med kull (Jøssang, Langhelle og Tysdal, 2010). I tabellen i vedlegg B er innholdet av tungmetaller i kull gitt. Bruken av kull kan ha bidratt til den høye konsentrasjonen til alle tungmetallene. Av bildet ser man det har vært en del havneaktivitet på området. Småbåthavner er også kilde til mange miljøgifter, spesielt kobber, sink og tinn (DNV, 2003a). Selv om dette ikke er en direkte småbåthavn viser bildet at området muligens blir brukt til oppbevaring av båter. Dersom området også benyttes til rengjøring, spyling og pussing av båter kan dette også ifølge Jartun og Volden (2005) medføre at for eksempel malingsflak kan løsne og spre seg til miljøet rundt. Bunnstoff på båter er kilder til både bly, kobber, krom og sink (Ottesen, 2012). Nikkel er, som beskrevet i kapittel 6.2.7, tidligere brukt til overflatebehandling, elektroniske komponenter, til fremstilling av stål og legeringer og ved galvanisering. Det er mulig nikkelen kan stamme fra utstyret på området. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.

10.12.1.5 Stangeland

På Stangeland (se kart i figur 3.2 eller 7.2) ble det funnet fire prøvepunkt med konsentrasjoner av miljøgifter som overskrider tilstandsklasse III. Resultater for disse punktene finnes i tabell 10.5.

Tabell 10.5: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Stangeland. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
137	2.2	647	0.71	5339.5	40.7	1.856	37.4	1140	IA	IA
184	52.2	10.9	0.054	32.6	18	0.007	3.9	245	IA	IA
185	0.8	37.9	0.58	713.2	14.2	0.06	8.2	131	29.858	1.1
190	0.8	16.7	0.21	536.0	10	0.059	3.8	165	IA	IA



Figur 10.20: Prøvelokalitet 137 med høyt nivå av bly, sink og kobber.

”Gammelt hus ”Lundens Havremølle”, jord med malingrester” er beskrivelsen av prøvepunkt **137**. Det prøvetatte området ligger litt på utsiden av et boligområde i Lunden (vei). Se figur 10.20 for bilde. Arealklassen for dette området er arealklasse II eller III, se tabell 2.1. Det ble funnet høye konsentrasjoner av bly (647 mg/kg), kobber (5339.5 mg/kg) og sink (1140 mg/kg), alle i tilstandsklasse IV.

Flere blyforbindelser er ifølge Buraas (2011) og Vadstrup (2006) brukt i maling (i rød og hvit) både som pigment og korrosjonsbeskyttelse, men også fordi det bidrar til god dekkevne, motstandsdyktighet og for å få en intens hvitfarge. Blyhvitt ble ifølge Hansen og Jensen (1991) på slutten av 1920-tallet erstattet av sinkhvitt (og senere igjen også av titanhvitt). På tross av dette, er blybasert maling fortsatt en helse- og miljøutfordring da det fremdeles finnes bygninger som inneholder blyholdig maling (Andersen et al., 2009), noe som ifølge Rayner-Canham og Overton (2006) spesielt gjelder gamle hus. Ottesen og Langedal (2008) påpeker at bly i byjorden også kan stamme fra bygningsmaterialer, murpuss og betong, beslag og blyrør. I boken til Rayner-Canham og Overton (2006) blir det blant annet påpekt at både metallisk sink,

sinkkromater og sinkkoksider brukes i grunninger og malinger som biocid. Mulige bidrag til de høye bly- og sinkkonsentrasjonene kan da være malingen på bygget som har flasket av, blitt pusset av eller også rester av bly fra bygningsmaterialer som har havnet i jorden.

Nordberg et al. (2007), Ottesen et al. (2000) og Reimann og de Caritat (1998) viser til mulige kilder til kobber som for eksempel vannrør, legeringer, beholdere og containere, bakteriedrepende midler og maling (grønn/blå). I tabellen med oversikt over ulike miljøgifter fra industri, 6.1, er det også gitt at korn- og fôrprodusenter kan bidra med forurensninger som blant annet kobber og sink. En del av sink- og kobberkonsentrasjonene kan skyldes den tidligere møllevirksomheten på området. Andre mulige kilder til kobber er gitt i kapittel 6.2.4. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.21: Prøvelokalitet 184 med høy verdi av arsen.

Prøvepunkt **184** er det eneste punktet i Sandnes som viste høye konsentrasjoner av arsen (52.2 mg/kg), og plasseres i tilstandsklasse III. Prøven er tatt ved en port ved trappefabrikken Kjell Meisland AS i Fartein Valensvei 21 (se bildet i figur 10.21). Ifølge Meisland.no (2012) tegner, konstruerer, sager, limer, høvler, dreier, freser, pusser, lakkerer og monterer de trapper og har gjort dette gjennom en årrekke. Dette området ligger derfor i arealklasse III eller høyere ifølge tabell 2.1. Ulike kilder til arsen er som beskrevet i kapittel 6.2.1. Kilder til ulike miljøgifter fra blant annet trevareindustri er listet opp i tabell 6.1, der blant annet treimpregnering er nevnt. Da prøven ble tatt rett ved siden av porten kan dette være den mulige kilden. Ifølge Meisland (2012) besto stolpene tidligere av stålstendere som var kledd med impregnert tremateriale. Meisland (2012) forteller også at stolpene ved inngangen til fabrikken ble fjernet og erstattet med sten rett før sommerferien 2012. Dette er i etterkant av prøvetakingen på området.

Dersom driften fortsetter viser denne ene prøven (som kanskje ikke er nok) at konsentrasjonen av arsen ikke er høy nok til at det kreves strakstiltak for å rydde oppi henhold til arealbruken på området. Dersom området skal brukes til annet formål, som for eksempel bolig eller barnehage, bør det vurderes om det skal tas flere prøver av området for å se om det kun var i dette punktet det var en høy konsentrasjon, eller om arsen har spredt seg til et større område. Området er ikke markert på forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.22: Prøvelokalitet 185 med høye verdier av kobber, PAH og PCB.

Utenfor et gammelt mursteinsbygg i Jønningsheiveien 12, ble prøve **185** tatt. Se bildet i figur 10.22. Da prøvepunktet ligger ved et boligområde kan dette området klassifiseres i arealklasse II (se tabell 2.1). Prøven viser høye verdier av kobber (713.2 mg/kg) og PAH (29.858 mg/kg), begge i tilstandsklasse III, og PCB (1.1 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Dette er det eneste prøvepunktet i hele Sandnes og Stavanger som viste høye konsentrasjoner av PCB og er også prøvepunktet med høyest PAH-konsentrasjon.

I kapittel 6.3.2 er mulige kilder til PCB beskrevet, der blant annet betong og murpuss, samt maling er nevnt. Da prøven ble tatt i nærheten av en hvit, rustet dør samt et murbygg som ser eldre ut (usikkert om det er fra 1950-70-tallet da PCB først og fremst ble brukt), kan en mulig kilde til PCB være hvitmalingen på døren eller betongen og murpussen. Malingen på veggen har fargen grønn. Hansen og Jensen (1991) påpeker i sin bok at den blå og grønne fargen i maling ofte skyldes kobber, da i form av syntetiske kobberpigmenter i form av kobbersulfat (CuSO_4). En mulig kilde til kobberet kan være malingen. PAH-konsentrasjonen er vanskelig å forklare, men i kapittel 6.3.1 er det gitt mulige kilder der trafikkforurensning ifølge Johnson et al. (2011) kan bidra med PAH. Dette er imidlertid meget usikkert om dette er kilden til PAH på stedet. Området er markert på begge forslagene til byjordsområder i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.23: Prøvelokalitet 190 med høye verdier av kobber.

Området for prøvetakingen av prøve nummer **190** er beskrevet som ”Under stort tre, ved nytt boligområde”, og kan sees i figur 10.23. Dette området ligger midt i et boligområde mellom Prestholtsteigen og Aksel Eggebøs vei, og er i arealklasse II: bolig, barneparker, barnehager, lekeplasse, parker og badestrender (Klif, 2008a). Den analyserte prøven viste en konsentrasjon av kobber på 536 mg/kg som plasseres i tilstandsklasse III og er derfor moderat. Men, innholdet av kobber i prøven er likevel for høy for arealklassen. Ved siden av prøvepunktet er det plasser en grønmalt lyktestolpe. Som for prøve 185 kan kobber stamme fra grønnfarget maling, men da dette er i et nybygd området er det ikke sikkert dette er den opprinnelige kilden. I kapittel 6.2.4 er det gitt at også gjødsel en mulig kilde. Dersom jorden som er brukt i området stammer fra andre plasser, kan det også være masser som er forurenset et annet sted som er flyttet til dette området, men dette er vanskelig å vite. Området er markert på forslaget til byjordsområde i figur 9.33, men ikke på det andre (figur 9.33).

10.12.2 Stavanger

Diskusjonen for hvert punkt vil diskuteres for hvert bydelområde i Stavanger. Det er valgt å presentere bydelene Eiganes og Våland og Storhaug sammen, da disse to i stor grad dekker det som kan kalles gamle Sandnes.

10.12.2.1 Eiganes og Våland og Storhaug

På Eiganes og Våland og Storhaug i Stavanger ble det funnet totalt atten prøvepunkt med høye konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.6.

Prøve **332** ble tatt inntil Vålandstårnet, som vist i figur 10.24. Prøven viste høye verdier av bly (577 mg/kg), kobber (2558 mg/kg) og sink (2050 mg/kg), alle i tilstandsklasse IV. Vålandstårnet finnes i Stavanger på Vålandshaugene, som er det høyeste punktet i bydelen (Austbø et al., 2008). Tårnet erstattet et tidligere utsiktstårn i mur bygget på samme plassen, og har ifølge Austbø et al. (2008) opprinnelig blitt brukt som vokterbolig for høytrykksvannverket (som ble bygget i 1895), utsiktstårn for brannvesenet og salg av forfriskninger. I 1917 ble tårnet ombygd, og senere rehabilitert til hundreårsjubileet i 1995 (Austbø et al., 2008). I dag benyttes tårnet

Tabell 10.6: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Eiganes og Våland og Storhaug. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
332	11.4	577	2.5	2558	28	0.342	13.7	2050	IA	IA
335	6.3	121	0.47	58	29.2	0.692	16.9	280	IA	IA
336	7	1400	0.2	38	25	0.416	18.6	169	IA	IA
340	12.1	203	0.34	46	28.9	0.278	16.3	159	IA	IA
344	4.4	36.5	0.18	17.6	18.1	0.065	8.8	2570	IA	IA
347	28.1	1380	0.51	1465	53.1	35.2	17.5	694	IA	IA
347B	8.7	565	0.96	20360	0.92	29	21.1	4100	IA	IA
349	9.9	122	0.74	50.8	29.4	0.358	18.6	296	IA	IA
356	7.5	299	2.8	171.9	210	1.112	128	2100	IA	IA
357	5.9	432	2.1	1017.7	120	0.153	79.9	1130	IA	IA
363	13.3	498	0.19	59.4	38.5	0.176	11.4	129	IA	IA
364	5.2	164	0.32	49.5	20.2	0.192	8.9	122	IA	IA
377	8.3	118	0.7	34.2	25.6	0.428	14.3	524	IA	IA
381	2.2	260	14	68.3	16.6	0.351	10.5	5800	1.554	0.053
383	8.1	120	0.6	58.2	24.8	0.190	17.9	563	4.218	0.007
390	22.1	71.8	0.23	17.4	28.9	0.27	6.7	66.9	IA	IA
402	8.2	385	0.38	1001.2	23.9	0.186	9.6	320	IA	IA
404	4.6	283	0.3	79.0	34	0.124	15.7	4540	IA	IA

som klubblokaler og aktiviteter for beboerforeningen i området. Arealklassen for området blir arealklasse III, som beskrevet i tabell 2.1, da det er et byområde uten bolig. Tilstandsklassene for bly, kobber og sink er høyere enn arealklassen, noe som ifølge Klif (2008a) er dårlig miljøtilstand.

Kobber, bly og sink er ifølge Buraas (2011) tidligere blitt brukt i maling. Da det har vært rehabilitering av bygget over to perioder på området, er det mulig en kilde til forurensningen kan være malingrester som er blitt liggende igjen i jorden. På et bygg vil det også, som beskrevet i kapittel 6.2, være andre mulige kilder til miljøgifter som blikkplater, forbrenning av impregnert tre eller stål som kan ha bidratt til konsentrasjonene av forurensning på området. Ottesen og Langedal (2008) påpeker også at jorden gjennom årene er blitt brukt som et sluk for avfall. Det kan også være en mulighet for at området er brukt gjennom så lange tider at det kan være menneskelig aktivitet på området i andre former som har bidratt til den forurensningen vi finner i dag.

Området er ikke tidligere markert som forurenset i aktsomhetskartet i figur 5.7. Området er ikke markert på kartet med oversikt over rapportert grunnforurensning (figur 5.8). På det nye forslaget til aktsomhetskart for jord i figur 9.32 er området ikke definert som byjord, men ligger innenfor byjordsområdet på kartet i figur 9.33.



Figur 10.24: Prøvelokalitet 332 med høye verdier av bly, kobber og sink, og 335 med høye verdier av bly.

”Veikant i boligstrøk” er beskrivelsen av prøvetakingsområdet til prøve **335** i feltnotatene, og er tatt utenfor Tors gate 21. Analysene av prøven viste høy konsentrasjon av bly (21 mg/kg) i tilstandsklasse III. Da prøven er tatt i et boligområde blir arealklassen II. Innholdet av bly i prøven overskrider arealklassen for området. Mulige kilder til bly er gitt i kapittel 6.2.2, der biltrafikk er en av kildene. Det er en mulighet for at kilden til denne blykonsentrasjonen kan skyldes biltrafikk da prøven er tatt i en veikant. Som for tidligere prøver, kan også en mulig forklaring på den høye konsentrasjonen av bly skyldes ukontrollert spredning av forurenset jord.

Området er ikke tidligere blitt markert som forurenset i aktsomhetskartet (figur 5.7) eller på grunnforurensningskartet (figur 5.8). Området er markert på begge de nye forslagene til aktsomhetskart for jord i figur 9.32 og 9.33.

Prøve **336** er den prøven i Eiganes og Våland og Storhaug som viste høyest konsentrasjon av bly; 1400 mg/kg i tilstandsklasse V. Prøven er tatt på en parkeringsplass ved GMC (Gunnar Magne Christensen)-gruppen på næringsområdet. GMC-gruppen er et lokaleid industrikonsern i Stavanger, etablert i 1973, med fokus på skip, rigger og offshoreinstallasjoner (GMC.no, 2012) og ligger i Dusavikveien 19. Området rundt det prøvetatte punktet er brukt for trafikk av supplybåter, samt lagring av store mengder utstyr til oljeindustrien på land (Eidem, 2012). Ifølge Eidem (2012) er området også en eventuell resipient for eventuelle avrenninger fra gamle Tasta fyllplass. Av kartet i figur 5.5 kan vi også se at Stemmen kommunale fyllplass har ligget her. Da dette er et næringsområde blir arealklassen for området IV beskrevet av Klif (2008)



Figur 10.25: Prøvelokalitet 336 og 340 med høye verdier av bly.

som ”industri, jernbane og hovedvei”.

Bildet i figur 10.25 viser området der prøven ble tatt. Da det ikke finnes noen tydelige kilder til bly (se kapittel 6.2.2) i nærheten av det prøvetatte punktet, er det mulig den høye konsentrasjonen av bly kan skyldes ukontrollert forflytning av masser eller biltrafikk i området. De høye konsentrasjonene kan også skyldes avrenning fra fyllplassene i området, men dette er svært vanskelig å avgjøre. Tidligere kilder til bly i området er av Eidem (2012) foreslått som rent bly eller blyholdige metallegeringer i utstyr som blir lagret på området (som ligger litt unna vårt prøvepunkt).

Dette området ble undersøkt i Eidem (2012) (se kartet i figur 5.6), i form av prøvetaking av sandfangskummer, der det ble funnet høye konsentrasjoner av bly. Området er også avmerket i Klif sin forurensningsdatabase, se tabell 5.3, og avmerket på kartet i figur 5.8, som viser at det er ingen rapportert forurensning på området. Punktet for akkurat der prøven ble tatt ligger ikke innenfor det markerte området i det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7. Bedriften er også en av de som rapporteres årlige utslipp som vist i tabell 5.4. Området er markert på begge de nye forslagene til aktsomhetskart for jord i figur 9.32 og 9.33.

Prøvepunkt **340** viste en høy konsentrasjon av bly (203 mg/kg) i tilstandsklasse III, og ble tatt under et stort tre bak et bygg av mur nære havet i Bjergstedparken. Området plasseres derfor i arealklasse II. Bjergstedparken har blitt bruk som utstillingsområde, festplass og ulike arrangement (Austbø et al., 2008). Bebyggelsen på området ble bygget i 1961-1979. I nærheten

ligger fremdeles Concord Canning Co (en gammel hermetikkfabrikk), byens eldste og største verft har ligget på området (Sandvigsgrunden) og Stavanger gassverk (Austbø et al., 2008). Denne type industri kan ha bidratt til den høye konsentrasjonen av bly dersom det er brukt kull i industriprosessene. Kull kan inneholde opp til 20 mg/kg bly (Reimann og de Caritat, 1998).

Ifølge Trondheim kommune (2008) kan en mulig kilde til bly stamme fra båtbyggeri, båtrepasjoner og verft. Som beskrevet i Ottesen og Langedal (2008) kan forflytning av byjord også medføre at et området blir forurenset selv om det ikke er det i utgangspunktet. Byjord er tidligere er blitt tilsatt myrjord eller kloakkslam og solgt som hagejord (Ottesen, Eggen og Andersson, 2009). For eksempel kan jord ha blitt tilført i forbindelse med parkområdet.

Området er markert på begge de nye forslagene til aktsomhetskart for jord i figur 9.32 og 9.33 og er markert rødt for mistanke om grunnforurensning på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7.



Figur 10.26: Prøvelokalitet 344 med høye verdier av sink, og 347 med høye verdier av arsen, bly, kobber, kvikksølv og sink.

Ved en trapp ved Godalen videregående skole, med adresse Østre Ring 55 (se bilde i figur 10.26), ble prøve **344** tatt. Prøven viste høye verdier av sink (2570 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Da prøven er tatt i nærheten av et skoleområde blir arealklassen for området II. Den påviste verdien for sink i tilstandsklasse IV overskrider arealklassen for området. Mulige kilder til sink er gitt i kapittel 6.2.8. Sink er blant annet er brukt som korrosjonsbeskytter av stål, i plast og også maling (Kjeldsen og Christensen, 1996; Ottesen og Volden, 2002). Sjøppelbøtten er farget grønn og består av plast (ser det ut som). Hansen og Jensen (1991) påpeker at sink kan inngå i forbindelser med andre metaller og da danne fargede pigmenter som for eksempel koboltgrønt. Mulig kilder til sinken kan være rekkverket, lyktestolpen eller søppelbøtten på bildet. Området er markert på begge de nye forslagene til aktsomhetskart for jord i figur 9.32 og 9.33. På det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7 er området ikke markert.

Prøve **347** (figur 10.26) og **347B** (figur 10.27) er tatt i samme småbåthavn i Ramsviga. Båthavnen ble ifølge Austbø et al. (2008) anlagt i 1958. Den ene prøven, 347, er tatt ved en bar flekk ved en busk, mens 347B er tatt i utsetningsrampen i båthavnen, og inneholdt



Figur 10.27: Prøvelokalitet 347B med høye verdier av bly, kobber, kvikksølv og sink.

malingsflak og noe betong. Analyseresultatene for prøve 347 viste høye verdier av arsen (28.1 mg/kg) og sink (694 mg/kg) i tilstandsklasse III, kobber (1465 mg/kg) i tilstandsklasse IV, samt bly (1380 mg/kg) og kvikksølv (35,2 mg/kg), begge i tilstandsklasse V.

For prøve 347B viste analysene høye konsentrasjoner av bly (565 mg/kg) og sink (4100 mg/kg) i tilstandsklasse IV, pluss kobber (20360 mg/kg) og kvikksølv (29 mg/kg), begge i tilstandsklasse V. Området plasseres i arealklasse IV da dette er en båthavn.

Det har tidligere vært gjennomført mange undersøkelser av småbåthavner i Norge, se for eksempel Jartun og Volden (2005) og Klif (2010), som har vist at småbåthavner i stor grad er forurenset. Det har av Klif (2010) blitt avdekket at den viktigste hovedkilden til forurensing fra småbåthavnene er relater til spyling og vedlikehold av skrog. Dette genererer et materiale med høye konsentrasjoner av flere tungmetaller og organiske miljøgifter som organiske tjærestoffer, tinnorganiske forbindelser og PCB (Klif, 2010). En kilde til de høye konsentrasjonene på området kan være aktiviteten i småbåthavnen. Jorden tatt der hvor båtene lagres (347) inneholdt arsen i tilstandsklasse III, mens prøven tatt i båtslippet hadde en verdi som ligger rett over tilstandsklasse I. For å støtte opp og lage en plattform for båter som ligger på land, kan det ha blitt brukt CCA-impregnert tremateriale som kan ha medført at arsen har lekket ut i jorden i området. Men, arsen er også brukt i bunnstoff til båter (Nordberg et al., 2007), som også kan ha bidratt til den høye verdien av arsen på området.

Området er tidligere markert på aktsomhetskartet i figur 5.7, under nåværende virksomheter med potensiale for grunnforurensning, men det markerte området er ikke laget med bakgrunn i resultater fra undersøkelser. Området er i dag ikke en del av det som i figur 5.4 er markert med kostholdsrad. Med bakgrunn i resultatene kan dette området være en av kildene som bidrar til forurensningen av sjøbunnen i Stavanger. På begge de nye forslagene til aktsomhetskart for jord, gitt i figur 9.32 og 9.33, er området markert.

På en slitt flekk, ved lekapparater i Rosendal og Ramsvik Kolonihage i Sandnesgata, ble prøve **349** tatt. Prøven viste innhold av bly (122 mg/kg) i tilstandsklasse III. Området er ifølge Austbø et al. (2008) vært i bruk siden 1917, der det har vært dyrket poteter og grønnsaker, bærbusker og frukttrær. Det er nå stor pågang etter ledige parseller (Austbø et al., 2008). Da



Figur 10.28: Prøvelokalitet 349 med høy verdi av bly.

dette er bruken av området, blir arealklasse I eller II. Uansett er blykonsentrasjonen for høy for arealklassen i dette området. Det vanskelig å avgjøre hva slags kilder det kan finnes til bly i området. Ingen åpenbare kilder kan sees av bildet i figur 10.28. Da byjord har vist seg å ofte inneholde mye bly, kan forflytning av forurensede masser til området være en mulig kilde. Hagejord er ifølge Ottesen og Langedal (2008) en mulig kilde til miljøgifter. Flere mulige kilder til bly er gitt i kapittel 6.2.2

Å finne blykonsentrasjoner i barns lekemiljø kan være mye farligere enn på et område der voksne i størst grad oppholder seg. Barn er mer vare ovenfor blyforurensning enn det voksne er (Kjeldsen og Christensen, 1996). Tidligere undersøkelser gjort i andre land, se for eksempel Thornton et al. (1990) og Huo et al. (2007), påpeker at de nevrologiske effektene hos barn skjer ved lavere eksponeringsgrad enn hos voksne, det påvirker nervesystemet og kan påvirke IQ-en og da også evnen til å lære. Da barn ofte får i seg jord ved å spise den eller slikke seg på fingrene (Ottesen og Langedal, 2008), bør det ryddes opp i dette.. Området er ikke tidligere avmerket på aksomhetskartet i figur 5.7, men er markert på begge de nye forslagene til aksomhetskart for jord i figur 9.32 og 9.33.

I Lervika, der prøve **356** og **357** ble tatt, har det tidligere ligget mye industri, og endel industri ligger der fremdeles. Se bilder i figur 10.29. Området plasseres i arealklasse IV. I prøve 356 er det funnet høye verdier av bly (299 mg/kg) og krom (210 mg/kg), begge i tilstandsklasse III, samt sink (2100 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Punkt 357 viste høye verdier av bly (432 mg/kg) og kobber (1017.7 mg/kg), begge i tilstandsklasse IV, samt sink (1130 mg/kg) tilstandsklasse III. Analyseresultatene viser ikke verdier som er for høye i forhold til områdets bruk, men dersom man skal bruke området til for eksempel boliger, hindre at sjøbunnen blir forurenset eller at dette skal spre seg videre i miljøet, må det innføres tiltak for å rydde opp i dette området.

Da det ifølge Austbø et al. (2008) har ligget industri i området som Holmens Preservering Co, Tou Bryggeri, Vestlandske gummifabrikk, Rasmus Sand posefabrikk, Borgen Packing, Stavanger Blikemballagefabrikk, Stavanger Bliktrykkeri, Vestlandske Bliktrykkeri & Maskinværksted og Stavanger Tinnfabrikk, er det muligens forventet å finne noe forurensning på området. Ifølge Trondheim kommune (2008) kan både bly, kobber, krom og sink stamme fra disse typene industri. Kildene til denne forurensningen kan være den industrielle aktiviteten på området.



Figur 10.29: Prøvelokalitet 356 med høye verdier av bly, krom og sink og 357 med høye verdier av bly, kobber og sink.

Det prøvetatte området ligger på Siriskjæret, som ifølge Austbø et al. (2008) i 1970 ble landfast ved å gjøre utfyllinger og bygge dypvannskai. Alle hendelsene på området kan ha bidratt til forurensningen i de to prøvetatte punktene. Området der begge de prøvetatte punktene ligger er allerede markert i aktsomhetskartet i figur 5.7, og er markert på begge de nye forslagene til aktsomhetskart for jord i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.30: Prøvelokalitet 363 og 364 med høye verdier av bly.

Inntil mur, ved siden av en sti ved Lagård Gravlund, ble prøve **363** tatt (figur 10.30). Prøveresultatene viste at prøven inneholdt 498 mg/kg bly, som plasserer prøven i tilstandsklasse IV. Området er brukt som gravlund med kapell siden 1934/35, men føst i 1890 fikk Lagård gravlund den utstrekningen den har i dag (Austbø et al., 2008). Dette er et byområde uten bolig i arealklassen III. Ifølge Trondheim kommune (2008) er kirkegårder en mulig kilde til bly. Hagejord har også, som beskrevet tidligere, blitt tilsatt byjord og solgt og kan ha blitt brukt i bedet over. Ifølge Austbø et al. (2008) har det tidligere ligget en søppelfylling innerst i bukta i Hillevågsvatnet. Dette deponiet er ikke avmerket på kartet i figur 5.5. I mange år ble Hillevågsvatnet skjemmet av røyken fra fyllingen, samtidig som det gikk kloakk ut i vannet (Austbø et al., 2008). På slutten av 1940 forsvant søppelplassen fordi Norges Statsbaner (NSB) startet utbygging av godsterminal på området, noe som medførte at en betydelig del av Hillevågsvatnet ble slukt som følge av utfylling (Austbø et al., 2008). Da denne fyllingen har ligget i nærheten, kan dette også være en mulig bidragsyter til det høye nivået av bly.

Området ligger innenfor det markerte byjordsområdet på det allerede eksisterende aktsomhetskartet i figur 5.7 og også innenfor de nye forslagene til byjordsområde i denne oppgaven, som bygger på resultatene for bly, i figur 9.32 og 9.33.

Prøve **364** ble tatt under et tre i Pedersgata i Stavanger, og inneholdt høye verdier av bly (164 mg/kg) i tilstandsklasse III. Området prøven ble tatt i er avbildet i figur 10.30, og viser at området ligger sentrumsnært. Byområdet preges av boliger, men også gater, forretninger og kontorer. Arealklasse II/III. Pedersgata ligger i en av de eldste delene av Stavanger, noe vi kan se på kartet i figur 4.4, der området er markert som bebyggd allerede fra slutten av 1800-tallet. I denne gaten har det vært flere slaktere, bakeriutsalg, dagligvarebutikker og en rekke faghandlere og håndverkere, men på 1970-tallet ble disse lagt ned (Austbø et al., 2008). I området kan det i mange år kan ha bodd mennesker som kan ha bidratt med antropogen forurensning.

Bly i jord stammer ofte fra bygningsmaterialer, spesielt fra maling, beslag og blyrør i tillegg til biltrafikk med blyholdig bensin (Eggen et al., 2006a). Det ble ifølge Mielke (1999) og Mielke og Reagan (1998) benyttet hvite blypigmenter i husmaling mellom 1884-1978 som fremdeles kan være til stede på eldre bygninger. Denne blymalingen er ofte gammel og sprø, noe som fører til at dårlig vedlikehold av hus, kan medføre at malingen sprer bly ved at den forvitrer og frigir bly til overflaten i form av støv (Mielke, 1999). Dette kan påvirke menneskene som bor og oppholder seg i dette området dersom dette er en kilde. Kanskje er dette spesielt viktig å få en klarhet i, da området ifølge Austbø et al. (2008) har fått en renessanse, det utbygges og rehabiliteres og stadig flere serveringssteder og spesialbutikker opprettes i området. Dersom barn oppholder seg i området kan dette også medføre en fare. Små barn hyppig putter hender, leker og liknende i munnen og svelger støv og jord som inneholder bly (Nielsen og Kristiansen, 2005). Mielke (1999) skriver også i sin artikkel at bly smaker søtt, noe som kan medføre at små barn kan bli fristet til å spise malingsflak av bly som om det var godteri, noe som er alvorlig da bly, som også beskrevet i kapittel 6.2.2, er neurotoksisk og spesielt farlig for utviklingen av nervesystemet hos spedbarn og små barn.

Området ligger innenfor det markerte byjordsområdet på aktsomhetskartet i figur 5.7 og også innenfor det forslaget til byjordsområdet i denne oppgaven som bygger på resultatene for bly i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.31: Prøvelokalitet 377 med høye verdier av bly og sink.

Nedre Lagårdsvei 2 er adressen for området der prøve nummer **377** er tatt. Huset på bildet i figur 10.31 er en gammel ærverdig sveitservilla hvor Svithun Husflidslag holder til. Analysene av denne prøven viste høye konsentrasjoner av bly (118 mg/kg) og sink (524 mg/kg), begge i tilstandsklasse III. Arealklassen for området foreslås som III, da det rundt bygget både ligger en stor hovedvei, jernbane og noe industri, samt grenser til Hillevågsvannet der det ligger en stor båthavn, men området blir fremdeles brukt av husflidslaget som oppholder seg der.

Ifølge Austbø et al. (2008) har området og Lagårdsveien hatt svært variert næringsvirksomhet. Mange kjente Stavanger-bedrifter og institusjoner, som nå er nedlagt, hadde tidligere adresse her. Dette gjelder blant annet Grudes Konfeksjonsfabrikk, Vulken Bildekkforhandler, Tranberg (Landeterfabrikk) AS og Brødrene Kvernlands bilforretning (Austbø et al., 2008). Produksjon av tekstiler er en mulig kilde til sink, sammen med landeterfabrikken der det ble utført elektromekanisk produksjon for skip og offshorevirksomhet (Tranberg AS har derimot bare ligget i nærheten av området og hadde ifølge Austbø et al. (2008) adressen Legårdsveien 41 som ligger et stykke unna). Vulken Bildekkforhandler og Brødrene Kvernland kan muligens ha bidratt til blyforurensning i området da disse aktivitetene, som gitt i kapittel 6.2.2, er mulige kilder til bly.

