NTNU
Det skapende universitet

Utlekking av metan- og karbondioksidgass fra det gamle avfallsdeponiet på Nordsia i Steinkjer sentrum

Vidar Sandstad

Lektorutdanning med master i realfag
Innlevert: Januar 2013
Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ
Medveileder: Rolf Tore Ottesen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

I løpet av arbeidet med denne oppgaven har jeg fått hjelp fra flere hold, og alle som har bidratt fortjener en oppmerksomhet. Først vil jeg takk alle de ansatte ved ulike avdelinger i Steinkjer kommune som har hjulpet meg med informasjon, kart og kumjekk. Videre vil jeg takke Erling Koldaas som har bistått med avisutklipp fra Trønder-Avisas arkiv. Jeg vil også takke Aage Heie ved COWI i Trondheim for lånet av måleinstrumentet. En stor takk rettes til min far, Arild Sandstad, mitt søskenbarn Eskil Verstad og min søster Trude Sandstad Eldnes for hjelpen med feltarbeidet. Takk også til Ola Anfinn Eggen ved NGU for hjelpen med å bruke ArcGIS. Sist, men ikke minst, takk til mine veiledere Trond Peder Flaten og Rolf Tore Ottesen for god veiledning.

Forøvrig vil jeg benytte anledningen til å takke begge mine foreldre, Mari og Arild Sandstad, for all hjelp og støtte underveis studietiden. Tusen takk!

Innholdsfortegnelse

1 Innledning....3
2 Abstract....4
3 Teori....6
3.1 Gassproduksjon i avfallsdeponi....6
3.2 Migrasjon av deponigass....13
3.3 Helsefarer forbundet med de vanligste deponigassene....17
3.3.1 Helsefare ved metan....17
3.3.2 Helsefare ved karbondioksid....17
3.3.3 Helsefare ved lave oksygenkonsentrasjoner....19
3.4 Farer forbundet med arbeid i kummer ved deponiområder....20
3.5 Kjente tilfeller av problemer tilknyttet nedlagte deponi....22
4 Beskrivelse av området....24
5 Metode....31
5.1 Utvalg av kummer....31
5.2 Måleapparat og utstyr....31
5.3 Innledende forberedelser....33
5.4 Utførelse av målinger....33
5.5 Problemer under gjennomføringen....34
6 Resultater....37
6.1 Sammendrag av resultater....37
6.2 Funn av CH4 39
6.3 Funn av lave konsentrasjoner av O2 (konsentrasjoner ≤ 18 %)....40
6.4 Funn av CO2-konsentrasjoner > 3%....41
7 Diskusjon....43
8 Konklusjon....51
Referanser....52
Vedlegg A: Måleresultater, fullstendige tabeller....55
Vedlegg B: Måleresultater plottet på kart....62

1 Innledning

Nedlagte søppeldeponi som senere har blitt dekket over og tatt i bruk til andre formål (boliger, industri, kommersielle bygninger) medfører ulemper som setninger i grunnen, forurenset sigevann og gassutlekking. Tidligere undersøkelser gjort flere steder i verden, inkludert i Trondheimsområdet, har avdekket at nedlagte søppeldeponi er betydelige kilder til metan, karbondioksid og andre skadelige gasser selv 40 – 50 år etter at deponeringen ble stanset. Slike gasser kan migrere i grunnmasser og kumnett og dermed spres til nærliggende områder. Det har hendt ulykker som medførte dødsfall ved kuminspeksjon eller annet arbeid i kum både i Trondheim og Steinkjer.

Bakgrunnen for oppgaven er at det i Steinkjer sentrum er et nedlagt søppeldeponi som ble dekket til og tatt i bruk til andre formål, hovedsaklig industrielle og kommersielle bygg. Derfor var det interessant å undersøke om det forekommer gassutlekking som kan medføre helsefare i form av høy konsentrasjon av karbondioksid, lav oksygenkonsentrasjon eller eksplosjonsfare på grunn av høy konsentrasjon av metan. Fokus for denne undersøkelsen var bydelen Nordsia. Muntlige meddelelser fra en privat utbygger opplyser blant annet om setninger i grunnen og at det kreves store masseutskiftinger ved nybygging for å få stabil grunnmasse, samt for å fjerne luktproblemer. Dette kan indikere at gamle søppelmasser i det nedlagte deponiet fortsatt skaper problemer.

Målet med oppgaven var å kartlegge konsentrasjonen av karbondioksid, metan og oksygen i kummer spredt utover det antatte deponiområdet på Nordsia i Steinkjer. Disse resultatene ble analysert for å kartlegge potensielt farlige kummer på området, og for å få en indikasjon på hvorvidt det produseres deponigass fra avfallet.

2 Abstract

Ulike undersøkelser fra flere steder i verden har påvist at avfallsmasser i både aktive og nedlagte søppeldeponi er betydelige kilder til metan, karbondioksid og andre skadelige gasser som dihydrogensulfid og flyktige, organiske forbindelser. Disse gassene medfører helsefare for personer som bor eller arbeider i nærheten av deponiene fordi gassen kan migrere inn i bygninger, kummer og liknende. En del av Steinkjer sentrum er bygd oppå et nedlagt deponi, og fokuset for denne oppgaven var å kartlegge forekomsten av metan, karbondioksid og oksygen i kummer innenfor det gamle deponiområdet. Det første steget i oppgaven var å kartlegge utstrekningen av og historikken til det nedlagte deponiet på Nordsia så definitivt som mulig. Denne informasjonen ble så sammenholdt med kommunens kart over kumnettverket, samt et oppdatert kart over områdets bygninger per dags dato. Deretter ble gassammensetningen i aktuelle kummer målt med infrarød gassanalysator som viste konsentrasjonen av oksygen, metan og karbondioksid. Det innsamlede datamaterialet ble så plottet inn i et digitalt kartprogram for å utarbeide kartbilder. Disse kartbildene viser hvor det forekommer store nok andeler av deponigass til at det utgjør helsefare for omgivelsene. De innsamlede dataene ble også presentert som tabeller som viser utviklingen fra dag til dag i kummer som hadde vesentlige avvik fra atmosfæriske konsentrasjonsverdier. Målingene ble utført i perioden 24.10.2012 – 30.10.2012. Det ble målt en gang per dag i hver kum, og datagrunnlaget er basert på målinger i 49 kummer.

Resultatene viste eksplosjonsfare grunnet høy metankonsentrasjon i kun én av 49 kummer, mens det forekom metan i konsentrasjoner lavere enn 5% i tre andre kummer i løpet av måleperioden. Fem kummer hadde oksygenkonsentrasjoner lavere enn 18% i løpet av måleperioden, mens fire kummer hadde karbondioksidkonsentrasjoner over 3%. Funn av metan i noen kummer tilsier at det fortsatt foregår metanogenese i deponimassene, men spredningen av kummene hvor metan ble funnet antyder at metanogenesen kun foregår i begrensede områder av deponiet. I noen kummer tyder måleresultatene på at det foregår aerobe prosesser som forbruker oksygen og produserer karbondioksid. Ut fra resultatene for alle kummene samlet ser det ut til at risikoen forbundet med kummer avhenger av hvilket rørnettverk den enkelte kum tilhører. Kummer som har åpen tilslutning til rørledningen er betydelig mindre farlige enn kummer som ikke har åpen tilslutning til rørledningen. Gassmigrasjon inn i bygninger ble ikke undersøkt i denne oppgaven, men den påviste migrasjonen inn i kummer tilsier at migrasjon inn i bygninger er mulig.

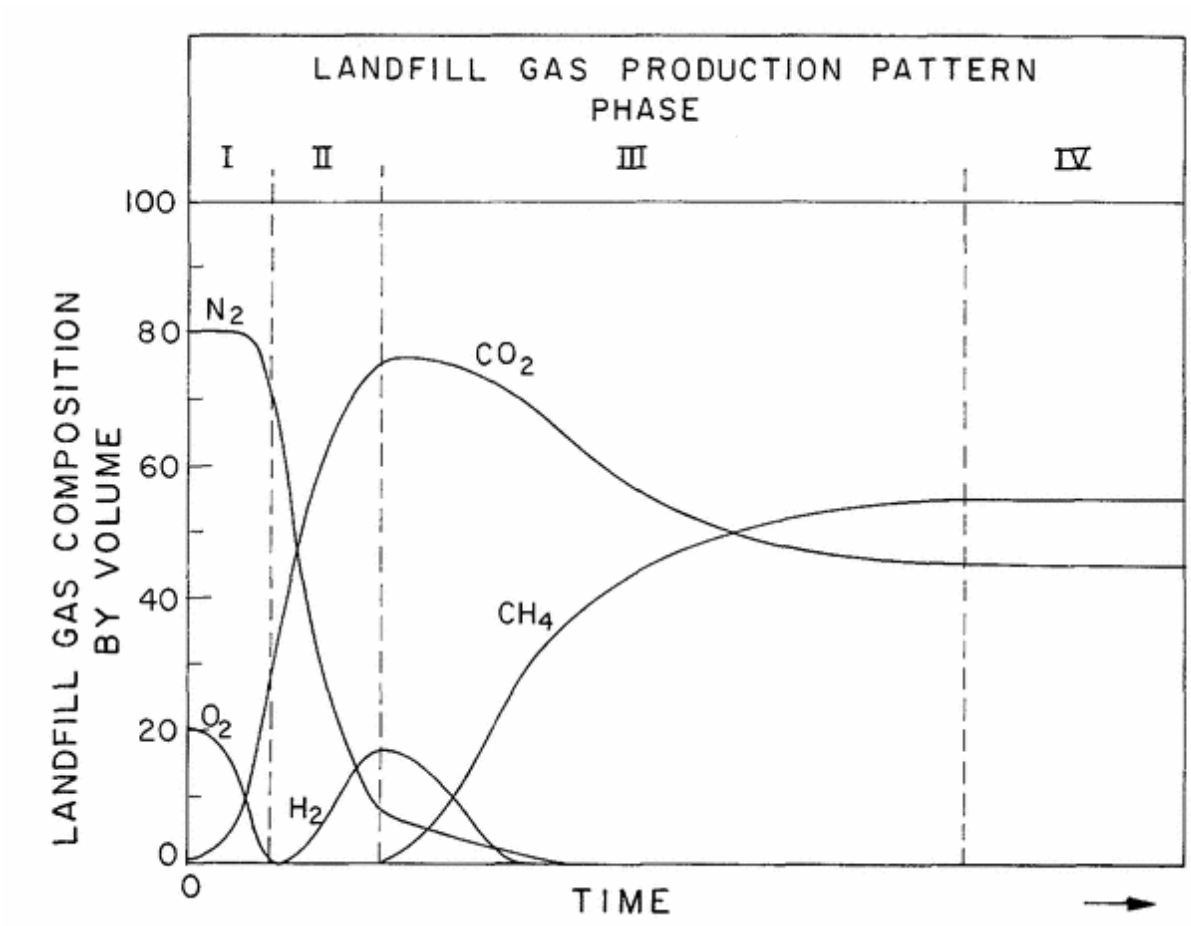
Different studies from several places around the world have shown that waste materials in both active and abandoned landfills are significant sources of methane, carbon dioxide and other harmful gases such as dihydrogen sulfide and volatile, organic compounds. These gases constitute a health hazard for people who live or work in the vincinity of landfill areas, as gas might migrate into buildings, manholes and other similar areas. A part of Steinkjer city is built upon an old landfill, and the focus of this study was to investigate the prevalence of methane, carbon dioxide and oxygen in manholes located within the landfill area. The first step was to map out the actual area of the old landfill at Nordsia as accurately as possible and research the history concerning the landfill. This information was compared to the municipality's maps of the different pipelines and manholes, as well as an updated map of the buildings in the area. Then the gas composition in the selected manholes was measured using an infrared gas analyzer which showed the concentration of oxygen, methane and carbon dioxide. The gathered data was plotted in a digital map program to create maps showing where landfill gas in hazardous concentrations were found. The same data was also presented in tables showing the development from day to day in manholes which had significant devations from atmospheric concentrations. The measurements were done i the period 24.10.2012 – 30.10.2012. The gas concentrations in each manhole were measured once per day, and the data are derived from measurements in 49 manholes.

The results showed explosion hazard due to high methane concentration in only one of the 49 manholes, while methane was found in concentrations less than 5% in three other manholes during the measuring period. Five manholes had oxygen concentrations lower than 18% during the measuring period, while four manholes had carbon dioxide concentrations higher than 3%. The presence of methane in some manholes suggests that methanogenesis still happens i the waste material, but the spread of these manholes across the area indicates that methanogenesis only happens in certain areas. In some manholes the results suggest that aerobic processes occur which consumes oxygen and produces carbon dioxide. Based on the results for all the manholes put together, it seems like the risk associated with manholes is dependent on which kind of pipeline a specific manhole is connected to. Manholes having an open connection to the pipeline are significantly less hazardous than manholes which do not have an open connection to the pipeline. Gas migration into buildings was not investigated in this study, but the shown migration into manholes imply that migration into buildings is possible.

3 Teori

3.1 Gassproduksjon i avfallsdeponi

I et avfallsdeponi vil gassproduksjon foregå over flere distinkte faser, se Figur 3.1.1 (Farquhar & Rovers, 1973).



Figur 3.1.1: Skjematisk oversikt over deponigasskomposisjon i ulike faser av gassproduksjonen. Fase I: Aerob nedbryting, Fase II: Anaerob, ikke-metanogen nedbryting, Fase III: Anaerob, metanogen fase, ustabil, Fase IV: Anaerob, metanogen fase, stabil (Farquhar & Rovers, 1973).

Den første gassproduksjonen forekommer som et resultat av aerobe bakterier som angriper det organiske materialet i avfallet (Farquhar & Rovers, 1973). Dette er angitt som fase I i Figur 3.1.1. I løpet av denne aerobe fasen forbrukes oksygengass (O_2) som en del av bakterienes celleånding, og karbondioksidgass (CO_2) utåndes som produkt, i tillegg til at det dannes vann og varme (Bingemer

& Crutzen, 1987). Dersom avfallet blir liggende åpent med tilgang til luft, eller avfallet konstant ventileres på andre måter, vil den aerobe fasen fortsette på grunn av den kontinuerlige tilførselen av oksygen. Likning 3.1.1 viser en generell likning for aerob nedbryting av organisk materiale (Ottesen et al., 2007):

$$\{CH_2O\} + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + \text{varme} \qquad (3.1.1)$$

I deponisammenheng er det imidlertid naturlig å anta at avfallet etter hvert vil dekkes over av nytt avfall, eller av en fyllmasse som jord og tilsvarende løsmasser (eksempelvis som en Bradford-fylling med lagvis fylling av avfall og kvabb). Når avfallet dekkes over, forsvinner oksygentilgangen fra atmosfæren, og alt tilgjengelig oksygen forbrukes. Dette innleder den anaerobe ikke-metanogene1 fasen, som i Figur 3.1.1 vises som fase II.

Den anaerobe, ikke-metanogene fasen innledes av hydrolytiske prosesser som omdanner komplekse, organiske forbindelser til mindre, vannløselige forbindelser (Farquhar & Rovers, 1973). Dette inkluderer ammonium (NH_4^+), aminosyrer, sukkerarter og fettsyrer. Bingemer & Crutzen (1987) skriver at produktene av hydrolysen brytes videre ned til hydrogengass (H_2), karbondioksid, eddiksyre (CH_3COOH), maursyre (HCOOH) og metanol (CH_3OH). Farquhar & Rovers (1973) rapporterer at eddiksyre antas å være det dominante produktet basert på tidligere undersøkelser gjort av andre forskere. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, USA) påpeker at under denne fasen blir vannet i avfallet og den omliggende jorda sterkt surgjort som en følge av syrene som produseres og protolyserer. Dette bidrar til å gjøre næringsstoffer som nitrogen og fosfor lett tilgjengelig for bakteriekulturene. Den sterke nedgangen i nitrogengass i fase II i Figur 3.1.1 antyder at nitrogenfikseringen er relativt hurtig i den ikke-metanogene fasen. I denne fasen vil det også kunne dannes nitrogengass (N_2) og dihydrogensulfid (H_2S) ved reduksjon av nitrat (NO_3^-) og sulfat (SO_4^{2-}), dersom disse ionene er tilstede. Likning 3.1.2 viser anaerob nedbryting av druesukker til smørsyre, hydrogengass og karbondioksidgass (Ottesen et al., 2007):

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2H_2 + 2CO_2 \qquad (3.1.2)$$

Neste fase i gassproduksjonen er den anaerobe, ustabile metanogenesen, fase III. Denne fasen innledes ved at acetogene bakterier konsumerer flere av de organiske syrene og gir eddiksyre som produkt (ATSDR, 2001; Conrad, 1999). Likningen for eddiksyreproduksjon fra smørsyre vises i

[1] Ikke-metanogen: Produksjonen av metan (metanogenesen) har ikke begynt.

Likning 3.1.3 (Ottesen et al., 2007):

$$CH_3CH_2CH_2COOH + H_2O \rightarrow 2\ CH_3COOH + 2\ H_2 \qquad (3.1.3)$$

Farquhar & Rovers (1973) viser til at andre forskere har ulike resultat for hvilket pH-intervall metanogenese kan foregå, men tok selv utgangspunkt i at optimal pH for metanogenese i kloakkslam er nær 7.0. I en studie av temperatur- og pH-påvirkning av metanogenese i temperert og sub-arktisk torvjord, antyder resultatene at optimalt pH-intervall er omkring pH 5-7 (Dunfield et al., 1993). Dunfield et al. (1993) nevner imidlertid at det er 68 kjente, metanogene bakterier, og at de har noe ulike krav for under hvilke levevilkår de kan produsere metan. Eddiksyre er også ett av hovednæringssubstratene for metanogene bakterier (Conrad, 1999). Spaltingen av eddiksyre til metan og CO_2 er vist i Likning 3.1.4 (Ottesen et al., 2007). Dersom opphopingen av eddiksyre blir for stor, over omtrent 3000 mg/L, vil det være toksisk for de acetogene bakteriene, og videre virke hemmende på metanproduksjonen (ATSDR, 2001; Farquhar & Rovers, 1973).