Som tidligere nevnt er også maling en kilde til både sink og bly. Ifølge Buraas (2011) har bly og sink også inngått i røde farger, der blymønje er et oransjerødt pigment som inneholder bly, og sinkgul er en mulig farge for sink. Huset har stått her siden 1899 (Austbø et al., 2008). Huset kan ha blitt pusset opp og malt opp til flere ganger. Maling kan være en kilde til forurensningen. Biltrafikken og jernbanen kan også ha bidratt til blyforurensningen. Området rundt havnen i

nærheten er omtalt i oppgaven til Eidem (2012). Her ble det funnet noe høye verdier av bly og sink. På aktsomhetskartet i figur 5.7 ligger området innenfor det definerte byjordsområdet, og også på de nye forslagene til byjordkart i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.32: Prøvelokalitet 381 med høy verdi av bly, kadmium og sink.

Prøvetakingen av prøve **381** ble gjort inntil et gammelt rødt trehus like ved Torbjørn Hornkloves gate 10, inneholdt malingsflak og viste høye konsentrasjoner av bly (260 mg/kg) i tilstandsklasse III, sink (5800 mg/kg) i tilstandsklasse V og er den eneste prøven i hele prøvesettet som viser høye verdier av kadmium (14 mg/kg). Kadmiumkonsentrasjonen ligger i tilstandsklasse III. Området har ifølge Austbø et al. (2008) vært preget av butikkaktiviteter før og etter 2. verdenskrig, men i dag finnes det boliger på området. Arealklassen for området blir derfor II, beskrevet av Klif (2008a) som ”bolig, barneparker, barnehager, lekeplasser, parker og badestrender”.

Mulige kilder til bly, kadmium og sink er gitt i kapittel 6.2. En felles kilde de alle har er maling. Både bly, kadmium og sink er ifølge Hansen og Jensen (1991) tidligere blitt/blir brukt i blant annet maling for å gi den ønskede egenskaper og utseende. Tidligere undersøkelser, av blant annet Mielke et al. (1999a) og Jartun et al. (2008b), har vist at renovering ved bruk av sandblåsing eller høytrykkspyling, kan føre til utvidet spredning av miljøgifter fra kontaminerte bygningsfasader. Malingsflak kan også falle av veggen og kontaminere jorden rett under. En mulig kilde til all forurensningen kan være maling fra huset prøven er tatt inntil. Veien som går forbi huset har ligget her i lange tider (se kartet i figur 4.4). Jartun et al. (2005a) påpeker blant annet at vegtrafikk og generell forbrenning av petroleumsprodukter kan være mulige kilder til PAH, bly, sink og kadmium. De høye konsentrasjonene kan også ha fått et bidrag fra forurensning fra vegtrafikken. Som beskrevet i kapittel 6.2.3 har ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) kadmium kjemisk sett mange likheter med sink og de opptrer ofte sammen i miljøet, men typisk forekommer sink i konsentrasjoner som er 100-1000 ganger høyere enn kadmiumkonsentrasjonene. Dette punktet kan også være et mulig eksempel på dette.

På aktsomhetskartet i figur 5.7 ligger området innenfor det definerte byjordsområdet, og også på de nye forslagene til aktsomhetskart i figur 9.32 og 9.33.



Figur 10.33: Prøvelokalitet 383 med høy verdi av bly og sink, og 390 med høye verdier av arsen.

Prøvelokalitet **383** befinner seg i Engelsminnegata 16a og b som ifølge Austbø et al. (2008) er Kannikelgården som ble oppført i 1938 og har i senere tider blitt betydelig utvidet. Selve prøven ble tatt inntil gjerdet ved treet vi kan se på bildet i figur 10.33. Analysene av prøven viste høye verdier av bly (120 mg/kg) og sink (563 mg/kg), begge i tilstandsklasse III. Mulige kilder til sink og bly er tidligere beskrevet for flere av de andre prøvepunktene. Da prøven er tatt inntil gjerdet på bildet, kan en mulige kilde til sinkinnholdet i prøven skyldes at sink kan ha blitt brukt som korrosjonsbeskytter på gjerdet. Som for prøvepunkt 381 kan også både det høye nivået av sink og bly skyldes antropogen forurensning i form av biltrafikk og petroleumsprodukter. Andre kilder til sink og bly som de høye konsentrasjonene kan skyldes er gitt i kapittel 6.2.8.

Området er markert på aktsomhetskartet i figur 5.7 da området ligger innenfor det definerte byjordsområdet, og også på de nye forslagene til aktsomhetskart i figur 9.32 og 9.33, men er ikke merket rødt som forurenset området da det ikke er registrert noe tidligere forurensning i grunnen.

Ved en sti i parken, rett ved der Rektor Hammers gate møter Eiganesveien, ble prøve **390** tatt. Ifølge Austbø et al. (2008) består området rundt av eneboligbebyggelse. Da prøven er tatt i en park, plasseres området i arealklasse II. Prøven viste høye verdier av arsen (22.1 mg/kg) rett over grensen for å havne i tilstandsklasse III. I dette punktet er det meget vanskelig å avgjøre hva arseninnholdet kan skyldes da det ikke finnes noen umiddelbare gjenkjennbare kilder i nærheten. Som beskrevet i kapittel 6.2.1 er arsen brukt i ugressmidler og soppdreperer. Dersom dette er brukt på området, kan det ha bidratt til arsenkonsentrasjonen. Arsen finnes ifølge Townsend et al. (2003) for eksempel i kull (se også tabellen i vedlegg B). Da dette er en park kan muligens bruk av griller i området ha medført den høye konsentrasjoner, men dette er bare en meget vag antakelse. Andre mulige kilder til arsen er gitt i kapittel 6.2.1.

Området er ikke markert på aktsomhetskartet i figur 5.7 og er heller ikke markert på det nye forslaget til aktsomhetskart for jord i figur 9.32. På byjordsområdet i figur 9.33 er området markert som byjord.

På adressen Steingata 68, ligger Eiganes gravlund. Her ble prøve **402** tatt inntil veggen på kapellet som ifølge Austbø et al. (2008) ble oppført i 1919. Se bilde i figur 10.34. På området



Figur 10.34: Prøvelokalitet 402 med høy verdi av bly og kobber, og 404 med høyer verdier av bly og sink.

ligger også Stavanger krematorium med ca. 470 kremasjoner hvert år (Austbø et al., 2008). Prøven viste høye verdier av bly (385 mg/kg) og kobber (1001.2 mg/kg), begge i tilstandsklasse IV. Området er ikke bebodd og plasseres i arealklasse III som "Byområde uten bolig" som beskrevet i tabell 2.1.

Mennesker har oppholdt seg i og ved det prøvetatte området i lange tider, noe som kan sees i kartet over byutvidelser i figur 4.4. Området prøven er tatt i ble innlemmet i byen allerede i 1866. Kirkegårder og krematorier er ifølge Trondheim kommune (2008) mulige kilder til bly, men ikke til kobber. Andre mulige kilder til bly vi kan se av bildet, er blikkplater eller maling som også kan ha bidratt til det høye nivået. Som beskrevet i kapittel 6.2.4, kan gjødsel være en mulig kilde til kobber. Dersom det gjennom tidene er brukt mye gjødsel i området kan dette ha bidratt til konsentrasjonen av kobber. Flere mulige kilder til kobber er gitt i kapittel 6.2.4.

Bak en lyktestolpe, der Knud Holms gate treffer Ny Olavskleiv, ble prøve **404** tatt (figur 10.34). Analyseresultatene viste høye konsentrasjoner av bly (283 mg/kg) i tilstandsklasse III og sink (4540 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Området plasseres i arealklasse III da det i stor grad preges av gater, tog, forretninger, kontor, opphold og transport som beskrevet av Klif (2008). Ifølge Austbø et al. (2008) har det ikke tidligere ligget noe industri i området. Mulige kilder til de høye konsentrasjonene av bly og sink kan da skyldes annen påvirkning.

Kilder til bly er gitt i kapittel 6.2.2, der Reimann og de Caritat (1998) påpeker at utslipp av bileksos tidligere har vært den største antropogene kilden til bly. Ifølge Austbø et al. (2008) har disse gatene ligget her siden rundt slutten av 1800-tallet. Det prøvetatte området ligger rett inntil en vei. Det er mulig tidligere blybensin kan ha bidratt til blykonsentrasjonen i området. Siden bly er et grunnstoff vil det være umulig å bryte ned til mindre og mer uskadelige bestanddeler under naturlige forhold, noe som medfører at mengden bly vil være konstant (Kjeldsen og Christensen, 1996). Som beskrevet i kapittel 6.2.2 bindes også bly kraftig til jord, noe som kan forklare at blyet fra eldre tider kan ha blitt liggende på den samme plassen over lang tid dersom den ikke er blitt flyttet eller påvirket på andre måter. Sink brukes først og fremst som korrosjonsbeskytter av stål, men finnes også for eksempel i enkelte malingstyper, gummi, plast, bildeler og bildekk (Kjeldsen og Christensen, 1996; Ottesen og Volden, 2002).

Da prøven er tatt rett bak en lyktestolpe, kan sink ha blitt brukt for å hindre korrosjon og dermed blitt spredd til jorden. Men, også de andre nevnte kildene kan ha bidratt til den høye konsentrasjonen av sink da dette er et område som har vært brukt i lange tider. Dette kan blant annet sees i kartet i figur 4.3 som viser middelalderbyen Stavanger, der det prøvetatte området ligger innenfor grensen for middelalderbyen.

Både prøvepunkt 402 og 404 ligger innenfor de nye forslagene til byjordsområdet for Stavanger og på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7. Området for prøve 402 er markert i figur 5.9, da Stavanger krematorium rapporterer årlige utslipp. På Norske utslipp sine sider finnes det ikke tilgjengelige utslipp fra før 2010, og i 2010 og 2011 er det rapportert om ingen utslipp. Derfor kan man ikke si noe nøyaktig om dette mulige bidraget til forurensningen.

10.12.2.2 Hillevåg

I Hillevåg i Stavanger ble det funnet totalt seks prøvepunkt med høye konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.7.

Tabell 10.7: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter i Hillevåg. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
293	12.2	61.5	0.58	28.8	21.2	0.143	13.5	553	IA	IA
305	3.8	215	0.29	501.5	50.2	1.488	20.4	419	IA	IA
306	16	53	0.27	33.7	21.9	2.384	17.7	186	IA	IA
321	20.5	32.1	0.11	17.9	16.6	0.091	7.6	48.5	IA	IA
333	67.6	197	1.2	348.6	125	0.051	30.2	1670	0.578	0.007
342	0.8	168	0.17	54.0	27.3	0.039	17	253	IA	IA



Figur 10.35: Prøvelokalitet 293 med høy verdi av sink og 321 med høye verdier av arsen.

I Vaulenveien 13, inntil veggen på boligen, ble prøve **293** tatt. I denne prøven ble det påvist høye konsentrasjoner av sink (553 mg/kg) i tilstandsklasse III. Området består Ifølge Austbø

et al. (2008) av boliger. Området plasseres i arealklasse II. Rett ved siden av huset går også Vaulenveien som er en litt større trafikkert vei. Mulige kilder til sink er beskrevet i kapittel 6.2.8, der det beskrives at sink ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) og Ottesen og Volden (2002) finnes i enkelte typer maling, bildeler og bildekk. Av bildet i figur 10.35 ser vi at en del maling har flasket av huset. Dersom malingen inneholder sink kan dette ha bidratt til konsentrasjonen av sink i prøvepunktet. Biltrafikken kan også ha bidratt med sin del da veien ikke ligger langt unna prøvepunktet.

Prøve nummer **321** ble tatt ved kanten av en parkering i Gunnar Warebergs gate 19. Prøven viste høye konsentrasjoner av arsen (20.5 mg/kg) i tilstandsklasse III (grensen går ved 20 mg/kg). Stavanger idrettshall, Tennishuset og Rica Forum Hotel ligger i området (Austbø et al., 2008). Området plasseres derfor i arealklasse III, beskrevet av Klif (2008a) som byområder uten bolig. Som beskrevet i kapittel 6.2.1 er arsen brukt i ugressmidler og soppdrepere. Dersom dette er brukt på området, kan dette ha bidratt til arsenkonsentrasjonen. For dette området er kilden til arsen vanskelig å bestemme. Andre mulige kilder til arsen er gitt i kapittel 6.2.1. Ingen av områdene der prøve 293 og 321 er tatt er markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7, eller på de nye nye forslagene til byjordsområde i kartene 9.32 og 9.33.



Figur 10.36: Prøvelokalitet 305 med høye verdier av bly og kobber og 306 med høy verdi av kvikksølv.

I Sandvikveien, langs en sti ved et båtklubbhus nære jernbanelinjen, ble prøve **305** tatt. Analysen av prøven viste høye verdier av bly (215 mg/kg) og kobber (501.5 mg/kg), begge i tilstandsklasse III. Av bildet i figur 10.36 ser vi at prøveområdet er ved en båthavn. Det finnes

ingen eneboliger i området. Arealklassen blir da III, og er da lik tilstandsklassen konsentrasjonen til begge prøvene havner i. Som beskrevet i kapittel 6.2.4 er de viktigste kildene til kobber blant annet bunnstoff fra båter og skip. Båthavnen og båtbruken på dette området kan ha bidratt til de høye konsentrasjonene av bly og kobber. På området er det også et hvitt hus. Da bly ifølge Hansen og Jensen (1991) har vært brukt i hvitmaling, kan også hvitmaling fra huset ha bidratt til det høye nivået av bly dersom det har vært malt med blymaling.

Lokaliteten for prøve **306** lå i Hillevågsveien. Prøven ble tatt i en oppgravd grøft ved Rammeservice. Prøven viste høye verdier av kvikksølv (2.384 mg/kg) i tilstandsklasse III. Området er i dag bebygget med eneboliger og horisontaldelte tomannsboliger (Austbø et al., 2008), og plasseres i arealklasse II. Kvikksølv spres i det terrestriske miljøet via industrielle prosesser og forbrenning av kull og olje (Kjeldsen og Christensen, 1996). Mulige kilder til kvikksølvkonsentrasjonen kan skyldes tidligere aktivitet på området som kan ha innebåret forbrenning av kull og olje. Dersom noen av vegarbeidsmaskinene som er brukt for å grave opp denne grøften har brakt med seg forurensning fra et annet sted, kan dette også ha medvirket til den høye konsentrasjonen av kvikksølv. Ingen av områdene prøve 305 og 306 er tatt er markert på det tidligere aktsomhetsskartet i figur 5.7, eller på det nye forslaget til byjordsområde i kartet i figur 9.32. Men ligger innenfor byjordsområdet i figur 9.33.



Figur 10.37: Prøvelokalitet 333 med høy verdi av arsen, bly, kobber og sink og 342 med høye verdier av bly.

Utenfor Våland kolonihage ligger det to store steiner. Se bildet i figur 10.37. Mellom disse to stenene er prøve **333** tatt. Analysene av denne jordprøven viste høye verdier av bly (197 mg/kg) og kobber (348.6 mg/kg), begge i tilstandsklasse III, samt arsen (67,6 mg/kg) og sink (1670 mg/kg), her også begge i tilstandsklasse IV.

Kolonihagen har ifølge Austbø et al. (2008) ligget i den sørvendte skråningen fra Vålandsskogen siden 1917, og ligger her fremdeles. Da jorden mellom de to stenene inneholder en så stor mengde forurensning, kan det antas at denne jorden muligens er byjord som, beskrevet i kapittel 2.1, kan være forflyttet til området. Ifølge Manta et al. (2002) kan byjord opptre som mottaker av store mengder tungmetaller fra en rekke kilder, inkludert industrielle avfall, utslipp fra kjøretøy, kullbrenningsavfall og andre aktiviteter. Som vi har sett i kapittel 6.2, der oppførselen av de

ulike metallene funnet på denne plassen er beskrevet, vil de fleste sorberes i jord og på den måten bindes til jorden. Dette vil igjen ifølge Kjeldsen og Christensen (1996) føre til liten utvasking av tungmetallene til grunnvannet, men det vil til gjengjeld være en mulighet for at stoffene kan ha en skadelig effekt slik det forblir i jorden. Om sommeren blir dette området brukt en del. Hagen er knyttet til turstinettet på Våland og det er kafé i hagehuset (Austbø et al., 2008). Dersom barn eller andre oppholder eller leker på og mellom stenene kan de komme i kontakt med disse tungmetallene. Ifølge Ottesen og Langedal (2008) kan man komme i kontakt med forurenset jord ved hudkontakt, ved å puste inn oppvirket jord eller jordgasser, eller ved å spise jord og slikke på skitne fingre. Undersøkelser har vist at ca. 10% av alle unger spiser omtrent 200 milligram jord hver dag, noen enda mer (Ottesen og Langedal, 2008). Med tanke på dette, bør området bør undersøkes grundigere.

Utenfor Frida Hansens vei 5, under store eiker, utenfor Köhlerhuset, som vist på bildet i figur 10.37, ble prøve **342** tatt. Huset ble ifølge Austbø et al. (2008) bygget i 1833, og har stått på plassen siden den tid. Jordprøven tatt like utenfor viste høye konsentrasjoner av bly (168 mg/kg) i tilstandsklasse III. Mulige kilder til bly er gitt i kapittel 6.2.2. Bly er som tidligere beskrevet benyttet i maling. Dersom huset har blitt pusset opp (noe det antakeligvis har i løpet av så mange år), kan en mulig kilde til den høye konsentrasjonen av bly skyldes malingsflak som er blitt spredt til området. Da det prøvetatte området også ligger inntil Hillevågsveien der det er en del trafikk, kan også den høye konsentrasjonen av bly skyldes utslipp av bileksos. Ingen av områdene prøve 333 og 342 er tatt, er markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7, men begge ligger innenfor de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33.

10.12.2.3 Hinna

På Hinna er det funnet totalt fire prøvepunkt med høye konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.8.

Tabell 10.8: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Hinna. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
217	10.5	161	1.2	117.1	121	0.395	48.8	1360	IA	IA
263	30.4	97.7	0.62	32.6	22.3	1.096	16.6	599	IA	IA
264	3.3	66.7	0.29	1196	40.3	0.018	28.4	566	IA	IA
280	15.7	41	0.23	38.3	28.7	0.167	16.9	206	12.972	0.016

På et anleggsområde, i en skråning ved en parkering, er prøve **217** samlet inn. Denne prøven er tatt på Forus, et industri- og næringsområde lengst sør i Hinna bydel. Prøven er tatt ved enden av en parkeringsplass mellom Bryggeriparken AS og Gamle forusveien der det ligger eneboliger og også Forus Foreldrelagsbarnehage BA. Analysen av prøven viste høye konsentrasjoner av bly (161 mg/kg) i tilstandsklasse III og sink (1360 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Selve prøven er tatt på et næringsområde som plasseres i arealklasse IV, men da selve prøvetakingen er gjort rundt 50 meter fra nærmeste hage, er det mulig området også kunne blitt plassert i arealklasse II.



Figur 10.38: Prøvelokalitet 217 med høy verdi av bly og sink.

I området ligger flere virksomheter som kan ha bidratt til høye konsentrasjoner av miljøgifter. Blant annet ligger Amdal Miljø Container AS, som tar imot all type avfall, Energy Piping AS som lager rør og rørprodukter og Bryggeriparken AS her. Trafikk og biler er en mulige kilde til både bly og sink (Ottesen og Volden, 2002). Forurensningen skyldes antakeligvis gammel forurensning i jorden som følge av industriaktivitet på området, med ett bidrag fra biltrafikk. Flere mulige kilder til bly- og sinkforurensningen er beskrevet i kapittel 6.2.2 og 6.2.8. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7, eller på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.



Figur 10.39: Prøvelokalitet 263 med høy verdi av arsen og sink.

Prøve **263** er tatt i enden av Gauselstraen som ifølge Austbø et al. (2008) er en del av en turvei. Det ligger eneboligbebyggelse i området. Resultatene av analysen viste høye konsentrasjoner av arsen (30,4 mg/kg) og sink (599 mg/kg), begge i tilstandsklasse III. Da prøvepunktet ligger nært et boligområde, blir arealklassen II. Av bildet i figur 10.39 ser vi at det på området ligger et hvitt hus (mulig båthus) og en brygge. Ifølge Rayner-Canham og Overton (2006) er metallisk sink, sinkkromater og sinkkoksid brukt i maling som pigmenter, korrosjonsbeskyttelse og biocid. Som beskrevet i kapittel 6.2.8 er maling en mulig kilde til sink. Det er vanskelig å beskrive kilder

til arsen i området, da et ikke er noe som spesielt utmerker seg som arsenkilder på bildet. Mulige kilder til arsen er gitt i kapittel 6.2.1. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7, eller på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.



Figur 10.40: Prøvelokalitet 264 med høy verdi av kobber og 280 med høye verdier av PAH.

Prøvetakingen av prøve **264** er gjort i enden av Gamle Jåttåvågen, like ved båthavnen. Analysene av prøven har vist at innholdet av kobber (1196 mg/kg) ligger i tilstandsklasse IV. Området plasseres i arealklasse III. Området ikke kan klassifiseres som industri, jernbane eller hovedvei som beskrevet av Klif (2008a), og det ligger boliger i nærheten av området.

Dersom man ser på kartet, i figur 5.5, som viser oversikten over gamle fyllplasser i Stavanger, ser man at dette området er markert. Gamle Jåttåvågen fyllplass har ligget i området. I Misund et al. (1989) blir området beskrevet som en tidligere fyllplass med kontrollert deponering, men med sterk mistanke om spesialavfall. Som en følge av utbyggingsplaner ble rapporten "Miljøteknisk grunnundersøkelse i Jåttåvågen", gitt ut i 2003 da Jåttåvågen ble nærmere undersøkt. Ifølge Ottosen og Volden (2003a) viste resultatene at området var moderat forurensert av kobber. Området ligger noe unna akkurat der prøven i denne undersøkelsen ble tatt, men et mulig bidrag til den høye verdien kan likevel ha kommet fra den tidligere fyllingen. Som tidligere nevnt er en viktig kilde til kobber bunnstoff i båter. Ifølge Klif (2008) har utslippene av kobber økt som en følge av økningen av bruken av kobberholdig notimpregneringsmiddel samt i bunnstoff. Da prøven er tatt i nærheten av en relativt stor båthavn kan en høye konsentrasjonen av kobber også skyldes denne aktiviteten. Området er markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7, men ikke på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.

I en slitt bakke, på Vaulen skole i Auglendsbakken 27, ble prøve **280** tatt. Prøven viste høye verdier av PAH (12.972 mg/kg) i tilstandsklasse III. Dette er ifølge Austbø et al. (2008) en grunnskole for barnetrinnet (1-7. klasse) og skolen ble oppført i 1960, men er rehabilitert sist i 2000. Arealklasse II blir da arealbruksklassen for dette området. Kilder til PAH i det urbane miljøet inkluderer forurensning fra trafikk og industri, men også oppvarming i husholdningen i form av vedbrenning og kull, samt bybranner (Johnson et al., 2011). Som nevnt i kapittel 6.3.1 vil PAH ifølge Wang et al. (2008) kunne binde seg til overflatevann, og deretter feste seg til partikulært materiale, avsettes på sedimenter og på den måten spres langt. Dette kan være en

mulig forklaring på det noe høye nivået av PAH i området. Iqbal et al. (2007) og Wang et al. (2008) påpeker også at det ofte finnes høyere konsentrasjoner av PAH i urban jord enn landlig jord. Dersom dette er masse flyttet til området for å for eksempel fylle ut i denne bakken, kan dette også være en mulig forklaring på det høye nivået av PAH. Kanskje spesielt om jorden er fra bysentrum av Stavanger da det, som beskrevet i kapittel 4.2.2, har vært mange bybranner i Stavanger som kan ha bidratt til PAH-forurensning i jorden. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7, eller på de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33.

10.12.2.4 Hundvåg

På Hundvåg i Stavanger ble det funnet totalt seks prøvepunkt med høye konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.9.

Tabell 10.9: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Hundvåg. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
490	12.3	1050	1.1	4796.9	71.3	1.664	26.4	3470	IA	IA
492	42.2	102	1.2	3241.8	84.7	0.084	40.3	1120	IA	IA
493	7.8	122	0.47	86.6	21.9	0.524	12.7	1260	IA	IA
497	66.5	967	0.53	1075.4	102	0.738	47.5	682	IA	IA
510	4.7	44	0.13	207.2	21.8	0.207	8	769	IA	IA
514	3.5	63.5	0.44	288.3	55.3	0.403	34.5	439	IA	IA



Figur 10.41: Prøvelokalitet 490 med høye verdier av bly, kobber og sink.

I feltnotatene er prøvetakingsområdet til prøve **490** beskrevet som ”ved siden av asfalt nær gammelt betonghus på marina, spyling av båt”. Området ligger rett nedenfor bybrua i Stavanger ved Karen A. Sømmes vei på Sølyst, og det er også en del trafikk i/over området. Se figur 10.41. Prøven inneholdt malingrester og viste høye konsentrasjoner av bly (1050 mg/kg) i

tilstandsklasse V, samt kobber (4796.9 mg/kg) og sink (3470 mg/kg), begge i tilstandsklasse IV. Området er brukt som marina og kan plasseres i arealklasse III som ifølge Klif (2008a) er byområder uten bolig, gater, torg, forretninger, kontor, opphold og transport, men kan også blitt plassert i arealklasse IV. Det er vanskelig å avgjøre dette for dette området.

Som tidligere presentert for prøvepunktene 347, 347B, 264, og 305 i Stavanger, har vi sett at alle disse prøvene har vist høye verdier av blant annet kobber og at alle områdene har vært knyttet til båthavner. Dette er også en mulig kilde til innholdet av forurensninger i denne prøven. Prøven er tatt på området til "Ship-Shape Båtverksted og marine tjenester", som driver med blant annet reparasjoner, ombygging og restaurering av båter. Ifølge Klif (2010) vil rengjøring av skipsbunner, sandblåsing og sprøytemaling kunne bidra til miljøproblemer. Det blir også av Klif (2010) påpekt at områder der denne type virksomhet pågår kan være en betydelig kilde til forurensning. Særlig gjelder dette områder der aktiviteten har foregått over lengre tid. Som tidligere påpekt kan bunnstoff fra skip og båter være en kilde til kobber (Ottesen et al., 2000). Det antas derfor at mye av bidraget til kobber i jorden kan skyldes denne båttaktiviteten på området. Også bly og sink er ifølge Trondheim kommune (2008) mulige forurensninger fra båter og båthavner. Men også hvitmalingen vi kan se på bildet i figur 10.41 kan ha bidratt med både sink og bly. På det samme bildet kan vi også se det ligger en del annet metall. Tidligere er det også sett at sink ifølge for eksempel Store Norske Leksikon (2012) er brukt som korrosjonsbeskyttelse. Dersom dette er brukt på noe av utstyret vi ser på bildet, kan dette også ha spredt seg til jorden.

Asplan Viak (2008) gjorde undersøkelser av Klasaskjæret og Kulltomta i 2008. Kulltomta til Det Stavangerske Dampskibsselskap ligger ifølge Austbø et al. (2008) på nordvestsiden. Altså rett på andre siden av det prøvetatte punktet. Analyseresultatene fra Asplan Viak (2008) viste at forurensningene, og da spesielt tungmetallene, var spesielt konsentrert i overflatejorden. I konklusjonen blir det også her påpekt at mulige kilder kan være rester av skipsmaling og bunnstoff, men mulig lagring av blymalm på området kan også ha vært en kilde. Da dette området ikke ligger langt unna det prøvetatte området, er det også mulig at noe bidrag til bly-, kobber- og sink-konsentrasjonene i jorden kan stamme herfra. Området er markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7 og ligger også innenfor de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33.

Prøve nummer **492** er tatt ved en kant av en parkeringsplass blant hengere og en del rustet materiale ved Engøy, se figur 10.42. Prøven ble tatt på et industriområde, med adressen Halvorstraen 45a, men i nærheten ligger det også boliger. Selve prøvemateriale inneholdt maling og noe plast. Arealklassen for området er IV (se tabell 2.1). Det ble funnet arsen (42.2 mg/kg) i tilstandsklasse III, bly (102 mg/kg) i tilstandsklasse III, samt kobber (3241.8 mg/kg) og sink (1120 mg/kg), begge i tilstandsklasse IV. Ingen av disse prøvene har tilstandsklasser som overstiger arealklassen. Prøvene viser likevel at aktiviteten som har vært på området, og kanskje fremdeles er på området, kan ha bidratt til forurensning av jorden.

I 1911 kjøpte Øgreid AS eiendommen og bygget et trelastlager med høvleri her (Austbø et al., 2008). Ifølge Austbø et al. (2008) medførte produksjonen at store mengder spon hopet seg opp som et restprodukt. Dette medførte at det ble bygget en dampmaskin på området som brukte spon til fyring og forsynte anlegget med strøm. De langstrakte lagerbygningene ligger fortsatt på området, men er tatt i bruk til båtlagring og annen næringsvirksomhet (Austbø et al., 2008).



Figur 10.42: Prøvelokalitet 492 med høye verdier av arsen, bly, kobber og sink.

Fra de historiske dataene, og fra bildet i figur 10.42 kan man se at det er og har vært lagret en del utstyr på området som kan ha bidratt med forurensninger. Trondheim kommune (2008) påpeker at saging, høvling og impregnering av tre kan bidra med denne type forurensning som er funnet på området. Aktiviteten på området er sannsynligvis noe som i stor grad har bidratt til de høye konsentrasjonene av arsen, bly, kobber og sink på området.

Undersøkelsen av Asplan Viak (Asplan Viak, 2008) ble også utført på Klasaskjær som ligger rett ved det prøvetatte området. Det Stavangerske Skibsselskap etablerte ifølge Austbø et al. (2008) seg her i 1920-årene. Holmen har vært benyttet til skipsbygging, montering og skipsreparasjoner over lang tid (Asplan Viak, 2008). I 2002-2007 drev også GMC gruppen en flytedokk i havneområdet ved Klasaskjæret (Austbø et al., 2008). På området Asplan Viak undersøkte ble det også funnet høye konsentrasjoner av tungmetaller. Som for prøve 490, kan også industriaktiviteten i nærheten av området ha bidratt til de høye verdiene av arsen, bly, kobber og sink. Området er ikke tidligere markert i aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007), gitt i figur 5.7, men ligger innenfor de nye forslagene byjordsområdene i figurene 9.32 og 9.33.



Figur 10.43: Prøvelokalitet 493 med høye verdier av bly og sink.

I enden av Myrabergjet, ved siden av en huske, ble prøve **493** tatt (se figur 10.43). Analysen av prøven viste høye verdier av bly (122 mg/kg) i tilstandsklasse III og sink (1260 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Selve prøven er tatt i et boligområde som ifølge Austbø et al. (2008) er bebygd med vertikaldelte tomannsboliger, og plasseres derfor i arealklasse II, beskrevet av Klif (2008) som blant annet bolig og lekeplasser. Myrabjergjet ligger like ved Grønnaviga i Galeivågen der det ligger en båthavn.

Av bildet i figur 10.43 finnes det ingen umiddelbart opplagte kilder til bly og sink, unntatt båthavnen som sees i bakgrunnen. Som vi tidligere har sett kan aktiviteten i båthavner blant annet bidra med bly og sink i høye konsentrasjoner. Det er mulig noe av forurensingen kan stamme herfra. I kapittel 6.2.2 og 6.2.8 har vi også sett at bygningsmaterialer og maling kan være en mulig forurensningskilde. Da det ligger et boligområde rett ved siden av, er det også mulig et bidrag kan stamme herfra.

I de første tiårene av 1900-tallet ble det etablert flere slipper, mekaniske verksted, fiskemottak og annen småindustri langs Galeivågen (Austbø et al., 2008). Austbø et al. (2008) viser også til at Metallretur Stavanger AS, tidligere Jadar AS og også Brødrene Anda, har ligget rett på motsatt side av det prøvetatte punktet (adr: Jadarholm 1). Hovedaktiviteten var i alle år skipsopphugging og mottak av skrapmetall, men ble ifølge Austbø et al. (2008) avviklet i 2005. Her har det også ligget en industrifylling som følge av denne aktiviteten, se figur 5.5. Det er mistanke om at det er deponert spillolje, oljeslam, tjærerester, transformatorer og batterier på området. Spesialavfallet ble trolig brent før det ble gravd ned (Misund et al., 1989). Området er nå planlagt å brukes til småbåthavn og boligbygging (Austbø et al., 2008). Brødrene Bjørnevik lå i denne vågen og innerst lå hermetikkfabrikken Ideal AS fra 1911-1957 (Austbø et al., 2008). Som beskrevet i kapittel 6 er både båtbyggerier, båtrepasjon og verft og metall- og mekanisk industri og virksomhet ifølge Trondheim kommune (2008) bransjer som kan bidra til tungmetallforurensning. Det er da en mulighet for at denne industrielle aktiviteten kan ha bidratt til det høye nivået av bly og sink.

Området er ikke tidligere markert i aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007), men båthavnene ved siden av er farget rød, det samme gjelder området på motsatt side der Jadar AS/Brødrene Anda lå tidligere. Se figur 5.7. Området er markert på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.

Prøve nummer **497** er beskrevet som ”Jord med masse alger, båtbyggeri og rampe”, og er tatt bak huset i Nedre vågen 21 i Galeivågen. Det ble funnet høye konsentrasjoner av arsen (66.5 mg/kg) og kobber (1075.4 mg/kg), begge i tilstandsklasse IV, samt sink (682 mg/kg) i tilstandsklasse III og bly (967 mg/kg) i tilstandsklasse V.

Av bildet i figur 10.44 ser vi at prøven er tatt i et område med båtaktivitet. Som vi har sett for flere andre prøvepunkter i Stavanger, er blant annet bly, kobber og sink mulige forurensninger som kan stamme fra båter. I kapittel 6.2.4 og Klif (2010, 2004) er det blant annet gitt at vedlikehold av båter er en mulig kilde til både bly, kobber og sink. Spesielt er jorden på spyleplasser og pusseplasser for båter inneholdt store mengder bly, kobber og sink (+ TBT) (Klif, 2010). Brødrene Bjørnstad AS (nedlagt skipsverft), beskrevet i tabell 5.3 og avmerket på kartet i figur 5.8, har ligget rett ved det prøvetatte området. Som vi også ser av tabell 5.3 er det ikke gjort noen undersøkelser av området, men det er mistanke om at grunnen på området er



Figur 10.44: Prøvelokalitet 497 med høye verdier av arsen, bly, kobber og sink.

forurenset. Denne aktiviteten kan ha bidratt til det høye nivået av bly, kobber og sink i prøven.

Bildet viser også rør som ligger rett ved siden av prøvepunktet, disse kan inneholde sink da sink ifølge Ottesen og Volden (2002) er blir brukt som korrosjonsbeskytter. Arseninnholdet i prøven kan muligens forklares ved å se nærmere på bildet i figur 10.44 der man ser det ligger noen eldre trestokker. Som beskrevet for tidligere prøvepunkt og i kapittel 6.2.1 er CCA-impregnert tremateriale en mulig kilde til arsen, krom og kobber. Det er funnet 102 mg/kg krom i prøven (tilstandsklasse II), som kan stamme fra dette trematerialet. En mulig kilde til både den høye verdien av arsen og et bidrag til kobberkonsentrasjonene kan være trematerialet, dersom det er CCA-impregnert.

Området er markert i aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007) da Brødrene Bjørnstad har ligget på området. Se figur 5.7. Området er også markert på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.



Figur 10.45: Prøvelokalitet 510 med høye verdier av kobber og sink.

Prøve **510** er tatt inntil en lyktestolpe ved Lundsvågen båtforening på Kisteneset. Området

brukes i dag som båthavn og plasseres i arealklasse III som beskrevet i tabell 2.1. Det er påvist høye konsentrasjoner av kobber (207.2 mg/kg) og sink (769 mg/kg) i prøven som begge ligger i tilstandsklasse III.

Av bildet i figur 10.45 ser vi prøven er tatt rett ved siden av en lyktestolpe inntil en parkeringsplass ved en båthavn. Lundsvågen båtforening ble stiftet i 1981 og har 640 båtplasser (Austbø et al., 2008). Sink er brukt som korrosjonsbestand og i bildekk Ottesen og Volden (2002). Da selve prøven er tatt inntil lyktestolpen vi kan se i bildet til venstre (figur 10.45), er det mulig noe av sinkinnholdet i prøven kan stamme fra denne. Biltrafikk i området kan ha bidratt til sinkkonsentrasjonen. Prøvepunktene som tidligere er presentert med høye konsentrasjoner på Hundvåg, viste alle innhold av blant annet kobber og sink. Denne prøven er, som de tidligere prøvene, tatt i et område det er foregår båttaktivitet. Som for de tidligere prøvene kan da kobber- og sinkinnholdet i prøven i stor grad være et resultat av denne type aktivitet. Området er markert på det tidligere aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007), der det er registrert grunnforurensning. På de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33 er området ikke markert.



Figur 10.46: Prøvelokalitet 514 med høy verdi av kobber.

”Jord på steinmolo” avbildet i figur 10.46 er beskrivelsen av det prøvetatte området til prøve **514** i feltnotatene. Prøven er tatt i båthavnen like ved Ordfører Scheies gate 62, der Haug Maskin AS holder til. Gaten har variert bebyggelse med rekkehus, blokker og eneboliger (Austbø et al., 2008), noe som medfører at området plasseres i arealklasse II. Analysen av prøven viser høye verdier av kobber (288.3 mg/kg) i tilstandsklasse III. Kobber er for eksempel sammen med bly og krom til stede i en rekke malingstyper brukt på skip og båter (Arnesen og Eggestad, 2000). Som beskrevet tidligere er kobber brukt mye som bunnstoff i båter. En mulig kilde til kobber i dette området kan da (som også for alle de andre prøvene på Hundvåg) skyldes bruken av båthavnen. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007) eller på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.

10.12.2.5 Madla

På Madla i Stavanger ble det funnet seks prøvepunkt med høye konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.10.

Tabell 10.10: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Madla. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
453	11.3	88.3	0.39	76.2	48.1	0.06	36.7	145	10.989	0.037
456	0.8	196	2.5	15.6	19.9	0.072	10.8	6610	IA	IA
462	0.8	12.6	0.24	17.0	24.1	0.032	13.3	1540	IA	IA
466	28.6	566	3.1	29126	92.9	4.008	58	6030	IA	IA
472	37.9	870	0.53	2528.2	63.9	0.054	15.4	245	IA	IA
538	36.1	41.3	0.27	25.9	34.5	0.269	13.2	249	IA	IA



Figur 10.47: Prøvelokalitet 453 med høye verdier av PAH.

Prøvepunkt **453** er ett av tre punkter i Stavanger som viser høye verdier av PAH. Analyseresultatene fra denne prøven viste at prøven inneholdt 10.989 mg/kg av PAH i tilstandsklasse III. Bildene fra det prøvetatte området i figur 10.47, viser at prøven er tatt utenfor en garasje i et boligområde i Havørnbrautene. Området plasseres derfor i arealklasse II ifølge tabell 2.1. Jorden som ble samlet opp inneholdt malingrester. En mulig kilde til PAH kan være olje (Miljøstatus.no, 2012). Da prøven er tatt rett utenfor en garasje de det tydelig står biler og en motorsykkel, kan en mulig forklaring på det høye PAH-nivået være olje fra bilene som kan ha lekket ut og spredd seg i grunnen. Som beskrevet i kapittel 6.3.1 kan også PAH ifølge Wang et al. (2008) emitteres inn i luften som aerosoler og deretter binde seg til overflatevann, feste seg til partikulært materiale eller entre vannsystemet og avsettes på sedimenter. Det er derfor en fare for at PAH i dette området kan spres over større områder, og dette bør da ryddes opp. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007), men er markert på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.

Med en del dødt gress, mye malingrester og inntil et skur på en åker ved et hus i Århaugveien, 33 ble prøve **456** tatt (figur 10.48). I denne prøven ble det funnet høye verdier av bly (196 mg/kg) i tilstandsklasse III og sink (6610 mg/kg) i tilstandsklasse V. Dette er et område som



Figur 10.48: Prøvelokalitet 456 med høye verdier av bly og sink.

ligger midt bland mange åkre der det drives jordbruk. I tabell 2.1 er det gitt at tilstandsklasse I gjelder all arealbruk, unntak for jordbruk. Arealklassen for området blir da I eller II. Uavhengig av dette vil likevel innholdet av bly og sink i jorden ligge høyere enn for arealklassen.

Kapittel 6.2.2 og 6.2.8 viser begge til en felles kilde til både bly og sink, nemlig maling. Sinksulfid (ZnS) og sinkoksid (ZnO) danner begge hvite pigmenter og er blitt brukt i maling (Aune, 2004), samt at bly er blitt brukt i blyhvitt (frem til 1929). 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). Sink er også brukt som korrosjonsbeskytter av stål og som legeringsmetall i blant annet messing, mens bly er brukt i blikkplater (Kjeldsen og Christensen, 1996; Ottesen og Volden, 2002). Oppussing, vedlikehold, riving og forvitring av bygg kan dermed føre til utslipp og spredning av blant annet bly og sink. Dette kan da også være tilfelle fra huset på det prøvetatte området. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007) i figur 5.7, eller på det ene forslaget til byjordsområde 9.32, men er markert på det nye forslaget til byjordsområde i figur 9.33.



Figur 10.49: Prøvelokalitet 462 med høye verdier av sink.

Området prøve **462** er tatt i er i feltnotatene beskrevet som "hjørne nederst ved trapp i nytt boligområde". Prøven er tatt i Rytterfaret. Se figur 10.49. Analysene av denne prøven viste konsentrasjoner av sink (1540 mg/kg) i tilstandsklasse IV. Arealklassen for området blir da II i og med at dette er et nytt boligområde. Mulige kilder til sink er beskrevet i kapittel 6.2.8. Da sink først og fremst er brukt som korrosjonsbeskytter av stål (Kjeldsen og Christensen, 1996), kan noe av sinkkonsentrasjonen i prøven skyldes rekkverket rett ved siden av det prøvetatte punktet. Men, også i bildekk er en mulig kilde til sink (Ottesen og Volden, 2002). Da prøven er tatt relativt nære en vei, der det er noe trafikk, kan også et bidrag til sinkinnholdet stamme herfra. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet til Stavanger kommune (2007), men er markert på de nye forslagene til byjordsområder i figurene 9.32 og 9.33.



Figur 10.50: Prøvelokalitet 466 med høye verdier av arsen, bly, kobber, kvikksølv og sink.

Prøve nummer **466** er den prøven på Madla som inneholdt flest høye verdier av flere ulike miljøgifter. Disse er arsen (28.6 mg/kg) i tilstandsklasse III, bly (566 mg/kg) og kvikksølv (4.008 mg/kg), begge i tilstandsklasse IV, samt sink (6030 mg/kg) i tilstandsklasse V og kobber (29126 mg/kg) som overstiger tilstandsklasse V og er derfor over grensen for farlig avfall. Selve prøven er tatt på Malthaugbrautene i et friluftsområde da det er en tursti her, og ble tatt ved siden av en båtrampe med mulig blåfarge ved siden av. I området rundt prøvetakingsområdet er det boliger, som plasserer området i arealklasse II.

Ifølge Klif (2004) er avfall produsert fra båttaktivitet i forbindelse med rengjøring av båt bunnen og sandblåsing meget relevant, da det oppstår betydelige avfallsmengder. Det har tidligere ikke har vært noen ensartet praksis for å håndtere dette avfallet (Klif, 2004). Dette medfører at avfall fra rengjøringsarbeider i stor grad har gått rett i sjøen, der avfall fra sandblåsing tradisjonelt sett har blitt spylt/dumpet i sjøen, deponert på området eller blitt brukt som fyllmateriale (Klif, 2004). Ifølge Klif (2004) er bly tidligere brukt i skipsmaling og blymønje, kobber i skipsmaling, bunnstoff og er en bestanddel av kobberslagg som er blitt brukt som blåsesand. Kvikksølv er brukt i hvit skipsmaling og sink i skipsmaling. Da det tydelig har vært båttaktivitet i området, som vist i figur 10.50 er det naturlig å anta at forurensningen på området kan skyldes dette. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7. På de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33 ligger prøvetaket innefor



Figur 10.51: Prøvelokalitet 472 med høye verdier av arsen, bly og kobber.

byjordsområdet.

På Hestenes på Madla, på en bar flekk ved fjorden med noe treverk i nærheten (se bilde 10.51), ble prøve **472** tatt. I nærheten av det prøvetatte området finnes blant annet en fotballbane og et lite boliområde rett på andre siden av skogen. Dette området havner derfor i arealklasse II som ifølge Klif (2008a) beskrive som ”bolig, barneparker, barnehager, lekeplasser, parker og badestrender”. Det ble funnet høye verdier av arsen (37.9 mg/kg) i tilstandsklasse III, bly (870 mg/kg) i tilstandsklasse V og kobber (2528.2 mg/kg) i tilstandsklasse IV (se tabell 10.10). Mulige kilder til de tre miljøgiftene er beskrevet i kapittel 6.2.2, 6.2.1 og 6.2.4. Av bildet ser vi at det ligger tremateriale ved siden av det prøvetatte punktet. Dersom dette er CCA-impregneret tremateriale er det en mulighet for at dette kan være en kilde til arsen og kobber. De mest aktive stoffene i CCA er kobber og arsen der arsen ofte er mest bekymringsfull, da den er skadelig selv ved lave konsentrasjoner (Townsend et al., 2003). Konsentrasjonen av arsen, krom og kobber kan ifølge Townsend et al. (2003) bli høy i jorden under trevirke som inneholder CCA som en følge av regnvann som renner nedover treet og fører med seg metallene ned i jorden, men også ved slitasje og ved feilaktig bruk av CCA-impregneret tremateriale. I Ryberg og Haugen (1992) vises det til at det også tidligere er vist at lav pH eller økt saltinnhold i vannet kan øke utvasking av CCA fra treverket. Da dette området ligger ved vannet kan muligens salt fra havet ha påvirket utvasking.

Stevanovic-Janesic og Cooper (2000) viste i sin undersøkelse at hvor mye av arsen, krom eller kobber som lekker ut av det CCA-impregnerte trevirket også avhenger av hva slags trevirke det er. I lønnetre (acer) vil for eksempel arsen være det det lekker ut mest av, mens krom i liten grad lekker ut, mens i osp (populus tremula) er det kobber som i størst grad lekker ut. Da det er usikkert hvilken type tre prøven er tatt i nærheten av, kan ikke dette fastsettes. Undersøkelsene til Stevanovic-Janesic og Cooper (2000) er også gjort på amerikanske tretyper som da ikke er helt like de norske tretypene som muligens kan ligge på denne plassen. Likevel viser undersøkelsen at hva av arsen, krom og kobber som lekker ut i størst grad kan avhenge av tretypen.

Verdien for krom på dette området lå litt over de andre konsentrasjonene for krom på Madla (utenom punkt 466). De litt lave verdiene av krom (63.9 mg/kg) i tilstandsklasse II kan likevel

medføre en usikkerhet for om det er CCA-impregnert tremateriale. Det kan være andre kilder til arsen og kobber fra tidligere tider eller fra for eksempel forflyttede løsmasser til området. Dette kan også muligens forklare det høye nivået av bly på området da det ikke er noen synlige kilder til bly som beskrevet i kapittel 6.2.2. Det kunne vært interessant å ta flere prøver i området for å kunne avdekke om dette var arsen og kobber fra treverket eller en annen mulig kilde som for eksempel løsmasser i form av byjord eller liknende. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7. På de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33 ligger prøvepunktet innefor byjordsområdet.



Figur 10.52: Prøvelokalitet 538 med høy verdi av arsen.

Analysene av prøve **538** viste høye verdier av arsen (36.1 mg/kg) som ligger i tilstandsklasse III. Prøven er tatt på Madla terrasse på en lekeplass, under en huske, som vist i figur 10.52. Bildet til venstre viser huskestativene der prøven er tatt, mens bildet til høyre viser mer av lekeplassen. Arealklassen for området blir arealklasse II.

I den vestlige verden er det ofte moderat forurenset byjord på lekeområder for barn som utgjør den største helsefaren forbundet med forurenset grunn (Ottesen og Langedal, 2008). Tidligere undersøkelser av barnehagejord, i for eksempel Bergen (Ottesen et al., 1999a), viser at en mulig kilde til arsen i barns lekemiljø er CCA-impregnert tremateriale. Som for prøve 472 vil en mulig kilde til arsen i jorden være lekestativet som kan bestå av CCA-impregnert tremateriale. Selv om det er gjort undersøkelser av barnehagejorden i Stavanger (Andersson og Haugland, 2006), der det ble ryddet opp i 2011 også på grunn av CCA-impregnert tremateriale, kan det fremdeles være andre lekeplasser for barn som har dette. CCA-en beskytter treverket mot insekter og sopp, samt forlenger treverkets levetid (Lebow, Cooper og Lebow, 2004). Mennesker kan komme i kontakt med forurenset jord ved hudkontakt, ved å puste inn oppvirvlet jord eller jordgasser (Ottesen og Langedal, 2008). Spesielt gjelder dette barn som ofte spiser jord og slikker på skitne fingre. Ifølge Ottesen og Langedal (2008) har undersøkelser vist at ca. 10% av alle unger spiser omtrent 200 milligram jord per dag pluss at noen får i seg enda mer. Som for prøve 472 bør det undersøkes om dette er den reelle kilden og eventuelt bør dette ryddes opp i. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7 eller på de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33.

10.12.2.6 Tasta

På Tasta i Stavanger ble det funnet totalt ett prøvepunkt med høye konsentrasjoner av miljøgifter i tilstandsklasse III eller høyere. Analyseresultatene er gitt i tabell 10.11.

Tabell 10.11: Prøvelokaliteter med høye konsentrasjoner av miljøgifter på Tasta. IA=Ikke analysert for, og alle verdier er oppgitt i mg/kg.

Prøvenr.	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	PCB
414	7.4	46.3	0.17	74	24.2	0.126	12.9	94.2	9.194	0.007



Figur 10.53: Prøvelokalitet 414 med høy verdi av PAH.

Prøve 414 er tatt ved et stort tre ved en gammel steinmur, se bildet i figur 10.53. Innholdet av PAH i prøven er på 9.194 mg/kg i tilstandsklasse III. Området er en del av et parkområde på Tasta og plasseres i arealklasse II. For å anlegge en vei er det ofte brukt fyllmasser (Ottesen, 2012). Fyllmassen kan bestå av byjord som har fungert som mottaker av miljøgifter fra en rekke kilder (Manta et al., 2002). Dette inkluderer industrielt avfall, utslipp fra kjøretøy, forbrenningsavfall og andre aktiviteter gjennom tidene som alle kan ha bidratt til konsentrasjonen av PAH i prøven. Andre kilder til PAH er gitt i kapittel 6.3.1. Området er ikke markert på det tidligere aktsomhetskartet i figur 5.7. På de nye forslagene til byjordsområde i figurene 9.32 og 9.33 ligger prøvepunktet innefor byjordsområdet.

Konklusjon og anbefalinger

Undersøkelsene av overflatejord (0-5 cm) i Sandnes og Stavanger viste generelt lavere konsentrasjoner av miljøgifter enn forventet med tanke på resultater fra tidligere undersøkelser, aktivitet og industri. Totalt sett viste resultatene at 101 av 510 (19,8%) prøver overskred tilstandsklasse II med en eller flere miljøgifter. To av prøvene viste seg å inneholde konsentrasjoner av tungmetaller som overskrider grensen for farlig avfall.

- **Oversikt over industri**

Det har blitt utarbeidet en oversikt over historiske og nåværende industrielle aktiviteter som kan ha ført til jordforurensning i Sandnes og Stavanger. I umiddelbar nærhet av skipsverft eller båthavner er det funnet relativt høye nivåer av flere tungmetaller. For Sandnes er det funnet noe høye verdier av sink i de områdene det har ligget potterier og teglverk. På Figgjo har antakeligvis De Forente Uldvarefabrikker bidratt med forurensning på området der fabrikken har ligget.

- **Geografisk fordeling av tungmetaller, PAH og PCB**

Den geografiske fordelingen av arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, PAH og PCB er blitt kartlagt i overflatejorden i Sandnes og Stavanger. Dette er fremstilt ved bruk av tilstandsklassekart og geokjemiske kart. For bly, kobber og sink viser kartene en klar trend der det er mest forurensning i områder der mennesker har bodd lengst. Kartene for arsen, kadmium, krom, kvikksølv og nikkel viser ikke en like klar trend, men det er likevel tegn til forurensning i urbane områder. Trender i kartene for PAH og PCB er vanskelig å se da kartene er laget med få prøvepunkter og mange av resultatene ligger under rapporteringsgrensen.

Bly, kobber, kvikksølv, sink, PAH og PCB har alle antakeligvis antropogen påvirkning som den viktigste kilden, mens for kadmium, krom og nikkel er den viktigste kilden antakeligvis den underliggende berggrunnen. Den viktigste kilden til arsen er mest sannsynlig både den underliggende berggrunnen og menneskelig påvirkning.

- **Byjordsområder**

I oppgaven er det blitt foreslått to ulike byjordsområder/aktsomhetsområder for Sandnes og Stavanger. Ett som kun bygger på den geografiske fordelingen av bly, og ett som tar hensyn til veier, vann, bebyggelse og liknende. Det anbefales at ett av aktsomhetskartene

for byjordsområder tas i bruk. Det bør vises varsomhet ved graving i det avmerkede området. For byjordsområdet bør det også settes krav om grunnundersøkelser, spesielt ved omdisponering av arealer. Det er viktig at det legges til rette for forsvarlig disponering og gjenbruk av forurenset byjord. Massene må brukes slik at de ikke utgjør noen vesentlig helse- og/eller miljøfare. Samtidig er det viktig at massene blir registrert slik at gjenbruk på følsomme områder kan unngås.

- **Sammenlikning med tidligere undersøkelser**

Resultatene fra denne undersøkelsen er blitt sammenliknet med liknende tidligere undersøkelser gjort i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim og med tidligere sandfangs-undersøkelser og jorden ved bygg i Stavanger.

Medianverdiene for de fleste tungmetallene, PAH og PCB i **Sandnes** var lavere enn for liknende undersøkelser i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim. Maksimumsverdiene for arsen, bly, krom, kvikksølv og sink i Sandnes viste ingen klar trend, mens for kadmium, kobber, nikkel, PAH og PCB lå i maksimumsverdiene i større grad høyere enn for de liknende undersøkelsene.

For **Stavanger** lå medianverdiene for tungmetallene, med unntak av arsen, sink, PAH og PCB lavere enn for liknende undersøkelser i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim. Maksimumsverdiene for kadmium, kobber, nikkel og sink var av de høyeste, mens for de resterende tungmetallene, PAH og PCB var maksimumsverdien lavere enn for de andre undersøkelsene.

Sammenliknet med sandfangsundersøkelsene var medianverdien for overflatejorden i Stavanger en del lavere for alle tungmetallene bortsett fra arsen, kvikksølv og PAH. Maksimumsverdien for overflatejorden var generelt lavere enn for sandfangene, men unntak av for kobber og kvikksølv. Jorden ved den stående bygningsmassen i Stavanger viste både høyere median- og maksimumsverdier enn i denne undersøkelsen.

- **Områder det det bør gjøres tiltak**

Undersøkelsen har vist flere områder i Sandnes og Stavanger som er klart forurenset. Alle områdene med tydelig høye konsentrasjoner av tungmetaller, PAH eller PCB bør undersøkes nærmere. Boligfelt, parker, skoler og spesielt områder der det er stor sannsynlighet for at barn oppholder seg bør prioriteres. Prøvelokaliteter med konsentrasjoner av tungmetaller, PAH og PCB i tilstandsklasse IV og V bør spesielt få mye oppmerksomhet. Dette gjelder følgende lokaliteter:

Prøver i Sandnes

103, 137, 166, 170, 185, 586, 590, 592, 593.

Prøver i Stavanger

332, 336, 344, 347, 347B, 357, 357, 363, 381, 402, 404, 333, 217, 264, 490, 492, 493, 497, 456, 462, 466, 472.

- **Identifisering av forurensningskilder**

Det er fem mulige kilder til miljøgifter i Sandnes og Stavanger som utmerker seg. Dette er:

- *Båthavner og aktiviteter knyttet til dette (kobber, bly og sink)*

Resultatene i denne undersøkelsen indikerer at båthavner og aktivitet knyttet til dette muligens utgjør et av de største miljøproblemene i Sandnes og Stavanger. Det er funnet høye verdier av blant annet bly, kobber, kvikksølv og sink på flere av disse plassene. Dette kan være knyttet til bruken og fjerning av bunnstoff. Masse i båthavnene vil lett kunne spres til sjøen og dermed forurense sedimentene i havnen. Dette er lett tilgjengelige masser som kan spyles ut i vannet under oppussingsarbeid, snømåking, renne ut i sjøen ved regnvær og lignenede. Bruk av maling, bunnstoff og impregnering i båthavnene kan ikke unngås fullstendig, men det er viktig at de stoffene som blir brukt utgjør minimal miljø- eller helseisiko. Malingrester og eventuell jordforurensning bør leveres til godkjent mottak. Det bør tas prøver ved skipsverft og småbåthavner som analyseres for TBT for å kartlegge omfanget av denne forurensningen i forbindelse med bruk av blåsesand, bunnstoff og spylevann. Spesielt gjelder dette prøvelokalitetene 466, 347 og 347B.

- *CCA-impregnert tremateriale*

Det er funnet områder der CCA-impregnert tremateriale kan ha medført høye konsentrasjoner av arsen i jorden. Prøvelokalitetene 472 og 538 er eksempler på dette. For å hindre videre utlekking av arsen anbefales det at treverket minimum oljebeises og aller helst fjernes. Den forurensete jorden bør fjernes og erstattes med ren jord. I barns lekemiljø bør det også legges en fiberduk mellom det eldre jordlaget og den nye rene jorden da jorden nedover i dypet ofte er mer forurenset.

- *Industri (tungmetaller)*

Tidligere industri kan ha påvirket innholdet av miljøgifter i jorden. Prøvelokalitetene 103, 137, 356 og 357 kan være eksempler på dette. Da dette spesielt gjelder områder som ligger innenfor begge de foreslåtte byjordsområdene, anbefales det at aktsomhetsskartet tas i bruk slik at jord fra disse områder ikke blir gjenbrukt på mer følsomme områder.

- *Maling (bly og sink, mulig PCB)*

I flere av prøvene tatt ved/inntil husvegger, der det ofte er beskrevet at maling er med i prøven, er det funnet høye konsentrasjoner av bly og sink. Blant annet gjelder dette prøvelokalitetene 293, 377, 456, 592 og 593. Ved oppussing av hus anbefales det at malingsflak samles opp og leveres til deponi slik at malingsflak ikke havner i barns lekemiljø eller i overvannet.

- *Ukontrollert forflytning av byjord (tungmetaller, PAH)*

Flere områder som ikke er forventet forurenset har vist seg å inneholde høye konsentrasjoner av miljøgifter. Dette gjelder for eksempel prøvelokalitetene 152, 190 og 333. Dersom man skal benytte seg av jord for å anlegge plen, blomsterbed eller fylle ut områder anbefales det at man har garanti for at denne jorden er ren. Det bør utarbeides en plan for hvordan dette kan håndteres. Byjordskartene som foreslås i denne oppgaven bør benyttes for å begrense områder som kan anses som byjord slik at denne jorden ikke brukes på følsomme områder som skoler og boligområder.

Referanser

(Tallene bak referansen angir på hvilke sider den aktuelle referansen er benyttet.)