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2 \qquad (3.1.4)$$

I begynnelsen av metanogenesen, forbrukes hydrogengassen som ble produsert i den ikke-metanogene fasen relativt hurtig, som det fremgår av Figur 3.1.1 (Farquhar & Rovers, 1973). Conrad (1999) peker på at, i tillegg til eddiksyre fra acetogene bakterier, er hydrogen og karbondioksid viktige substrater for metanogene bakterier. Conrad (1999) nevner ikke avfallsdeponi spesifikt, men skriver om metanogenesemiljø generelt, og støtter opp om at forbruket av hydrogengass i metanogenese skjer raskt. Det er imidlertid ikke helt samsvar mellom Farquhar & Rovers (1973) sin figur (Figur 3.1.1) og Conrad (1999) i det at figuren antyder at konsentrasjonen av hydrogen går ned til null. Conrad (1999) sier at produksjonen av hydrogengass foregår kontinuerlig i form av gjæringsprosesser og at dette bidrar til metanogenesen sammen med karbondioksid, men at konsentrasjonen av hydrogengass vil holdes svært lav som følge av den raske omdanningsprosessen i metanogenesen. Som det fremgår av Likning 3.1.3, vil også acetogenese bidra med hydrogengass.

Årsaken til at fase III omtales som ustabil, er at de relative konsentrasjonene av gasser i deponimaterialet endres gjennom denne fasen. Andelen metan øker kraftig etter hvert som

metanogenesen tiltar, og vil tilta inntil konsentrasjonen er omtrent 50-60 volumprosent (Farquhar & Rovers, 1973). Som nevnt tidligere avtar konsentrasjonen av hydrogen, det gjør også konsentrasjonen av karbondioksid, se Figur 3.1.1. Konsentrasjonen av karbondioksid vil nå et stabilt nivå omkring 40-50 volumprosent, noe avhengig av hvor mye som løser seg i vannet som finnes i deponimaterialet. Når gassene har oppnådd dette stabile nivået, går deponiet over i den stabile, anaerobe, metanogene fasen (fase IV, Figur 3.1.1).

Det er ingen bestemt fasit for hvor lang tid de ulike fasene i etableringen av den stabile metanogenesen tar, dette vil avhenge av både hvilket materiale som deponeres og hvilke temperaturforhold som råder i området. (Farquhar & Rovers, 1973). Bingemer & Crutzen (1987) viser imidlertid at det er mulig å anslå hvor mye gass man kan forvente å få fra et deponi basert på hvor mye biologisk nedbrytbart karbon (DOC, Degradable Organic Carbon) som befinner seg i avfallet. Av det totale DOC vil en andel assimileres som bakterielt cellemateriale, angitt som C_a. Resten dissimileres i deponimassen og er tilgjengelig for omdanning til metan. Denne dissimilerte andelen angis som C_d (Bingemer & Crutzen, 1987). Forholdet mellom C_d og totalt DOC er avhengig av temperaturen i deponimassen, og følger Likning 3.1.5:

$$C_d/DOC = 0{,}014T + 0{,}28 \qquad (3.1.5)$$

der T er temperaturen i Celsius. Det kan sees av Likning 3.1.5 at dersom temperaturen øker, øker også ratioen mellom dissimilert karbon og totalt DOC. Dermed vil høyere temperatur i deponimassen legge til rette for at en større andel av avfallet omdannes til gass i form av metan og karbondioksid. Et enkelt regneeksempel med 40ºC og 1 kg DOC gir følgende resultat:

$$C_d = (0{,}014 * 40 + 0{,}28) * 1\text{kg} = 0{,}84\text{kg} \qquad (3.1.6)$$

Dersom man antar at 50 – 60% av dette omdannes til metan ut fra relative konsentrasjoner i den stabile metanogene fasen, vil man ende opp med 0,42 – 0,50kg metan fra 1kg DOC ved 40ºC. Resten vil hovedsaklig være karbondioksid. Ved deponering av trevirke, vil omtrent 30% av trevirket være i form av lignin, som ikke regnes som direkte biologisk nedbrytbart (Bingemer & Crutzen, 1987). Dette vil imidlertid kunne gjøres tilgjengelig over tid gjennom gjæringsprosesser, slik at også ligninet kan bidra til metanproduksjon (Boruff & Buswell, 1934).

Dunfield et al. (1993) undersøkte hvilken temperatur som førte til optimal metanogenese i torvjord,

og kom fram til at optimal temperatur var markant begrenset til 25 – 30ºC. Farquhar & Rovers (1973), beskriver tre temperaturfaser, presentert i Tabell 3.1.1.

Tabell 3.1.1: Temperaturfaser for metanogenese i deponimasser

Fasenavn	Temperaturintervall
Termofilisk	>44ºC
Mesofilisk	20-44ºC
Psychrofilisk	<20ºC

Metanogense er i følge Farquhar & Rovers (1973) mulig helt opp til 55ºC, men avtar kraftig etter dette. Hedrick et al. (1991) utførte simuleringer for å undersøke forstyrrelser i bakteriekulturen gjennom fôring, overfôring og sulting, og disse simuleringene ble gjort ved 55ºC. Likning 3.1.5 tilsier at dette er en bedre temperatur med tanke på mengden dissimilert karbon og dermed økt gassproduksjon i forhold til lavere temperaturer. I et avfallsdeponi vil det imidlertid kunne være vanskelig å opprettholde en så høy temperatur på grunn av varmetap til luft og jord. Rees (1980) fastslår et behov for å vedlikeholde temperaturen over 45ºC for å opprettholde god metanproduksjon i et avfallsdeponi. I overgangen fra aerob fase, som produserer desidert mest varme, til anaerob fase vil temperaturen synke i deponimassen. Ved å forlenge den aerobe fasen ved for eksempel ventilasjon, kan den endelige temperaturen i anaerob fase økes (Farquhar & Rovers, 1973). Rees (1980) foreslår å isolere med et ferskt lag avfall i opptil fire meters høyde over eksisterende avfall for å motvirke varmetap til omgivelsene, dersom målet er å utnytte deponigass som energikilde. I nedlagte deponi er dette imidlertid ikke et alternativ, som navnet tilsier. Her vil temperatursvinginger være prisgitt eksoterm aktivitet i deponimassen og temperaturen i omgivelsene.

Hedrick et al. (1991) sitt forsøk viser at metanogenese foregår med størst utbytte når de metanproduserende bakteriene har tilstrekkelig tilgang til DOC, og at forstyrrelser som fôring og utskifting av deler av materialet i en etablert produksjonskultur reduserer produksjonen. Det samme skjer dersom bakteriekulturen overfôres eller sultes (Hedrick et al., 1991). Dette forsøket ble imidlertid gjort under svært kontrollerte forhold i småskala, og det er dermed usikkert hvorvidt resultatene kan sees på som fullstendig overførbare til deponiskala. Dog fremkommer det av forsøket at metanogene bakterier er ømfintlige overfor forandringer. Jewell et al. (1993) nevner også fôringsstadiet som en forstyrrende faktor for metanproduksjon i kontrollerte småskalaforsøk. Som nevnt tidligere, er de også avhengige av relativt stabile temperaturer og pH-forhold. Ved å isolere avfallet i et aktivt deponi med mer avfall, kan det sees på som en fôring av de metanogene

bakteriene ved at dette avfallet etter hvert vil gjennomgå de samme fasene og bidra med DOC til metanproduksjon. I de fleste deponi er det naturlig å anta at tildekking med stadig mer avfall skjer relativt ofte, avhengig av deponiets form, utstrekning og hvilket avfall det tar imot.

Et annet moment som er viktig for metanogenesen, er at miljøet har tilgang til sporstoffer som kobolt, nikkel, molybden, wolfram, selen og jern (Jewell et al., 1993; Wilkie et al., 1986). Svovel som sulfid er også et viktig tilskudd for å opprettholde metangjæring fordi det inngår i et viktig enzym (coenzym M). For høye sulfidkonsentrasjoner, over 200 mg/L, vil imidlertid være toksisk for metanogene bakterier (Wilkie et al., 1986). I undersøkelser av biogassreaktorer ble det oppdaget at metanproduksjonen økte betraktelig dersom tilskudd av sporstoffer ble tilsatt biomaterialet som ble innfôret i reaktorene, både for *high solid systems* (reaktorer som opererer med høyt tørrstoffnivå) og for *sludge systems* (reaktorer som opererer med slam og høyt væskeinnhold) (Jewell et al., 1993). Tilstrekkelig fukt vil være nødvendig i deponimassen for å tillate at næringssubstrater kan løses i vann og utnyttes av bakteriene (Farquhar & Rovers, 1973). Dersom balansen mellom avrenning og vanntilførsel forskyves for mye i retning avrenning, vil bakteriene møte problemer i form av vanskeligere tilgang på næringsstoffer. En plutselig og voldsom økning i vanntilsig til deponimassen vil dermed virke hemmende på metanproduksjonen (Farquhar & Rovers, 1973). Dette vil for eksempel kunne skje dersom store mengder smeltevann frigjøres ved temperaturøkning og mye regn slik at snødekke på bakken smelter. Dessuten vil temperaturen senkes, samtidig som pH endres og konsentrasjoner av næring og sporstoffer blir lavere. I tillegg kan oksygen og andre stoffer som er toksiske for bakteriekulturen innføres med vanninntrengingen (Farquhar & Rovers, 1973). Farquhar & Rovers (1973) observerte en økning i COD (Chemical Oxygen Demand), BOD (Biological Oxygen Demand) og VDS (Volatile Dissolved Solids) ved flomhendelse, og mener dette har en sammenheng med opphoping av organiske syrer som følge av metanogenesereduksjonen. Dette står godt i sammenheng med (Ağdağ & Sponza, 2005), som ser en tilnærmet lineær sammenheng mellom minkende COD og økende metanproduksjon i en biogassproduksjon.

På bakgrunn av teorien presentert så langt er det klart at metan og karbondioksid er hovedbestanddelene i deponigass. Dessuten vil det kunne forekomme dihydrogensulfid, ammoniakk (dersom pH-forholdene er tilstrekkelig alkaliske), små konsentrasjoner av hydrogengass og flyktige, organiske forbindelser (VOC, Volatile Organic Compounds). Tabell 3.1.2 viser en samlende oversikt over de vanligste deponigassene, deres omtrentlige konsentrasjoner i volumprosent samt enkle fysiske egenskaper som lukt, smak og farge.

Tabell 3.1.2: Vanlige deponigasser (Ottesen et al., 2007, s. 5)

Gass	Volumprosent	Egenskaper
Metan (CH_4)	50 – 60	Farge- og luktløs. Omtrent 21 ganger sterkere klimagass enn karbondioksid. Eksplosiv i konsentrasjonsintervallet 5 – 15 % i blanding med luft.
Karbondioksid (CO_2)	40 – 50	Farge- og luktløs, noe sur.
Nitrogen (N_2)	2 – 5	Farge-, lukt- og smakløs
Oksygen (O_2)	0,1 - 1	Farge-, lukt- og smakløs
Ammoniakk (NH_3)	0,1 – 1	Fargeløs, sterk, karakteristisk lukt
Ikke-metanholdige, flyktige organiske forbindelser (NMOC, VOC)	0,01 – 0,6	Flyktige stoffer som mobiliseres av deponigass
Sulfider	0 – 0,2	Sterk, karakteristisk lukt av råtne egg
Hydrogen (H_2)	0 – 0,2	Farge-, lukt- og smakløs
Karbonmonoksid (CO)	0 – 0,2	Farge-, lukt- og smakløs

VOC oppstår i små konsentrasjoner i avfallsdeponi som følge av nedbrytingen av det organiske materialet i avfallet. I en undersøkelse i Kina ble det funnet 60 ulike specier av VOC i deponigass i løpet av sommerhalvåret (Zou et al., 2003). Til sammenlikning ble bare 38 specier funnet i vinterhalvåret. Benzen og alkylbenzener var de dominerende speciene, i tillegg ble klorerte hydrokarboner trukket frem som en betydelig helsefare (Zou et al., 2003). En tilsvarende undersøkelse i USA avdekket 70 ulike specier av VOC i deponigass (Eklund et al., 1998). Her var etan, limonen, klorheksan, n-dekan og toluen blant de dominerende speciene. Siden flyktige, organiske forbindelser kan utgjøre en helsefare for omgivelsene, er det viktig å vite både hvilke specier som frigjøres og hvor langt de kan migrere med andre deponigasser. En meksikansk studie av fem deponier omkring Mexico City avdekket også halogenerte hydrokarboner, benzen, toluen og flere andre VOC-specier (de la Rosa et al., 2006).

3.2 Migrasjon av deponigass

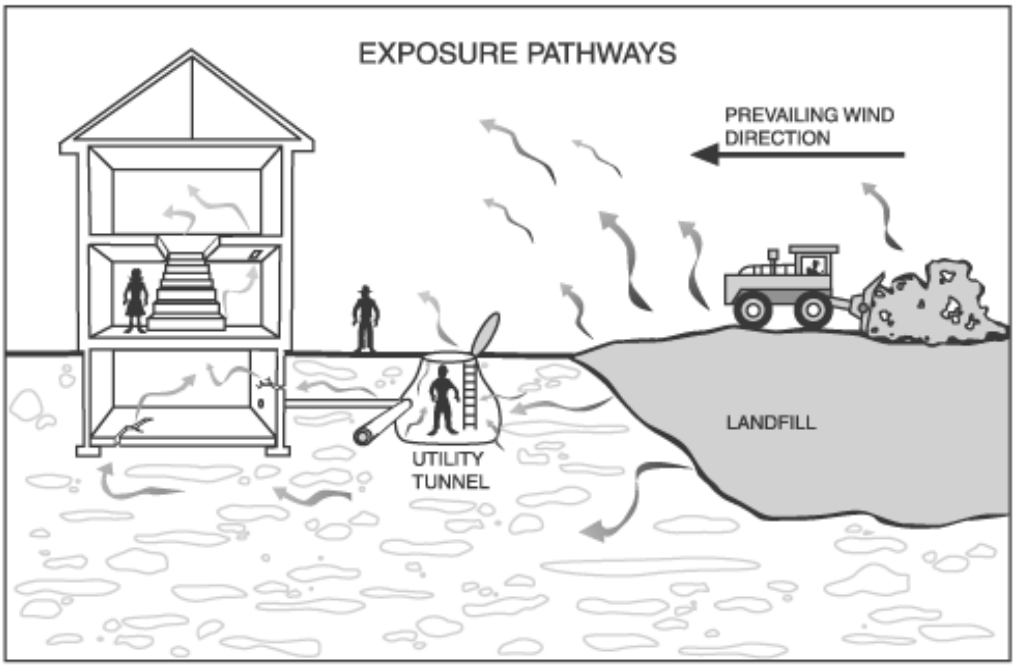
Migrasjon vil si at gassen vandrer ut av deponiområdet og ut i omgivelsene. Migrasjon kan foregå i to retninger, horisontalt og vertikalt. Ved vertikal migrasjon trenger gassen gjennom deponiets topplag og direkte ut i atmosfæren; Ved horisontal migrasjon forflytter gassen seg gjennom det omliggende jordsmonnet. Det er en rekke faktorer som påvirker deponigassenes migrasjonsevne. I deponimassen er gasstrykk og temperatur viktig, mens i jordsmonnet er porøsitet, tetthet og permeabilitet viktige faktorer (Nastev et al., 2001). Dessuten spiller lufttrykk og temperatur viktige roller. Christophersen & Kjeldsen (2001) deler opp faktorene som påvirker migrasjon i tre kategorier.

- Meteorologiske forhold
  - Barometrisk trykk, nedbør, temperatur og vind
- Grunnmasseforhold
  - Sprekker i jord og stein, permeabilitet, porøsitet, vanninnhold og innhold av organisk materiale
- Avfall- og deponiforhold
  - Gassproduksjonsrate, VOC-utslipp, interne barrierer, gasslekkasjer og laterale migrasjonsforhold

Porøsitet og permeabilitet henger begge sammen med hvor lett det er for gassen å trenge gjennom materialet. Ved høy porøsitet vil materialet ha sammenhengende hulrom som gjør det lett for gassen å passere. Dette vil igjen medføre at materialet har lav tetthet, dermed er lav tetthet en indikasjon på høy permeabilitet. Grunnvannsspeilet antas å være en ikke-permeabel barriere for gassmigrasjon når migrasjonsmønstre modelleres. Det betyr imidlertid ikke at grunnvannet ikke kan forurenses av deponigass og medfølgende VOC; grunnvannsprøver kan faktisk benyttes som en indikator på hvorvidt deponigass har migrert under grunnvannsspeilet (Metcalfe & Farquhar, 1987; Nastev et al., 2001)).