Aakre, E.K. (2012). *Forurensset sjøbunn – En vurdering av miljøundersøkelser som beslutningsgrunnlag for og dokumentasjon av tiltak i norske havner og fjorder* (Masteroppgave). Trondheim: NTNU. 73

Abernathy, C.O., Liu, Y., Longfellow, D., Aposhian, H.V., Beck, B., Fowler, B., Goyer, R., Menzer, R., Rossman, T., Thompson, C. & Waalker, M. (1999). Arsenic: Health Effects, Mechanism of Action, and Research Issues. *Environmental Health Perspectives*, 107(7), 593-597. 56

Aftenbladet (2002). *Fiskefôrprodusenten EWOS i Hillevåg: Legger ned 21 arbeidsplasser*. Lastet ned 3.10.2012 fra: <http://www.aftenbladet.no/nyheter/okonomi/Legger-ned-21-arbeidsplasser-2746038.html>. 45

Amlo, S. & Bakke, K. (2010). *Kartlegging av nyere fraksjoner av farlig avfall i bygg*. Klif-rapport: TA-2613/2010. 56

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. & Sørensen, L. (2009). *Kartlegging av miljøgifter i eksteriørmaling på bygninger i Midtbyen i Trondheim*. NGU-rapport: 2009.078. 140, 148

Andersson, M., Eggen, O., Finne, T.E. & Ottesen, R.T. (2011). *Områder i Norge med naturlig høyt bakgrunnsnivå (over normverdi)-betydning for disponering av masser*. NGU-rapport: 2011.035. 5, 78, 79, 80, 136

Andersson M. & Haugland T. (2006). *Kartlegging av jordforurensning i 12 barnehager i Stavanger*. NGU-rapport: 2006.080. 1, 5, 6, 35, 36, 50, 180

Andersson, M., Ottesen, R.T. & Haugland, T. (2006). *Overvåkning av jordforurensning i Trondheim 1994-2004*. NGU-rapport: 2006.033. 5, 6, 47, 74, 121, 204

Andersson, M., Volden, T., Jartun, M. & Ottesen, R.T. (2003a). *PCB i yttervegger i hus fra Oslo Øst og uteområder rundt bygningene*. NGU-rapport: 2003.096. 49

Arnesen A.K. & Eggestad, M. (2000). *Miljøgifter i norske fjorder – ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurensset sjøbunn*. Klif-rapport: TA-1774/2000. 57, 60, 175

Asplan Viak (2008). *Det Stavangerske Dampskibsselskab AS, Miljøundersøkelse av Klasaskjæret og Kulltomta*. Rapport. 171, 172

- Aune, S.B.A. (2004). *Miljøgifter i produkter - data for 2002*. Klif-rapport: TA-2040/2004. 135, 177
- Austbø, A.T., Hovland, E., Roalkvam, G.M., Hoff, L.K., Høiland, L.N., Sørheim, E.N., Thime, T. & Wigestrands, Ø. (2008). *Stavanger byleksikon*. Stavanger: Wigestrands forlag. 11, 12, 17, 18, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 29, 65, 74, 80, 128, 139, 151, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 171, 172, 173, 175
- Birkeland, P. W. (1999). *Soils and Geomorphology (3rd edition)*. New York: Oxford University Press. 54
- Braastad, G. (2000). *Kort innføring i toksikologi: Økotoksikologisk risikovurdering – Veiledning – Del II*. Klif-rapport: TA-1756/2000. 53
- Bryn, A. & Rekdal, Y. (2002). *Vegetasjon og beite på Venabygdsfjellet – Rapport fra vegetasjonskartlegging*. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). NIJOS-rapport: 8/02. 14
- Buraas, I.K. (2011). *Antimon, arsen, barium, bly, jern, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, tinn og titan i interiørmaling* (Masteroppgave). Trondheim: NTNU. 148, 152, 160, 177
- Byggemiljo.no (2005). *Hva er forurenset grunn-og hvordan skal det håndteres?*
Lastet ned 9.10.2012 fra: byggemiljo.no/getfile.php/Filer/Publikasjoner/Forurenset_grunn.pdf.
7
- Bølviken, B., Ekremsæter, J., Ottesen, R.T., & Volden, T. (1983). *Reproduserbarhet av geokjemiske bekkesediment-data*. Oslo: Universitetsforlaget. 80
- Bølviken, B. (1973). *Statistisk beskrivelse av geokjemiske data*. NGU-skrifter: 285. 71, 72, 73
- Cabot, S.A. (2005). *Miljøinformasjonslova: overblikk og kommentarer*. Oslo: Kommuneforlaget. 9
- COWI (2008). *Kartlegging av jordforurensning i kommunale barnehager, Sandnes kommune*. Ferdigrapport. 31, 33
- COWI (2008a). *Kartlegging av jordforurensning i private barnehager, Sandnes kommune*. Ferdigrapport. 31, 33
- DNV (2010). *Sedimentprøvetaking-Stavanger havn: Undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av Vågen (EP014259)*. DNV-rapport: 2010-1553. 2, 35
- DNV (2010a). *Undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av Vågen og Mekjarvika*. DNV-rapport: 2010-1571. 35
- DNV (2006). *Miljøstatus og risikovurdering. Stavanger havn 2006*. DNV-rapport: 4200-2006. 35
- DNV (2004). *Miljøgiftundersøkelse i Vågen: Sedimenter, aktive landbaserte kilder og oppvirvling av sediment*. DNV-Rapport: 2004-0461. 2

- DNV (2003). *Kartlegging av miljøgifter i Bangarvågen og Vågen i Stavanger Havn*. DNV-rapport: 2003-0067. 2, 35
- DNV (2003a). *Overvåking av mudring og deponering av forurenset sediment i Trondheim havn – fase 1*. DNV-rapport: 2006-022. 35
- Dominguez, J.B. (2008). *Soil contamination research trends*. New York: Nova Science Publishers, inc. 72
- Eggen, O.A. (2012). *Personlig meddelelse*. Forsker, Norges geologiske undersøkelse (NGU). 70, 71, 79
- Eggen, O.A., Andersson, M. & Ottesen, R.T. (2009). *Aktsomhetskart for forurenset grunn i Oslo – Bestemmelse av byjordsområde og naturlig bakgrunn basert på boreprøver*. NGU-rapport: 2009.056. 8, 9, 17, 40, 47, 72, 73, 121, 139, 145, 147, 204
- Eggen, O.A. & Andersson, M. (2009a). *Aktsomhetskart for forurenset grunn i Oslo – Geokjemiske kart for arsen, tungmetaller og organiske miljøgifter*. NGU-rapport: 2009.055. 49, 121
- Eggen O.A., Haugland T. & Gaut S. (2006). *Kartlegging av jordforurensning i 12 barnehager i bydel Frogner (utenfor Ring 2)*. NGU-rapport: 2006.071. 6, 47
- Eggen O.A., Haugland T., Finne T.E. & Volden, T. (2006a). *Kartlegging av jordforurensning i 22 barnehager i bydel Sagene (utenfor Ring 2)*. NGU-rapport: 2006.068. 159
- Eidem, B. (2012). *Spredning av forurensning fra land til havnebasseng i Stavanger havn* (Masteroppgave). Trondheim: NTNU. 2, 3, 35, 39, 40, 121, 125, 135, 153, 154, 161, 204
- Elgvin, J. (1956). *En by i kamp; Stavanger bys historie, 1536-1814*. Stavanger: Stabenfeldt. 26
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. & Gundersen, H. (2004). *Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - brommerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan*. NIVA-rapport: 4809-2004. 144
- Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A. & Wiborg, M.L. (2001). *Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995-1999*. Klif-rapport: TA-1813/2001. 144
- Fundingsrud, J.H. (2009). *Nettverkssamling i regional planlegging og utvikling, Sandnes*. Sandnes: Riksantikvaren. 18
- Fylkesmannen (2004). *Stavanger havn - oppsummerende rapport, forslag til videre arbeid*. Fylkesmannen i Rogaland, 2004. 2, 3
- Gaudland, T. & Jacobsen, F.R. (2003). *Sandnes industri og handel, bind I og II*. Sandnes: Commentum Forlag. 17, 18, 20, 22, 65, 141
- GeoLeksi (2012). *Fyllitt*.
Lastet ned 2.10.2012 fra: <http://www.nhm.uio.no/fakta/geologi/geoleksi/>. 12

- GeoLeksi (2012a). *Glimmerskifer*.
Lastet ned 2.10.2012 fra: <http://www.nhm.uio.no/fakta/geologi/geoleksi/>. 12
- GeoLeksi (2012b). *Gneis*.
Lastet ned 2.10.2012 fra: <http://www.nhm.uio.no/fakta/geologi/geoleksi/>. 14
- GeoLeksi (2012c). *Migmatitt*.
Lastet ned 2.10.2012 fra: <http://www.nhm.uio.no/fakta/geologi/geoleksi/>. 14
- Gerdol, R., Bragazza, L., Marchesini, R., Medici, A., Pedrini, P., Benedetti, S., Bovolenta, S. & Coppi, S. (2002). Use of moss (*Tortula muralis* Hedw.) for monitoring organic and inorganic air pollution in urban and rural sites in Northern Italy. *Atmospheric Environment*, 36(25), 4069–4075. 1
- Gilbert, S.G. (2010). *A Small Dose of Toxicology- the Health Effect of Common Chemicals*. New York: CRC-press. 56, 59
- GMC.no (2012). *GMC-gruppen*.
Lastet ned 7.11.2012 fra: <http://www.gmc.no/>. 153
- Grimstvedt, M. (1991). *På leirgrunn – Tegl og potterier i Rogaland*.
Lastet ned 10.10.2012 fra: http://www.jaermuseet.no/images/stories/dokumenter/publikasjoner/aarbok_1991/044_P_Leirgrunn.pdf. 20, 21
- Grude, E.H. (1985). *Fra brygge til storhavn*. Stavanger Havn. Oslo: Universitetsforlaget. 65
- Gundersen, E.S., Molaug, I. & Pedersen, H. (2004). *Stavanger – en minnebok. Gamle Stavanger, bind III*. Stavanger: Dreyer forlag. 26
- Hahne, M.C.M & Koontje, W. (1973). Significance of pH and chloride concentration on behavior of heavy metal pollutants: Mercury (II), Cadmium (II), Zinc (II) and Lead (II). *Journal of Environmental Quality*, 2(4), 444-450. 61
- Hansen, F. & jensen, O.I. (1991). *Farvekemi: uorganiske pigmenter*. København: Gad. 125, 135, 148, 150, 155, 161, 166
- Haualand, E. (2012). *Personlig meddelelse*. Senioringeniør, Fylkesmannen i Rogaland. 36
- Hildebrandt, A., Lacorte, S. & Barcelo, D. (2006). Sampling of water, soil and sediments to trace organic pollutants at a river-basin scale. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 386(4), 1075-1088. 77
- Hole, M. & Frøland, S. (2008). *Jordforurensning i 10 barnehager i Trondheim*. NGU-rapport: 2008.011. 35, 47, 50
- Holt, Y. (2009). *Jordforurensning i Porsgrunn – kartlegging av tungmetaller og arsen i overflatejord i Porsgrunn kommune, Norge* (Masteroppgave). Trondheim: NTNU. 47, 56, 59, 146
- Hove, A. (2003). *Johannes Haukland – kunstneren bak frimerker og byvåpenet, Sandnes historie- og ættesogelag, Årbok nr. 6*. Stavanger: Rogalands Historie og Ættesogelag. 17

- Huo, X., Peng, L., Xu, X., Zheng, L., Qui, B., Qi, Z., Zhang, B., Hai, D. & Piao, Z. (2007). Elevated Blood Lead Levels of Children in Guiyu, an Electronic Waste Recycling Town in China. *Environmental Health Perspectives*, 26(9), 2001-2009. 157
- Iqbal, J., Gisclair, D., McMillin, D.J. & Portier, R.J. (2007). Aspects of petrochemical pollution in southeastern Louisiana (USA): pre-Katrina background and source characterization. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 115(7), 1113-1117. 63, 170
- Jartun, M., Eggen, O.A. & Volden, T. (2008). *PCB i stående bygningsmasse – undersøkelser fra Drammen, Kristiansand, Porsgrunn, Stavanger og Ålesund*. NGU-rapport: 2008.071. 2, 40, 47, 64, 121, 204
- Jartun, M., Eggen, O.A., Volden, T. & Ottesen, R.T. (2008a). *Nasjonalt estimat på problemomfang og mengdeberegning for PCB i stående bygningsmasse i Norge*. NGU-rapport: 2008.080. 64, 137
- Jartun, M., Ottesen, R.T., Steinnes, E. & Volden, T. (2008b). Painted Surfaces - Important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment. *Environmental Pollution*, 157(1), 295-302. 161
- Jartun, M. & Volden, T. (2006). *Jordforurensning i Harstad*. NGU-rapport: 2006.014. 47
- Jartun, M., Volden, T. & Alexander, J. (2006a). *Jordforurensning i Odda*. NGU-rapport: 2006.023. 47, 73
- Jartun, M. & Volden, T. (2005). *Miljøtilstanden ved opplagringsplasser og pussesteder ved 11 småbåthavner i Trøndelag*. NGU-rapport: 2005.012. 129, 147, 156
- Jartun, M., Ottesen, R.T. & Volden, T. (2005a). *Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen*. NGU-rapport: 2005.051. 161
- Jartun, M., Ottesen, R.T. & Volden, T. (2002). *Jordforurensning i Tromsø*. NGU-rapport: 2002.041. 35, 47, 50, 67, 74, 121, 135, 204
- Jartun, M., Ottesen, R.T., Volden, T., Jensen, H., Andersson, M. & Alexander, J. (2002a). *Forebyggende arbeid - Jordforurensning i små barns utelekemiljø i Tromsø*. NGU-rapport: 2002.053. 123
- Johnson, C. C., Demetriades, A., Locutura, J. & Ottesen, R.T. (2011). *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. USA: New York, John Wiley and Sons. 1, 5, 63, 77, 150, 169
- Johnson, C.C. & Ander, E.L. (2008). Urban Geochemical Mapping Studies: How and why we do them. *Environmental Geochemical Health*. 30(6), 511-530. 5
- Jøssang, L.G., Langhelle, S.I. & Tysdal, O. (2010). *Sandneshistorien. Fra husklynge til stor by*. Bergen: Fagbokforlaget. 11, 17, 18, 19, 20, 21, 147
- Kabata-Pendias, A & Pendias, H. (1992). *Trace elements in soils and plants*. USA: CRC Press.

- Kjeldsen, P. & Christensen, T.H. (1996). *Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, bind 1 og 2 – Prosjekt om jord og grundvand i Miljøstyrelsen*. Danmark: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljøteknologi. 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 64, 65, 125, 144, 155, 157, 161, 163, 165, 166, 167, 177, 178
- Kjos-Hanssen, O. & Myhre, K. (2003). *Forurensede sedimenter i Sandnes havn, rapport fra fase 1 i arbeidet med fylkesvise tiltaksplaner*. Stavanger: Miljøstatus Rogaland. 20, 31, 32
- Klif (2012). *Grunnforurensning – bransjer og stoffer*. Klif-rapport TA-2876/2012. 43, 53, 61, 64, 65
- Klif (2012a). *Spørsmål og svar om grunnforurensning*.
Lastet ned 3.10.2012 fra: <http://www.klif.no/Sporsmalogsvar/Forurensetgrunn/#jump37001>. 46
- Klif (2012b). *Grunnforurensning. Norske utslipp*.
Lastet ned 3.10.2012 fra: <http://www.norskeutslipp.no/> 45
- Klif (2012c). *Grunnforurensning*.
Lastet ned 4.10.2012 fra: <http://grunn.klif.no/> 3, 42
- Klif (2011). *Bakgrunnsdokumenter til veiledning for risikovurdering*. Klif-rapport: TA-2803/2011. 78
- Klif (2010). *Kartlegging av forurensning i utvalgte småbåthavner i Norge*. Klif-rapport: TA-2751/2010. 125, 146, 156, 171, 173
- Klif (2008). *Stadig mindre utslipp av miljøgifter*.
Lastet ned 14.10.2012 fra: <http://www.klif.no/no/Aktuelt/Nyheter/2008/Mars-2008/Stadig-mindre-utslipp-av-miljogifter/>. 59, 153, 163, 169, 173
- Klif (2008a). *Veileder for helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. Klif-rapport: TA-2553/2009. 8, 90, 93, 96, 99, 102, 105, 108, 111, 114, 117, 151, 152, 161, 165, 169, 171, 179
- Klif (2006). *Forurensning i bunnsedimenter i områder med skipsverft*. Klif-rapport: TA-2145/2006. 132
- Klif (2004). *Kartlegging av skipsverft. Steder hvor det kan ha oppstått forurensningsproblemer knyttet til bygging, vedlikehold og reparasjon av skip og offshoreinstallasjoner*. Klif-rapport: TA-2044/2004. 18, 125, 129, 135, 173, 178
- Klif (2002). *Obs-listen: Miljøvernmyndighetenes liste over helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på*. Klif-rapport: TA-1910/2002. 53
- Kongsvik, M.K. (2012). *Geokjemisk kartlegging av overflatejord i Kristiansand (Masteropp-gave)*. Trondheim: NTNU. 47
- Langedal, M. & Hellesnes, I. (1997). *Innhold av tungmetaller i overflatejord og bakterier i sandkasser i barnehager i Trondheim: Helse- og risikovurdering*. Miljøavdelingen i Trondheim kommune, rapport: TM 97/03. 123

- Lavold, O., Ludvigsen, T.J., Rostrup, K., Soma, J., Sægrov, S. & Axelsen, A. (1998). *Sandnes fra trettiåra til i dag*. Stavanger: Dreyer bok. 20
- Lebow, S., Cooper, P. & Lebow, P.K. (2004). *Variability in Evaluating Environmental Impacts of treated Wood*. USA: Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. 180
- Lierhagen, S. (2012). *Personlig meddelelse*. Overingeniør, institutt for kjemi, NTNU. 76, 82, 83
- Ljung, K., Otabbong, E. & Selinus, O. (2006). Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden. *Environmental Chemistry and Health*, 28(4), 353-364. 5, 6, 7
- Loredo, J., Ordonez, A., Charlesworth, S. & De Miguel, E. (2003). Influence of industry on the geochemical urban environment of Mieres (Spain) and associated health risk. *Environmental Geochemistry and Health*, 25(3), 307-323. 5
- Løvås, G.G. (2004). *Statistikk for universitet og høyskoler, 2. utgave*. Oslo: Universitetsforlaget. 71, 74, 75
- Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R. & Sprovieri, M. (2002). Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of the Total Environment*, 300(1-3), 229-243. 6, 166, 181
- McAlister, J.J., Smith, B.J., Neto, J.B. & Simpson, J.K. (2005). Geochemical distribution and bioavailability of heavy metals and oxalate in street sediments from Rio de Janeiro, Brazil: a preliminary investigation. *Environmental Geochemistry and Health*. 27(5-6), 429-441. 5
- Meisland, K. (2012). *Personlig meddelelse*. Eier av Kjell Meisland AS. 149
- Meisland.no (2012). *Om oss*.
Lastet ned 1.11.2012 fra: http://www.meisland.no/web12/om_trappefabrikken_kjell_meisland.shtml. 149
- Mielke, H.W. (1999). Lead in the Inner Cities. *American Scientist*, 87(1), 62-73. 159
- Mielke, H.W., Powell, E.T., Shah, A. Gonzales, C.R. & Mielke, P.W. (1999a). Multiple Metal Contamination from House Paints: Consequences of Power Sanding and Paint Scraping in New Orleans. *Environmental Health Perspectives*, 109(9), 973-978. 161
- Mielke, H.W. & Reagan, P.L. (1998). Soil is an Important Pathway of Human Lead Exposure. *Environmental Health Perspectives*, 106(1), 217-229. 159
- Mielke, H.W. (1994). Lead in New Orleans soils: new images of an urban environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 16(3-4), 123-128. 5
- Miljøstatus.no (2012). *Noen farlige kjemikalier*.
Lastet ned 14.10.2012 fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/>. 57, 58, 59, 60, 61, 63, 64, 176
- Misund, A., Strømme, B.F.B, Ellefsen, V., Korsmo, A. & Torsnes, O. (1989). *Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn, Rogaland*. NGU-rapport: 89.248. 31, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 169, 173

- Moen, K. (2001). *Undersøkelse av forurensningen av sedimentene i Stavanger Interkommunale havn*. Stavanger kommune: rapport. 17, 22, 26, 27, 35, 65
- Multiconsult (2010). *Resultater av supplerende undersøkelser i grunnvann og sjø, Jadarholm AS*. Multiconsult-rapport: 611812-4.11. 35
- Myers, J.C. (1997). *Geostatistical error management: quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping*. New York: Van Nostrand Reinhold. 77
- Myhre, K. (2002). *Tiltaksplan for opprydning av forurensede sedimenter i Stavanger havn, miljørapport nr. 1 2002*. Fylkesmannen i Rogaland: Miljøvern avdelingen. 2
- Nelson, D.L. & Cox, M.M. (2008). *Principles of Biochemistry, 5th edition*. New York: W.H. Freeman and Company. 55
- NGU (2012). *LITO-prosjektet, resultater*.
Lastet ned 3.9.2012 fra: <http://www.ngu.no/lito/>. 12, 14
- Nielsen, J.B. & Kristiansen, J. (2005). Remediation of soil from lead-contaminated kindergartens reduces the amount of lead adhering to children's hands. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15(3), 282-288. 159
- NILU/NIVA (2003). *Høye forekomster av nye miljøgifter i fisk fra Mjøsa*. Pressemelding 30. mars 2003. 144
- Norconsult, 2011. *Miljøundersøkelse av sediment i forbindelse med utfylling, Buøy med tiltaksplan*. Norconsult-rapport: 2011-11-18. 35
- Nordal, O. (2011). *Tiltaksplan Klasaskjær*. Asplan Viak-rapport: 2011-10-27. 35
- Nordal, O. (2011a). *Tiltaksplan Kullkaien*. Asplan Viak-rapport: 2011-10-27. 35
- Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M. & Friberg, L.T. (2007). *Handbook on the Toxicology of Metals, 3rd edition*. Nederland: Elsevier. 56, 59, 62, 149, 156
- Næss, H.E. (1998). *Gamle Stavanger*. Stavanger: Partner print AS. 17, 26
- Ottesen, R.T. (2012). *Personlig meddelelse*. Seniorforsker, Norges geologiske undersøkelse (NGU). 11, 18, 79, 144, 147, 181
- Ottesen, R.T., Eggen O.A. & Andersson, M. (2009). *Mal for utarbeidelse av aktsomhetskart for forurenset grunn*. NGU-rapport: 2009.033. 1, 9, 17, 71, 155
- Ottesen, R.T. & Langedal, M. (2008). *Byjord – en giftig historie*. NGU-Gråstein: nr 12. 6, 7, 17, 50, 53, 57, 58, 62, 139, 140, 146, 148, 152, 155, 157, 167, 180
- Ottesen, R.T., Alexander, J., Joranger, T., Rytter, E. & Andersson, M. (2007). *Forslag til tilstandsklasser for jord*. NGU-rapport: 2007.019. 6, 62, 79
- Ottesen, R.T. & Haugland, T. (2003). *Trygg disponering av rive- og anleggsmasser*. Klif-rapport: TA-1932/2003. 122
- Ottesen, R.T. & Volden, T. (2003a). *Miljøteknisk grunnundersøkelse i Jåttåvågen - Datarapport*. NGU-rapport:2003.010. 169

- Ottesen, R.T. & Volden, T. (2002). *Avfall fra blåserensning - miljøundersøkelse og forslag til behandling av avfallet i Nidelvassdraget*. NGU-rapport: 2002.011. 59, 60, 61, 62, 64, 134, 146, 155, 163, 165, 168, 174, 175, 177, 178
- Ottesen, R.T. & Langedal, M. (2001). *Urban geochemistry in Trondheim, Norway*. NGU-Bulletin: 438, 63-69. 5
- Ottesen, R.T. Langedal, M., Cramer, J., Elvebakk, H., Finne, T.E., Haugland, H., Jæger, Ø., Longva, O. Storstad, O.M. & Volden, T. (2000). *Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: datarapport*. NGU-rapport: 2000.115. 50, 53, 59, 130, 132, 136, 149, 171
- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T. & Haugland, T. (2000a). *Geokjemisk atlas for Norge*. Trondheim: NGU. 5, 15
- Ottesen, R.T. & Volden, T. (1999). *Jordforurensning i Bergen*. NGU-rapport nr: 99.022. 1, 5, 47, 57, 58, 80, 121, 124, 125, 131, 135, 204
- Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. & Alexander, J. (1999a). *Undersøkelse av arseninnholdet i jord i Stormyra barnehage*. NGU-rapport nr: 99.058. 180
- Ottesen, R.T., Volden, T., Finne, T.E. & Alexander, J. (1999b). *Helserisikovurdering av arsen, bly og PAH fra jord og sand i barns lekemiljø. Forslag til tiltak.* NGU-rapport nr: 99.083. 63, 123
- Peterman, R.M. & Gonigle, M. M. (1992). Statistical power analysis and the precautionary principle. *Marine Pollution Bulletin*, 25(5), 231-234. 79
- Pukkula, E. & Pönkä, A. (2001). Increased Incidence of Cancer and Asthma on a Former Dump Area. *Environmental Health Perspectives*, 109(11),1121-1125. 31
- Rayner-Canham, G. & Overton, T. (2006). *Descriptive Inorganic Chemistry, 4th edition*. New York: Freeman. 148, 168
- Regjeringen (2005). *Rett til miljøinformasjon*.
Lastet ned 21.8.2012 fra: http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/lover_regler/rett-til-miljoinformasjon.html?id=445355. 9
- Reimann, C. (2012). Personlig meddelelse. Forsker, Norges geologiske undersøkelse (NGU). 76, 83
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R. & Dutter, R. (2008). *Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R*. Chichester: Wiley. 71, 75, 76, 77
- Reimann, C. & Garrett, R. G. (2005). Geochemical background – concept and reality. *Science and The Total Environment*, 350(1-3),12-27. 72, 73
- Reimann, C. & de Caritat, P. (1998). *Chemical elements in the environment: factsheets for the geochemist and environmental scientist*. Tyskland: Springer Verlag. 14, 17, 56, 57, 58, 59, 61, 62, 123, 124, 127, 131, 133, 134, 140, 149, 155, 163, 202
- Rogalandsforskning (2005). *Resultater fra sedimentanalyser i Dusavika, februar 2005*. Notat til Stavanger kommune 06.04.05. 35

- Rogalandsforskning (2004). *Analyse av miljøgifter i sediment i Galeivågen*. RF-Rapport:2004/055. 35
- Rogalandsforskning (2003). *Miljøundersøkelse av marine resipienter rundt Stavangerhalvøya, 2001-02*. RF-Rapport: 2003/081. 35
- Rogalandsforskning (2003a). *Miljøundersøkelse av marine resipienter i Stavanger kommune, 2001-02*. RF-Rapport: 2003/080. 35
- Ryberg, D. & Haugen, Aa. (1992). *Helsefare ved saltimpregnering med CCA*. Oslo: Statens arbeidsmiljøinstitutt. 179
- Rådmannen i Sandnes (2008). *Reguleringsplan for gnr. 29, bnr, 90 - Trikotasje-fabrikken Figgjo, plan 2002.108*. Sandnes kommune. 22
- Sandnesgarn.no (2012). *Om oss*.
Lastet ned 31.10.2012 fra: <http://www.sandnesgarn.no/> 22
- Sánchez-Camazano, M., Sánchez-Martín, M.J. & Lorenzo, L.F. (1994). Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain). *Science and The Total Environment*, 23(146-147), 163-168. 1
- Shi J., Wang H., Xu J., Wu J., Liu X., Zhu, H. & Yu C. (2007). Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China. *Environmental Geology*, 52(1), 1-10. 6
- Skadsheim, A. (2012). *Undersøkelse av forurenset sjøbunn rundt Stavanger havneområde i 2011*. Stavanger Kommune. 35
- Skien, H.G. (2012). *Personlig meddelelse*. Avdelingsingeniør, bymiljø, Sandnes Kommune. 33, 35
- Statistisk Sentralbyrå (2012). *Folkemengde etter kjønn og alder. Stavanger. 1. januar 2012*.
Lastet ned 29.8.2012 fra: <http://www.ssb.no/emner/02/01/10/folkemengde/tab-2012-03-14-26.html>. 11
- Stavanger kommune (2011). *Kommunedelplan for kulturminner 2010-2025*. Stavanger kommune, Kultur og byutvikling. 23
- Stavanger kommune (2010). *Klima og miljøplan 2010-2025*. Stavanger kommune, Bymiljø og utbygging, april 2010. 9
- Stavanger kommune (2007). *Aktsomhetskart for grunnforurensning, Stavanger kommune*. 6, 9, 40, 41, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178
- Stavanger kommune (1995). *Stedsanalyse Stavanger sentrum – vedlegg til kommunedelplan, Stavanger sentrum 1994-2005*. 22, 26, 27
- Steinmann, M. & Stille, P. (1997). Rare earth element behavior and Pb, Sr, Nd isotope systematic in a heavy metal contaminated soil. *Applied Geochemistry*, 12(5), 607-623. 1
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H.T. & Pfaffhuber K.A. (2011). *Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge - Landsomfattende undersøkelse i 2010*. Klif-rapport: TA-2859/2011. 58, 123, 124, 134

- Steinnes, E., Andersson, E.M. & Jakobsen, E. (1995). *Atmosfærisk nedfall av kvikksølv i Norge*. STF(Klif)-rapport: 627/95. 131
- Steinnes, E., Røyset, O., Vadset, M. & Johansen, O. (1993). *Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge - Landsomfattende undersøkelse i 1990*. STF(Klif)-rapport: 523/93. 126
- Stevanovic-Janesic, T. & Cooper, P.A. (2000). Chromated copper arsenate treatment of North American Hardwoods. Part I. CCA fixation performance. *Holzforschung*, 54(6), 577-584. 179
- Store Norske Leksikon (2012). *Sink*.
Lastet ned 11.11.2012 fra: <http://snl.no/sink>. 142, 171
- Store Norske Leksikon (2009). *Absorpsjon*.
Lastet ned 19.9.2012 fra: <http://snl.no/absorpsjon>. 55
- Store Norske Leksikon (2009a). *Adsorpsjon*.
Lastet ned 19.9.2012 fra: <http://snl.no/adsorpsjon>. 55
- Stumm, W. & Morgan, J.J. (1996). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. New York: Wiley. 55
- Thornton, I., Davies, D.J., Watt, J.M. & Quinn, M.J. (1990). Lead exposure in young children from dust and soil in the United Kingdom. *Environmental Health Perspective*, 89, 55-60. 157
- Thornton, I. & Webb, J.S. (1979). Geochemistry and health in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B288*, 151-168. 5
- Tijhuis, L., Brattli, B. & Sæther, O.M. (2002). A geochemical survey of topsoil in the city of Oslo, Norway. *Environmental Geochemistry and Health*, 24(1), 67-94. 5, 47, 49, 121, 126, 131, 132, 204
- Tiller, K.G. (1992). Urban soil contamination in Australia. *Australian Journal of Soil Research*, 30(6), 937-957. 7
- Tine.no (2012). *Tine meierier Sola*.
Lastet ned 3.10.2012 fra: <http://www.tine.no/omtine/varvirksomhet/meieriene/meieriene/tinemeierietsola>. 45
- Tjessem, O. (2012). *Personlig meddelelse*. Jobber på Malthus AS på Figgjo. 143
- Townsend, T., Solo-Gabriele, H., Tolaymat, T., Stook, K. & Hosein, N. (2003). Chromium, Copper and Arsenic Concentrations in Soil Underneath CCA-Treated Wood Structures. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 12(6), 779-798. 56, 162, 179
- Trondheim kommune (2008). *Bransjer og forurensning*.
Lastet ned 1.11.2012 fra: http://webhotel2.gisline.no/GISLINEWebInnsyn_Trondheim/XSLT-InfoComponent/-FrameInformation.aspx?width=250&height=589# 65, 142, 143, 147, 155, 157, 159, 163, 171, 172, 173
- Vadstrup, A.S. (2006). *De klassiske pigmenter. Pigmenter og farver til interiører og eksteriør 1700- 1950. Baggrund, historie og egenskaber*. Raasvad: Center for Bygningsbevaring. 125, 148

- Vrana, B., Paschke, A. & Popp, P. (2001). Polyaromatic hydrocarbon concentrations and patterns in sediments and surface water of the Mansfield region, Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Environmental Monitoring*, 3(6), 602-609. 1
- Vrijheid, M. (2000). Health Effects of Residence NEar Hazardous Waste Landfill Sites: A Review of Epidemiologic Literature. *Environmental Health Perspectives*, 108(supplement 1), 101-112. 31
- Walker, C.H., Hopkin, S.P., Silby, R.M. & Peakall, D.B. (2006). *Principles of Ecotoxicology*, 3rd edition. New York: Taylor & Francis Group. 55, 56
- Wang, G., Zhang, Q., Ma, P., Rowden, J., Mielke, H.W., Gonzales, C. & Powell, E. (2008). *Sources and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Soils: Case Studies of Detroit and New Orleans*. New York: Taylor & Francis Group. 63, 169, 170, 176
- Wolfe, M.E., Schwarsbach, S. & Sulaiman, R.A. (1998). Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Oceanografic Literature Review*, 47(7), 1216. 56
- Wong, C.S.C., Li, X. & Thornton, I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142(1), 1-16. 5, 6
- Zhenga, B., Dinga, Z., Huang, R., Zhua, J., Yua, X., Wangb, A., Zhouc, D., Maod, D. & Sud, H. (1999). Issues of health and disease relating to coal use in southwestern China. *International Journal of Coal Geology*, 40(2-3), 119-132. 123
- Økland, T. (2005). *Kostholdsrad i Norske havner og fjorder. En gjennomgang av kostholdsrad i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag*. Oslo: Aktiv Trykk. 2, 33, 35, 36

Vedlegg A

Verft og hermetikkfabrikker

Tabell A.1: Verft og Hermetikkfabrikker i Stavanger.