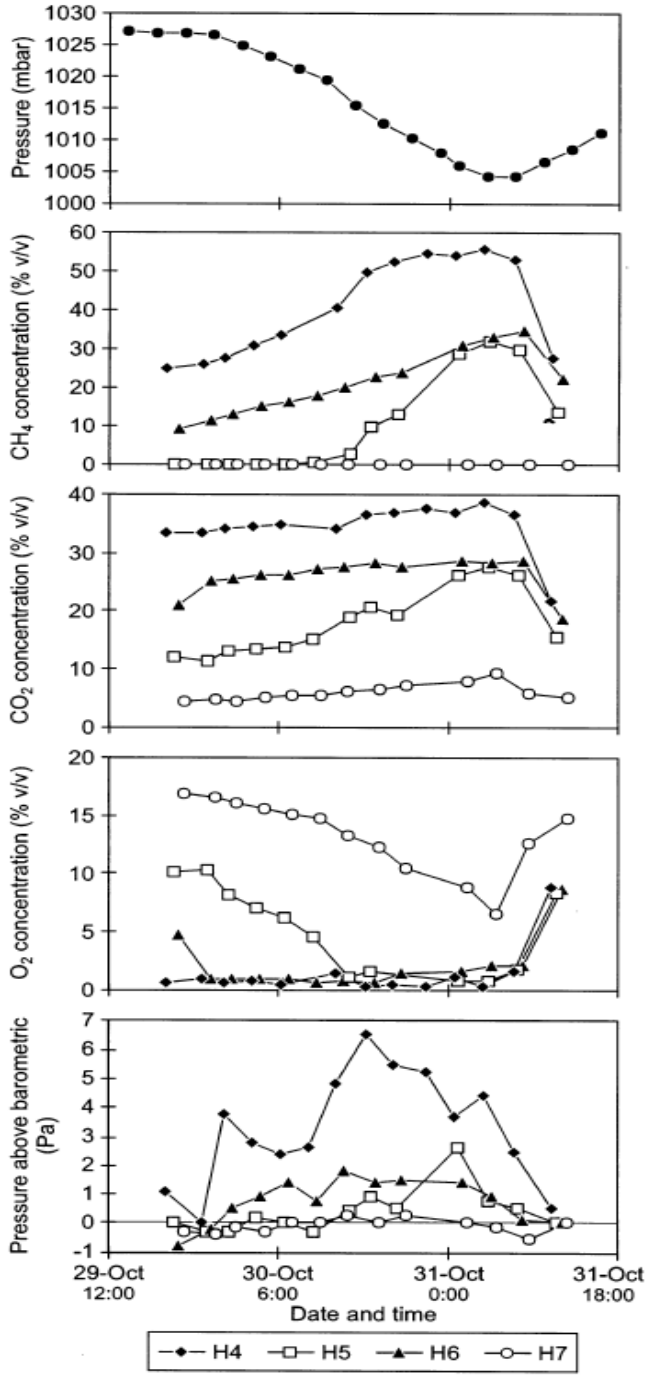
ATSDR (2001) nevner diffusjon og trykkforskjeller som hovedkrefter bak gassmigrasjon. Diffusjon forårsakes av konsentrasjonsforskjeller mellom deponimassen og atmosfæren eller jorda i deponiets omgivelser, hvor gassen vil migrere fra områder med høy konsentrasjon til områder med lav konsentrasjon. Trykkforskjeller fungerer etter samme mønster, slik at gass migrerer fra områder

med høyt trykk i deponimassen til områder med lavere trykk. Christophersen & Kjeldsen (2001) legger til adveksjonsfluks, løsing av deponigass i vann, sorpsjon til jordpartikler og metanoksidasjon som ytterligere drivkrefter. Adveksjonsfluks vil si migrasjon langs isobare trykkgradienter. På grunn av at gasstrykket i deponimassen kan være svært høyt, kan trykkgradientene strekke seg langt (Christophersen & Kjeldsen, 2001). Sorpsjon til jordpartikler betyr at molekyler av deponigassen bindes midlertidig eller permanent til partikler i jorda, og virker dermed hindrende på migrasjon. Metanoksidasjon i overflatejorden der det er tilgang på oksygen vil føre til konsentrasjonsendringer og påvirke diffusjon. Et viktig poeng er hvorvidt deponiets periferi er avgrenset av et dekke i form av duk eller andre ikke-permeable materialer slik at horisontal migrasjon forhindres (Christophersen & Kjeldsen, 2001). En forenklet illustrasjon av deponigassmigrasjon er presentert i Figur 3.2.1, som viser at deponigass kan migrere via jordsmonnet og inn i kummer, vedlikeholdsganger og bygninger som har kjellere eller grunnmur under bakkenivå.



Figur 3.2.1: Illustrasjon av gassmigrasjon fra avfallsdeponi (ATSDR, 2001)

Et viktig resultat av Christophersen & Kjeldsen (2001) sin undersøkelse var at endringer i barometertrykk hadde stor innflytelse på gassmigrasjon fra deponiet. Ved plutselige fall i barometertrykk oppsto det raskt endringer i gassmigrasjon (Figur 3.2.2).



Figur 3.2.2: Endringer i gasskonsentrasjon i målepunkter 100 cm under bakkenivå ved endring i barometertrykk (Christophersen & Kjeldsen, 2001)

Målepunkt H4, H5, H6 og H7 lå henholdsvis 7, 11, 15 og 19 meter unna deponiets yttergrense (Figur 3.2.2). Kvennås (2005) peker også på trykkfall som en viktig faktor for gassmigrasjon, spesielt dersom det atmosfæriske trykkfallet varer mer enn to døgn og det totale trykkfallet er mer enn 15 millibar. Videre oppdaget Christophersen & Kjeldsen (2001) en signifikant variasjon mellom

sommerhalvåret og vinterhalvåret i migrasjon. Om sommeren foregikk det i større grad vertikal migrasjon og tap av metan ved metanoksidasjon i overflatelaget. Om vinteren var migrasjonen i langt større grad horisontal på grunn av mer fukt i topplaget, og spesielt i perioder med frost. (Christophersen & Kjeldsen, 2001). For modellering av migrasjonsgradienter sier Metcalfe & Farquhar (1987) at frost i topplaget av jordsmonnet er å regne for en ikke-permeabel barriere, slik at migrasjon blir tilnærmet utelukkende horisontal. Christophersen & Kjeldsen (2001) tok prøver av fuktighetsgrad i jorden under stabilt barometetrykk, og fant at ved 5% fukt avtok metanverdiene raskt i ytterkant av deponiet. Ved en økning til 21% jordfuktighet ble metan registrert 35 meter unna deponiet. Dette antyder at fukt, selv om den ikke er frosset, bidrar sterkt til horisontal migrasjon. Dette virker logisk ved at fuktig jord har lavere permeabilitet enn tørr jord. Hodgson et al. (1992) antyder at migrasjonsmønstre også påvirkes av jordsammensetningen. To distinkte jordlag med ulik permeabilitet vil være med å påvirke isobargradientene i jorda. Forøvrig observerte de den samme tendensen til økt migrasjon vinterstid, ved at andelen VOC registrert økte om vinteren.

Hodgson et al. (1992) foretok undersøkelser av VOC i jord like ved et hus i nærheten av et avfallsdeponi. Selv om huset lå omtrent 70 meter unna deponiet, ble det registrert VOC like inntil husveggen. Dette indikerer mobiliseringsevnen hos deponigass med tanke på transport av VOC (Hodgson et al., 1992). Dominerende specier i resultatene var Freon-12, Freon-11 og klorerte hydrokarboner (Hodgson et al., 1992). Dermed kan det tyde på at eldre hvitevarer med CFC-systemer var en del av avfallet i deponiet. Inntrenging i hus skyldes av trykkforskjellen mellom kjellerrom eller underetasjerom og jorda. Dersom bygningen har tette grunnmurer og grunnplate, kan inntrenging forhindres (Hodgson et al., 1992). I bygninger som er utette og ventileres feil, kan så mye som 20% av luftinnsiget komme fra jordluft, og dette innebærer en stor risiko for opphoping av skadelige gasser dersom området er i nærheten av et deponi (Hodgson et al., 1992).

3.3 Helsefarer forbundet med de vanligste deponigassene

I denne delen vil jeg konsentrere meg om helsefarene av metan, karbondioksid og oksygen (da i form av oksygenmangel). Årsaken er at det er disse gassene som ble målt i den eksperimentelle delen av oppgaven. Andre giftige gasser som kan dannes i deponi inkluderer dihydrogensulfid (H_2S) og VOC.

3.3.1 Helsefare ved metan

Metan er i seg selv ikke giftig, men det er en svært eksplosiv gass i konsentrasjonsintervallet 5 – 15 volumprosent i blanding med luft (Dunnet, 2004). Innenfor deponiområdet vil metankonsentrasjonen, som beskrevet tidligere, i all hovedsak være omkring 50 volumprosent. Dette ligger langt over den øvre eksplosjonsgrensen, og dermed er en eksplosjon i deponimassen svært usannsynlig. Problemet oppstår ved migrasjon til lukkede rom som kummer, vedlikeholdssjakter, små lagerrom i bygninger som sjelden besøkes og liknende (ATSDR, 2001). Ved optimale forhold er en liten gnist nok til å starte eksplosjonen. Slike ulykker har blitt rapportert i flere deler av verden, blant annet Norge (Ottesen et al., 2007), USA (Cumberland Times-News, 2008) og Danmark (Kjeldsen & Fischer, 1995) På grunn av at metan er både luktfri og fargeløs, er det vanskelig å oppdage om et rom inneholder eksplosive mengder metan dersom man ikke har deteksjonsutstyr.

3.3.2 Helsefare ved karbondioksid

Ulike kilder beskriver ulike grenser for menneskets karbondioksidtoleranse ved ulike konsentrasjonsnivå. Store Norske Leksikon oppgir at 4 – 5 volumprosent karbondioksid i innåndingsluften gir bevisstløshet over lengre tids opphold, mens 8% er dødelig etter 30 – 60 minutter. I følge SINTEF vil man ved 2 volumprosent karbondioksid oppleve en 50% økning i pustefrekvens, og en fordobling ved 3 volumprosent. Ved 5 volumprosent kan man oppleve pustevansker, men forholdene er overlevbare i inntil én time. Over 10 volumprosent karbondioksid fører til trussel mot menneskers evne til å rømme på egen hånd.

EPA (Environmental Protection Agency, 2010) fremstiller følgende tabell for effekter ved bestemte

oppholdstider i ulike konsentrasjoner (Tabell 3.3.2.1):

Tabell 3.3.2.1: Effekten av ulike karbondioksidkonsentrasjoner på kroppen over ulike eksponeringstider (EPA, 2010)

Karbondioksidkonsentrasjon (%)	Tid (Oppholdstid)	Effekt på kroppen
17 – 30	Innen 1 minutt	Tap av motorkontroll, bevisstløshet, kramper, koma, død
10 – 15	1 minutt til flere minutter	Svimmelhet, trøtthet, kraftige muskelrykninger, bevisstløshet
7 – 10	Få minutter 1,5 minutter til 1 time	Bevisstløshet eller nær bevisstløshet Hodepine, økt hjerterytme, kortpustethet, svetting, hurting åndedrett
6	1 – 2 minutter ≤ 16 minutter Flere timer	Forstyrret hørsel og syn Hodepine, kortpustethet Skjelvinger
4 – 5	Innen få minutter	Hodepine, svimmelhet, økt blodtrykk, ukomfortabel kortpustethet
3	1 time	Mild hodepine, svetting og kortpustethet ved hvile
2	Flere timer	Hodepine, kortpustethet ved lett aktivitet

Tabell 3.3.2.1 stemmer relativt godt overens med opplysningene fra SNL og SINTEF. SNL indikerer livsfare ved 8 volumprosent, det er noe lavere enn indikert i Tabell 3.3.2.1. Et viktig spørsmål er imidlertid om man får hjelp og blir oppdaget i tide, slik at man ikke blir liggende over lengre tid i høye karbondioksidkonsentrasjoner.

Årsaken til at karbondioksid skaper problemer ved relativt små konsentrasjoner i innåndingsluften, er at det forstyrrer karbondioksiddiffusjonen fra lungekapillærene og ut i lungealveolene. Dette er prosessen som fjerner karbondioksid fra blodstrømmen og frigjør den til lungene slik at vi puster den ut (Sand et al., 2011) Dette fører til en opphoping av karbondioksid i blodstrømmen, som igjen fører til at celler ikke får kvittet seg med avfallsstoffer på riktig måte, i tillegg til at pH i blodet etter hvert blir forstyrret. En annen tabell, også presentert av EPA (2010), viser en mer detaljert oversikt over karbondioksidtoleranse ved lave konsentrasjoner (Tabell 3.3.2.2).

Tabell 3.3.2.2: Karbondioksidtoleranse ved lave konsentrasjoner (EPA, 2010)

Konsentrasjon av karbondioksid i luft (vol%)	Maximum Eksponeringstid (minutter)
0,5	Uendelig
1,0	Uendelig
1,5	480
2,0	60
3,0	20
4,0	10
5,0	7
6,0	5
7,0	Mindre enn 3

3.3.3 Helsefare ved lave oksygenkonsentrasjoner

ATSDR (2001) angir følgende tabell for effekter på kroppen ved lave oksygenkonsentrasjoner (Tabell 3.3.3.1):

Tabell 3.3.3.1: Effekter på kroppen ved lave oksygenkonsentrasjoner (ATSDR, 2001)

Oksygenkonsentrasjon (vol%)	Helseeffekt
21	Normal atmosfærekonsentrasjon
17	Nedsatt nattsyn (umerkelig inntil normal oksygenkonsentrasjon er gjenopprettet), økt respirasjon, økt hjerterytme
14 – 16	Økt respirasjon, økt hjerterytme, svært dårlig muskelkoordinasjon, rask utmattelse
6 – 10	Kvalme, oppkast, ute av stand til å utføre bevegelser, bevisstløshet
< 6	Spasmisk respirasjon, kramper og død innenfor minutter

Lav oksygenkonsentrasjon forstyrrer sentrale funksjoner i kroppen på grunn av at celleåndingen begrenses. Kroppen vil forsøke å veie opp for mindre oksygen per innpust ved å øke pusterytmen og øke hjerterytmen, på denne måten opprettholdes oksygentilførselen til cellene. Dersom oksygenkonsentrasjonen er for lav, vil økt puste- og hjerterytme være utilstrekkelig for å opprettholde andre kroppsfunksjoner som muskelkoordinasjon (ATSDR, 2001). Med tanke på at arbeid i kummer ofte medfører klatring i stiger og liknende, vil lav oksygenkonsentrasjon kunne føre til at man ikke er i stand til å komme seg ut på egen hånd. Symptomene ved lav oksygenkonsentrasjon er noe sammenfallende med symptomene ved karbondioksidforgiftning (Tabell 3.3.2.1). I kummer hvor aerob bakterieaktivitet har forbrukt oksygen og produsert karbondioksid er det dermed svært farlig å oppholde seg selv i korte perioder, avhengig av de ulike gasskonsentrasjonene.

3.4 Farer forbundet med arbeid i kummer ved deponiområder

Kummer er et typisk eksempel på små, lukkede områder hvor deponigass kan migrere inn fra den omkringliggende jorda og hope seg opp (ATSDR, 2001). Mens både høye konsentrasjoner av karbondioksid og lave konsentrasjoner av oksygen er farlige hver for seg, vil kummer innenfor migrasjonsområdet til deponigass kunne inneholde begge deler dersom deponiet er i en anaerob fase. Oksygenet kan diffundere ut av kummen etter hvert som oksygenet i deponimassen forbrukes, deretter vil det erstattes med karbondioksid og kanskje metan. Slike forhold er da også fokus for denne oppgaven, hvor det eksperimentelle arbeidet er gassmåling i kummer i et nedlagt deponiområde. Ulykker med dødelig utfall har vært registrert både i Trondheim (Ottesen et al., 2007), og på Steinkjer i 1968 (Trønder-Avisa, arkiv). I Trondheim dreide det seg om kommunale arbeidere som skulle utføre vedlikeholdsarbeid nede i en kum på Sluppen, og to menn døde av kvelning nede i kummen. På Steinkjer dreide det seg også om kommunale arbeidere (Figur 3.4.1)

To omkommet i Steinkjer ved gassforgiftning

Den 52 år gamle Odd Pettersen og den 47 år gamle Asbjørn Lein omkom ved en arbeidsulykke i Steinkjer ved 15-tiden i går ettermiddag. De to gikk ned i en kloakkumme hvor det hadde dannet seg giftig gass, og tross langvarig opplivningsforsøk sto ikke livet til å redde.

Ulykken inntraff på avfallsplassen i Steinkjer. Både Pettersen og Lein var arbeidere på den nye renovasjonsbilen, og etter dagens kjøring var ferdig, skulle de to sammen med sjåføren, Knut Trøan vaske bilen. Som vanlig nyttet de vatn fra en kran i en kloakkumme. — En av arbeiderne, Asbjørn Lein, gikk da ned i bunnen av kummen for å hente opp en kost de tidligere hadde mistet der. Sannsynligvis har Lein straks mistet bevisstheten, og Odd Pettersen skulle da komme arbeidskameraten til unnsetning. Men også han må trolig ha blitt bevisstløs straks han kom ned i kummen. Da sjåføren skulle til å se etter de to, merket han at han ble omtåket straks han kom ned i kummen, men klarte å komme seg opp samtidig som han ropte om hjelp. En av arbeiderne i nærheten, Johan Brevik, kom til og gjorde forsøk på å komme ned i kummen, men også han kom seg fort opp og var omtåket.

Naboer til avfallsplassen hadde så kommet til og Ragnar Bogen ringte til brannvesen og politi. To brannkonstabler, med dykkerutstyr gikk så ned i kummen og hentet opp Pettersen og Lein. Opplivningsforsøk ble igangsatt av lege som ble budsendt, og kunstig åndedrett ble fortsatt også på vegen ut til sykehuset, men livet sto dessverre ikke til å redde for noen av de to.

Kloakkummen hvor ulykken hendte er ca. 3 meter dyp og det var ca. en meter vann på bunnen. Kummen gir også adkomst til vannledning og her er det uttak for vannet som de daglig vasket bilen med, men kranen er like under kumlokket og gassen må ha vært dypere ned.

Asbjørn Lein

Odd Pettersen

Fra ulykkesstedet — kloakkummen er nå fylt med jord.