Bedrift	Adresse	Type industri	År i produksjon
Brødrene Bjørnevik	Nedre Vågen 27	Skipsverft	-
Ploug & Sundt	Kjerringholhverven	Treskipsverft	1780 -?
Sandvigsgrunden	Sandviggå	Treskipsverft	1793-1864
Köhler og Co	Laugmannsgata	Bl.a. verft og rederi	1813-1883
Rosenberg Verft	Bangarvågsgata 12	Skipsverft	1896-idag
Rosenkildeverven	Nordstien av Verkgata	Treskipsverft	1840-1887
Strømstenens Verft	Strømstenen, nordvest for badedammen	Treskipsverft	1850-1870
Stavanger Støberi & Dok	Støperigata 16	Jernstøperi og skipsverktsted	1871-1931
Stavanger Skipsopphugging Co As	Nyhavn på Buøy	Skipsopphugging	1903-1957
GMC Maritime AS	Dusavikveien 19	Maritim og offshorevirksomhet	1973-idag
Stavanger Preservering Co As	Nedre Strandgate 41-43	Hemettikkprodusent	1900-1970
Bjelland & Co	Øvre strandgate		
Braalands Hermetikkfabrikk AS	Skagen, Øvre Banegate	Hemettikkprodusent	1858-1927
	Nedre Strandgate 31 og 33	Hemettikkprodusent	1896-1949
	Øvre Strandgate 88a		
Norconserv	Niels Jules gate 50	Forskningsinstitutt knyttet til hermetikkindustrien	1931-idag
	Alexander Kielandsgate 2		
Concord Canning Co	Sandviggå 27	Hemettikkprodusent	1908-1941
Tou Bryggeri	Lervigsveien	Brygging av bl.a. øl, brus og hermetikkprodusent	1882-1996
Holmens Preservering Co	Skagen 40	Hemettikkfabrikk	1882-1996
Stavanger Bilkeballagfabrikk	Harald Hårfages gate 15	Bilkktrykkeri	1896-2003
Stavanger Bilkktrykkeri	Ryfylkegata 13	Bilkktrykkeri	1905-2003
Vestlandske Bilkktrykkeri & Maskinværksted	Haugesundgata 27		1912-2003

Vedlegg B

Typiske bergarter med innhold av tungmetaller

Tabell B.1: Typiske bergarter i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim med innhold av tungmetaller (Reimann og de Caritat, 1998).

Grunnstoff	Mulig bergart	Mengde (mg/kg)
Arsen	Granitt/Granodioritt	3
	Kalkstein	1.5
	Kull	10
	Skifer	13
Bly	Granitt/Granodioritt	3.6
	Kull	20
	Sandstein	10
	Skifer	22
Kadmium	Basalt	0.2
	Gabbro	0.2
	Granitt/Granodioritt	0.1
	Kalkstein	0.1
	Kull	1
	Skifer	0.25
Kobber	Basalt	90
	Gabbro	90
	Granitt/Granodioritt	12
	Kull	20
	Skifer	45
	Ultramafiske bergarter	40
Krom	Basalt	250
	Gabbro	250
	Kull	20
	Sandstein	35
	Skifer	100
	Ultramafiske bergarter	2 300
Kvikksølv	Granitt/Granodioritt	0.03
	Kalkstein	0.02
	Skifer	0.18
Nikkel	Basalt	130
	Gabbro	130
	Kull	20
	Skifer	70
	Ultramafiske bergarter	2 000
Sink	Basalt	100
	Gabbro	100
	Granitt/Granodioritt	50
	Kalkstein	40
	Kull	50
	Skifer	100
Ultramafiske bergarter	60	

Vedlegg C

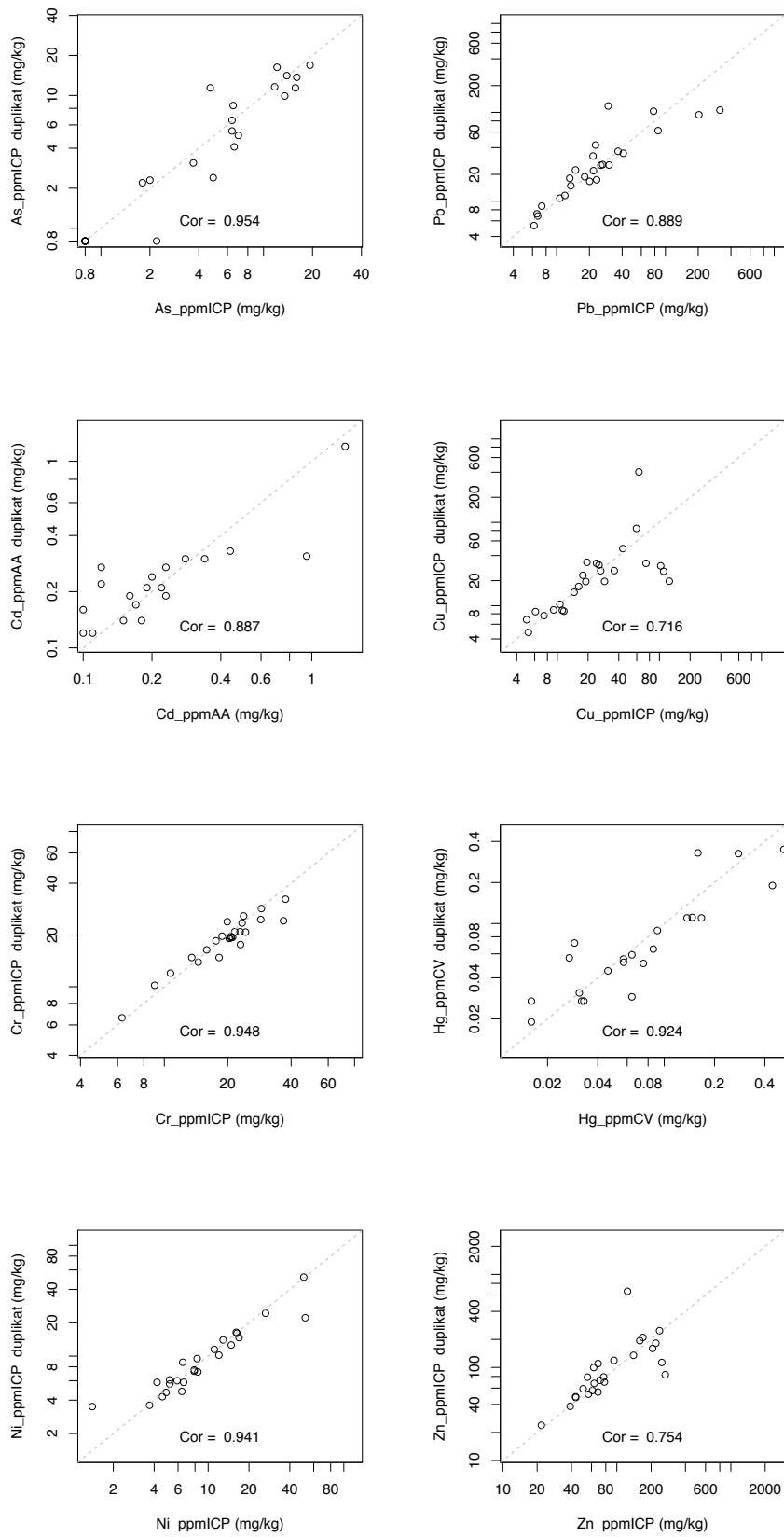
Oppsummering av resultater fra tidligere undersøkelser

Tabell C.1: Liknende undersøkelser andre steder i Norge; Bergen (Ortesen og Volden, 1999), Tromsø (Jartun, Ortesen og Volden, 2002), Oslo (Eggen, Andersson og Ottosen, 2009; Tjnhuis, Brattli og Sæther, 2002)) og Trondheim (Andersson, Ottosen og Haugland, 2006). Samt resultatene fra sandfangundersøkelsene (Eidem, 2012) og innholdet av PCB i ytre fasader, jord og innendørs maling (Jartun, Eggen og Volden, 2008) (her under navnet "Jord v/fasader"). Alle verdier oppgitt i mg/kg; "Med" = Medianverdien.

	Bergen(N=435)			Oslo(N=297)			Tromsø(N=302)			Trondheim(N=321)			Sandfangskummer(N=94)			Jord v/fasader(N=14)		
	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
As	2.8	0.5	38	4.5	< 3	69.6	2.1	1	30	3.3	0.32	23	3.6	0.55	210	-	-	-
Pb	38	2.5	5780	33.9	< 5	1000	6	< 5	20500	32	16	20500	35	4.3	2800	-	-	-
Cd	0.2	0.01	1.5	0.34	0.06	3.1	0.13	< 0.02	6.1	0.12	0.002	5.6	0.29	0.041	28	-	-	-
Cu	29	4	2850	23.5	4.76	437	34.2	2.8	3810	32	5.4	383	82	11	18000	-	-	-
Cr	18	0.5	215	28.5	2.85	224	37.5	7.5	1070	58	23	296	33	7.2	940	-	-	-
Hg	0.1	0.01	2.9	0.06	< 0.01	2.3	0.02	< 0.01	1.5	0.09	0.2	2.23	0.0375	0.0125	4.9	-	-	-
Ni	13	1	310	24.1	2.23	232	27.3	3.7	192	43	17	153	19	3	670	-	-	-
Zn	85	8	998	130	22.9	1150	60.4	14.5	10200	80	4.3	1056	430	35	29000	-	-	-
PAH	0.85	< 0.02	29	-	-	-	0.95	0.02	240	0.68	2.1	15	0.175	0.175	23	-	-	-
PCB	0.007	< 0.001	0.95	-	-	-	0.001	0.001	2.4	-	-	-	0.01	0.01	1.36	< 0.02	< 0.02	2.92

Vedlegg D

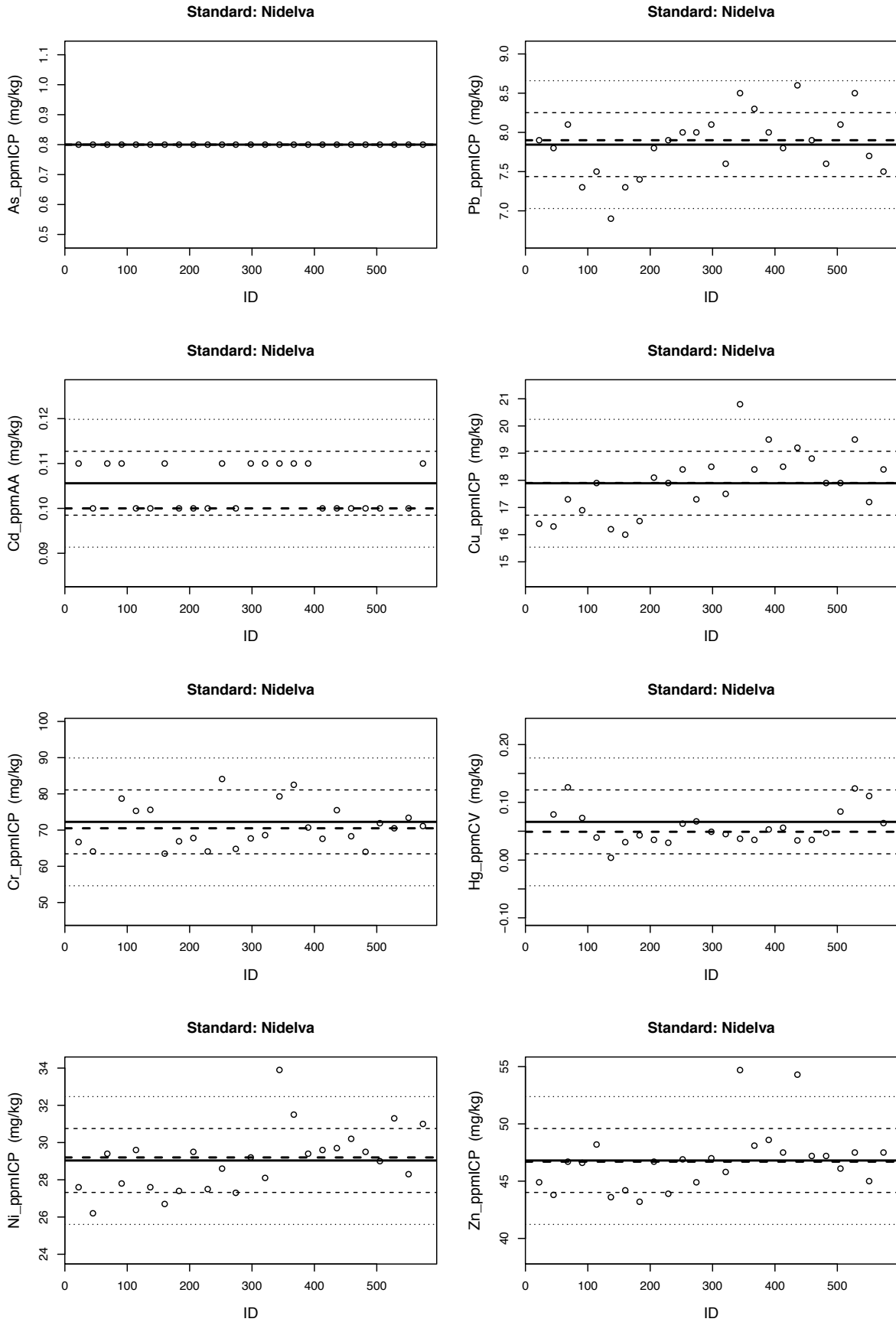
Korrelasjonsplott



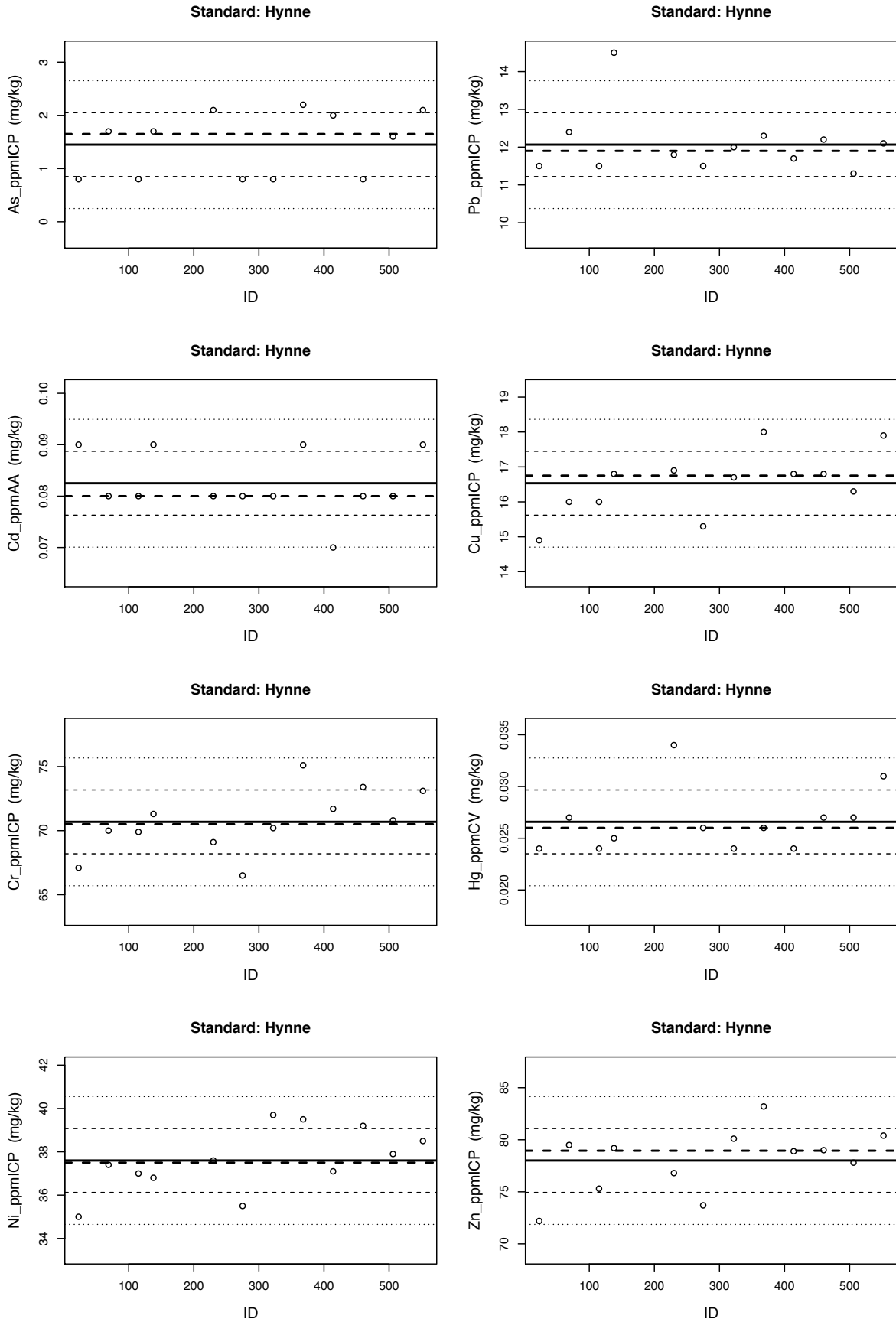
Figur D.1: Korrelasjonsplott for duplikatprøvene i Stavanger og Sandnes.

Vedlegg E

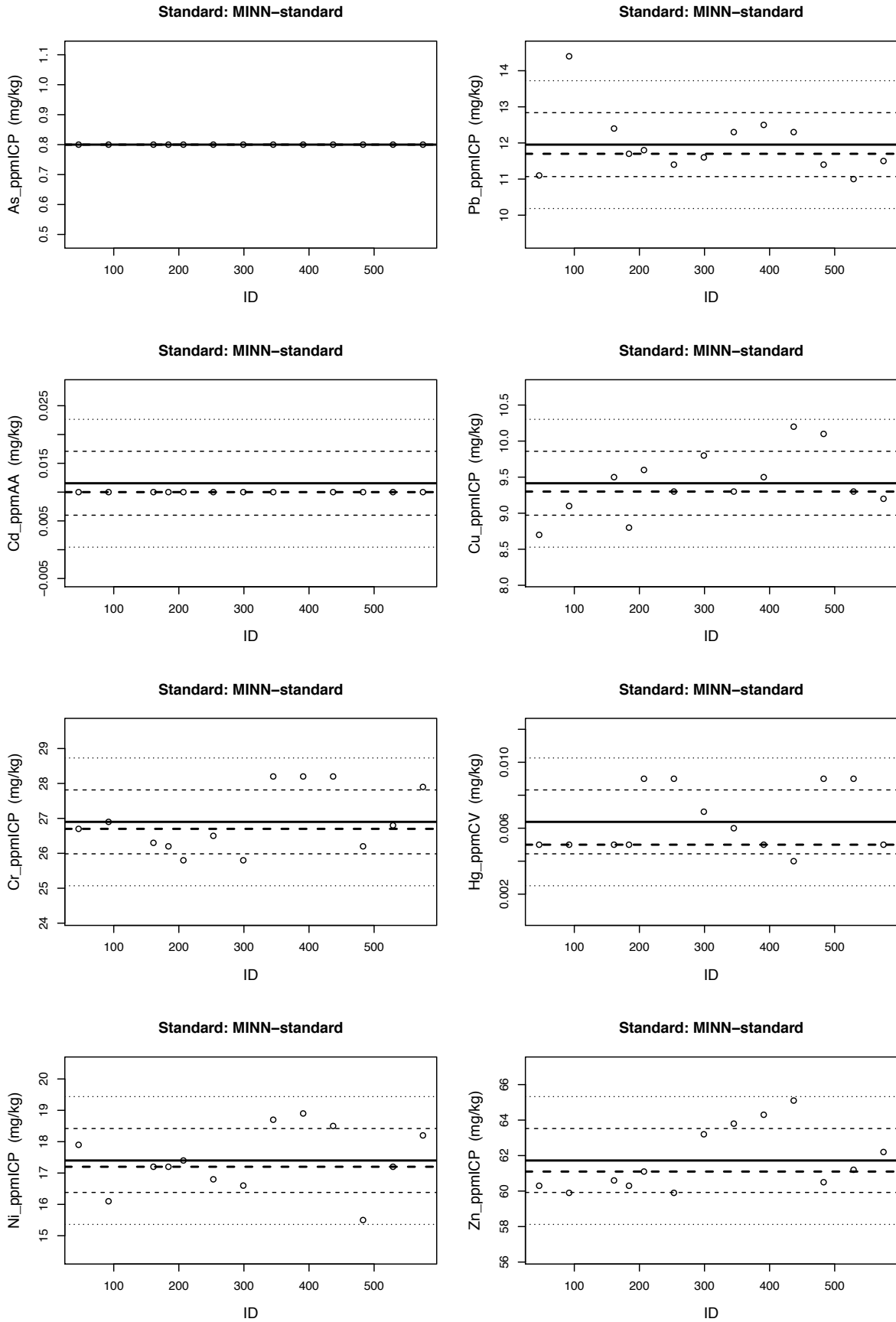
X-charts



Figur E.1: X-charts for for alle tungmetallene, Nidelvstandard.



Figur E.2: X-chart for alle tungmetallene, Hynnestandard.



Figur E.3: X-chart for alle tungmetallene, Minnstandard.

Vedlegg F

Ukorrigerte og korrigerte kobber-resultater

Tabell F.1: Korrigerte og ukorrigerte resultater for kobber

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu- ukorrigert	Cu- korrigert
64851	101	316494	6519883	7.1	8.0
64852	102	316150	6520228	12.7	14.3
64853	103	315984	6520473	6.6	7.4
64854	104	316083	6520644	8.5	9.6
64855	105	315680	6520828	9.4	10.6
64856	106	315532	6520754	7.7	8.6
64857	107	313673	6523607	8.7	9.8
64858	108	313732	6523391	18.5	20.8
64859	109	312638	6524544	5.5	6.2
64860	110	312332	6524697	6.5	7.3
64861	111	312347	6524731	4	4.5
64862	112	312040	6524164	3.9	4.4
64863	113	312711	6523981	5.2	5.8
64864	114	312733	6525179	5.4	6.1
64865	115	312760	6525606	7.2	8.1
64866	116	312042	6525981	11.5	12.9
64867	117	312315	6525456	8.1	9.1
64868	118	310344	6524538	22.6	25.3
64869	119	310404	6524216	8.4	9.4
64870	120	310072	6524282	25.6	28.6
64874	121	310666	6524427	14.8	16.5
64875	122	310477	6524850	6.9	7.7
64876	123	310735	6524945	5.4	6.0
64877	124	310975	6525345	14.3	16.0
64878	125	311010	6525745	18.2	20.3
64879	126	310115	6524630	6.6	7.4
64880	127	310035	6525124	7.5	8.4
64881	128	310484	6525450	7.7	8.6
64882	129	310237	6526121	4.8	5.4
64883	130	310682	6525871	39.1	43.6
64884	131	310685	6526248	21	23.4
64885	132	310961	6526276	5.8	6.5
64886	133	310312	6527033	16.9	18.8
64887	134	310283	6526691	2.9	3.2
64888	135	310245	6527345	9	10.0
64889	136	310171	6527684	15.5	17.2
64890	137	310766	6527849	4800	5339.5
64891	138	311239	6527904	15.6	17.3
64892	139	310942	6527513	9.3	10.3
64893	140	311346	6527214	19.5	21.7
64897	141	311628	6526788	18.1	20.1
64898	142	311987	6525965	15.4	17.1
64899	143	311895	6526319	8.5	9.4
64900	144	311345	6527102	3.1	3.4
66151	145	311232	6526567	7.6	8.4
66152	146	311559	6527084	32.5	36.1
66153	147	311814	6527756	16.4	18.2
66154	148	311982	6527211	16.5	18.3
66155	149	312379	6527558	9.6	10.6
66156	150	312695	6527280	8.7	9.6
66157	151	312667	6527596	8.2	9.1
66158	152	313782	6527008	16.2	17.9
66159	153	313251	6526943	12.6	13.9
66160	154	313779	6526664	4.5	5.0

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
66161	155	314132	6527467	9.7	10.7
66162	156	313473	6528422	20.5	22.7
66163	157	315518	6529495	7	7.7
66164	158	315404	6529599	16.4	18.1
66165	159	314944	6529249	6.3	7.0
66166	160	313893	6528442	9.2	10.2
66170	161	313077	6528148	11.2	12.4
66171	162	313036	6528522	4.6	5.1
66172	163	313382	6528799	5.7	6.3
66173	164	313172	6529611	11.6	12.8
66174	165	313655	6530200	8.3	9.2
66175	166	313074	6529801	646	712.0
66176	167	312843	6529345	34.1	37.6
66177	168	312737	6528367	14.9	16.4
66178	169	312857	6528391	10.2	11.2
66179	170	312429	6528181	305	335.8
66180	171	312112	6527846	15.5	17.1
66181	172	311959	6528178	25.3	27.8
66182	173	311842	6528242	9.4	10.3
66183	174	312202	6528672	61.3	67.4
66184	175	312064	6528667	38.8	42.6
66185	176	311862	6528639	8.4	9.2
66186	177	311580	6528285	20.4	22.4
66187	178	311382	6528209	15.5	17.0
66188	179	311267	6528458	11.3	12.4
66189	180	311563	6528610	59.6	65.4
66193	181	310874	6528254	9.6	10.5
66194	182	310545	6528768	13.5	14.8
66195	183	310078	6528281	37.5	41.1
66196	184	310412	6528175	29.7	32.5
66197	185	310904	6528771	651	713.2
66198	186	311223	6528885	4.2	4.6
66199	187	310721	6528935	9	9.9
66200	188	310675	6529261	3.7	4.0
66201	189	311048	6529564	6.3	6.9
66202	190	310629	6529679	490	536.0
66203	191	311748	6529961	22.5	24.6
66204	192	311583	6529539	9.9	10.8
66205	193	311701	6529258	13.1	14.3
66206	194	311982	6529100	7.8	8.5
66207	195	312193	6529699	7.7	8.4
66208	196	312371	6530180	104	113.5
66209	197	311838	6530295	19	20.7
66210	198	311407	6530237	4.3	4.7
66211	199	310766	6530067	13.2	14.4
66212	200	310875	6530350	14.6	15.9
66216	201	310921	6531022	162	176.6
66217	202	311338	6530752	4.2	4.6
66218	203	311334	6531100	30.6	33.3
66219	204	311807	6530713	5.4	5.9
66220	205	312347	6530915	34.5	37.6
66221	206	311963	6531086	12.7	13.8
66222	207	312376	6531446	4.7	5.1
66223	208	312607	6531687	8.4	9.1
66224	209	311943	6531790	4.4	4.8

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
66225	210	311969	6531476	9	9.8
66226	211	311153	6531345	29.4	31.9
66227	212	311152	6531516	8.1	8.8
66228	213	311091	6531898	10	10.9
66229	214	311609	6531850	10.1	11.0
66230	215	311580	6531564	7.6	8.2
66231	216	311693	6532136	12.2	13.2
66232	217	312072	6532381	108	117.1
66233	218	312540	6532627	14.1	15.3
66234	219	312566	6532419	42.2	45.7
66235	220	312730	6533072	103	111.6
66239	221	312384	6533416	13	14.1
66240	222	312416	6533721	4.5	4.9
66241	223	312122	6533170	12.7	13.7
66242	224	312105	6533649	19.8	21.4
66243	225	311760	6533493	17.7	19.1
66244	226	311864	6533741	9.5	10.3
66245	227	311722	6534126	16.1	17.4
66246	228	311468	6533903	17.7	19.1
66247	229	311177	6534120	11.2	12.1
66248	230	311084	6533693	10.8	11.7
66249	231	311172	6533359	12.8	13.8
66250	232	311327	6533090	5.5	5.9
66251	233	311680	6533037	7.5	8.1
66252	234	310794	6533084	9.6	10.4
66253	235	310690	6533574	22	23.7
66254	236	310336	6533764	14.8	15.9
66255	237	310642	6533956	28.3	30.5
66256	238	311381	6532770	8.3	8.9
66257	239	311752	6532737	12.4	13.4
66258	240	311415	6532455	11.2	12.1
66262	241	311346	6532222	13.1	14.1
66263	242	310975	6532392	13.3	14.3
66264	243	310583	6532329	21.3	22.9
66265	244	310434	6532652	10.5	11.3
66266	245	310115	6532542	30.8	33.1
66267	246	309959	6532103	24.1	25.9
66268	247	310234	6532905	9.9	10.6
66269	248	310184	6533276	8.5	9.1
66270	249	310112	6533644	13.1	14.1
66271	250	310002	6532987	76.6	82.2
66272	251	309785	6533612	14.8	15.9
66273	252	309685	6532621	10.5	11.3
66274	253	311283	6534802	5.5	5.9
66275	254	311555	6534578	7.8	8.4
66276	255	310974	6535323	16.3	17.5
66277	256	310344	6535197	16.9	18.1
66278	257	310156	6535327	12.2	13.1
66279	258	310164	6534855	104	111.3
66280	259	310574	6534753	9.3	9.9
66281	260	310325	6534290	10.6	11.3
66285	261	311875	6534891	24.7	26.4
66286	262	311839	6534563	22.8	24.4
66287	263	311967	6534492	30.5	32.6
66288	264	312503	6535230	1120	1196.0

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
66289	265	312441	6534889	18.7	20.0
66290	266	311941	6535306	16.4	17.5
66291	267	311818	6535584	6.5	6.9
66292	268	311723	6535685	24.8	26.4
66293	269	311598	6535185	26.5	28.3
66294	270	311225	6535555	8.9	9.5
66295	271	311156	6535851	16.2	17.3
66296	272	310823	6535969	13.7	14.6
66297	273	311296	6536062	10.1	10.8
66298	274	310706	6536276	14.9	15.9
66299	275	311042	6536348	16.2	17.2
66300	276	310884	6536594	17.7	18.8
66301	277	311285	6536463	13.4	14.2
66302	278	311697	6536173	38.7	41.1
66303	279	311962	6536516	38.5	40.9
66304	280	311851	6536962	36.1	38.3
66308	281	311563	6537126	33.9	36.0
66309	282	311480	6537398	24.1	25.6
66310	283	311624	6537648	6.3	6.7
66311	284	311956	6537508	19.8	21.0
66312	285	312413	6537631	11.8	12.5
66313	286	312345	6537398	23.2	24.6
66314	287	312687	6537155	35.7	37.8
66315	288	313149	6536931	29.4	31.1
66316	289	313102	6537253	24.7	26.2
66317	290	313144	6537530	20.7	21.9
66318	291	312826	6537550	56.4	59.7
66319	292	312996	6537835	12.2	12.9
66320	293	312265	6537002	27.2	28.8
66321	294	312086	6536308	10.9	11.5
66322	295	312780	6536299	24.9	26.3
66323	296	312603	6536497	24.2	25.6
66324	297	312384	6536726	11.1	11.7
66325	298	312925	6536697	32.4	34.2
66326	299	310194	6537453	22.4	23.6
66327	300	310499	6537459	16.2	17.1
66331	301	312437	6538065	17.9	18.9
66332	302	312754	6538191	25.9	27.3
66333	303	312979	6538383	32.5	34.3
66334	304	313229	6538549	53.2	56.1
66335	305	312971	6538770	476	501.5
66336	306	312669	6538669	32	33.7
66337	307	312265	6538632	26.7	28.1
66338	308	312110	6538201	20.8	21.9
66339	309	311737	6538108	26.3	27.7
66340	310	311828	6538461	16.4	17.2
66341	311	311819	6538885	18.4	19.3
66342	312	310929	6538210	8	8.4
66343	313	310684	6538247	20.3	21.3
66344	314	311217	6538343	11.9	12.5
66345	315	311329	6538683	11.3	11.9
66346	316	311165	6539114	8.3	8.7
66347	317	310938	6538994	24.6	25.8
66348	318	310886	6539567	10.6	11.1
66349	319	310448	6539622	15.6	16.4