Figur 3.4.1: Oppslag i Trønder-Avisa om dødsulykke i kum på Steinkjer fra 22.06.1968 (Trønder-Avisas arkiv)

Ulykken skjedde 21.06.1968. I oppslaget omtales kummen som en kloakkum, dette ble korrigert i en påfølgende artikkel to dager senere. Kummen var en inspeksjonskum for vannledning, og i toppen av kummen var det en vannkran slik at man kunne hente vaskevann og liknende. Ulykken skjedde i følge artiklene i forbindelse med vasking av en renovasjonsbil. Den ene av arbeiderne klatret ned i kummen for å hente en kost som hadde blitt mistet ned i kummen tidligere, og besvimte raskt. Kollegaen klatret så ned for å hjelpe, men også han besvimte nede i kummen. Sjåføren av renovasjonsbilen klatret også ned, men kom seg raskt opp da han merket at han begynte å bli omtåket. En annen arbeider som kom til for å hjelpe måtte også klatre opp igjen da han opplevde å bli omtåket nede i kummen. Først da brannvesenet ankom med dykkerutstyr kunne de to hentes opp, men på tross av gjenopplivingsforsøk døde begge to. Undersøkelser av gassammensetning i kummen i ettertid ga ingen resultater. Basert på at bevisstløshet inntraff raskt og at de som kom seg opp igjen følte seg omtåket, var det trolig karbondioksidkonsentrasjon over 10% (Tabell 3.3.2.1), kanskje i kombinasjon med lav oksygenkonsentrasjon.

Uklart hvilken gass som var årsak til ulykken i Steinkjer

— Fra kommunens side vil alt bli gjort for å bringe klarhet i årsaken til den tragiske ulykken på avfallsplassen, sier kommuneingeniøren i Steinkjer, Asbjørn Auran, til T-A. — Allerede fredag hadde vi eksperter fra Fosdalens Bergverks A/S for å påvise farlige gasser, men prøvene som ble tatt ga ikke utslag. I dag håper vi å få folk fra Høyskolen innover for å bringe klarhet i hvilken gass som har vært eller er til stede.

— Om sammenhengen med at det eventuelt har oppstått giftig gass som følge av at kummen er anlagt på avfallsplassen, må vi avvente ekspertuttalelsene før det kan sies noe. Surstoffmangel kan også oppstå i en slik kumme, og man bør også huske at det før det ble avfallsplass på Nordsileiret, var sumpområde omkring en bakevne hvor det var meget sterk lukt.

— Er det farlige gasser i kloakkummer generelt?

— La meg først si at dette var en inspeksjonskumme, ikke en kloakkumme. Kummen var anlagt for å komme ned til vannledningen som er lagt over avfallsplassen. Fra vannledningen kan man ved en kran oppunder kummelokket få vann for vask av renovasjonsbilen. Når det gjelder kloakkummer så kan det ikke utelukkes at det danner seg giftige gasser, men ikke i en slik mengde at det representerer noen fare, sier Auran.

Som nevnt i avisa lørdag er kum-lokket lagt på plass og masse er gravd over, men kummen er tilgjengelig for de gassprøver som vil bli tatt. Vatnet som var ca. 1 meter dypt i kummen var grunnvatn.

Figur 3.4.2: Avisutklipp fra Trønder-Avisa (Trønder-Avisas arkiv)

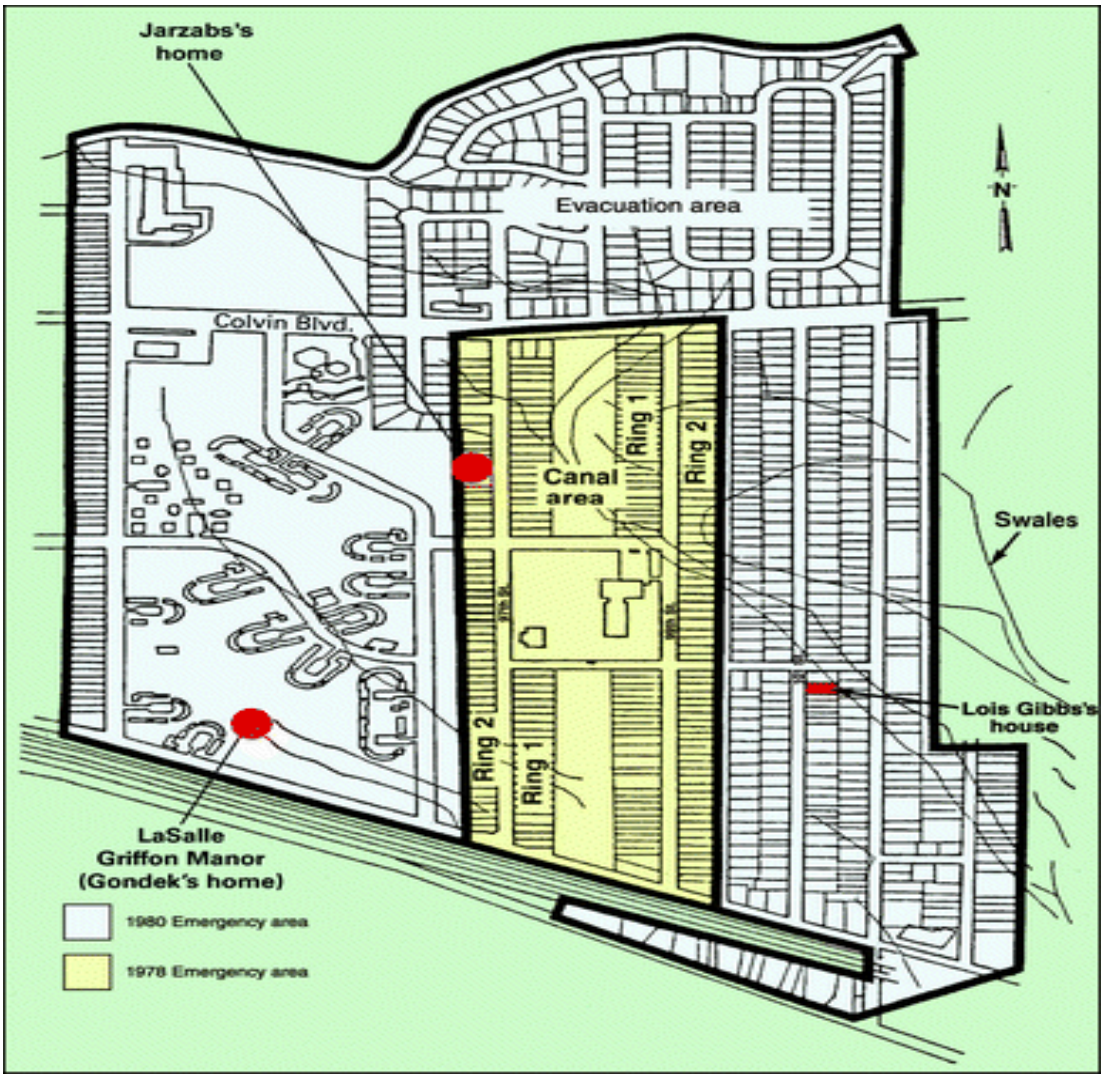
I dag er alle kommunale arbeidere i Steinkjer kommune utstyrt med personlige gassmålere festet i klærne ved arbeid nede i kummer. Dette antas å være standardutstyr for alt personell, både kommunalt og i private entreprenørbedrifter som skal arbeide i kummer. Slike målere sendes inn til kalibrering med jevne mellomrom for å sikre god funksjonalitet. Dessuten utføres det lufting, ofte ved hjelp av aggregatdrevne vifter, før noen går ned i kummen (Melgård, Å., 2012/2013, pers. medd.) Dette er forebyggende tiltak for å hindre at flere ulykker skal skje.

3.5 Kjente tilfeller av problemer tilknyttet nedlagte deponi

Et kjent tilfelle av helseproblemer som følge av nærliggende deponi er Love Canal-skandalen. Utgravingen av Love Canal begynte på 1890-tallet, og var ment som en transportkanal mellom to elver. Mannen bak prosjektet, William T. Love, gikk imidlertid konkurs og i 1910 var den ufullstendige kanalen bare en grøft (Beck, 1979). På 1920-tallet ble grøften tatt i bruk som avfallsdeponi for både husholdningsavfall og industriavfall. Industriselskapet Hooker Chemicals and Plastics Corporation erkjenner å ha dumpet omtrent 21800 tonn kjemisk avfall i perioden 1942 – 1953, først som leietakere av deponiet, senere som eiere fra 1947 til 1953 (Deegan, 1987). I 1953 ble området solgt til Niagara Falls Board of Education, som var på utkikk etter nye landområder for å bygge boliger og skole. Kjøpsprisen var 1 dollar (Beck, 1979). Området ble så utbygd, til tross for at innholdet i grunnen var kjent. Fra høsten 1975 til våren 1976 førte store nedbørsmengder til at grunnvannet steg kraftig og førte med seg kjemikalier fra deponiet opp til overflaten. Dette førte til dammer av sterkt forurenset overflatevann og inntrenging av deponerte kjemikalier i bolighus (Deegan, 1987)

Området ble overvåket for potensiell helsefare som følge av utlekkingen fra deponiet, og 02.08.1978 ble det erklært nødtilstand som følge av forurensingen. Gravide kvinner og barn under 2 år ble oppfordret til å evakuere området (Engelhaupt, 2008). For å tilrettelegge for evakueringen, bestemte delstaten at de skulle kjøpe de 239 husene som lå nærmest deponiområdet slik at berørte familier kunne flytte til et annet sted. Etter en to år lang kamp for å bevise at også nærliggende boliger lå i en helsefarlig sone, ble ytterligere omtrent 700 hus kjøpt av delstaten i 1980. Figur 3.5.1 viser et kart over Love Canal-området som ble evakuert.

Undersøkelser viste at fødselsvekten av barn i området i var signifikant lavere enn i andre områder med liknende leveforhold, og misdannelser blant nyfødte barn var også et problem som tilskrives forurensingen fra deponiet (Beck, 1979; Deegan, 1987; Janerich et al., 1981). Dessuten ble det funnet at barn unnfanget i Love Canal-området hadde dobbelt så stor sjanse for å være jenter sammenliknet med barn unnfanget etter at moren hadde forlatt området (Engelhaupt, 2008). Engelhaupt (2008) skriver at noe liknende ble funnet i Seveso i Italia etter at menn ble utsatt for en dioksinsky etter en ulykke ved en pesticidfabrikk i 1976. Disse mennene hadde større sjanse for å unnfange døtre sammenliknet med andre menn i området (Engelhaupt, 2008).

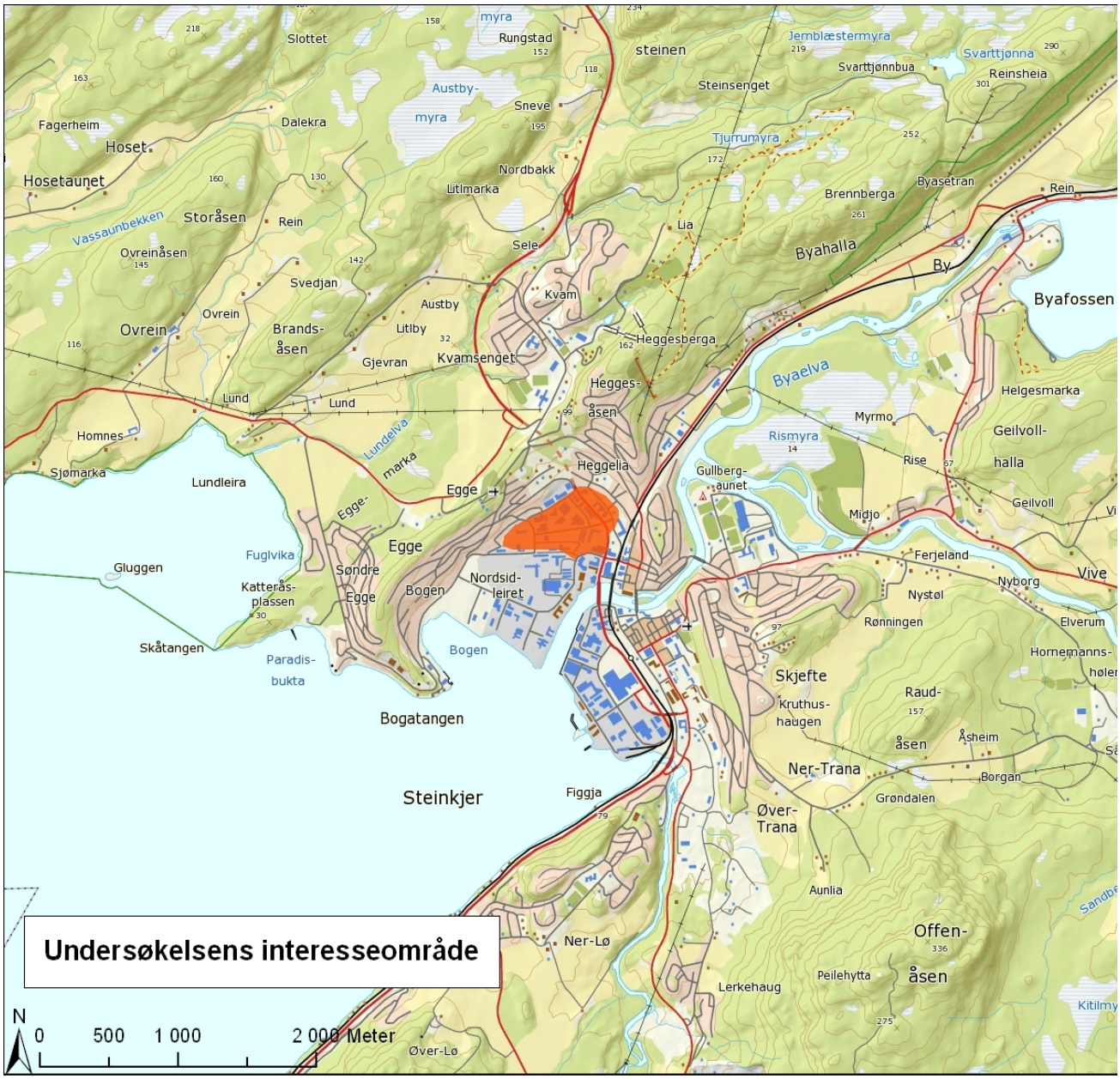


Figur 3.5.1: Kart over Love Canal-området. Gult område ble evakuert 1978, grått område ble evaukert i 1980 (Engelhaupt, 2008)

Et annet tilfelle av problemer tilknyttet nedlagte deponi er Myllypuro, Finland. Der ble et 4,5 hektar stort område brukt som deponi i perioden 1954 – 1962, for både avfall fra husholdninger og fra fabrikker (Pukkala & Pönkä, 2001). I perioden 1975 – 1976 ble det bygd 12 boligblokker og en barnehage på det gamle deponiområdet, med tilsammen over 2000 innbyggere (Pukkala & Pönkä, 2001). I 1999 ble 500 mennesker evakuert fra leilighetene på grunn av mistanke om helsefare som følge av utlekking av giftstoffer fra deponimassen (Saikkonen, 2012). Pukkala & Pönkä (2001) viste en statistisk signifikant sammenheng mellom økning i antallet tilfeller av kreft, astma og pankreatitt for menn som hadde bodd i blokkene i fem år eller mer. Boligblokkene har nå blitt revet, og det har blitt anlagt parkområde over deponiet. Et slikt parkområde vil ikke medføre de samme helsefarene som boligbygninger, på grunn av at gassutlekking vil luftes ut i atmosfæren i stedet for å hopes opp i bygningene (Ottesen, R. T., 2011, pers. medd.)

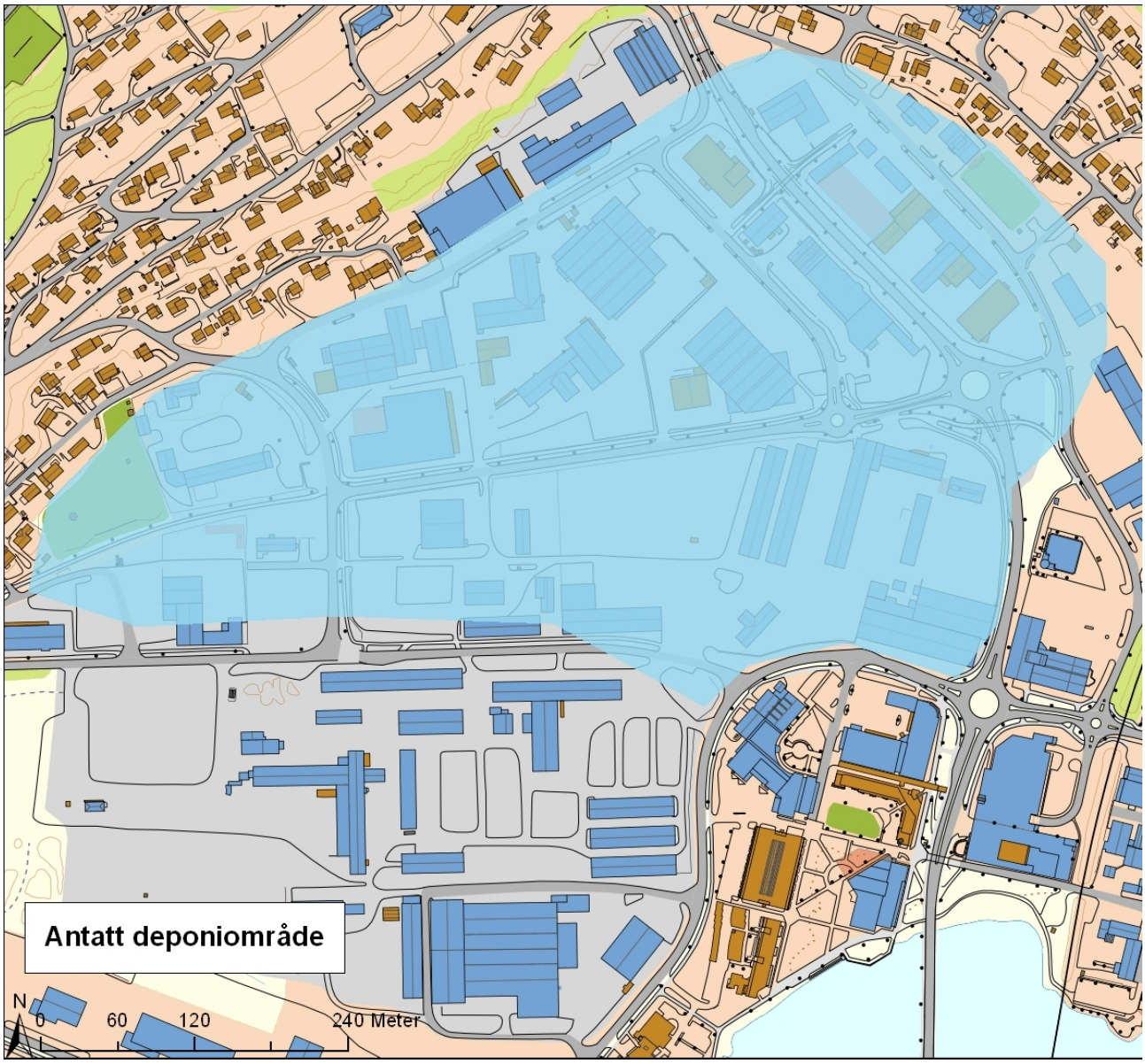
4 Beskrivelse av området

Undersøkelsen ble gjort på Nordsia i Steinkjer kommune, som navnet tilsier er dette den nordre delen av Steinkjer sentrum. Et oversiktskart over området er presentert som Figur 4.1. Det røde området viser det antatte deponiområdet.