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
66350	320	310258	6539971	73.9	77.5
68704	321	310170	6539634	17.1	17.9
68705	322	310525	6539238	19.3	20.2
68706	323	310145	6539357	24.5	25.7
68707	324	310918	6539228	22.8	23.9
68708	325	310483	6538959	6	6.3
68709	326	310052	6538471	35.9	37.6
68710	327	310222	6538786	22.9	23.9
68711	328	311575	6539165	25.7	26.9
68712	329	311940	6539294	26.6	27.8
68713	330	312315	6539464	13.9	14.5
68714	331	312378	6539826	52.3	54.6
68715	332	311881	6539925	2450	2557.9
68716	333	311593	6539460	334	348.6
68717	334	311873	6539622	8.8	9.2
68718	336	311081	6542617	36	37.5
68719	337	311323	6542472	8.6	9.0
68720	338	311207	6542352	20.1	21.0
68721	339	311212	6542072	15.1	15.7
68722	340	311533	6542095	43.8	45.6
68726	341	312092	6539086	20.1	20.9
68727	342	312567	6539172	51.9	54.0
68728	343	312778	6539514	75.4	78.5
68729	344	313207	6539483	16.9	17.6
68730	345	313459	6539470	7.7	8.0
68731	346	313179	6539938	21.7	22.6
68732	347	313664	6539917	1410	1465.2
68733	347B	313664	6539917	19600	20360.5
68734	348	313426	6540400	38.8	40.3
68735	349	313665	6540224	48.9	50.8
68736	350	314073	6540321	19.4	20.1
68737	351	313728	6540626	18.1	18.8
68738	352	314031	6540635	131	135.9
68739	353	313217	6541122	91.8	95.2
68740	354	313114	6541308	17.4	18.0
68741	355	313073	6541621	34.8	36.1
68742	356	313675	6541147	166	171.9
68743	357	313634	6540908	983	1017.7
68744	358	313170	6540632	59.2	61.3
68745	359	313040	6540362	18	18.6
68746	360	312848	6540516	5	5.2
68750	361	312783	6540900	27.3	28.2
68751	362	312426	6540853	24.5	25.3
68752	363	312439	6540662	57.5	59.4
68753	364	312545	6541294	47.9	49.5
68754	365	312268	6541168	22.5	23.2
68755	366	312184	6541224	53	54.7
68756	367	311983	6541346	11.2	11.6
68757	368	312032	6541527	69.5	71.7
68758	369	312002	6541538	19.4	20.0
68759	370	312047	6541753	40.6	41.8
68760	371	312295	6541661	23	23.7
68761	372	312400	6541490	38.8	40.0
68762	373	312657	6541395	119	122.5
68763	374	312955	6541311	42.9	44.2

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
68764	375	312769	6541128	20.8	21.4
68765	376	312624	6541036	21.5	22.1
68766	377	312509	6540235	33.3	34.2
68767	378	312061	6540091	45.8	47.1
68768	379	312177	6540331	13.9	14.3
68769	380	312072	6540666	29	29.8
68773	381	311835	6540459	66.5	68.3
68774	382	311589	6540064	28.4	29.2
68775	383	311896	6540803	56.7	58.2
68776	384	311586	6540817	24.9	25.5
68777	385	311504	6541526	21.7	22.3
68778	386	311516	6541225	32.7	33.5
68779	387	311304	6540828	23.4	24.0
68780	388	311079	6540509	19.7	20.2
68781	389	311204	6540130	15.4	15.8
68782	390	310832	6540423	17	17.4
68783	391	310638	6540743	26.6	27.2
68784	392	310886	6540886	6.6	6.8
68785	393	310888	6541162	13.9	14.2
68786	394	310663	6541307	21.1	21.6
68787	395	310374	6540984	7.6	7.8
68788	396	310394	6540309	23.6	24.1
68789	397	310147	6540733	17.6	18.0
68790	398	310148	6541247	5.4	5.5
68791	399	310566	6541743	58.4	59.6
68792	400	310883	6541981	24.2	24.7
68796	401	311115	6541460	15.2	15.5
68797	402	311256	6541133	982	1001.2
68798	403	311809	6541078	31.3	31.9
68799	404	311997	6541097	77.5	79.0
68800	405	311762	6541478	42.2	43.0
67201	406	311703	6541636	22.8	23.2
67202	407	311341	6541559	27.5	28.0
67203	408	311329	6541949	30.9	31.4
67204	409	310849	6542526	32.1	32.6
67205	410	310591	6542543	22.6	23.0
67206	411	310053	6542339	36.4	37.0
67207	412	310213	6542110	29.5	30.0
67208	413	310756	6542180	26.6	27.0
67209	414	310416	6542868	72.9	74.0
67210	415	310663	6543136	39.3	39.9
67211	416	310416	6543576	6.5	6.6
67212	417	309883	6544116	44.9	45.5
67213	418	310069	6543830	42.6	43.2
67214	419	310151	6543526	16.8	17.0
67215	420	309499	6542922	110	111.5
67219	421	309106	6542932	18.6	18.8
67220	422	309725	6542512	66.4	67.2
67221	423	309355	6542603	18.3	18.5
67222	424	309918	6542107	23.8	24.1
67223	425	309458	6542145	23.4	23.7
67224	426	309641	6542724	27.1	27.4
67225	427	310128	6543012	24.5	24.8
67226	428	309968	6542655	21.2	21.4
67227	429	308549	6542988	67.2	67.9

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
67228	430	307701	6544386	9.3	9.4
67230	432	308063	6543678	55.5	56.0
67231	433	308265	6542728	20.2	20.4
67232	434	308957	6543459	20.7	20.9
67233	435	308851	6543776	14.9	15.0
67234	436	309095	6543752	20.1	20.3
67235	437	309126	6544039	8	8.1
67236	438	309512	6543714	31.4	31.6
67237	439	309404	6543502	16	16.1
67238	440	309822	6543884	26.6	26.8
67242	441	309795	6543405	23.2	23.3
67243	442	305058	6540653	21.6	21.7
67244	443	304592	6540779	25.5	25.6
67245	444	304626	6541200	5.8	5.8
67246	445	304875	6541132	13.8	13.9
67247	446	304425	6540847	7.6	7.6
67248	447	304621	6541521	17.3	17.4
67249	448	304310	6541706	10.1	10.1
67250	449	304506	6541799	14.2	14.2
67251	450	304730	6541809	11.1	11.1
67252	451	304954	6541494	11.6	11.6
67253	452	304977	6541970	28.6	28.7
67254	453	305197	6541625	76	76.2
67255	454	305304	6541736	61.4	61.5
67256	455	305227	6542217	44.7	44.8
67257	456	305670	6541468	15.6	15.6
67258	457	305296	6540955	22	22.0
67259	458	305147	6541230	11.6	11.6
67260	459	306212	6540580	20.5	20.5
67261	460	310172	6543330	11.6	11.6
67265	461	306608	6540740	22.2	22.2
67266	462	306443	6540203	17	17.0
67267	463	306124	6540313	114	113.8
67268	464	306021	6540070	17	17.0
67269	465	305862	6540511	19.4	19.4
67270	466	305636	6540183	29200	29125.7
67271	467	306144	6539839	23.4	23.3
67272	468	306866	6540141	28.9	28.8
67273	469	305527	6540599	26.5	26.4
67274	470	306879	6539537	32.9	32.8
67275	471	306485	6539854	33.8	33.7
67276	472	305796	6539186	2540	2528.2
67277	473	306392	6538872	17.7	17.6
67278	474	310178	6526469	9.8	9.7
67279	475	309967	6526989	8.4	8.4
67280	476	311380	6526503	12.7	12.6
67281	477	312837	6526672	9.3	9.2
67282	478	312367	6526296	9	8.9
67283	479	312021	6526648	33.7	33.5
67284	480	311721	6527421	6.1	6.1
67288	481	312333	6527689	8.2	8.1
67289	482	312575	6528008	15.4	15.3
67290	483	312287	6527932	31.6	31.3
67291	484	312094	6528015	18	17.8
67292	485	311694	6527934	41.1	40.7

Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
67293	486	310631	6540762	24.1	23.9
67294	487	310673	6540834	27.3	27.0
67295	488	310715	6540715	57.4	56.8
67296	489	313035	6541870	38	37.6
67297	490	312906	6542041	4850	4796.9
67298	491	312891	6542780	14.3	14.1
67299	492	312500	6542575	3280	3241.8
67300	493	312776	6543183	87.7	86.6
67301	494	312419	6543039	24	23.7
67302	495	312287	6543376	11.8	11.7
67303	496	311969	6543412	61.7	60.9
67304	497	312512	6543648	1090	1075.4
67305	498	312923	6543441	33.8	33.3
67306	499	313120	6543781	11.6	11.4
67307	500	312002	6543933	125	123.2
67311	501	311869	6543908	24.7	24.3
67312	502	311418	6543856	76.5	75.3
67313	503	313719	6544043	22.3	22.0
67314	504	313853	6543900	31.2	30.7
67315	505	314105	6543601	19.6	19.3
67316	506	314031	6543345	11.3	11.1
67317	507	314047	6543891	17.6	17.3
67318	508	313140	6544243	23.2	22.8
67319	509	313076	6544570	20.1	19.7
67320	510	313570	6545025	211	207.2
67321	511	312862	6545417	16.8	16.5
67322	512	312703	6544797	9.5	9.3
67323	513	312130	6545152	10.9	10.7
67324	514	312065	6545475	294	288.3
67325	515	311334	6545055	13.9	13.6
67326	516	311622	6545016	10.9	10.7
67327	517	311719	6545482	21.8	21.4
67328	518	312012	6544578	18.2	17.8
67329	519	311867	6544113	11.2	11.0
67330	520	312293	6544045	7.4	7.2
67334	521	311549	6544302	17.6	17.2
67335	522	311395	6544700	15.2	14.9
67336	523	309789	6539876	23.5	23.0
67337	524	309431	6539921	34.2	33.4
67338	525	309185	6540077	13.1	12.8
67339	526	309478	6539520	15.8	15.4
67340	527	309245	6538903	14.1	13.8
67341	528	309458	6539109	11.8	11.5
67342	529	309273	6539126	8.8	8.6
67343	530	308881	6539532	11.6	11.3
67344	531	308693	6539067	25.2	24.6
67345	532	308759	6538693	13.8	13.4
67346	533	309073	6538358	13.5	13.1
67347	534	309589	6538458	18.5	18.0
67348	535	309462	6537593	36.8	35.8
67349	536	310150	6537899	10.1	9.8
67350	537	309456	6537928	16.8	16.3
31451	538	309146	6537626	26.6	25.9
31452	539	308959	6539277	18.6	18.1
31453	540	308522	6538298	63	61.2

Fortsetter på neste side

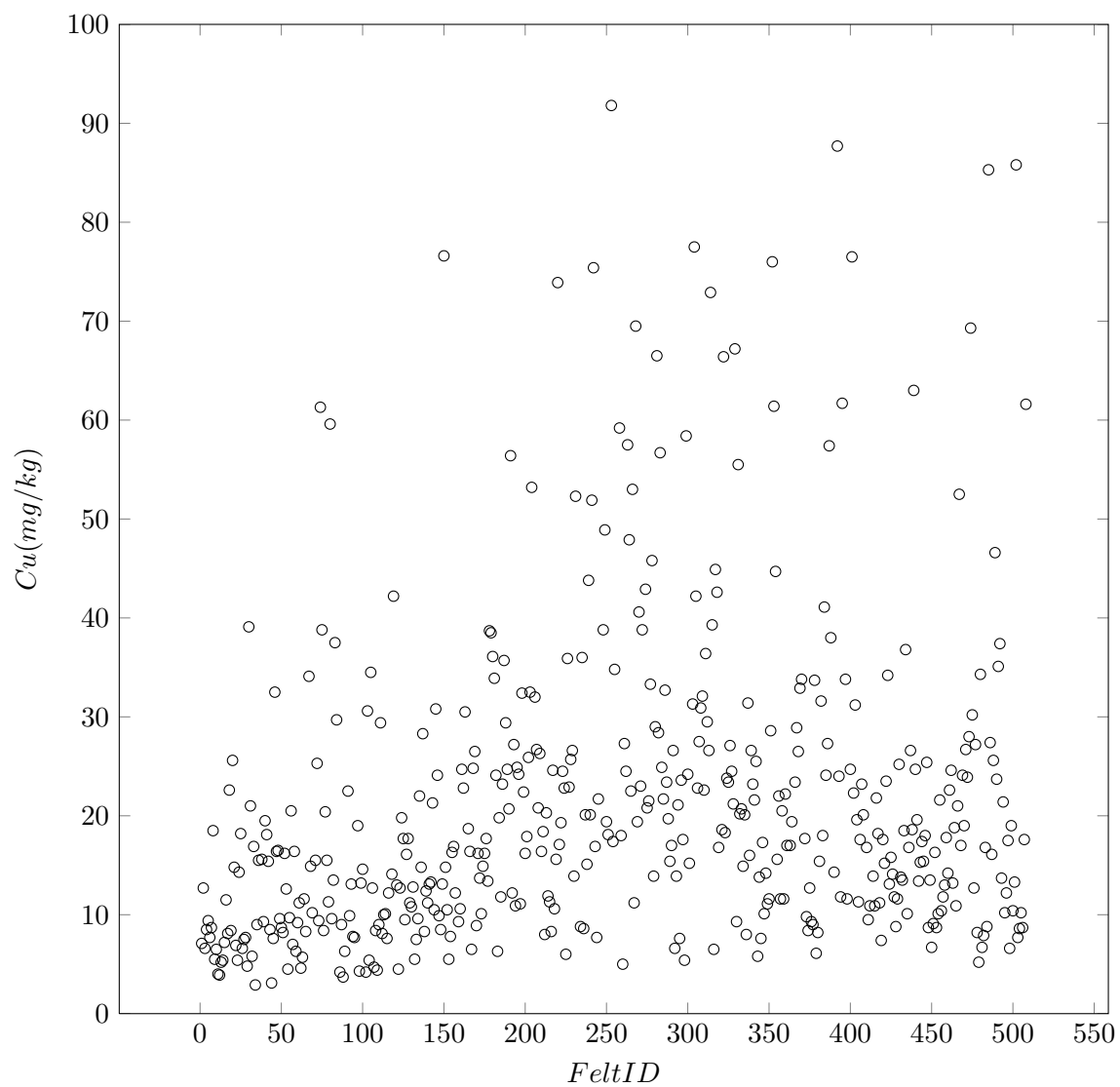
Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
31457	541	308127	6538775	24.7	24.0
31458	542	307789	6538180	19.6	19.0
31459	543	307560	6538546	13.4	13.0
31460	544	307187	6538368	15.3	14.8
31461	545	307175	6537866	17.4	16.9
31462	546	307217	6538947	15.4	14.9
31463	547	306969	6539532	18	17.4
31464	548	307444	6539571	25.4	24.6
31465	549	307990	6539862	8.7	8.4
31466	550	308155	6539501	13.5	13.1
31467	551	307505	6539152	6.7	6.5
31468	552	306897	6538188	9.1	8.8
31469	553	306625	6537894	16.3	15.8
31470	554	307639	6540844	8.7	8.4
31471	555	307522	6541811	10.1	9.8
31472	556	308017	6541520	21.6	20.9
31473	557	309923	6540405	10.4	10.0
31474	558	309921	6540753	11.8	11.4
31475	559	309426	6540418	13	12.5
31476	560	309508	6540720	17.8	17.2
31480	561	309336	6541510	14.2	13.7
31481	562	309065	6541301	22.6	21.8
31482	563	309934	6541188	24.6	23.7
31483	564	308789	6544203	13.2	12.7
31484	565	308745	6544455	18.8	18.1
31485	566	308878	6544419	10.9	10.5
31486	567	308300	6544328	21	20.2
31487	568	308019	6544334	52.5	50.5
31488	569	308087	6544077	17	16.3
31489	570	309099	6544163	24.1	23.2
31490	571	309278	6544571	19	18.3
31491	572	309546	6544383	26.7	25.6
31492	573	309534	6544126	23.9	22.9
31493	574	310344	6540679	28	26.9
31494	575	310881	6539296	69.3	66.5
31495	576	311173	6530511	30.2	29.0
31496	577	310963	6530026	12.7	12.2
31497	578	311306	6529852	27.2	26.1
31498	579	311315	6529240	8.2	7.9
31499	580	310952	6529089	5.2	5.0
31503	581	310373	6528481	34.3	32.8
31504	582	310343	6528476	6.7	6.4
31505	583	309973	6528012	7.9	7.6
31506	584	310528	6527582	16.8	16.1
31507	585	311210	6527697	8.8	8.4
31508	586	311593	6527970	85.3	81.5
31509	587	311562	6528087	27.4	26.2
31510	588	311707	6528237	16.1	15.4
31511	589	311907	6528481	25.6	24.4
31512	590	312323	6528916	46.6	44.5
31513	591	312305	6529933	23.7	22.6
31514	592	312311	6529689	35.1	33.5
31515	593	312347	6529532	37.4	35.6
31516	594	312339	6529320	13.7	13.1
31517	595	312293	6529076	21.4	20.4

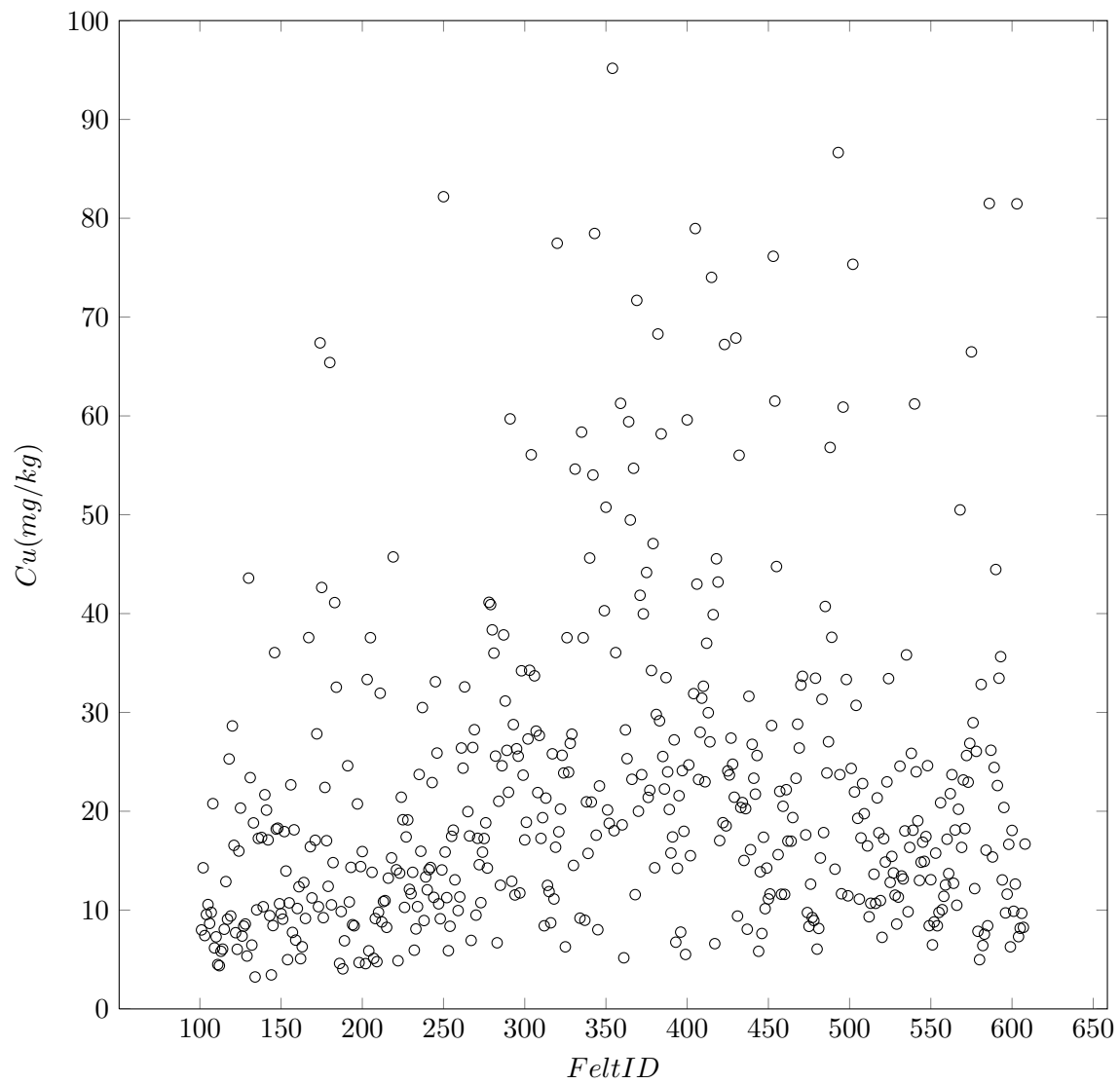
Fortsetter på neste side

Tabell F.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	Cu – ukorrigert	Cu – korrigert
31518	596	311661	6529040	10.2	9.7
31519	597	311952	6529600	12.2	11.6
31520	598	312013	6530309	17.5	16.6
31521	599	309965	6528863	6.6	6.3
31522	600	309382	6529942	19	18.1
31526	601	310934	6528535	10.4	9.9
31527	602	312515	6528480	13.3	12.6
31528	603	312807	6528767	85.8	81.5
31529	604	313297	6529052	7.7	7.3
31530	605	313115	6529410	8.6	8.2
31531	606	313520	6526607	10.2	9.7
31532	607	313239	6527109	8.7	8.2
31533	608	312955	6527418	17.6	16.7
31534	335	312138	6539804	61.6	58.4



Figur F.1: Kobberresultater - ikke korrigeret for drift. Konsentrasjoner plottet mot feltID.



Figur F.2: Kobberresultater - korrigeret for drift. Konsentrasjoner plottet mot feltID.

Vedlegg G

Analysedata

Tabell G.1: Resultater - Metallanalyser. Rådata fra NGU laboratoriet med halverte rapporteringsgrenser og korrigerede kobberverdier.

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
64851	101	316494	6519883	0.8	9.5	0.058	8.0	9.4	0.01752	4.6	40.6
64852	102	316150	6520228	0.8	9.9	0.057	14.3	12	0.007496	5.7	77.6
64853	103	315984	6520473	3.4	2550	1.1	7.4	122	1.464	6.2	2720
64854	104	316083	6520644	2.1	19.2	0.13	9.6	17.5	0.05936	4.7	41.7
64855	105	315680	6520828	0.8	6.5	0.026	10.6	14	0.004656	5.2	34.2
64856	106	315532	6520754	2.3	11.6	0.041	8.6	11	0.004592	3.8	47.9
64857	107	313673	6523607	0.8	15.4	0.12	9.8	9.3	0.04272	3.3	54.5
64858	108	313732	6523391	0.8	17.7	0.061	20.8	25.4	0.004144	18.5	83.3
64859	109	312638	6524544	0.8	5.7	0.054	6.2	7.2	0.0196	3.8	33.8
64860	110	312332	6524697	0.8	5.5	0.11	7.3	9.4	0.01576	4.1	34.4
64861	111	312347	6524731	0.8	9.8	0.14	4.5	10.2	0.03432	3.1	25.7
64862	112	312040	6524164	0.8	6.9	0.037	4.4	8.5	0.0108	3.5	31
64863	113	312711	6523981	0.8	11	0.076	5.8	11.6	0.03504	2.6	43.5
64864	114	312733	6525179	1.9	14.2	0.096	6.1	9.4	0.02928	3.2	28.4
64865	115	312760	6525606	0.8	21.2	0.069	8.1	11.2	0.01488	5.6	50.3
64866	116	312042	6525981	2.5	11.9	0.095	12.9	12	0.03672	3.6	41.1
64867	117	312315	6525456	0.8	11.4	0.098	9.1	13.7	0.04608	4.8	55.6
64868	118	310344	6524538	0.8	19.8	0.13	25.3	34.6	0.01672	17	137
64869	119	310404	6524216	0.8	9.3	0.057	9.4	11.2	0.00944	3.5	44.4
64870	120	310072	6524282	0.8	21.6	0.44	28.6	21.1	0.01288	11.1	220
64874	121	310666	6524427	0.8	9.9	0.062	16.5	11.7	0.00808	5.1	75.7
64875	122	310477	6524850	0.8	13.5	0.066	7.7	13.7	0.00864	7.2	44.2
64876	123	310735	6524945	0.8	8.9	0.055	6.0	18.9	0.003136	9.1	95.9
64877	124	310975	6525345	0.8	27.5	0.11	16.0	16.3	0.02576	5.9	163
64878	125	311010	6525745	0.8	8.3	0.063	20.3	14.1	0.01056	7.9	120
64879	126	310115	6524630	0.8	5.9	0.072	7.4	10.3	0.0228	4.3	38.1
64880	127	310035	6525124	0.8	14.4	0.055	8.4	10.6	0.00496	3.8	54
64881	128	310484	6525450	0.8	13.4	0.074	8.6	10.6	0.02248	4.6	47.7
64882	129	310237	6526121	0.8	7.5	0.037	5.4	14.6	0.01192	4.6	34.3
64883	130	310682	6525871	1.6	37.5	0.24	43.6	20.8	0.02992	9.3	576
64884	131	310685	6526248	0.8	11.4	0.077	23.4	12.5	0.01168	5.4	99.9
64885	132	310961	6526276	0.8	9.4	0.063	6.5	9.9	0.01352	3.8	50
64886	133	310312	6527033	0.8	17.7	0.12	18.8	15.3	0.0248	5.9	99.8
64887	134	310283	6526691	0.8	8.4	0.032	3.2	14.7	0.02352	5.5	25.5
64888	135	310245	6527345	0.8	10.1	0.073	10.0	9.4	0.01072	4.2	63.6
64889	136	310171	6527684	0.8	11.7	0.053	17.2	14.3	0.00904	6.2	62.7
64890	137	310766	6527849	2.2	647	0.71	5339.5	40.7	1.856	37.4	1140
64891	138	311239	6527904	0.8	33	0.2	17.3	11.7	0.1072	4.6	94.7
64892	139	310942	6527513	0.8	21.1	0.16	10.3	10.8	0.0612	4.6	49.7
64893	140	311346	6527214	0.8	77.8	0.12	21.7	17.6	0.03232	6.5	68.5
64897	141	311628	6526788	3.3	25.1	0.15	20.1	14.5	0.124	5.8	47.6
64898	142	311987	6525965	2.5	21.1	0.11	17.1	11.9	0.02544	5.5	110
64899	143	311895	6526319	0.8	11.2	0.045	9.4	9	0.00684	4.5	48.6
64900	144	311345	6527102	0.8	10.7	0.043	3.4	8.1	0.02944	3.4	24.6
66151	145	311232	6526567	0.8	9.5	0.037	8.4	15.3	0.006288	7	41.6
66152	146	311559	6527084	3.8	29.3	0.26	36.1	23.1	0.096	10.4	197
66153	147	311814	6527756	2.1	15.3	0.12	18.2	15.6	0.0292	4.7	74.5
66154	148	311982	6527211	0.8	32	0.21	18.3	18	0.0604	6.8	82
66155	149	312379	6527558	1.7	12.3	0.093	10.6	14.6	0.03376	5.4	48.9
66156	150	312695	6527280	0.8	11.3	0.2	9.6	13.6	0.04848	5.4	65.3
66157	151	312667	6527596	2.5	14.7	0.11	9.1	20.5	0.04264	8	95.2
66158	152	313782	6527008	4.3	141	0.17	17.9	22.4	0.0376	8.7	280

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
66159	153	313251	6526943	0.8	12.2	0.049	13.9	11.3	0.0128	5.4	66.7
66160	154	313779	6526664	0.8	18.8	0.054	5.0	6.9	0.005656	2	40.3
66161	155	314132	6527467	0.8	11.9	0.049	10.7	8.6	0.007064	4.1	68.2
66162	156	313473	6528422	0.8	25.7	0.19	22.7	13.3	0.01792	6.2	103
66163	157	315518	6529495	0.8	20.8	0.062	7.7	7.4	0.01688	2.7	100
66164	158	315404	6529599	0.8	12.6	0.096	18.1	11.4	0.04416	4.2	47.2
66165	159	314944	6529249	0.8	16.3	0.082	7.0	10.4	0.03744	2.8	31.9
66166	160	313893	6528442	1.8	11.9	0.22	10.2	15.9	0.04592	4.9	61.1
66170	161	313077	6528148	3.6	22.5	0.13	12.4	22.8	0.06136	7.7	50.6
66171	162	313036	6528522	0.8	7.9	0.046	5.1	12.8	0.00968	4.3	41.9
66172	163	313382	6528799	0.8	10.6	0.036	6.3	11.8	0.0124	4.7	34.6
66173	164	313172	6529611	0.8	15.5	0.14	12.8	10.3	0.005608	4.1	53.1
66174	165	313655	6530200	0.8	17	0.076	9.2	10.3	0.03816	3.8	51.8
66175	166	313074	6529801	5.9	371	0.33	712.0	38.3	0.2488	18	427
66176	167	312843	6529345	2.4	112	0.071	37.6	24.2	0.0332	13.8	116
66177	168	312737	6528367	0.8	15.5	0.48	16.4	9.6	0.03952	4.1	126
66178	169	312857	6528391	0.8	13.6	0.12	11.2	11.7	0.03456	4.6	53.9
66179	170	312429	6528181	8.1	350	1.2	335.8	273	0.0308	833	1160
66180	171	312112	6527846	0.8	17.1	0.22	17.1	16.1	0.03064	6.5	87.5
66181	172	311959	6528178	0.8	19.5	0.23	27.8	13.3	0.04984	7.6	166
66182	173	311842	6528242	0.8	15.4	0.066	10.3	15.1	0.02976	5.5	50.3
66183	174	312202	6528672	0.8	23.3	0.19	67.4	39.5	0.1296	19.9	225
66184	175	312064	6528667	2.4	32.3	0.38	42.6	22.7	0.04984	8.5	225
66185	176	311862	6528639	0.8	16.2	0.1	9.2	15.1	0.02568	7	52.9
66186	177	311580	6528285	3.3	38.3	0.12	22.4	14.7	0.1208	6.6	52.3
66187	178	311382	6528209	0.8	21.2	0.16	17.0	12	0.05144	4.8	57
66188	179	311267	6528458	1.7	15.6	0.099	12.4	15.9	0.02392	6	97.4
66189	180	311563	6528610	4.9	13.2	0.1	65.4	14.5	0.0292	6.4	50.6
66193	181	310874	6528254	0.8	11.6	0.14	10.5	10.2	0.0208	4.5	41.4
66194	182	310545	6528768	0.8	13.8	0.13	14.8	10.9	0.02544	5.4	82.1
66195	183	310078	6528281	0.8	22	0.19	41.1	13.4	0.04608	5.6	92.1
66196	184	310412	6528175	52.2	10.9	0.054	32.5	18	0.006864	3.9	245
66197	185	310904	6528771	0.8	37.9	0.58	713.2	14.2	0.05752	8.2	131
66198	186	311223	6528885	0.8	13.8	0.057	4.6	8.4	0.02584	2.8	29.7
66199	187	310721	6528935	0.8	59.1	0.093	9.9	15.7	0.02312	6.1	44.5
66200	188	310675	6529261	0.8	11.2	0.058	4.0	10.1	0.02968	3.9	31.6
66201	189	311048	6529564	0.8	11.6	0.1	6.9	10.7	0.04856	3.8	41.2
66202	190	310629	6529679	0.8	16.7	0.21	536.0	10	0.05928	3.8	165
66203	191	311748	6529961	0.8	12.4	0.47	24.6	9.6	0.07672	3.9	148
66204	192	311583	6529539	0.8	16.4	0.094	10.8	16.1	0.03904	4.9	233
66205	193	311701	6529258	2.9	22.2	0.17	14.3	14.6	0.05536	4.9	96.6
66206	194	311982	6529100	0.8	12.8	0.048	8.5	9.3	0.01632	4	45.2
66207	195	312193	6529699	0.8	19.2	0.11	8.4	9.4	0.0348	3.5	68
66208	196	312371	6530180	0.8	40.2	0.099	113.5	34.6	0.008	12.6	211
66209	197	311838	6530295	2	18.7	0.15	20.7	11.1	0.0268	5.6	41.6
66210	198	311407	6530237	0.8	14.8	0.079	4.7	8.7	0.04032	3.3	49.3
66211	199	310766	6530067	0.8	13.8	0.11	14.4	11.3	0.02072	5.3	84.6
66212	200	310875	6530350	6.4	6.7	0.067	15.9	18.2	0.003504	4.6	43.7
66216	201	310921	6531022	0.8	12	0.14	176.6	22.8	0.02152	10.7	151
66217	202	311338	6530752	0.8	10.5	0.068	4.6	5.4	0.008	1.4	47.2
66218	203	311334	6531100	0.8	30.6	0.11	33.3	18.4	0.007672	10.3	79.9
66219	204	311807	6530713	0.8	12.7	0.082	5.9	8.6	0.02864	3.4	40.9
66220	205	312347	6530915	9	87	0.37	37.6	18.7	0.1176	5	227
66221	206	311963	6531086	0.8	13.2	0.077	13.8	15.1	0.02512	8	63.8
66222	207	312376	6531446	0.8	11.9	0.079	5.1	8.8	0.03248	3.6	33.6