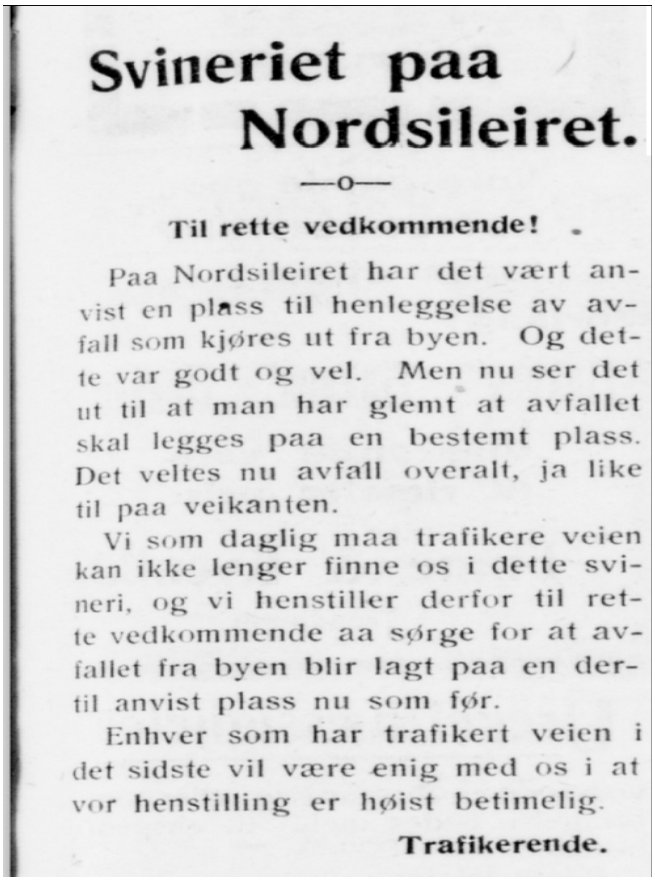
Figur 4.1: Oversiktskart over Steinkjer sentrum med omliggende områder.

Det skraverte området er den antatte utstrekningen til et nedlagt deponiområde som i dag er overfylt og tatt i bruk som industri- og handelsområde. Det har ikke lyktes meg å finne ut hvordan området ble behandlet ved overfyllingen, hverken med tanke på hvilke fyllmasser som ble brukt eller hvordan det gjenværende avfallet ble fordelt og komprimert. Per i dag er størstedelen av området dekket av asfalt og ulike bygninger. Noe av området er dekket av vegetasjon i form av private hageareal eller kommunale plener og trær langs gangveier og bilveier. Figur 4.2 viser en oversikt over deponiområdet i forstørret skala. Igjen er det skraverte området det antatte området for deponiet, og dermed også fokusområdet for denne undersøkelsen. Hele området ligger innenfor høydeintervallet 5 – 10 meter over havet.



Figur 4.2: Antatt deponiområde på Nordsia, Steinkjer.

Det har ikke lyktes meg å finne ut nøyaktig når deponering av avfall i området begynte, da hverken kommunen eller andre kilder har nedtegnelser om dette. I et avisutklipp fra 1920 står imidlertid dette leserinnlegget (Figur 4.3). I innlegget klager «Trafikerende» på at søppel blir deponert utenfor den anviste søppelplassen, dermed vil det være naturlig å anta at søppelplassen startet allerede før 1920. Dog skal man dømme ut fra et avisutklipp fra 1927 (Figur 4.4), ser det ut til at anmodningen ikke ble tatt til følge av alle. Annonsen gjør publikum oppmerksom på at kommunens formannskap har skjerpet bestemmelsene for dumping av avfall utenfor søppeldeponiene «Nordsileiret» på Nordsia og «Maasøra» på Sørsia. Det er tydelig at situasjonen medfører et visst alvor, da annonsen er skrevet av politiet, og det gjøres oppmerksom på at overtredelser medfører straff.



Svineriet paa Nordsileiret.

—o—

Til rette vedkommende!

Paa Nordsileiret har det vært anvist en plass til henleggelse av avfall som kjøres ut fra byen. Og dette var godt og vel. Men nu ser det ut til at man har glemt at avfallet skal legges paa en bestemt plass. Det veltes nu avfall overalt, ja like til paa veikanten.

Vi som daglig maa trafikere veien kan ikke lenger finne os i dette svineri, og vi henstiller derfor til rette vedkommende aa sørge for at avfallet fra byen blir lagt paa en dertil anvist plass nu som før.

Enhver som har trafikert veien i det sidste vil være enig med os i at vor henstilling er høist betimelig.

Trafikerende.

Figur 4.3: Avisutklipp fra 1920 (Trønder-Avisas arkiv).

Politi.

Steinkjer formannskap har hen stillet til politimesteren å dra omsorg for, at baseiere og andre ikke henlegger søppel og avfald i elvemaden fra Steinkjerbroen og opover til Martens's eiendom.

I den anledning innskjerpes her ved bestemmelsene i Steinkjer politivedtekters §§ 36 og 38, hvor efter ådsler og stinkende gjenstander eller annen fyll ikke må henlegges på andre enn dertil av politiet anviste steder.

Som eneste slike steder er anvist «Maasøra» for Sørsibyens og søppeldumpen på «Nordsileiret» for Nordsibyens beboere. — Grus eller annen ren fyll kan dog henlegges ved «Sørsikaien».

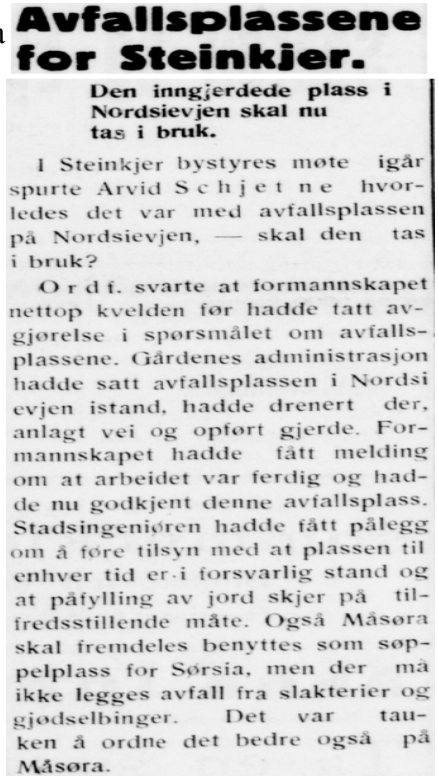
Overtredelser vil bli straffet.

Steinkjer politikammer,
30. april 1927.

For politimesteren:
E. Brinchmann.

Figur 4.4: Avisutklipp fra 1927 (Trønder-Avisas arkiv).

Den neste avisnotisen om søppeldeponiene i Steinkjer stammer fra 1938 (Figur 4.5). Her fortelles det at et område omtalt som Nordsievjen har blitt inngjerdet og gjort klart for deponering av avfall. Det spesifiseres at Måsøra på sørsiden av byen fortsatt skal brukes som deponi, men at slakteavfall og avfall fra gjødselbinger ikke skal deponeres der. Dermed er det naturlig å anta at slikt avfall ble fraktet over på Nordsia. Nordsievjen var en del av sjøen som strakte seg innover ved foten av Eggevammen. Nordsievjen-området er altså en del av fokusområdet for undersøkelsene i denne oppgaven. Det skrives i notisen at stadsingeniøren hadde pålegg om å «tilse at påfylling av jord skjer på en tilfredsstillende måte». Dette kan enten indikere at fyllingen ble operert som en Bradfordfylling eller at jord ble fylt over etter hvert som søppelet nådde en tilstrekkelig høyde til at videre fylling ikke var mulig.



Avfallsplassene for Steinkjer.

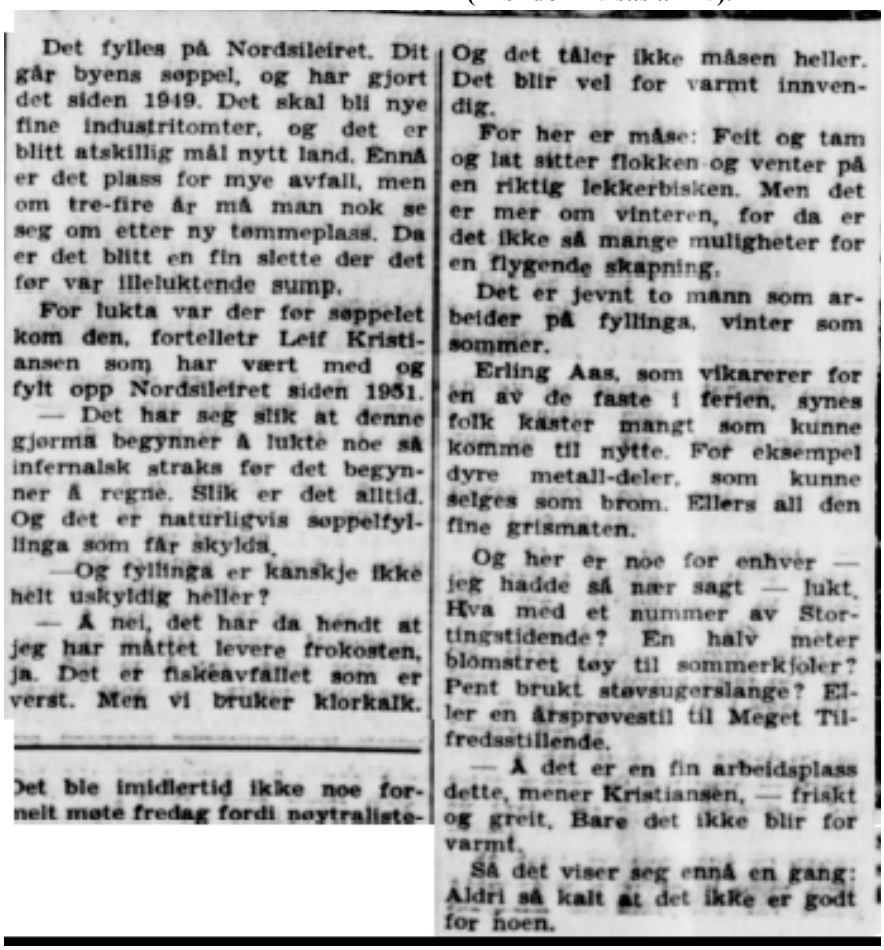
Den inngjerdede plass i Nordsievjen skal nu tas i bruk.

I Steinkjer bystyres møte igår spurte Arvid Schjetne hvorledes det var med avfallsplassen på Nordsievjen, — skal den tas i bruk?

Ordf. svarte at formannskapet nettop kvelden før hadde tatt avgjørelse i spørsmålet om avfallsplassene. Gårdenes administrasjon hadde satt avfallsplassen i Nordsievjen istand, hadde drenert der, anlagt vei og opført gjerde. Formannskapet hadde fått melding om at arbeidet var ferdig og hadde nu godkjent denne avfallsplass. Stadsingeniøren hadde fått pålegg om å føre tilsyn med at plassen til enhver tid er i forsvarlig stand og at påfylling av jord skjer på tilfredsstillende måte. Også Måsøra skal fremdeles benyttes som søppelplass for Sørsia, men der må ikke legges avfall fra slakterier og gjødselbinger. Det var tauken å ordne det bedre også på Måsøra.

Figur 4.5: Avisutklipp fra 1938 (Trønder-Avisas arkiv).

Det er et relativt stort sprang i tid fram til neste gang deponiet på Nordsileiret nevnes i avisene. I et oppslag fra 1961 (Figur 4.6) fortelles det at det har blitt fylt søppel på Nordsileiret siden 1949, dermed må det antas at dette er et annet delområde av Nordsia enn de som er beskrevet tidligere. I oppslaget fortelles det at fyllinga nå skal bli industritomter etter hvert som området er igjenfylt og omregulert. Et interessant moment som nevnes er forøvrig at ansatte ved



Det fylles på Nordsileiret. Dit går byens søppel, og har gjort det siden 1949. Det skal bli nye fine industritomter, og det er blitt atskillig mål nytt land. Ennå er det plass for mye avfall, men om tre-fire år må man nok se seg om etter ny tømmeplass. Da er det blitt en fin slette der det før var illeluktende sump.

For lukta var der før søppelet kom den, fortelletr Leif Kristiansen som har vært med og fylt opp Nordsileiret siden 1951.

— Det har seg slik at denne gjørma begynner å lukte noe så infernalsk straks før det begynner å regne. Slik er det alltid. Og det er naturligvis søppelfyllinga som får skylda.

—Og fyllinga er kanskje ikke helt uskyldig heller?

— Å nei, det har da hendt at jeg har måttet levere frokosten, ja. Det er fiskeavfallet som er verst. Men vi bruker klorkalk.

Det ble imidlertid ikke noe forneit møte fredag fordi nøytraliste-

Og det tåler ikke måsen heller. Det blir vel for varmt innvendig.

For her er måse: Feit og tam og lat sitter flokken og venter på en riktig lekkerbisken. Men det er mer om vinteren, for da er det ikke så mange muligheter for en flygende skapning.

Det er jevnt to mann som arbeider på fyllinga, vinter som sommer.

Erling Aas, som vikarerer for en av de faste i ferien, synes folk kaster mangt som kunne komme til nytte. For eksempel dyre metall-deler, som kunne selges som brom. Ellers all den fine grismaten.

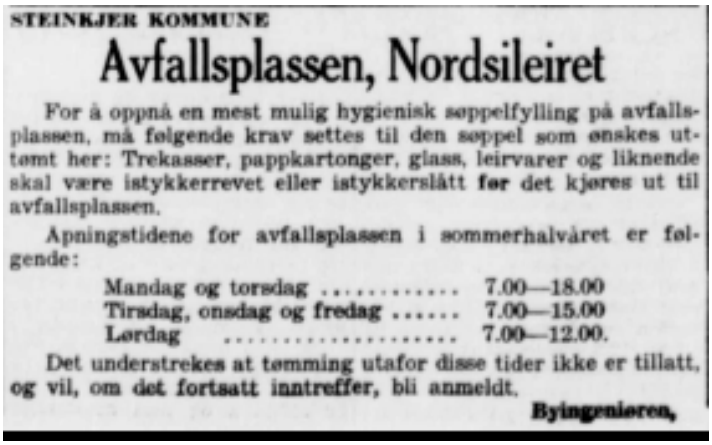
Og her er noe for enhver — jeg hadde så nær sagt — lukt. Hva med et nummer av Stortingstidende? En halv meter blomstret tøy til sommerkjoler? Pent brukt støvsugerslange? Eller en årsprøvestil til Meget Tilfredsstillende.

— Å det er en fin arbeidsplass dette, mener Kristiansen, — friskt og greit. Bare det ikke blir for varmt.

Så det viser seg ennå en gang: Aldri så kalt at det ikke er godt for høen.

Figur 4.6: Avisutklipp fra 1961 (Trønder-Avisas arkiv).

deponiet benytter klorkalk[2] for å dempe lukten og holde måker unna avfallet. Tilførsel av klor i slike mengder vil kanskje være en kilde til VOC i form av klorerte hydrokarboner, siden VOC har blitt vist å oppstå i søppeldeponi (de la Rosa et al., 2006; Hodgson et al., 1992; Zou et al., 2003). Av deponerte materiealer nevnes metall, «grismat» som antakelig er diverse matavfall, blader og annet husholdningsavfall. I denne notisen fra 1967 (Figur 4.7) annonseres åpningstider for avfallsdeponiet, samt at det medfølger anmeldelse å deponere avfall utenfor disse tidene. Oppslaget i Figur 4.6 fra 1961 forteller at området skal omreguleres til industritomter i fremtiden, men det ser altså ut til at deponiet fortsatt er aktivt.



STEINKJER KOMMUNE

Avfallsplassen, Nordsileiret

For å oppnå en mest mulig hygienisk søppelfylling på avfallsplassen, må følgende krav settes til den søppel som ønskes uttømt her: Trekasser, pappkartonger, glass, leirvarer og liknende skal være istykkerrevet eller istykkerslått **før** det kjøres ut til avfallsplassen.

Apningstidene for avfallsplassen i sommerhalvåret er følgende:

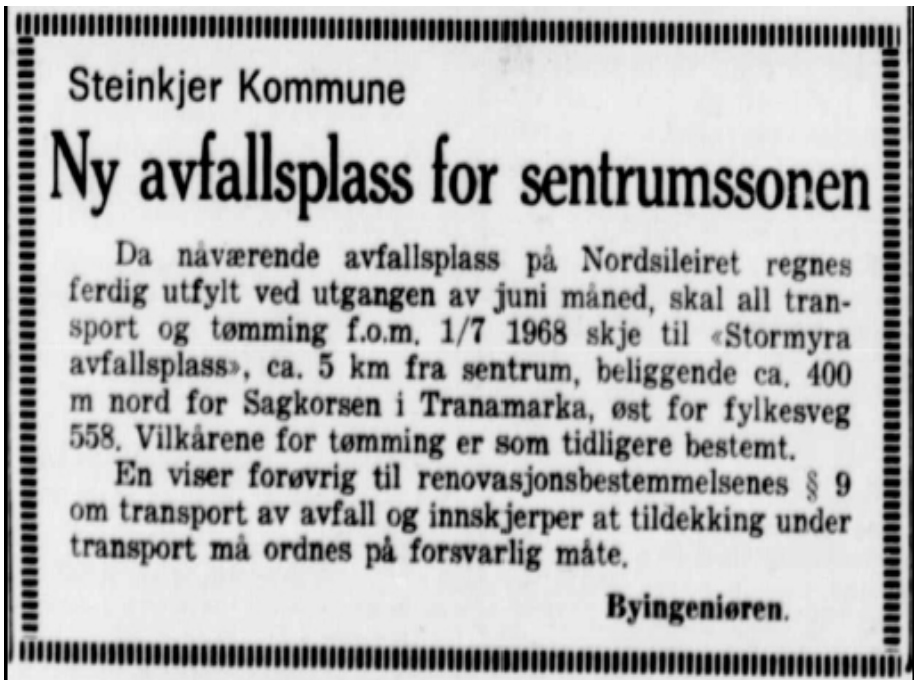
Mandag og torsdag	7.00—18.00
Tirsdag, onsdag og fredag	7.00—15.00
Lørdag	7.00—12.00.

Det understrekes at tømming utafor disse tider ikke er tillatt, og vil, om det fortsatt inntreffer, bli anmeldt.

Byingeniøren,

Figur 4.7: Avisutklipp fra 1967 (Trønder-Avisas arkiv).

Avslutningen av avfallsplassen på Nordsia kom offisielt i 1968, da byingeniøren annonserte at Stormyra avfallsplass i Tranamarka skal overta som deponi for Steinkjer sentrum. Dette deponiet er fortsatt hovedmottaker for avfall i Steinkjer kommune. Fra 1/7 1968 ble avfallet transportert dit, og dermed kan det sees på som nokså sikkert at søppel ikke ble deponert på Nordsia etter dette.



Steinkjer Kommune

Ny avfallsplass for sentrumssonen

Da nåværende avfallsplass på Nordsileiret regnes ferdig utfylt ved utgangen av juni måned, skal all transport og tømming f.o.m. 1/7 1968 skje til «Stormyra avfallsplass», ca. 5 km fra sentrum, beliggende ca. 400 m nord for Sagkorsen i Tranamarka, øst for fylkesveg 558. Vilkårene for tømming er som tidligere bestemt.

En viser forøvrig til renovasjonsbestemmelsenes § 9 om transport av avfall og innskjerper at tildekking under transport må ordnes på forsvarlig måte.

Byingeniøren.

Figur 4.8: Avisutklipp fra 1968 (Trønder-Avisas arkiv).

[2] Samlebetegnelse på kalsiumklorid ($CaCl_3$) og kalsiumhypokloritt ($Ca(OCl)_2$). Kilde: Store Norske Leksikon.

Klima- og Forurensningsdirektoratet (KLIF) har to registreringer av grunnforurensning i forbindelse med deponiaktivitet på Nordsia. Disse resultatene ble funnet i 1997. Den ene av registreringene ligger endel lenger sør enn området jeg har fått oppgitt som deponiområde, men kan muligens komme av migrasjon av avrenningsvæske eller deponigass fra deponiområdet. Det andre punktet ligger innenfor området jeg fikk anvist som deponiområde. Et kartutsnitt fra KLIF's nettsider er presentert i Figur 4.9.

Figur 4.9: Kartutsnitt med anmerket grunnforurensning (KLIF).

Dette punktet ligger i vestre utkant av interesseområdet for min undersøkelse (Figur 4.2). Forurensningen som rapporteres funnet er alifatiske hydrokarboner, med påvirkningsgrad 2. Det ulike påvirkningsgradene KLIF opererer med er i følge KLIFs nettsider fordelt slik:

- Påvirkningsgrad 1: Lite eller ingen forurensning
- Påvirkningsgrad 2: Akseptabel forurensning med dagens areal- og resipientbruk
- Påvirkningsgrad 3: Ikke akseptabel forurensning og behov for tiltak
- Påvirkningsgrad X: Mistanke om forurensning, videre undersøkelser nødvendig

Påvirkningsgrad 2 innebærer at opprydding ikke er nødvendig slik området benyttes i dag, men dersom det omdisponeres til boliger eller andre, mer sensitive bygningstyper må tiltak iverksettes for å bedre grunnforholdene. Såvidt jeg kunne finne ut har det ikke blitt tatt omfattende grunnforurensningsprøver i nyere tid for å kartlegge grunnforholdene i området. Det står imidlertid i kommunens byggeforskrifter at utbyggere er pliktige til å foreta grunnprøver før byggestart for å dokumentere grunnforhold på byggeplassen. Dette gjøres for undersøke hvorvidt det er behov for å foreta masseutskiftinger på grunn av forurensede eller ustabile grunnmasser som senere vil kunne føre til setninger når vekten av bygningen komprimerer grunnen. Deponiområder vil være spesielt utsatt for slike setninger på grunn av at deponimassene kan inneholde gasslommer eller strukturelt ustabilt avfall.

5 Metode

5.1 Utvalg av kummer

Totalt 51 kummer ble valgt ut til måling. Disse kummene ble planlagt målt hver dag i en uke, med en måling per kum per dag. Måleperioden ble satt til 24.10.12 – 30.10.12. Kummenes spredningsområde ble basert på den antatte utbredelsen av deponiområdet. Det lot seg ikke gjøre å oppdrive offisielle kart over deponiet, da Steinkjer kommune ikke hadde et slikt kart i arkivene. Dermed ble deponiområdet bestemt omtrentlig ved hjelp av bidrag fra kommunalt ansatte som husket deponiets område fra den gangen det fortsatt åpent for avfall. Kummer ble valgt slik at man fikk prøvepunkter både langs periferien av deponiet og inne på deponiområdet. Det ble også lagt vekt på å få en nogenlunde jevn fordeling mellom spillvannskummer (SV), overvannskummer (OV) drikkevannskummer (DV) og avfall felles-kummer (AF), slik at eventuelle forskjeller i gasskonsentrasjon mellom dem kunne oppdages. Noen kummer var merket som «annet punkt» (AP), disse sto ikke i tillknytning til rørledninger på kartet. Enkelte kummer inneholdt flere rørledninger, disse angis med plusstegn mellom kumtypeforkortelsene i resultatdelen. Kun kummer med lukket lokk ble tatt med i undersøkelsen. De utvalgte kummene ble avmerket på kart over kumnettet som ble anskaffet på kommunen.

Av sikkerhetshensyn ble det ikke gjort målinger i kummer som befant seg ute i veibanen. I samråd med veileder ble det ansett som en unødig risiko for eget liv og helse, da et tilstrekkelig antall kummer befinner seg på gangveger, parkeringsplasser og liknende. Dessuten ville det medført endel ekstra byråkrati å skaffe seg klarering til å forstyrre biltrafikken for å få tatt målinger. For å undersøke hvorvidt det forekommer migrasjon mellom kummer tilkoblet samme ledningsnett, ble det valgt å ta prøver i kummer som ligger etter hverandre.

5.2 Måleapparat og utstyr

Måleapparatet som ble brukt var en infrarød gassanalysator fra Geotechnical Instruments, modell GA 94 A (Figur 5.2.1). Dette apparatet viser konsentrasjonen av metan, karbondioksid og oksygen som volumprosent, samt trykket i målepunktet i millibar. Alle verdier med unntak av trykk oppgis

med én desimal. Måleusikkerheten er ikke oppgitt, men antas å være 0,1% basert på kalibreringstester (Heie, Aa., pers. medd. 2013).

Figur 5.2.1: Infrarød gassanalysator GA 94 A

Denne analysatoren opererer ved at en batteridrevet vifte suger luft gjennom en gummislange. Luften som suges inn analyseres kontinuerlig ved hjelp av IR-spektroskopi, og resultatene kommer frem fortløpende på den digitale skjermen. Tiden det tar å få en stabil måling vil avhenge av slangens lengde, da det vil ta lengre tid å få «ny» luft inn i apparatet dersom slangen gjøres lengre. På enden av slangen var det montert en væskefelle i form av en liten, sylindrisk beholder (ca 20 mL) som skulle forhindre at væske kom inn i apparatet dersom en var uheldig og senket slangen for langt ned i kummen. Ved roten av slangen, like før apparatets inntaksventil, var det montert et væskefilter for å filtrere ut atmosfærisk fukt. Apparatet var dessuten omsluttet av en beskyttende bæreveske for å verne mot fukt og dempe eventuelle uheldige støt.

Apparatet ble lånt ved COWI i Trondheim. Ved overtakelse ble jeg informert om at apparatet nettopp hadde blitt kalibrert, og at en ny kalibrering fra min side ville være unødvendig. Derfor ble apparatet ikke kalibrert av meg før målingene begynte.

Av annet utstyr ble det lånt en «kumhakke», eller manuell kumjekk, av Steinkjer kommunes vann- og kloakkavdeling. Denne var spesielt utformet slik at hakkens flate ende passet i det fleste

kumlokkenes låsspalte, mens spissen i den andre enden passet i lokk med kun et lite, ovalt hull som åpningspunkt. Dette spesialverktøyet var svært arbeidsbesparende ved at man ble i stand til å enkelt vippe opp kanten av kumlokket i stedet for å måtte løftet på hele lokket med en krok. Det ble dessuten innkjøpt signaloransje spraymaling for å merke de målte kummene etter endt måling, etter at slik merking ble godkjent av kommunen på forespørsel.

5.3 Innledende forberedelser

Før målingene begynte, ble tiden det tok å oppnå en stabil måling med den eksisterende slangen foretatt. Dette ble gjort ved å puste inn i en tom plastpose (6 L), og deretter måle gasskonsentrasjonen i den ekshalerte luften. Det tok omtrent 27 sekunder å oppnå en stabil karbondioksidverdi på apparatet. Deretter ble slangen tatt ut av posen og apparatet fikk suge inn luften i rommet. Igjen tok det i underkant av 30 sekunder å oppnå en stabil verdi. Dermed ble det antatt at 35-40 sekunders måletid var tilstrekkelig for å oppnå stabil avlesingsverdi for ekstreme verdier, mens 30 sekunder ble ansett som tilstrekkelig for kummer hvor verdiene ikke avvek med mer enn 5% fra atmosfærenormalen. Tester gjort i 5 kummer før målingene tiltok antydet en homogen gassblanding i kummen, uavhengig av dybden på målingen.

5.4 Utførelse av målinger

Målingene ble utført i samarbeid med en hjelper, noe som lettet arbeidet enormt. En person vippet opp kumlokket 20 – 30 cm på den ene siden, slik at den andre personen fikk kikket nedi kummen med hodelykt for å anslå kummens dybde. Deretter ble kumlokket senket forsiktig ned på en trekile, før slangen på måleapparatet ble ført ned i kummen. Slangen ble ført ned til omtrent 30 cm over bunnen av kummen. Deretter fikk apparatet arbeide i 30 sekunder, dog i noen tilfeller var nærmere 40 sekunder nødvendig på grunn av store avvik fra atmosfærekonsentrasjonen.

Etter endt måling ble apparatets inntaksvifte stoppet, slangen ble raskt ført ut av kummen og kilen fjernet før lokket ble lagt på plass. Dette ble sett på som en prioritet å gjøre raskest mulig, for å hindre unødig lufting av kummen. Måleresultatet ble så notert i en forhåndsskrevet tabell. Det ble notert kumnummer (tilsvarende kummens nummer på kartet), kumtype (hvilket nettverk kummen

tilhørte), verdier for metan, karbondioksid og oksygen samt trykk. Deretter gikk man videre til neste kum og gjentok prosedyren. Etter et par dager, når prosedyren var innøvd og ruten kjent, tok det omtrent tre timer å gjennomføre hele målerunden.

Figur 5.4.1: Måling av gass i kum.

5.5 Problemer under gjennomføringen

Natten etter den første målingen snødde det noe, og dermed ble det en ekstra utfordring å finne tilbake til kummene dagen etter. Dette gikk imidlertid greit, takket være gode kart over målepunktene og godt synlig merke av spraymaling på lokkene. En kum måtte imidlertid avskrives, da den havnet under en brøytehaug på en parkeringsplass. En annen kum lot seg heller ikke finne, men denne var ikke blokkert av en brøytehaug, så det ble antatt at den ville dukke opp dagen etterpå. Det gjorde den da også, men da under et stativ armeringsjern (Figur 5.5.1).

Figur 5.5.1: Utilgjengelig kumlokk

Dette ble fjernet til neste dag, men kummen var også utilgjengelig søndag 28.10.12, og jeg endte opp med bare fire av sju målinger. Derfor ble også denne kummen utelatt fra datagrunnlaget, slik at det totale antallet kummer i datagrunnlaget ble 49. Totalt 8 kummer var utilgjengelige den søndagen på grunn av at de befant seg inne på området til bedrifter som var inngjerdet og alarmbevoktet. Det ble tatt kontakt med bedriftene med spørsmål om å få tilgang til kummene selv om områdene var avstengte. Dette lot seg bare gjøre dersom en vekter fra sikkerhetsselskapet med ansvar for området rykket ut og ledsaget oss under arbeidet. En slik utrykning ville ha kostet 1000 kroner pluss timebetaling for den tiden arbeidet hadde tatt. Dermed ble det avgjort i samråd med veileder at de berørte kummene ble forbigått denne dagen.

En kum som på forhånd var av interesse, var kum 10816. Dette var antakelig kummen hvor dødsulykken (se ovenfor) skjedde i 1968, basert på fortellinger fra både kommunalt ansatte og eierne av huset som i dag har kummen på tomten. Måleprosedyren i denne kummen ble noe annerledes enn for resten av kummene på grunn av et isoporlokk under jernlokket (Figur 5.5.2). I følge en ansatt på kommunens tekniske etat ble dette gjort i kummer som var kjent som mulig farlige kummer (Melgård, Å., 2013, pers. medd.). I denne kummen ble jernlokket flyttet til side, og

isoporlokket ble løftet opp akkurat nok til å sjekke dybden av kummen og deretter føre inn slangen. Lokket ble sluppet tilbake mens målingen foregikk, da det var så lett at det ikke førte til klem på slangen. Dermed ble lufting av kummen mest mulig forhindret.

Figur 5.5.2: Ekstraordinært isoporlokk under jernlokket med advarselsmerke.

6 Resultater

6.1 Sammendrag av resultater

I det følgende avsnittet presenteres et sammendrag av måleresultatene for hver dag. I tabellene vises median, gjennomsnitt, minimumsverdi, maksimumsverdi og antall målinger verdiene er basert på. Alle statistiske verdier er fremskaffet ved hjelp av statistiske funksjoner i Open Office Calc v3.3. De samme verdiene for undersøkelsen totalt presenteres sist. Fullstendige måleresultater er vedlagt som Vedlegg A. Måleresultatene plottet inn på kart over området er vedlagt som Vedlegg B. Kartplottingen ble gjort i kartbehandlingsprogrammet ArcGIS. Værdata for perioden ble innhentet fra Meteorologisk Institutt, og disse viste de samme trendene i trykkvariasjon fra dag til dag som måleapparatet. Utover dette har de svært begrenset verdi for oppgaven, og er derfor ikke vedlagt.

Tabell 6.1.1: Sammendrag av måleresultater 24.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,9
Gjennomsnitt	0,3	0,8	19,3
Minimumsverdi	0,0	0,0	6,6
Maksimumsverdi	7,6	11,1	20,4
Antall målinger	49	49	49

Tabell 6.1.2: Sammendrag av måleresultater 25.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,6
Gjennomsnitt	0,1	0,5	19,4
Minimumsverdi	0,0	0,0	15,7
Maksimumsverdi	3,7	4,5	20,2
Antall målinger	48	48	48

Tabell 6.1.3: Sammendrag av måleresultater 26.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,3	19,7
Gjennomsnitt	0,1	0,4	19,6
Minimumsverdi	0,0	0,0	16,3
Maksimumsverdi	3,1	3,8	20,2
Antall målinger	49	49	49

Tabell 6.1.4: Sammendrag av måleresultater 27.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,8
Gjennomsnitt	0,0	0,3	19,7
Minimumsverdi	0,0	0,0	17,0
Maksimumsverdi	1,1	2,4	20,1
Antall målinger	49	49	49

Tabell 6.1.5: Sammendrag av måleresultater 28.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,8
Gjennomsnitt	0,1	0,3	19,7
Minimumsverdi	0,0	0,0	16,7
Maksimumsverdi	1,0	2,5	20,2
Antall målinger	41	41	41

Tabell 6.1.6: Sammendrag av måleresultater 29.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,6
Gjennomsnitt	0,0	0,4	19,5
Minimumsverdi	0,0	0,1	16,9
Maksimumsverdi	0,9	3,2	20,0
Antall målinger	49	49	49

Tabell 6.1.7: Sammendrag av måleresultater 30.10.2012

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,7
Gjennomsnitt	0,0	0,3	19,7
Minimumsverdi	0,0	0,0	17,3
Maksimumsverdi	1,1	2,0	20,2
Antall målinger	48	48	48

Tabell 6.1.8: Sammendrag av måleresultater, alle målinger.