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
66223	208	312607	6531687	0.8	15.8	0.06	9.1	6.9	0.0038	2.9	60.9
66224	209	311943	6531790	0.8	7.9	0.065	4.8	11.9	0.03712	3.6	33.3
66225	210	311969	6531476	0.8	16.2	0.087	9.8	14.4	0.016	3.1	156
66226	211	311153	6531345	0.8	12	0.24	31.9	15.9	0.03544	8.2	88
66227	212	311152	6531516	0.8	7.4	0.041	8.8	14.3	0.0288	4.3	47.2
66228	213	311091	6531898	1.8	11.7	0.17	10.9	15.3	0.03664	7.9	55.4
66229	214	311609	6531850	0.8	10.8	0.12	11.0	15.5	0.00376	7.1	86.5
66230	215	311580	6531564	0.8	9.9	0.067	8.2	9.4	0.0232	3.7	44.2
66231	216	311693	6532136	5.5	19.9	0.26	13.2	16.4	0.07048	7.4	232
66232	217	312072	6532381	10.5	161	1.2	117.1	121	0.3952	48.8	1360
66233	218	312540	6532627	0.8	9.7	0.064	15.3	21.1	0.01792	10.2	60.8
66234	219	312566	6532419	11	84	0.43	45.7	30.2	0.2576	16.2	370
66235	220	312730	6533072	13.9	23.3	0.19	111.6	37.6	0.1592	26.5	140
66239	221	312384	6533416	0.8	9.9	0.062	14.1	7.2	0.00664	4.1	70.4
66240	222	312416	6533721	0.8	3.2	0.027	4.9	9.9	0.007384	5.8	40.4
66241	223	312122	6533170	2.8	15.4	0.19	13.7	18.4	0.06056	9.4	80.2
66242	224	312105	6533649	2.7	12.5	0.061	21.4	24.1	0.0288	12.6	46.9
66243	225	311760	6533493	2.8	14.9	0.12	19.1	14.6	0.04568	5.6	49
66244	226	311864	6533741	0.8	14.7	0.059	10.3	18.5	0.02536	9.7	61.4
66245	227	311722	6534126	4.7	14.4	0.15	17.4	17	0.0432	5.3	94.8
66246	228	311468	6533903	0.8	10.2	0.066	19.1	16.8	0.01736	7.7	58.6
66247	229	311177	6534120	3	13.3	0.18	12.1	22.4	0.05536	8.9	66.9
66248	230	311084	6533693	0.8	10.7	0.06	11.7	7	0.02568	2.5	39.5
66249	231	311172	6533359	2.6	12.3	0.1	13.8	11.9	0.03368	3.3	43.9
66250	232	311327	6533090	0.8	25.4	0.062	5.9	11.8	0.03856	3.7	32.8
66251	233	311680	6533037	2.4	14.6	0.098	8.1	16.2	0.07488	4.2	120
66252	234	310794	6533084	0.8	8.8	0.13	10.4	13.6	0.00944	5.8	77.2
66253	235	310690	6533574	10.1	23.6	0.16	23.7	18.6	0.0824	7.1	183
66254	236	310336	6533764	0.8	12.2	0.074	15.9	22.7	0.02704	11.6	248
66255	237	310642	6533956	3.2	44.2	0.37	30.5	17.4	0.2296	5.9	174
66256	238	311381	6532770	3.6	18.1	0.1	8.9	17.8	0.0716	4.2	66.2
66257	239	311752	6532737	0.8	14.4	0.1	13.4	19.9	0.04776	9.6	90.6
66258	240	311415	6532455	0.8	6.2	0.065	12.1	10.7	0.006352	4.2	237
66262	241	311346	6532222	0.8	10.7	0.1	14.1	18.7	0.01616	8.8	82.4
66263	242	310975	6532392	2.3	11.7	0.12	14.3	20.2	0.02856	9.8	78.7
66264	243	310583	6532329	0.8	10.5	0.1	22.9	16.3	0.016	7	91
66265	244	310434	6532652	2	16.7	0.16	11.3	13.5	0.0544	6.8	67.8
66266	245	310115	6532542	0.8	16.6	0.17	33.1	27.1	0.02616	13.5	130
66267	246	309959	6532103	2.1	12.6	0.1	25.9	24.7	0.01544	21.1	88.3
66268	247	310234	6532905	2.4	9.1	0.28	10.6	13.1	0.05336	6.1	83.6
66269	248	310184	6533276	0.8	15.7	0.15	9.1	14.3	0.068	6.4	55.1
66270	249	310112	6533644	0.8	17	0.27	14.1	18.6	0.0436	8.6	133
66271	250	310002	6532987	0.8	17.6	0.2	82.2	29.6	0.04432	17.3	442
66272	251	309785	6533612	2.1	18.2	0.14	15.9	15	0.0576	8.5	81.5
66273	252	309685	6532621	4.5	12.5	0.25	11.3	14.3	0.06672	6.6	59.4
66274	253	311283	6534802	9.5	16.3	0.1	5.9	20.8	0.05744	7	39.9
66275	254	311555	6534578	5.6	14.8	0.11	8.4	16.9	0.05384	6.6	46.6
66276	255	310974	6535323	0.8	10	0.11	17.5	24.5	0.01952	11.4	70.1
66277	256	310344	6535197	0.8	10.9	0.097	18.1	17.4	0.01896	9.5	72.5
66278	257	310156	6535327	2.4	15.7	0.11	13.1	16.8	0.02144	9.9	83.9
66279	258	310164	6534855	0.8	11.4	0.066	111.3	14.5	0.02008	7.2	64.6
66280	259	310574	6534753	0.8	13.2	0.091	9.9	14.4	0.02968	4	58.8
66281	260	310325	6534290	2.2	20.1	0.18	11.3	23	0.07536	7.9	77.8
66285	261	311875	6534891	14.1	38.9	0.15	26.4	27.8	0.07944	11.8	105
66286	262	311839	6534563	3.2	40.2	0.2	24.4	13.5	0.1152	6.8	187

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
66287	263	311967	6534492	30.4	97.7	0.62	32.6	22.3	1.096	16.6	599
66288	264	312503	6535230	3.3	66.7	0.29	1196.0	40.3	0.01784	28.4	566
66289	265	312441	6534889	6.5	31.6	0.17	20.0	23.2	0.104	9.3	77.9
66290	266	311941	6535306	3.2	21.1	0.12	17.5	19.9	0.0524	8.7	90.1
66291	267	311818	6535584	0.8	26.8	0.069	6.9	9.6	0.01312	6.1	57.5
66292	268	311723	6535685	3.9	28.5	0.18	26.4	30.1	0.1056	14.7	147
66293	269	311598	6535185	0.8	8.8	0.08	28.3	35.2	0.00364	22.7	80.8
66294	270	311225	6535555	1.9	12	0.09	9.5	10.1	0.05432	4.7	56.3
66295	271	311156	6535851	4.2	24.2	0.14	17.3	11.9	0.06312	7.2	132
66296	272	310823	6535969	5.8	25	0.12	14.6	19.1	0.07816	6.4	51.2
66297	273	311296	6536062	4.7	19.8	0.097	10.8	19.1	0.0848	8.3	55.8
66298	274	310706	6536276	10.2	37.2	0.095	15.9	23.5	0.02432	15.5	97.5
66299	275	311042	6536348	4	33.6	0.39	17.2	23.7	0.0856	8.9	67.1
66300	276	310884	6536594	7.5	18.4	0.17	18.8	22.5	0.06376	11.3	75.3
66301	277	311285	6536463	0.8	16.4	0.096	14.2	15.6	0.02576	7.4	74.2
66302	278	311697	6536173	0.8	24.9	0.18	41.1	21	0.0752	8	219
66303	279	311962	6536516	3.2	36.1	0.26	40.9	18.9	0.07072	9.9	477
66304	280	311851	6536962	15.7	41	0.23	38.3	28.7	0.1672	16.9	206
66308	281	311563	6537126	13.9	45.9	0.21	36.0	25.8	0.1344	14.1	54
66309	282	311480	6537398	9.2	33	0.21	25.6	24.6	0.1104	11.5	75.7
66310	283	311624	6537648	0.8	7.6	0.045	6.7	11.2	0.006928	4.4	35.2
66311	284	311956	6537508	5.5	35.4	0.2	21.0	24.6	0.07472	11.7	80.2
66312	285	312413	6537631	2.2	13.8	0.085	12.5	16.2	0.06816	6.1	64.2
66313	286	312345	6537398	5.5	37.5	0.19	24.6	22.9	0.1192	12.6	107
66314	287	312687	6537155	0.8	15.3	0.11	37.8	36.5	0.01136	16.7	159
66315	288	313149	6536931	0.8	18.3	0.13	31.1	21.9	0.0128	11.1	142
66316	289	313102	6537253	11.3	37.2	0.12	26.2	41.6	0.1424	18.2	91.7
66317	290	313144	6537530	2	20.3	0.14	21.9	18.3	0.03872	9.1	195
66318	291	312826	6537550	7.8	38	0.56	59.7	36.7	0.2848	20.2	225
66319	292	312996	6537835	0.8	9.1	0.19	12.9	18.9	0.0376	11	100
66320	293	312265	6537002	12.2	61.5	0.58	28.8	21.2	0.1432	13.5	553
66321	294	312086	6536308	8	34.5	0.12	11.5	24.8	0.1008	17.1	72.8
66322	295	312780	6536299	2.4	30.9	0.48	26.3	21.5	0.05016	12.6	122
66323	296	312603	6536497	0.8	12.1	0.092	25.6	40.9	0.01552	37.7	101
66324	297	312384	6536726	1.9	14.8	0.073	11.7	15.4	0.0672	4.5	46.2
66325	298	312925	6536697	11.6	17.5	0.21	34.2	23.1	0.0528	18.5	104
66326	299	310194	6537453	10.4	20.6	0.38	23.6	21.8	0.1312	13.9	84
66327	300	310499	6537459	16	21.8	0.17	17.1	24.3	0.05712	14.8	71.4
66331	301	312437	6538065	14	35.3	0.17	18.9	19	0.1136	9	73.2
66332	302	312754	6538191	15.5	50.6	0.12	27.3	24.2	0.164	14.5	86.2
66333	303	312979	6538383	15.3	51.7	0.19	34.3	24.4	0.1208	15.9	142
66334	304	313229	6538549	2.7	20.5	0.13	56.1	25.5	0.01552	15.2	306
66335	305	312971	6538770	3.8	215	0.29	501.5	50.2	1.488	20.4	419
66336	306	312669	6538669	16	53	0.27	33.7	21.9	2.384	17.7	186
66337	307	312265	6538632	11	81.2	0.16	28.1	36.6	0.3276	12.7	102
66338	308	312110	6538201	5.3	24.8	0.13	21.9	19.6	0.05472	11.2	81.1
66339	309	311737	6538108	7.5	86.1	0.33	27.7	23.1	0.104	14.5	113
66340	310	311828	6538461	0.8	19.7	0.11	17.2	14.5	0.03008	7.1	92.8
66341	311	311819	6538885	7.9	42	0.13	19.3	26.8	0.16	10.9	121
66342	312	310929	6538210	3.9	12.8	0.065	8.4	11.4	0.06832	5.2	37.6
66343	313	310684	6538247	5.3	14.1	0.11	21.3	22.6	0.0348	14.4	137
66344	314	311217	6538343	0.8	11.3	0.088	12.5	11.8	0.03256	5.2	53.5
66345	315	311329	6538683	9.2	51.9	0.051	11.9	43.1	0.1368	13.5	47.9
66346	316	311165	6539114	1.9	13.2	0.083	8.7	12.5	0.04056	3.5	41.5
66347	317	310938	6538994	10.3	39.5	0.18	25.8	20.6	0.104	15.8	103

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
66348	318	310886	6539567	1.7	20.3	0.13	11.1	11.4	0.06984	6.6	46
66349	319	310448	6539622	3.6	22.4	0.088	16.4	18.3	0.07616	7.1	73.7
66350	320	310258	6539971	13.5	85.6	0.95	77.5	36.8	0.444	52	248
68704	321	310170	6539634	20.5	32.1	0.11	17.9	16.6	0.0912	7.6	48.5
68705	322	310525	6539238	10.7	36	0.097	20.2	21.3	0.1104	9.2	62.1
68706	323	310145	6539357	7.4	34	0.21	25.7	24.3	0.1392	10.2	88.4
68707	324	310918	6539228	4.8	26.7	0.14	23.9	18.5	0.06464	10.2	92.8
68708	325	310483	6538959	0.8	7	0.052	6.3	6.1	0.02992	2.8	19.7
68709	326	310052	6538471	8.2	45.4	0.42	37.6	34.5	0.1096	19.6	222
68710	327	310222	6538786	14.4	17.3	0.22	23.9	23.2	0.03184	14.4	83.3
68711	328	311575	6539165	6.3	38.8	0.24	26.9	24.4	0.132	13.4	229
68712	329	311940	6539294	0.8	11.3	0.074	27.8	26	0.02832	11.9	93.9
68713	330	312315	6539464	4	17.2	0.082	14.5	16.1	0.03368	7.4	77.1
68714	331	312378	6539826	17.4	40.5	0.33	54.6	21.7	0.088	17.1	290
68715	332	311881	6539925	11.4	577	2.5	2557.9	28	0.3424	13.7	2050
68716	333	311593	6539460	67.6	197	1.2	348.6	125	0.05088	30.2	1670
68717	334	311873	6539622	2.4	31.4	0.06	9.2	7	0.04248	4.5	40.6
68718	336	311081	6542617	7	1400	0.2	37.5	25	0.416	18.6	169
68719	337	311323	6542472	0.8	10.9	0.18	9.0	8.1	0.04632	2.9	67.4
68720	338	311207	6542352	2.3	24.6	0.14	21.0	27.5	0.0816	12.1	89.1
68721	339	311212	6542072	0.8	9.2	0.054	15.7	28.5	0.0152	10.2	81.2
68722	340	311533	6542095	12.1	203	0.34	45.6	28.9	0.2784	16.3	159
68726	341	312092	6539086	4.7	36.4	0.16	20.9	20	0.0888	9.8	102
68727	342	312567	6539172	0.8	168	0.17	54.0	27.3	0.03904	17	253
68728	343	312778	6539514	1.8	26.8	0.19	78.5	47.9	0.016	20	362
68729	344	313207	6539483	4.4	36.5	0.18	17.6	18.1	0.06504	8.8	2570
68730	345	313459	6539470	0.8	19.2	0.052	8.0	11.1	0.03312	6.2	50.5
68731	346	313179	6539938	10.2	60.4	0.14	22.6	28.3	0.2176	13.6	115
68732	347	313664	6539917	28.1	1380	0.51	1465.2	53.1	35.2	17.5	694
68733	347B	313664	6539917	8.7	565	0.96	20360.5	29	0.6024	21.1	4100
68734	348	313426	6540400	11.7	60.2	0.37	40.3	26.4	0.2688	18.2	253
68735	349	313665	6540224	9.9	122	0.74	50.8	29.4	0.358	18.6	296
68736	350	314073	6540321	4.6	33	0.18	20.1	12.7	0.02888	7.6	68.6
68737	351	313728	6540626	5.7	21	0.24	18.8	22.4	0.0832	9.2	61.9
68738	352	314031	6540635	2.5	54.3	0.1	135.9	18.9	0.096	10.1	137
68739	353	313217	6541122	0.8	26.6	0.31	95.2	33.1	0.05712	15.9	320
68740	354	313114	6541308	0.8	14.7	0.38	18.0	13.5	0.0424	6.8	196
68741	355	313073	6541621	1.6	17.4	0.34	36.1	12.4	0.0568	5.8	150
68742	356	313675	6541147	7.5	299	2.8	171.9	210	1.112	128	2100
68743	357	313634	6540908	5.9	432	2.1	1017.7	120	0.1528	79.9	1130
68744	358	313170	6540632	8.2	73.5	0.18	61.3	16.4	0.1496	7.8	129
68745	359	313040	6540362	3.1	43.6	0.17	18.6	17.3	0.1024	6.8	151
68746	360	312848	6540516	0.8	18.1	0.069	5.2	6.3	0.01576	3.7	43.5
68750	361	312783	6540900	5.3	37.2	0.2	28.2	13	0.1224	7	97.3
68751	362	312426	6540853	2.8	24.7	0.15	25.3	16	0.05248	9.6	74.2
68752	363	312439	6540662	13.3	498	0.19	59.4	38.5	0.176	11.4	129
68753	364	312545	6541294	5.2	164	0.32	49.5	20.2	0.192	8.9	122
68754	365	312268	6541168	6.7	30.9	0.088	23.2	19.6	0.1272	9.6	60.8
68755	366	312184	6541224	5.6	64.1	0.17	54.7	16.9	0.2536	8.7	99
68756	367	311983	6541346	0.8	17.2	0.042	11.6	10.3	0.02536	4.8	86.8
68757	368	312032	6541527	5.4	23.7	0.29	71.7	17.3	0.01496	36.9	197
68758	369	312002	6541538	0.8	12.7	0.14	20.0	10.9	0.01168	4.2	63.2
68759	370	312047	6541753	11.8	85.3	0.27	41.8	23	0.2544	14.7	139
68760	371	312295	6541661	0.8	13.8	0.081	23.7	19	0.04352	7.6	159
68761	372	312400	6541490	2.9	19.5	0.2	40.0	23.2	0.05272	7.3	117

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
68762	373	312657	6541395	0.8	17.3	0.16	122.5	30	0.04576	14.3	185
68763	374	312955	6541311	2	45	0.29	44.2	18.8	0.04784	15.3	236
68764	375	312769	6541128	3.9	62.5	0.16	21.4	24	0.192	8.3	95.3
68765	376	312624	6541036	6.7	68.2	0.066	22.1	21	0.1384	9.3	50.8
68766	377	312509	6540235	8.3	118	0.7	34.2	25.6	0.428	14.3	524
68767	378	312061	6540091	2.3	41.9	0.16	47.1	25.3	0.07648	13.2	243
68768	379	312177	6540331	1.6	23.9	0.064	14.3	13.7	0.0976	6.5	61.8
68769	380	312072	6540666	7	317	0.11	29.8	20.4	0.52	8.4	68.4
68773	381	311835	6540459	2.2	260	14	68.3	16.6	0.3508	10.5	5800
68774	382	311589	6540064	8.8	66.4	0.3	29.2	22.2	0.1752	11.4	184
68775	383	311896	6540803	8.1	120	0.6	58.2	24.8	0.1904	17.9	563
68776	384	311586	6540817	9	37.4	0.11	25.5	24.9	0.3056	14.8	83.1
68777	385	311504	6541526	8.4	67.7	0.13	22.3	20.2	0.2672	11.8	70.1
68778	386	311516	6541225	7.1	48.1	0.27	33.5	26.7	0.1072	12.1	256
68779	387	311304	6540828	7.3	52	0.3	24.0	20.5	0.1592	9.5	202
68780	388	311079	6540509	9	60.7	0.32	20.2	21.8	0.1696	9.5	141
68781	389	311204	6540130	4.4	34.1	0.18	15.8	18.4	0.1048	11	112
68782	390	310832	6540423	22.1	71.8	0.23	17.4	28.9	0.2704	6.7	66.9
68783	391	310638	6540743	9.5	63.5	0.33	27.2	25.9	0.1984	11.5	322
68784	392	310886	6540886	2	16.6	0.11	6.8	13.1	0.05848	4.7	46.7
68785	393	310888	6541162	8.4	38	0.088	14.2	15	0.06352	6.5	59.4
68786	394	310663	6541307	2	25.5	0.13	21.6	15.8	0.02072	13.2	150
68787	395	310374	6540984	0.8	10.1	0.088	7.8	8.4	0.03888	2.7	36
68788	396	310394	6540309	9.1	49.9	0.35	24.1	24.1	0.1552	9.7	90.1
68789	397	310147	6540733	4.7	21.9	0.17	18.0	18	0.0992	10.6	194
68790	398	310148	6541247	3.7	15.6	0.06	5.5	15.4	0.02936	7.3	36.6
68791	399	310566	6541743	9.8	28.5	0.3	59.6	24.7	0.06632	23.7	178
68792	400	310883	6541981	4.7	6.6	0.1	24.7	19.9	0.02736	5.2	76.6
68796	401	311115	6541460	3.8	35.1	0.13	15.5	18.4	0.1072	8.3	61.5
68797	402	311256	6541133	8.2	385	0.38	1001.2	23.9	0.1856	9.6	320
68798	403	311809	6541078	4	57.2	0.12	31.9	21.7	0.15712	10.2	113
68799	404	311997	6541097	4.6	283	0.3	79.0	34	0.124	15.7	4540
68800	405	311762	6541478	11.6	70.3	0.46	43.0	31.3	0.216	16.5	462
67201	406	311703	6541636	4.2	61.6	0.22	23.2	18.3	0.208	7	106
67202	407	311341	6541559	2.7	74.6	0.29	28.0	21.9	0.1032	13.1	316
67203	408	311329	6541949	9.5	58.7	0.28	31.4	23.2	0.4408	16.2	209
67204	409	310849	6542526	18.8	69	0.51	32.6	27.1	0.1856	20.3	243
67205	410	310591	6542543	7.4	33.7	0.11	23.0	25.2	0.2304	10.7	82
67206	411	310053	6542339	12.6	61.5	0.22	37.0	28.8	0.264	16.1	123
67207	412	310213	6542110	10.4	58.2	0.37	30.0	27.7	0.208	18.1	182
67208	413	310756	6542180	2.3	37.8	0.18	27.0	21.7	0.03096	11.5	145
67209	414	310416	6542868	7.4	46.3	0.17	74.0	24.2	0.1256	12.9	94.2
67210	415	310663	6543136	0.8	21.1	0.2	39.9	40.6	0.02376	23.5	199
67211	416	310416	6543576	0.8	7.3	0.13	6.6	51.9	0.00664	29.2	237
67212	417	309883	6544116	0.8	35.1	0.14	45.5	25.6	0.01856	13.4	215
67213	418	310069	6543830	9.1	23.7	0.13	43.2	19.7	0.03504	12.2	137
67214	419	310151	6543526	2.7	15.2	0.11	17.0	18.7	0.03616	7.7	91.6
67215	420	309499	6542922	6.5	14.9	0.12	111.5	23.4	0.03272	16.1	63.3
67219	421	309106	6542932	6.2	21.7	0.17	18.8	20	0.06392	9.9	116
67220	422	309725	6542512	13.2	48.6	0.18	67.2	39.5	0.1264	20.6	191
67221	423	309355	6542603	0.8	14.5	0.12	18.5	19.3	0.01648	8.2	75.9
67222	424	309918	6542107	6.8	23.3	0.23	24.1	23.6	0.0928	13.3	80.6
67223	425	309458	6542145	6.9	36.8	0.21	23.7	25.2	0.1464	8	60.9
67224	426	309641	6542724	7.7	29.2	0.18	27.4	23.8	0.084	8.8	84
67225	427	310128	6543012	4.9	31.4	0.17	24.8	19.4	0.07944	11.5	88.8

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
67226	428	309968	6542655	11.1	43.5	0.23	21.4	30.3	0.16	10.6	89.2
67227	429	308549	6542988	0.8	24.3	0.19	67.9	26	0.03832	13.2	319
67228	430	307701	6544386	6.7	21.1	0.17	9.4	15.9	0.096	6	45.7
67230	432	308063	6543678	2.9	25.9	0.19	56.0	40.6	0.04488	25.1	303
67231	433	308265	6542728	2.8	22.5	0.099	20.4	18.2	0.066	9.9	79.1
67232	434	308957	6543459	12	20	0.16	20.9	24.6	0.0572	11	64.2
67233	435	308851	6543776	2.9	14.7	0.11	15.0	17.6	0.05112	7	57.3
67234	436	309095	6543752	4.1	26	0.29	20.3	20.1	0.08	10.1	102
67235	437	309126	6544039	1.7	13.8	0.089	8.1	12	0.02264	5.3	49.5
67236	438	309512	6543714	6.5	38.1	0.24	31.6	21.2	0.0976	11	123
67237	439	309404	6543502	4.5	20.3	0.12	16.1	19.3	0.04456	10.7	80.4
67238	440	309822	6543884	11.7	36.7	0.28	26.8	23.8	0.0912	12.9	124
67242	441	309795	6543405	6.2	19.1	0.14	23.3	22	0.05408	11	70.4
67243	442	305058	6540653	5.3	19.4	0.2	21.7	20.1	0.05648	7.7	87.7
67244	443	304592	6540779	2.1	30.5	0.36	25.6	44.1	0.56	21	203
67245	444	304626	6541200	9.2	17.6	0.14	5.8	16.2	0.1112	8.4	81.9
67246	445	304875	6541132	2.2	24.5	0.12	13.9	14.5	0.03208	6.1	75.8
67247	446	304425	6540847	0.8	68.2	0.06	7.6	26.3	0.02968	8.7	195
67248	447	304621	6541521	4	30.7	0.11	17.4	18.1	0.05304	6.4	49.7
67249	448	304310	6541706	0.8	9.6	0.06	10.1	14.5	0.01072	6.7	64.2
67250	449	304506	6541799	2.6	23.1	0.15	14.2	22	0.0652	12	121
67251	450	304730	6541809	0.8	3.7	0.068	11.1	22.1	0.005784	9.4	87.7
67252	451	304954	6541494	3.9	9	0.2	11.6	32	0.0432	17.8	124
67253	452	304977	6541970	0.8	28.5	0.25	28.7	14.3	0.1536	8.8	91.3
67254	453	305197	6541625	11.3	88.3	0.29	76.2	48.1	0.06088	36.7	145
67255	454	305304	6541736	7.6	48.8	0.28	61.5	43	0.0444	22.7	179
67256	455	305227	6542217	18	25.7	0.093	44.8	26.4	0.04424	8.7	58.5
67257	456	305670	6541468	0.8	196	2.5	15.6	19.9	0.07192	10.8	6610
67258	457	305296	6540955	4.6	17.4	0.16	22.0	18.1	0.0416	6.6	74.5
67259	458	305147	6541230	2.7	21.1	0.18	11.6	18	0.05048	5.6	79.1
67260	459	306212	6540580	3.8	17.6	0.16	20.5	23.2	0.02904	9.4	122
67261	460	310172	6543330	6.6	30.3	0.16	11.6	20.8	0.0864	5.9	55.3
67265	461	306608	6540740	2	9.1	0.1	22.2	21.7	0.01016	9.9	161
67266	462	306443	6540203	0.8	12.6	0.24	17.0	24.1	0.0316	13.3	1540
67267	463	306124	6540313	5.2	14.8	0.37	113.8	17.4	0.01328	94.7	110
67268	464	306021	6540070	6.1	24	0.21	17.0	21.7	0.088	8.4	48.4
67269	465	305862	6540511	2.2	11.8	0.14	19.4	20.7	0.0276	11.3	95.8
67270	466	305636	6540183	28.6	566	3.1	29125.7	92.9	4.008	58	6030
67271	467	306144	6539839	5.6	20.1	0.29	23.3	14.6	0.05424	10.1	52.7
67272	468	306866	6540141	2.5	23.2	0.12	28.8	31.4	0.02368	17.2	130
67273	469	305527	6540599	4.2	27.7	0.32	26.4	20.4	0.04552	10.2	123
67274	470	306879	6539537	5.8	48.5	0.24	32.8	25.2	0.2304	12.7	132
67275	471	306485	6539854	7.4	19.1	0.11	33.7	20.9	0.05776	15.1	62.3
67276	472	305796	6539186	37.9	870	0.53	2528.2	63.9	0.05376	15.4	245
67277	473	306392	6538872	2.7	17.9	0.16	17.6	17	0.03592	9.5	79.7
67278	474	310178	6526469	0.8	13.2	0.11	9.7	13.7	0.01928	4.8	82
67279	475	309967	6526989	0.8	12.5	0.058	8.4	9.8	0.01456	3.8	58.4
67280	476	311380	6526503	2.1	35.6	0.15	12.6	18.7	0.06952	7.7	85.7
67281	477	312837	6526672	0.8	15.8	0.054	9.2	14.8	0.01824	5.9	46.9
67282	478	312367	6526296	0.8	11.4	0.097	8.9	15.7	0.01752	5.5	54.5
67283	479	312021	6526648	6.3	34	0.088	33.5	14.8	0.0344	6.1	86.6
67284	480	311721	6527421	0.8	7.3	0.075	6.1	13.5	0.01616	5.2	62.7
67288	481	312333	6527689	0.8	9.7	0.071	8.1	16.8	0.01704	8.3	45.6
67289	482	312575	6528008	3.8	22.8	0.14	15.3	20.9	0.076	7.3	59.6
67290	483	312287	6527932	0.8	17.3	0.096	31.3	20.3	0.0084	8.3	114