	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)
Median	0,0	0,2	19,7
Gjennomsnitt	0,1	0,4	19,5
Minimumsverdi	0,0	0,0	6,6
Maksimumsverdi	7,6	11,1	20,4
Antall målinger	333	333	333

6.2 Funn av CH_4

Ved én eller flere målinger ble det funnet metan i fire av 49 kummer, dette tilsvarer 8,16% av datagrunnlaget. Under vises tabeller som lister opp måleverdiene i de fire kummene for hver måledag, med én tabell per kum.

Tabell 6.2.1: Måleresultatene for kum 10812 (kumtype AF)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	2,5	1,2	19,3	1020
25.10.2012	2,1	0,8	19,3	1005
26.10.2012	2,0	0,8	19,3	1001
27.10.2012	1,0	0,3	19,9	1010
28.10.2012	1,0	0,4	19,8	1010
29.10.2012	0,7	0,3	19,4	1008
30.10.2012	0,8	0,2	19,8	996

Tabell 6.2.2: Måleresultatene for kum «Lisetrøa» (kumtype AF+DV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	7,6	8,2	12,1	1020
25.10.2012	3,7	4,5	15,7	1005
26.10.2012	3,1	3,8	16,3	1001
27.10.2012	0,2	0,8	19,7	1012
28.10.2012	0,8	1,3	19,0	1013
29.10.2012	0,6	1,2	18,7	1008
30.10.2012	0,1	0,5	19,5	996

Tabell 6.2.3: Måleresultatene for kum 47981 (kumtype OV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	2,2	1,8	15,7	1021
25.10.2012	-	-	-	-
26.10.2012	0,5	0,5	19,5	1002
27.10.2012	1,1	0,5	19,3	1011
28.10.2012	0,6	0,5	19,2	1013
29.10.2012	0,9	1,2	18,5	1008
30.10.2012	1,1	1,0	18,6	998

Tabell 6.2.4: Måleresultatene for kum 10777 (kumtype AF)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	3,9	15,1	1020
25.10.2012	1,0	2,7	16,3	1005
26.10.2012	0,6	2,5	17,1	1001
27.10.2012	0,1	2,4	17,0	1010
28.10.2012	0,0	2,5	16,7	1011
29.10.2012	0,0	2,4	17,0	1008
30.10.2012	0,0	1,8	17,3	997

6.3 Funn av lave konsentrasjoner av O_2 (konsentrasjoner ≤ 18 %)

Ved én eller flere målinger ble det funnet konsentrasjoner av oksygen ≤ 18 % i totalt fem av 49 kummer. Dette tilsvarer 10,20% av datagrunnlaget, men det kan være et noe misvisende tall siden to av disse fem kummene hadde en lav oksygenkonsentrasjon kun den første måledagen. Under presenteres tabeller som viser måleresultatene for de aktuelle kummene, med én tabell per kum.

Tabell 6.3.1: Måleresultatene for kum 10832 (kumtype DV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	11,1	6,6	1021
25.10.2012	0,0	1,5	18,4	1008
26.10.2012	0,0	0,1	19,7	1002
27.10.2012	0,0	0,4	19,7	1009
28.10.2012	-	-	-	-
29.10.2012	0,0	0,3	19,6	1008
30.10.2012	0,0	0,2	19,8	995

Tabell 6.3.2: Måleresultatene for kum «Lisetrøa» (kumtype AF+DV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	7,6	8,2	12,1	1020
25.10.2012	3,7	4,5	15,7	1005
26.10.2012	3,1	3,8	16,3	1001
27.10.2012	0,2	0,8	19,7	1012
28.10.2012	0,8	1,3	19,0	1013
29.10.2012	0,6	1,2	18,7	1008
30.10.2012	0,1	0,5	19,5	996

Tabell 6.3.3: Måleresultatene for kum 10777 (kumtype AF+DV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	3,9	15,1	1020
25.10.2012	1,0	2,7	16,3	1005
26.10.2012	0,6	2,5	17,1	1001
27.10.2012	0,1	2,4	17,0	1010
28.10.2012	0,0	2,5	16,7	1011
29.10.2012	0,0	2,4	17,0	1008
30.10.2012	0,0	1,8	17,3	997

Tabell 6.3.4: Måleresultatene for kum 47981 (kumtype OV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	2,2	1,8	15,7	1021
25.10.2012	-	-	-	-
26.10.2012	0,5	0,5	19,5	1002
27.10.2012	1,1	0,5	19,3	1011
28.10.2012	0,6	0,5	19,2	1013
29.10.2012	0,9	1,2	18,5	1008
30.10.2012	1,1	1,0	18,6	998

Tabell 6.3.5: Måleresultatene for kum 10805 (kumtype OV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	2,2	17,6	1021
25.10.2012	0,0	2,6	17,1	1006
26.10.2012	0,0	0,3	19,5	1002
27.10.2012	0,0	2,0	17,8	1011
28.10.2012	0,0	0,9	19,1	1012
29.10.2012	0,0	3,2	16,9	1008
30.10.2012	0,0	2,0	17,6	998

6.4 Funn av CO_2-konsentrasjoner > 3%

Ved én eller flere målinger ble det funnet konsentrasjoner av karbondioksid i fire av 49 kummer, dette tilsvarer 8,16% av datagrunnlaget. Under presenteres tabeller som viser måleresultatene for de aktuelle kummene, med én tabell per kum.

Tabell 6.4.1: Måleresultatene for kum 10832 (kumtype DV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	11,1	6,6	1021
25.10.2012	0,0	1,5	18,4	1008
26.10.2012	0,0	0,1	19,7	1002
27.10.2012	0,0	0,4	19,7	1009
28.10.2012	-	-	-	-
29.10.2012	0,0	0,3	19,6	1008
30.10.2012	0,0	0,2	19,8	995

Tabell 6.4.2: Måleresultatene for kum «Lisetrøa» (kumtype AF+DV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	7,6	8,2	12,1	1020
25.10.2012	3,7	4,5	15,7	1005
26.10.2012	3,1	3,8	16,3	1001
27.10.2012	0,2	0,8	19,7	1012
28.10.2012	0,8	1,3	19,0	1013
29.10.2012	0,6	1,2	18,7	1008
30.10.2012	0,1	0,5	19,5	996

Tabell 6.4.3: Måleresultatene for kum 10777 (kumtype AF)

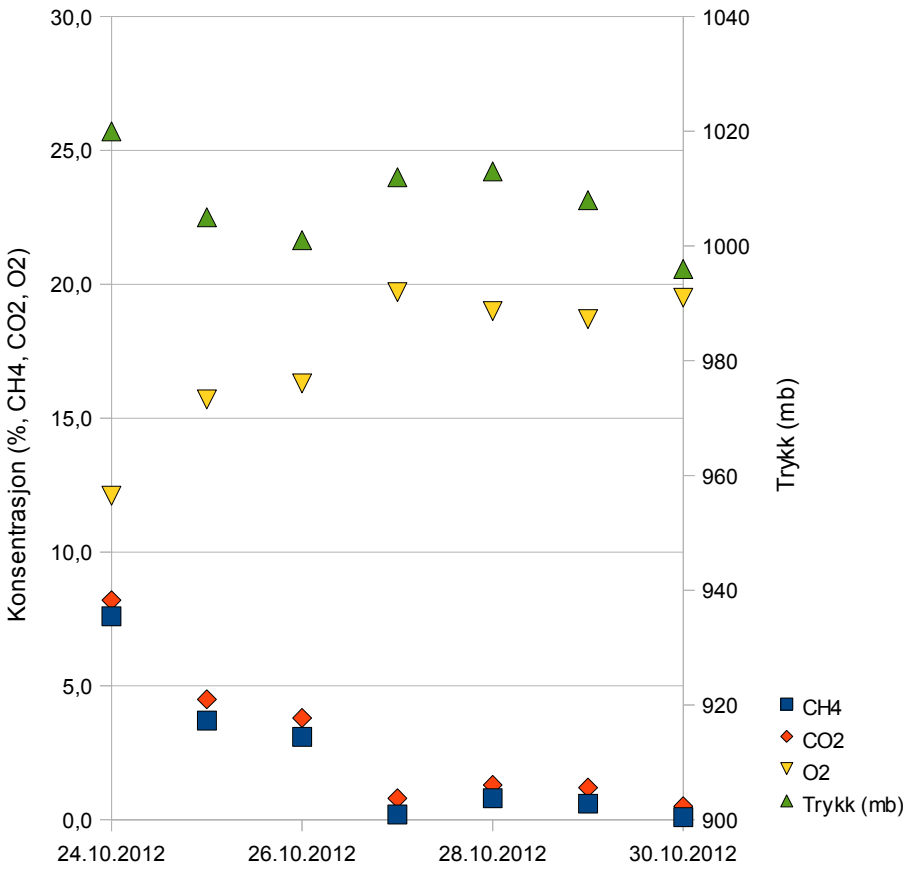
Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	3,9	15,1	1020
25.10.2012	1,0	2,7	16,3	1005
26.10.2012	0,6	2,5	17,1	1001
27.10.2012	0,1	2,4	17,0	1010
28.10.2012	0,0	2,5	16,7	1011
29.10.2012	0,0	2,4	17,0	1008
30.10.2012	0,0	1,8	17,3	997

Tabell 6.4.4: Måleresultatene for kum 10805 (kumtype OV)

Dato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
24.10.2012	0,0	2,2	17,6	1021
25.10.2012	0,0	2,6	17,1	1006
26.10.2012	0,0	0,3	19,5	1002
27.10.2012	0,0	2,0	17,8	1011
28.10.2012	0,0	0,9	19,1	1012
29.10.2012	0,0	3,2	16,9	1008
30.10.2012	0,0	2,0	17,6	998

7 Diskusjon

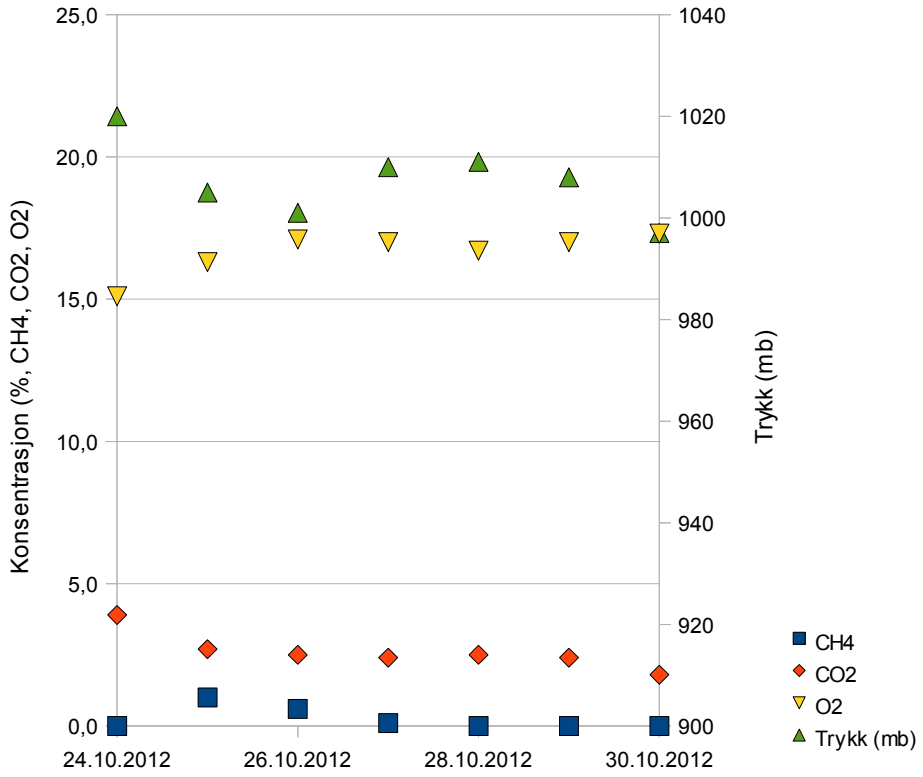
Hensikten med denne undersøkelsen var å kartlegge forekomsten av metan, karbondioksid og oksygen i kummer som befinner seg i et nedlagt deponiområde. Resultatene kan indikere hvorvidt deponimassen fortsatt er en aktiv gassprodusent eller ikke. En eventuell gassproduksjon kan utgjøre en helsefare for både mennesker som jobber i det aktuelle området, og for mennesker som skal ned i kummene for å utføre arbeid, som beskrevet tidligere i oppgaven. Funn av metan i fire av kummene antyder at det foregår metanogenese kun i deler av det gamle deponiområdet. Det er imidlertid kun i én av kummene (kum «Lisetrøa») og kun den første måledagen at metankonsentrasjonen er innenfor eksplosjonsfareintervallet. Utviklingen i måleresultatene fra dag til dag for kummen er vist i Figur 7.1. Som man kan se, synker konsentrasjonen av både metan og karbondioksid kraftig de neste tre dagene. Konsentrasjonen av oksygen går derimot opp i den samme perioden.



Figur 7.1: Måleresultatene for kum «Lisetrøa» fra dag til dag (kumtype AF+DV)

Variasjonene i måleverdier fra dag til dag kan kanskje forklares med at metoden involverte å løfte opp kanten av kumlokkene for å få tatt målinger. Dermed kan kummen til en viss grad ha blitt luftet ut slik at det vanlige miljøet i kummen ble forstyrret. Dette vil spesielt angå metan, som er lettere

enn luft og dermed vil kunne flykte ut av kummen når lokket løftes. Tabell 6.2.2 viser at den første måledagen er summen av metan, karbondioksid og oksygen 27,9%. De påfølgende måledagene synker summen av de tre gasskonsentrasjonene ned til 21,1% siste dag, og differansen mellom første og siste måledag er kanskje nitrogengass som har kommet inn fra atmosfæren som følge av lufting. En mulig forbedring av metoden vil være å føre måleapparatets innsugingsslange gjennom kumjekkhakket i lokket, slik at man ikke behøver å løfte lokket. I denne undersøkelsen var det ikke mulig å gjøre det på denne måten, på grunn av væskefellen som var for stor til å passere gjennom hakket. Dessuten vil det være noe risikabelt på grunn av at man ikke får sett hvorvidt det står vann i kummen og hvor høy vannstanden er i så tilfelle. Hvis vann suges inn i apparatet, vil det i verste fall ødelegges. Kanskje var rensingen av kumjekkhakket, som ofte var tilstoppet av grus og skitt, nok til at kummene ble noe utluftet. Det er vanskelig å si hvor lang tid det vil ta for metankonsentrasjonen å nå verdier innenfor eksplosjonsintervallet etter en slik nedgang. Det eneste som kan sies basert på denne undersøkelsen er at ett døgn ikke ser ut til å være tilstrekkelig; for å avdekke hvor raskt kummen kan bli eksplosjonsfarlig igjen må målingene spres ut over en lengre periode, og kanskje aller helst måles med en analyseprobe plassert nede i kummen slik at man ikke behøver å flytte på lokket. Også de andre kummene hvor metan ble funnet hadde høyeste måleverdi den første dagen, med unntak av kum 10777. Utviklingen i kum 10777 vises i Figur 7.2.



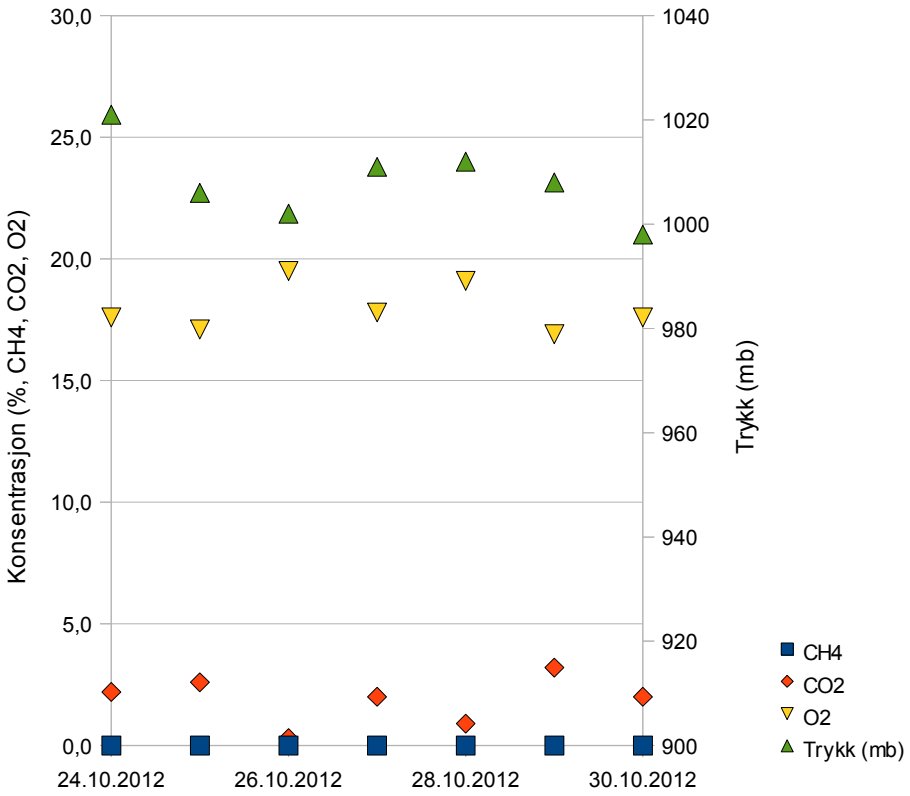
Figur 7.2: Måleresultatene for kum 10777 fra dag til dag (kumtype AF)

I denne kummen ble ikke metan funnet den første dagen, men den andre dagen ble 1,0% metan målt. Her ser det ut til at metan har migrert inn i tidsrommet mellom første og andre måling. Dersom metan hadde blitt produsert i selve kummen eller i umiddelbar nærhet, burde metan blitt detektert allerede første måledag. Migrasjonen av metan inn i kummen kan skyldes at det skjedde et atmosfærisk trykkfall i samme periode som metangass entrer kummen. Teorien viser til at dette er en faktor som påvirker gassmigrasjon (Christophersen & Kjeldsen, 2001; Kvennås, 2005). Metankonsentrasjonen i kummen ble redusert for hver påfølgende måledag, inntil metan ikke lenger var å finne. Det kan være flere årsaker til at metan forsvant fra kum 10777. Som nevnt tidligere i diskusjonen, kan kummen ha blitt noe utluftet som følge av metoden. Det kan også være at miljøet i denne kummen er gunstig for metanoksidasjon. Som Figur 7.2 viser, er konsentrasjonen av oksygen i denne kummen stabilt lavere enn atmosfæriske verdier med høyeste måleverdi på 17,3% oksygen. Samtidig er konsentrasjonen av karbondioksid også relativt stabil omkring 2,5%, med unntak av første og siste måledag. Dette antyder en aerob bakteriell aktivitet i tilknytning til kummen, og slik aktivitet kan inkludere metanoksidasjon.