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
67291	484	312094	6528015	0.8	26.9	0.28	17.8	39.8	0.02192	12.3	233
67292	485	311694	6527934	2.6	54.5	0.45	40.7	17.9	0.07	8.8	161
67293	486	310631	6540762	7.1	44	0.11	23.9	21.6	0.1696	10.2	72.6
67294	487	310673	6540834	8.8	55	0.31	27.0	27.5	0.2928	13.8	202
67295	488	310715	6540715	5.4	35.3	0.51	56.8	21.3	0.0888	11.6	277
67296	489	313035	6541870	0.8	11	0.12	37.6	9.2	0.03072	4.3	109
67297	490	312906	6542041	12.3	1050	1.1	4796.9	71.3	1.664	26.4	3470
67298	491	312891	6542780	3.9	29.5	0.25	14.1	21.3	0.0848	8.1	78.2
67299	492	312500	6542575	42.2	102	1.2	3241.8	84.7	0.084	40.3	1120
67300	493	312776	6543183	7.8	122	0.47	86.6	21.9	0.524	12.7	1260
67301	494	312419	6543039	6.5	31.6	0.16	23.7	24.8	0.1064	12.6	115
67302	495	312287	6543376	4.1	17.5	0.087	11.7	20.2	0.05296	7.1	59.7
67303	496	311969	6543412	2.4	39.9	0.26	60.9	58.5	0.02792	31.6	340
67304	497	312512	6543648	66.5	967	0.53	1075.4	102	0.7376	47.5	682
67305	498	312923	6543441	16.4	42.1	0.25	33.3	33.1	0.1792	20.7	101
67306	499	313120	6543781	1.6	10.8	0.089	11.4	14	0.02016	5.4	53
67307	500	312002	6543933	3.7	13.5	0.23	123.2	21.6	0.05664	12	266
67311	501	311869	6543908	11.6	16.4	0.12	24.3	19.5	0.04096	7.3	150
67312	502	311418	6543856	0.8	8.7	0.11	75.3	168	0.01288	49.8	116
67313	503	313719	6544043	8	32.5	0.18	22.0	24.8	0.0436	7.7	120
67314	504	313853	6543900	5	56.8	0.15	30.7	21.6	0.0556	16	167
67315	505	314105	6543601	3.7	19	0.2	19.3	27.2	0.03824	13.4	150
67316	506	314031	6543345	3.1	20.3	0.12	11.1	34.8	0.06224	18.5	118
67317	507	314047	6543891	5.7	25.6	0.18	17.3	33.2	0.07176	10.4	108
67318	508	313140	6544243	7.9	22.7	0.25	22.8	8.4	0.0696	2.1	99
67319	509	313076	6544570	4.1	16.8	0.12	19.7	30.3	0.05392	10.1	61.5
67320	510	313570	6545025	4.7	44	0.13	207.2	21.8	0.2056	8	769
67321	511	312862	6545417	4.8	25.6	0.28	16.5	20.4	0.06248	7.3	109
67322	512	312703	6544797	2	11	0.084	9.3	21.3	0.02848	7.8	52.3
67323	513	312130	6545152	0.8	18	0.08	10.7	14.3	0.05512	4.4	36.6
67324	514	312065	6545475	3.5	63.5	0.44	288.3	55.3	0.4032	34.5	439
67325	515	311334	6545055	2.2	12.9	0.13	13.6	17.6	0.03152	7.2	73.9
67326	516	311622	6545016	0.8	13	0.058	10.7	19.8	0.0192	8.9	55.4
67327	517	311719	6545482	2.5	21.7	0.23	21.4	13.3	0.052	5.4	94
67328	518	312012	6544578	0.8	34.8	0.18	17.8	16.2	0.03672	8.9	126
67329	519	311867	6544113	0.8	12.7	0.088	11.0	20.2	0.03368	9.5	62.3
67330	520	312293	6544045	2	10.7	0.089	7.2	18.8	0.03136	6.6	39
67334	521	311549	6544302	2.5	16.2	0.16	17.2	17.7	0.04992	6	153
67335	522	311395	6544700	2	10.4	0.1	14.9	28.4	0.03016	11.1	86.6
67336	523	309789	6539876	8.5	29.6	0.14	23.0	24.2	0.1328	17.3	79
67337	524	309431	6539921	6.6	66.7	0.42	33.4	24.9	0.06536	12.3	216
67338	525	309185	6540077	2.6	14.6	0.059	12.8	18	0.03384	9.4	55.7
67339	526	309478	6539520	3.9	18.6	0.22	15.4	31.8	0.05568	18	106
67340	527	309245	6538903	2.3	32.1	0.13	13.8	21.1	0.096	9	77.8
67341	528	309458	6539109	5.7	20.7	0.16	11.5	23.4	0.0952	5.4	45.5
67342	529	309273	6539126	5.1	33.9	0.088	8.6	22.4	0.1632	5.8	35.4
67343	530	308881	6539532	3.1	13.8	0.091	11.3	18	0.03888	6.9	64.6
67344	531	308693	6539067	4.6	29.1	0.13	24.6	48	0.0592	29.8	95.9
67345	532	308759	6538693	0.8	14.5	0.074	13.4	13.9	0.03704	6.2	59.2
67346	533	309073	6538358	4	21.7	0.14	13.1	22.1	0.1088	9.8	58.2
67347	534	309589	6538458	5.7	28	0.15	18.0	21.1	0.144	10.9	73.4
67348	535	309462	6537593	13.6	44.2	0.58	35.8	29.2	0.1384	23.3	152
67349	536	310150	6537899	7.7	25.1	0.29	9.8	19.9	0.0904	5.9	58.4
67350	537	309456	6537928	11.5	42	0.1	16.3	19.2	0.1568	6.8	42.3
31451	538	309146	6537626	36.1	41.3	0.27	25.9	34.5	0.2688	13.2	249

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
31452	539	308959	6539277	6.4	19	0.2	18.1	22.6	0.06712	11.6	75.4
31453	540	308522	6538298	19.3	29.8	1.4	61.2	20.3	0.1472	50.7	169
31457	541	308127	6538775	2.9	34.2	0.3	24.0	15.8	0.06952	7.4	202
31458	542	307789	6538180	2.6	21.6	0.15	19.0	15	0.06728	7.1	107
31459	543	307560	6538546	4.9	25.9	0.12	13.0	16.3	0.05672	6.6	147
31460	544	307187	6538368	2	21.1	0.095	14.8	14.5	0.03952	8.9	69.5
31461	545	307175	6537866	9.5	52.5	0.3	16.9	18.3	0.03632	6.3	95
31462	546	307217	6538947	0.8	12	0.11	14.9	16.1	0.02488	7.8	84.5
31463	547	306969	6539532	6.6	31.2	0.19	17.4	23.2	0.1152	8.7	69.1
31464	548	307444	6539571	3.5	66	0.16	24.6	18	0.1464	7.1	62.5
31465	549	307990	6539862	0.8	6.3	0.087	8.4	29.1	0.01824	17.2	154
31466	550	308155	6539501	0.8	16	0.032	13.1	12.4	0.01216	5.1	53.6
31467	551	307505	6539152	2.2	12.1	0.087	6.5	13.7	0.05624	5.1	31.2
31468	552	306897	6538188	3.7	22.5	0.18	8.8	22.2	0.124	6.3	92.3
31469	553	306625	6537894	2.5	15.7	0.16	15.8	19.4	0.04224	9.8	87.4
31470	554	307639	6540844	0.8	47.5	0.19	8.4	8.3	0.2048	4.6	30.3
31471	555	307522	6541811	1.6	7.3	0.082	9.8	12.7	0.01152	7.4	38.4
31472	556	308017	6541520	4.8	27.2	0.31	20.9	22.1	0.06816	12.5	174
31473	557	309923	6540405	3.5	11.7	0.065	10.0	14.2	0.03344	7.3	45.8
31474	558	309921	6540753	2.9	21.8	0.093	11.4	15.7	0.06272	7.2	70.4
31475	559	309426	6540418	2.9	15.7	0.11	12.5	14.3	0.05584	5.2	46.3
31476	560	309508	6540720	6.4	26.5	0.2	17.2	22.9	0.1368	8.3	94.3
31480	561	309336	6541510	0.8	10.1	0.12	13.7	12.8	0.02096	7.3	78
31481	562	309065	6541301	9.4	44.3	0.12	21.8	24.8	0.1584	8.4	81.2
31482	563	309934	6541188	2.9	69.3	0.2	23.7	23.9	0.1072	10.5	151
31483	564	308789	6544203	2.1	10.1	0.17	12.7	21.3	0.04128	11.7	76.1
31484	565	308745	6544455	0.8	19.8	0.22	18.1	20.7	0.04504	10.6	144
31485	566	308878	6544419	0.8	18.8	0.087	10.5	11	0.03376	4.8	47.8
31486	567	308300	6544328	0.8	16.4	0.097	20.2	20.3	0.0152	9.3	109
31487	568	308019	6544334	0.8	46.4	0.39	50.5	21.8	0.02008	12.3	240
31488	569	308087	6544077	3.4	20	0.12	16.3	17.5	0.0308	11.1	60.6
31489	570	309099	6544163	9.6	31.1	0.16	23.2	21.5	0.0816	9.2	143
31490	571	309278	6544571	0.8	9.7	0.28	18.3	26.8	0.0132	13.8	110
31491	572	309546	6544383	7.1	19.6	0.13	25.6	23.8	0.05952	11	67.9
31492	573	309534	6544126	1.8	13.6	0.092	22.9	19.4	0.01976	12.4	112
31493	574	310344	6540679	5.1	31.4	0.2	26.9	19.7	0.0448	10.2	93.2
31494	575	310881	6539296	0.8	12	0.11	66.5	37.9	0.03688	16	194
31495	576	311173	6530511	0.8	13.5	0.12	29.0	20.2	0.02712	7.2	131
31496	577	310963	6530026	0.8	11.9	0.068	12.2	12.6	0.02496	5	40.8
31497	578	311306	6529852	6.5	14.2	0.062	26.1	29.1	0.01112	7.9	135
31498	579	311315	6529240	0.8	20	0.087	7.9	11.7	0.07304	3.9	31.5
31499	580	310952	6529089	0.8	22.8	0.08	5.0	9	0.064	1.4	21.8
31503	581	310373	6528481	0.8	14.9	0.088	32.8	20.6	0.01928	13.7	188
31504	582	310343	6528476	1.8	13.3	0.11	6.4	10.8	0.04768	3.4	33
31505	583	309973	6528012	1.8	15.1	0.1	7.6	12.8	0.05208	4.4	29.7
31506	584	310528	6527582	6.3	14.1	0.37	16.1	19.1	0.1296	10.1	52.6
31507	585	311210	6527697	1.8	23.6	0.049	8.4	12.9	0.0568	3.8	37.5
31508	586	311593	6527970	9.1	355	0.88	81.5	38.2	0.1104	10.3	574
31509	587	311562	6528087	2.1	67.4	0.28	26.2	22.1	0.07416	11.3	197
31510	588	311707	6528237	0.8	11.9	0.094	15.4	14.3	0.03216	7.4	110
31511	589	311907	6528481	0.8	35.9	0.23	24.4	18.2	0.088	6.1	110
31512	590	312323	6528916	2.8	57.9	0.6	44.5	31.6	0.02328	24.5	6690
31513	591	312305	6529933	0.8	8.5	0.2	22.6	13.8	0.01496	8.3	108
31514	592	312311	6529689	16.6	100	3.8	33.5	27.8	0.1512	11.4	2690
31515	593	312347	6529532	0.8	227	7.2	35.6	22.2	0.07632	13.9	1140

Fortsetter på neste side

Tabell G.1 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
31516	594	312339	6529320	2.9	20.2	0.079	13.1	20.6	0.02528	7.8	67.7
31517	595	312293	6529076	0.8	23	0.078	20.4	21.3	0.0096	8	145
31518	596	311661	6529040	0.8	25.6	0.094	9.7	11.7	0.04	6.1	56.6
31519	597	311952	6529600	0.8	16.7	0.088	11.6	15.6	0.02352	5.8	169
31520	598	312013	6530309	0.8	21.4	0.13	16.6	11.8	0.01576	5.9	86.8
31521	599	309965	6528863	0.8	19.5	0.094	6.3	12	0.6752	3.6	60.1
31522	600	309382	6529942	0.8	25.5	0.15	18.1	20.7	0.06416	7.9	56.3
31526	601	310934	6528535	0.8	14.7	0.17	9.9	14.8	0.02392	5.9	65.2
31527	602	312515	6528480	0.8	65	0.43	12.6	12.6	0.03112	5.7	112
31528	603	312807	6528767	4.5	42.1	0.087	81.5	28.3	0.06608	14.5	128
31529	604	313297	6529052	2.1	21.4	0.063	7.3	9.1	0.0896	3	72.7
31530	605	313115	6529410	0.8	15.6	0.12	8.2	12	0.03984	4	45.1
31531	606	313520	6526607	0.8	12.1	0.19	9.7	17.1	0.03544	6.5	59.9
31532	607	313239	6527109	0.8	15.1	0.065	8.2	7	0.01496	3.3	60.8
31533	608	312955	6527418	2.1	20.7	0.1	16.7	12.6	0.02112	4.8	80
31534	335	312138	6539804	6.3	121	0.47	58.4	29.2	0.692	16.9	280

Tabell G.2: Resultater - Organiske analyser. Rådata fra NGU laboratoriet med halverte rapporteringsgrenser

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	PCB7	PAH16
64854	104	316083	6520644	0.007	0.24
64859	109	312638	6524544	0.007	0.517
64861	111	312347	6524731	0.007	0.24
64868	118	310344	6524538	0.007	0.311
64875	122	310477	6524850	0.007	2.107
64878	125	311010	6525745	0.007	0.334
64881	128	310484	6525450	0.007	0.24
64883	130	310682	6525871	0.007	2.199
64884	131	310685	6526248	0.017	0.293
64888	135	310245	6527345	0.007	0.24
64889	136	310171	6527684	0.007	0.348
64898	142	311987	6525965	0.007	0.543
66151	145	311232	6526567	0.007	-
66152	146	311559	6527084	0.007	-
66153	147	311814	6527756	0.007	0.316
66154	148	311982	6527211	0.034	0.425
66159	153	313251	6526943	0.007	0.24
66161	155	314132	6527467	0.007	0.24
66166	160	313893	6528442	0.007	2.733
66170	161	313077	6528148	0.007	0.24
66174	165	313655	6530200	0.007	0.24
66175	166	313074	6529801	0.007	3.222
66178	169	312857	6528391	0.007	0.24
66180	171	312112	6527846	0.007	0.24
66182	173	311842	6528242	0.007	0.24
66184	175	312064	6528667	0.007	0.502
66185	176	311862	6528639	0.007	1.048
66186	177	311580	6528285	0.007	1.001
66189	180	311563	6528610	0.007	0.688
66197	185	310904	6528771	1.1	29.858
66201	189	311048	6529564	0.007	0.24
66205	193	311701	6529258	0.007	0.24
66206	194	311982	6529100	0.007	0.24
66208	196	312371	6530180	0.007	0.258
66210	198	311407	6530237	0.007	0.3
66217	202	311338	6530752	0.007	0.24
66218	203	311334	6531100	0.007	0.24
66220	205	312347	6530915	0.007	0.768
66224	209	311943	6531790	0.007	0.24
66226	211	311153	6531345	0.007	0.24
66230	215	311580	6531564	0.007	0.24
66231	216	311693	6532136	0.007	0.24
66250	232	311327	6533090	0.007	0.24
66258	240	311415	6532455	0.007	0.24
66263	242	310975	6532392	0.007	0.537
66267	246	309959	6532103	0.007	0.24
66269	248	310184	6533276	0.007	0.24
66279	258	310164	6534855	0.007	0.38
66280	259	310574	6534753	0.007	0.24
66285	261	311875	6534891	0.007	0.276
66292	268	311723	6535685	0.007	0.24
66295	271	311156	6535851	0.007	3.416

Fortsetter på neste side

Tabell G.2 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	PCB7	PAH16
66296	272	310823	6535969	0.007	0.24
66303	279	311962	6536516	0.007	1.002
66304	280	311851	6536962	0.016	12.972
66314	287	312687	6537155	0.007	0.311
66315	288	313149	6536931	0.007	0.271
66318	291	312826	6537550	0.007	0.259
66334	304	313229	6538549	0.04	0.89
66337	307	312265	6538632	0.007	1.727
66342	312	310929	6538210	0.018	0.283
66348	318	310886	6539567	0.007	0.24
66350	320	310258	6539971	0.007	1.391
68709	326	310052	6538471	0.007	0.546
68716	333	311593	6539460	0.007	0.578
68717	334	312138	6539804	0.007	0.24
68721	339	311212	6542072	0.007	0.432
68728	343	312778	6539514	0.007	0.833
68734	348	313426	6540400	0.007	0.757
68746	360	312848	6540516	0.007	0.24
68754	365	312268	6541168	0.007	0.538
68757	368	312032	6541527	0.007	0.24
68760	371	312295	6541661	0.007	0.417
68761	372	312400	6541490	0.007	0.616
68762	373	312657	6541395	0.007	0.508
68773	381	311835	6540459	0.053	1.554
68775	383	311896	6540803	0.007	4.218
68776	384	311586	6540817	0.007	0.367
68778	386	311516	6541225	0.026	1.167
68785	393	310888	6541162	0.007	0.433
68789	397	310147	6540733	0.007	0.398
68791	399	310566	6541743	0.007	1.651
68792	400	310883	6541981	0.007	0.24
68796	401	311115	6541460	0.016	0.504
67204	409	310849	6542526	0.007	0.968
67209	414	310416	6542868	0.007	9.194
67211	416	310416	6543576	0.007	0.24
67227	429	308549	6542988	0.007	0.753
67232	434	308265	6542728	0.007	0.24
67233	435	308957	6543459	0.007	0.24
67247	446	304875	6541132	0.007	0.24
67250	449	304310	6541706	0.007	0.24
67253	452	304954	6541494	0.007	0.452
67254	453	304977	6541970	0.037	10.989
67267	463	306443	6540203	0.007	0.24
67278	474	306392	6538872	0.007	0.24
67279	475	310178	6526469	0.007	0.24
67281	477	311380	6526503	0.007	0.24
67283	479	312367	6526296	0.027	1.435
67284	480	312021	6526648	0.007	0.24
67289	482	312333	6527689	0.007	0.428
67291	484	312287	6527932	0.007	0.24
67296	489	310715	6540715	0.007	0.279
67301	494	312776	6543183	0.007	0.368
67303	496	312287	6543376	0.007	0.748
67305	498	312512	6543648	0.007	1.747
67323	513	312703	6544797	0.007	0.24

Fortsetter på neste side

Tabell G.2 – Fortsetter fra forrige side

NGUunik	feltID	XcoorUTM32	YcoorUTM32	PCB7	PAH16
67329	519	312012	6544578	0.007	0.24
67330	520	311867	6544113	0.007	0.24
67336	523	311395	6544700	0.007	0.905
67337	524	309789	6539876	0.007	0.669
67340	527	309478	6539520	0.007	0.31
31459	543	307789	6538180	0.025	0.24
31466	550	307990	6539862	0.007	0.367
31484	565	308745	6544455	0.007	0.281
31487	568	308019	6544334	0.007	0.257
31489	570	309099	6544163	0.007	0.325
31492	573	309534	6544126	0.007	0.256
31495	576	311173	6530511	0.007	1.21
31497	578	311306	6529852	0.007	0.24
31503	581	310373	6528481	0.059	6.528
31504	582	310343	6528476	0.007	0.24
31507	585	311210	6527697	0.007	0.258
31509	587	311562	6528087	0.007	0.534
31510	588	311707	6528237	0.007	0.33
31511	589	311907	6528481	0.014	0.53
31517	595	312293	6529076	0.007	0.405
31520	598	312013	6530309	0.007	0.421
31526	601	310934	6528535	0.007	0.24
31529	604	313297	6529052	0.007	0.321

Index

- Østre Ring, 155
- Århaugveien, 177

- GMC-gruppen, 154
- Sandnes teglverk, 143

- Absorpsjon, 55
- Adsorpsjon, 55
- Aksel Eggebøs vei, 151
- Aktsomhetskart, 9, 185
- Alcontrol laboratoriet, 70
- Analyseteknikk, 67
 - Vurdering, 77
- ArcGIS, 71
- Arsen, 3, 56, 149, 162, 165, 169, 171, 174, 178–180, 185
 - Diskusjon, 122
 - Effekter, 56
 - Kilder, 56
 - Oppførsel i jord, 56
 - Resultat, 88
- Austrått og Trones, 11
 - Diskusjon, 139
- Avgrensning, 3

- Båthavn, 146, 147, 154, 156, 160, 166, 169, 171, 174, 175, 179, 185, 242
- Bakgrunn for oppgaven, 2
- Bangarvågen, 35, 36
- Barnehagejord
 - Stavanger, 35
- Bergarter, 14
- Bergen, 47, 78
- Berggrunn
 - Berge, 47
 - Oslo, 49
 - Tromsø, 50
 - Trondheim, 50

- Biltrafikk, 165, 175
- Bjergstedparken, 154
- Bly, 3, 47, 57, 139, 141, 144, 147, 148, 153, 154, 156, 157, 159–163, 166, 168, 171, 173, 174, 177–179, 185
 - Diskusjon, 123
 - Effekter, 57
 - Kilder, 57
 - Oppførsel i jord, 57
 - Resultat, 91
- Brødrene Bjørnevik, 173
- Brødrene Bjørnstad, 174
- Brommerte flammehemmere, 144
- Bunnstoff, 146
- Bybranner, 53
 - Sandnes, 20
 - Stavanger, 26
- Bydeler, 11
 - Sandnes, 11
 - Stavanger, 11
- Bygningsmateriale, 159
- Byjord, 6
 - Håndtering, 7
- Byjordsområde, 73, 118, 184, 185
- Byutvidelse
 - Sandnes, 18
 - Stavanger, 23, 25

- CCA, 35
- CCA-impregnert tremateriale, 33, 53, 156, 174, 179, 180, 185
- CCA-imprignert tremateriale, 36

- Daleveien, 146, 147
- Dataprogram, 71
- DBS, 20
- De Forente Uldvarefabrikker, 22, 144
- Deponi, 32

Deponier, 36
 Sandnes, 33
 Stavanger, 36
 Det Stavangerske Dampskibsselskap, 171
 Deteksjonsgrense, 71
 Diskusjon, 121
 Sandnes, 139
 Stavanger, 151
 Drift, 83
 Duplikatprøver, 70

 Eiganes gravlund, 163
 Eiganes og Våland og Storhaug, 11
 Diskusjon, 151
 Eiganesveien, 162
 Engøy, 35, 171
 Engelsminnegata, 162

 Fartein Valensvei, 149
 Figgjo, 11, 143
 Forurensningskilder, 185
 Forus, 167
 Fyllitt, 12

 Galeivågen, 173
 Gamle Jåttåvågen, 169
 Ganddal, 11
 Diskusjon, 144
 Gandsfjorden, 18
 Ganns potteri og teglverk, 142
 Gauselstraen, 169
 Geokjemisk kartlegging, 5
 Geokjemiske kart, 73, 79
 Geologi, 12
 Bergartsgeologi, 12
 Kvartærgeologi, 15
 Løsmasser, 15
 Gjestehavna, 32
 Glimmerskifer, 12
 Gneis, 14
 Godalen videregående skole, 155
 Google Earth, 74
 Gravarsveien, 147
 Graverens teglverk, 147
 Grunnforurensning, 42
 Grunnforurensninger, 65
 Grunnundersøkelser, 33
 Stavanger, 35

 Gummigranulater, 53
 Gunnar Warebergs gate, 165

 Hafrsfjord, 80
 Hagejord, 157
 Halvorstraen, 171
 Hana, 11
 Diskusjon, 145
 Hanaveien, 147
 Havørnbrautene, 176
 Hermetikk, 28, 29
 Hermetikkepoken, 23
 Hermetikkfabrikk, 173
 Hermetikkfabrikker, 29
 Hestenes, 179
 Hillevåg, 11
 Diskusjon, 164
 Hillevågsvatnet, 159
 Hillevågsveien, 166
 Hinna, 11
 Diskusjon, 167
 Historie, 17
 Sandnes, 18
 Stavanger, 22
 Hundvåg, 11
 Diskusjon, 170
 Hynne-standard, 70

 Ideal AS, 173
 Industri, 157, 168, 183, 185
 Sandnes, 20
 Stavanger, 26
 Industri , 173

 Jønningsheiveien, 150
 Jadarholm, 35
 Jord, 54
 Jordens sammensetning, 54
 Jordprøver
 Resultat, 86
 Jordsmonn, 54

 Kadmium, 3, 58, 161
 Diskusjon, 126
 Effekter, 58
 Kilder, 58
 Oppførsel i jord, 58
 Resultat, 94

Karen A. Sømmes vei, 171
 Kart, 71, 79
 Kisteneset, 175
 Kjell Meisland AS, 149
 Kjemisk analyse, 67
 Kjerringholmverven, 28
 Klasakjæret, 35
 Klasaskjæret, 171, 172
 Knud Holms gate, 163
 Kobber, 3, 59, 146, 148, 150–152, 156, 157, 163, 166, 169, 171, 174, 175, 178, 179, 185
 Diskusjon, 127
 Effekter, 59
 Kilder, 59
 Korrelasjon, 80
 Oppførsel i jord, 59
 Resultat, 97
 Kokklusjon og anbefalinger, 183
 Korrelasjonskoeffesient, 74, 80
 Korrelasjonsplott, 74, 80, 82
 Korrosjonsbeskyttelse, 142, 145, 155, 162, 164, 178
 Kostholdsrad, 33, 35
 Krom, 3, 60, 157
 Diskusjon, 129
 Effekter, 60
 Kilder, 60
 Oppførsel i jord, 60
 Resultat, 100
 Krossen, 20, 141
 Kull, 20, 28, 171
 Kulltomta, 171
 Kumulativ frekvensfordeling, 71, 80, 86
 Kvalitetssikring av resultatene, 80
 Kvikksølv, 3, 60, 156, 178
 Diskusjon, 130
 Effekter, 61
 Kilder, 61
 Oppførsel i jord, 61
 Resultat, 103

 Løsmasser, 15
 Laberget, 147
 Lagård Gravlund, 159
 Lekeplass, 53, 157, 180
 Lervika, 29, 157

 Libre Office 3, 71
 Lineær regresjon, 83
 LITO-prosjektet, 12
 Lundedalen, 139
 Lunden, 148
 Lundens Havremølle, 148
 Lura, 20
 Luravika og Somaneset, 32

 Møllebukta, 80
 Mål for oppgaven, 2
 Madla, 11
 Diskusjon, 175
 Madla terrasse, 180
 Maling, 40, 64, 141, 148, 150–152, 156, 159, 161, 165, 169, 177, 185
 Bly, 185
 PCB, 185
 Sink, 185
 Malthaugbrautene, 178
 Median, 71
 Metoder, 67
 Metodevurdering, 77
 Migmatitt, 14
 Minn-prosjektet, 70
 Minn-standard, 70
 Mjøsa, 144
 Murbygg, 64
 Myrabergjet, 173

 Nøyaktighet, 74
 Nedre Lagårdsvei, 160
 Nedre vågen, 173
 Nidelven-standard, 70
 Nikkel, 3, 61, 147
 Diskusjon, 132
 Effekter, 62
 Kilder, 62
 Oppførsel i jord, 62
 Resultat, 106
 Ny Olavskleiv, 163
 Nynæs teglverk, 143

 Obs-listen, 3, 53, 62
 Områdebeskrivelse, 11
 Ordfører Scheies gate, 175
 Organiske analyser, 70
 Organiske miljøgifter, 63

Oslo, 47, 49, 78

PAH, 3, 47, 63, 150, 170, 176, 181, 183
 Diskusjon, 135
 Effekter, 63
 Kilder, 63
 Oppførsel i jord, 63
 Resultat, 112

PCB, 3, 39, 64, 150, 183, 185
 Diskusjon, 137
 Effekter, 64
 Kilder, 64
 Oppførsel i jord, 64
 Resultat, 115

Pedersgata, 159

Prøvepreparering, 67

Prøvetaking, 67
 Vurdering, 77

Prestholtsteigen, 151

R, 71

Ramsviga, 156

Rapporteringsgrense, 71

Rektor Hammers gate, 162

Reproduserbarhet, 74

Resultat, 85
 Jordprøver, 86
 Oppsummering, 86

Rosenberg Verft, 28

Rosendal og Ramsvik Kolonihage , 157

Rosenkildeverven, 28

Rytterfaret, 178

Sølyst, 35, 171

Sandfangsundersøkelser, 39
 Sandnes, 35
 Stavanger, 39

Sandnes Garn, 20

Sandnes Uldvarefabrikk, 22

Sandnesgata, 157

Sandvigsgrunnen, 28

Sandvikveien, 166

Seilskipsepoken, 23

Sildeepoken, 23

Sink, 3, 62, 141–145, 148, 152, 155–157, 160–163, 165, 168, 169, 171, 173–175, 177, 178, 185
 Diskusjon, 133

Effekter, 62

Kilder, 62

Korrelasjon, 80

Oppførsel i jord, 62

Resultat, 109

Siriskjæret, 158

Sjøbunnsundersøkelser, 31, 35
 Sandnes, 31
 Stavanger, 35

Sjøfart, 28

Skaraveien, 139

Skipsbygging, 28

SKipsverft, 42

Småbåthavner, 53

Snekkerveien, 145

Sorpsjon, 54

St. Olavs gate, 141

Stående bygningsmasse, 40

Standardprøver, 70

Stangeland, 11
 Diskusjon, 148

Statistisk beskrivelse av data, 71
 Vurdering, 79

Stavanger Blikemballagefabrikk, 29

Stavanger Bliktrykkeri, 29

Stavanger Støberi & Doc, 28

Stavanger Tinfabrikk, 29

Steingata, 163

Stemmen, 36

Strandgata, 19, 142, 143

Street View, 74

Struktur av oppgaven, 4

Svithun Husflidslag, 160

Tasta, 11, 36, 181
 Diskusjon, 181

Teglverk, 18

Teglverk- og potterier, 20

Tidligere aktsomhetskart, 40

Tidligere undersøkelse
 Analysemetoder, 78

Tidligere undersøkelser, 31
 Norge, 47
 Sandnes, 31
 Stavanger, 35

Tilstandsklassekart, 73

Tilstandsklasser, 8, 79, 86

Tiltaksområder, 184
Torbjørn Hornkloves gate, 161
Tors gate, 153
Trafikk, 141, 153, 159, 164
Tromsø, 36, 47, 50, 78
Trondheim, 36, 47, 50, 78
Tungmetaller, 183, 185

Ugressmiddel, 162, 165
Ukontrollert forflytning av jord, 139, 147, 151,
167, 170, 181, 185
Uorganiske analyse, 67
Uorganiske miljøgifter, 55
URGE, 67

Vågen, 35
Vågsgaten, 20
Våland Kolonihage, 167
Vålandstårnet, 152
Vaulenveien, 165
Vestlandske Bliktrykkeri & Maskinværksted,
29

X-charts, 75, 82, 83
Kobber, 83
XRF-analyser, 40