Karbondioksid i helsefarlige konsentrasjoner forekom i fire av kummene, og også her var de høyeste konsentrasjonene hovedsaklig den første måledagen. Dette bygger under antakelsen om at kummene antakelig ble noe luftet ut som følge av metoden. Unntaket her er kum 10805 som viste relativt store fluktuasjoner i karbondioksidkonsentrasjon i løpet av måleperioden. Dette er framstilt som Figur 7.3. Dersom man skal se på endringer i trykkfallsperioden 24.10.2012 – 26.10.2012, ser det ut til at oksygen migrerer inn, og dermed fører til at karbondioksidkonsentrasjonen synker. Det samme mønsteret gjentar seg imidlertid i en periode med stabilt atmosfæretrykk, dermed ser ikke variasjoner i atmosfæretrykket ut til å spille noen avgjørende rolle for denne kummen. Hva som er årsaken til fluktuasjonene er usikkert. Det er imidlertid trolig at en kombinasjon av lufting, migrasjon og aerob bakterieaktivitet. Det som kanskje er mest interessant i denne kummen er at konsentrasjonsendringene for karbondioksid og oksygen ser ut til å følge hverandre tett for alle måledager, med unntak av den siste. Dette fremstilles under i Tabell 7.1. Det faktum at oksygenkonsentrasjonen avtar tilsvarende økningen i karbondioksidkonsentrasjon antyder at det foregår aerobe prosesser i kummen.

Tabell 7.1: Variasjoner i konsentrasjoner av karbondioksid og oksygen i kum 10805 (kumtype OV)

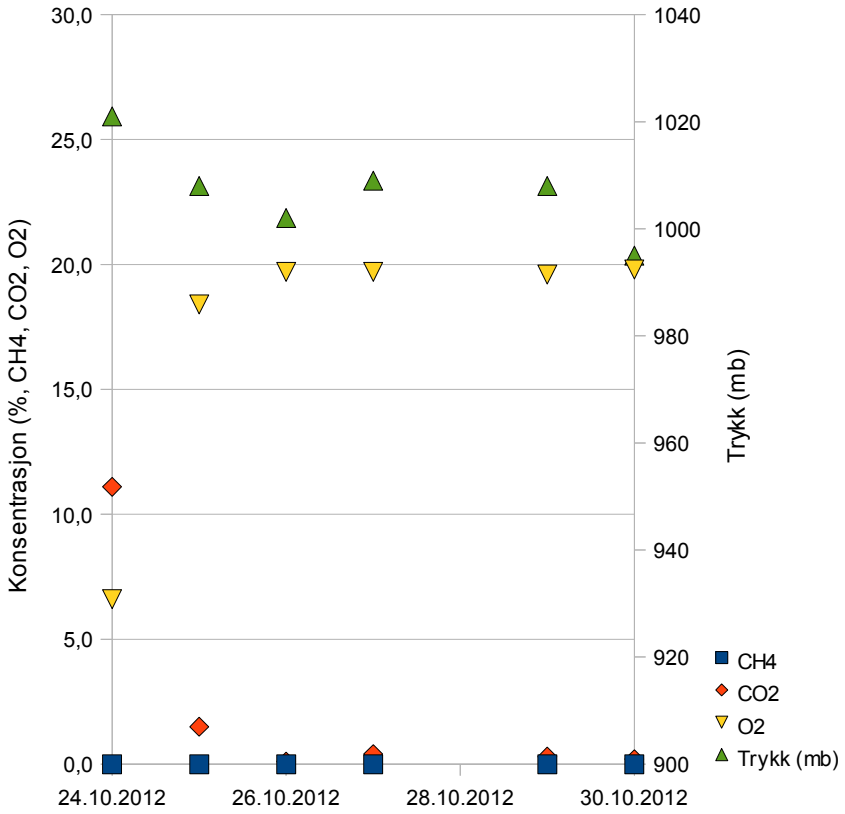
Dato	CO_2 (%)	Endring CO_2, prosentpoeng	O_2 (%)	Endring O_2, prosentpoeng	Trykk (mb)
24.10.2012	2,2	-	17,6	-	1021
25.10.2012	2,6	0,4	17,1	-0,5	1006
26.10.2012	0,3	-2,3	19,5	2,4	1002
27.10.2012	2,0	1,7	17,8	-1,7	1011
28.10.2012	0,9	-1,1	19,1	1,3	1012
29.10.2012	3,2	2,3	16,9	-2,2	1008
30.10.2012	2,0	-1,2	17,6	0,7	998



Figur 7.3: Måleresultatene i kum 10805 fra dag til dag (kumtype OV)

Lave konsentrasjoner av oksygen forekom som nevnt tidligere i fem kummer i løpet av måleperioden. I de aller fleste tilfellene økte imidlertid oksygenkonsentrasjon utover i måleperioden, og dette vil i all hovedsak skylles lufting. En ulempe ved måleapparatet er at det trenger lengre tid for å gi stabile verdier desto mer gasskonsentrasjonen avviker fra atmosfærekonsentrasjonen. På grunn av dette vil kummer med svært avvikende verdier kunne luftes mer i løpet av en enkelt måling på grunn av at lokket må holdes på gløtt lengre. Et godt eksempel på en kum hvor dette ser ut til å ha hendt er kum 10832 (Figur 7.4). Som figuren viser, stiger

oksygenkonsentrasjonen kraftig fra første til andre måledag, samtidig som karbondioksidkonsentrasjonen synker betraktelig. Riktignok skjer dette i en periode med atmosfærisk trykkfall, så det er mulig at gassmigrasjon bort fra området hvor kummen befinner seg bidrar til å normalisere verdiene. Måleverdiene når imidlertid ikke på langt nær tilbake til de første, mer ekstreme verdiene i løpet av måleperioden selv om atmosfæretrykket stabiliseres, dette indikerer at opphopingen av karbondioksid og tilsvarende nedgang i oksygenkonsentrasjon har tatt relativt lang tid. Det at forhøyede verdier etter hvert forsvinner og konsentrasjonen av de tre gassene i kummen går mot atmosfærekonsentrasjonen er tilfelle i flere kummer, slik tabellene i del 6.2 – 6.4 viser.



Figur 7.4: Måleresultatene for kum 10832 dag for dag (kumtype DV)

I forbindelse med ekstremverdier er det verdt å nevne at ingen av kummene var i nærheten av å inneholde den typiske deponigasskomposisjonen bestående av 40 – 50% karbondioksid og 50 – 60% metan som beskrives i teorien. Dermed kan det se ut til at konsentrasjonen av deponigass i grunnen rundt kummene er såpass lav at karbondioksid og metan diffunderer ut av kummen igjen dersom konsentrasjonene blir høye. Summen av konsentrasjonene av karbondioksid, metan og

oksygen i kum «Lisetrøa» første måledag som ble nevnt tidligere (27,9%) er den høyeste summen for en enkeltmåling, alle 333 målingene tatt i betraktning. Dersom man antar at resten av gassvolumet hovedsaklig består av nitrogen, tyder det på at selv kummer som hadde verdier som avvek kraftig fra atmosfærekonsentrasjonen har indirekte tilgang til atmosfæren gjennom diffusjon eller migrasjon.

Måleresultatene plottet på kart viser at funn av helsefarlige resultater hovedsaklig forekommer på vestsiden av deponiområdet, med unntak av kum 47981 som ligger mot det sør-østre hjørnet av området (Vedlegg B.1 – B.7). Dette kan være en indikator på hvor det er høyest aktivitet i deponimassen, men med tanke på at gassmigrasjon ser ut til å påvirke måleresultatene, er det vanskelig å fastslå nøyaktig hvor metanogenese forekommer. Ut fra historikken til området er vestsiden av deponiområdet den delen som ble fylt sist, slik at denne delen har det nyeste avfallet. Grunnforholdsfaktorer som kompresjonsgrad, gasslommer og trykkgradienter er ikke kartlagt, hverken i denne undersøkelsen eller i tidligere undersøkelser. Som nevnt tidligere i beskrivelsen av området, lyktes meg ikke å finne ut hvilke jordmasser som ble brukt til å fylle over deponimassen da området ble utbygd til industriområde. Jordtypen vil spille inn på gassens migrasjonsevne ved at ulike jordtyper har ulik permeabilitet. Med så mange ukjente faktorer er det vanskelig å si noe bestemt om migrasjonsretninger og avstander. Det er heller ikke gjort omfattende prøver som kartlegger innholdet av DOC i grunnen for å få oversikt over potensialet for metanogenese. Dette ville også gi en pekepinn på den faktiske utstrekningen av deponiet, dersom man antar at DOC-innholdet vil være høyere i tilknytning til deponimasser. En undersøkelse som tar utgangspunkt i å ta boreprøver og installere måleprober i borehullene, vil antakelig kunne kartlegge aktiviteten i deponiet på en mer nøyaktig måte enn måling i kummer.

Med tanke på at det høyeste måleresultatet for metan var 7,6%, ser det ut til at aktiviteten i deponimassen er relativt lav sammenliknet med resultatene i NGU-rapporten for Fredlydalen, hvor liknende undersøkelser ble utført (Ottesen et al., 2007). En mulig årsak til dette er at det nå er 45 år siden deponiet ble nedlagt, og mengden avfall som ble deponert er relativt liten sammenliknet med for eksempel Fredlydalen deponi og Ladedalen deponi. Mengden avfall som ble deponert på Nordsia er begrenset av at området per i dag er 5 – 10m over havet. Noe av deponiområdet ble drenert for å anlegge deponiplass, mens andre deler av området lå høyt nok til at drenering ikke var nødvendig. I tillegg til avfall må en del av volumet også beregnes som fyllmasser for å dekke over avfallet. Dessuten er deponimassen ca 45 – 90 år gammel. Dermed kan det antas at deponimassen er i et stadium hvor metanogenese forekommer kun i små områder hvor forholdene fortsatt ligger til

rette for det. I andre deler av deponiet kan metanogenesen ha opphørt som følge av at det ikke lenger er DOC tilgjengelig for bakteriene. Det kan også hende at ulike typer avfall bidrar til variasjonen av hvor metanogenese forekommer. For eksempel vil et område av fyllingen som hovedsaklig har tatt imot uorganisk avfall ha mindre DOC enn et område som tar imot mye organisk avfall. Opplysningene jeg har funnet om deponeringen på Nordsia sier ikke noe om slik sortering. Avisutklippene som beskriver deponiet antyder at husholdningsavfall og avfall fra industrien ble deponert sammen, men disse utklippene er spredt tidsmessig, og det er derfor vanskelig å si hvilke sorteringsprinsipper som har blitt fulgt i ulike deler av deponiet. Dersom man antar at andelen av organisk versus andelen uorganisk avfall er nogenlunde jevn over hele deponiet, vil dybden på deponimassen og alderen antakelig spille de viktigste rollene i kartleggingen av aktive deponimasser. Etter hvert som en aktiviteten avtar i deponimassen, vil også temperaturen synke. I teoridelen er temperaturen pekt på som en viktig faktor for hvor mye metan bakteriene produserer gjennom metanogenesen, og en høyere temperatur medfører mer metan per kilo DOC. Slik sett vil deponimasser som når slutten av levetiden som metanprodusent bremse seg selv etter hvert som aktiviteten avtar og temperaturen synker. Temperaturmålinger på 3 – 10 meters dyp på område vil på bakgrunn av dette kunne brukes som en indikator på aktiviteten i deponimassene i tillegg til gassmålinger og boreprøver.

Basert på resultatene som viser kummer med innhold av metan, høy konsentrasjon av karbondioksid og lav konsentrasjon av oksygen, ser man at enkelte kummer er representert i flere av kategoriene. Slike kummer vil være ekstra farlige, på grunn av at man utsettes for helsefaren ved flere av deponigassene samtidig. Dette understreker behovet for å ha gassalarm på klær og behovet for lufting før man går ned i kummer. Sett ut ifra resultatene fremstår ikke noen av kumtypene som spesielt farlige i forhold til andre kumtyper. Den eneste kumtypen som ikke dukker opp i noen av risikokategoriene funn av metan, høye karbondioksidkonsentrasjoner og lave oksygenkonsentrasjoner er spillvannskummene (omtalt som kumtype SV). Dette antyder at en eventuell produksjon av karbondioksid eller metan i spillvann inni rørledninger ikke er stor nok til at det hoper seg opp i kummene. En mulig årsak til dette er at nede i spillvannskummene er det åpning inn til rørledningen, slik at kummen kontinuerlig luftes av gjennomstrømmingen av spillvann. Dette burde imidlertid også være tilfelle i overvannskummer (kumtype OV), men allikevel er overvannskummer representert i alle tre risikokategoriene. Produksjon av metan i overvannsnettet er usannsynlig på grunn av at det vil være et hovedsaklig aerobt miljø. Dermed er det naturlig å anta at funn av metan stammer fra inntrenging i form av gassmigrasjon fra omliggende områder. På den annen side vil et aerobt miljø tillate karbondioksidproduksjon gjennom

aerobe prosesser. Slik sett kan funn av karbondioksid ha bidrag fra andre kilder enn deponimaterialet i området. I avfall felles-kummer (kumtype AF) varierte det hvorvidt kummen hadde åpen tilgang til rørledningen eller ikke. I de tilfellene hvor kummen falt innenfor noen av risikokategoriene var rørledningen ikke åpen ut til kummen. I drikkevannskummer var rørene konsekvent ikke åpne ut til kummen, naturlig nok. Slik sett ser det ut til at kummene i all hovedsak er farligst når de ikke står i åpen forbindelse med resten av kumnettet, noe som antakelig henger sammen med utluftingspotensialet ved åpen forbindelse. Uten åpen forbindelse til rørledningsnettet vil kummen være en nokså isolert luftlomme i grunnen hvor gass som følge av migrasjon kan hope seg opp dersom forholdene ligger til rette for det.

Inntrenging i hus ble ikke målt i denne undersøkelsen. Resultatene viser at gassmigrasjon inn i kummer kan forekomme når forholdene ligger til rette for det, dermed er det naturlig å anta at migrasjon inn i hus også er mulig omkring deponiområdet. Risikoen ved inntrenging i hus vil hovedsaklig være opphoping av karbondioksid, metan og VOC i små, dårlig ventilerte rom og spesielt i kjellere. Slike rom vil man kanskje ikke anta er potensielt like farlige som kummer, og dermed tar man ikke de samme forholdsreglene før man går inn i rommet og bruker åpen ild, elektrisitet og andre antenningskilder. God overflatebehandling av grunnmur i bygninger i risikoområder er en viktig faktor for å minimere inntrening (Hodgson et al., 1992). Dette inkluderer tilstrekkelig tetning omkring sluk, vannrør, kloakkrør og liknende. Kartlegging av migrasjon inn i bygninger er en mulighet for videre arbeid etter denne undersøkelsen. Nytten av en slik undersøkelse er imidlertid usikker, med tanke på at metan- og karbondioksidkonsentrasjonen i kummene var relativt lave sammenliknet med andre, liknende undersøkelser ved Fredlydalen deponi og Ladedalen deponi. Det kan kanksje være mer aktuelt å inkludere måling av VOC i en undersøkelse av deponigassinntrenging i bygninger, siden det vil være en større risiko for eksponering av mennesker i bygninger enn nede i kummer.

8 Konklusjon

Målet med oppgaven var å kartlegge konsentrasjonene av metan, karbondioksid og oksygen i kummer spredt utover det nedlagte deponiområdet på Nordsia i Steinkjer. Dette ble gjort ved å måle konsentrasjonen av de tre gassene nede i 49 kummer en gang per dag hver dag i perioden 24.10.2012 – 30.10.2012 med en infrarød gassanalysator. Resultatene viste eksplosjonsfare på grunn av metan i en kum, mens metan forekom i totalt 4 kummer i løpet av måleperioden. Oksygenkonsentrasjon lavere enn 18% forekom i fem kummer, mens karbondioksidkonsentrasjon høyere enn 3% forekom i fire kummer totalt i løpet av måleperioden. En av hovedtendensene i resultatene er at måleverdiene fra dag til dag blir mindre og mindre avvikende fra atmosfærekonsentrasjonen. Dette kan skyldes at målemetoden medførte at kummen kunne bli luftet ut da lokket ble lagt på gløtt. Resultatene plottet inn på kart over området antyder at den vestlige delen av området er den mest aktive med tanke på metanogenese, da forekomsten av metan i kummer er hyppigst på denne delen. Gassmigrasjon ser ut til å forekomme, spesielt i sammenheng med trykkfall i atmosfæren, men migrasjonsveier og migrasjonsavstander er vanskelig å fastslå på grunn av at grunnforholdene ikke er kartlagt. Et annet mønster i resultatene er at kummer som har åpen tilgang til rørledningen er mindre farlige enn kummer som ikke har åpen tilgang til rørledningen. Dette skyldes ganske sikkert at den førstnevnte kumtypen lett luftes ut gjennom rørledningen. Spillvannskummer den eneste kumtypen som ikke er representert i noen av kategoriene funn av metan, høy karbondioksidkonsentrasjon og lav oksygenkonsentrasjon. Den høyeste summen av verdier for konsentrasjon av metan, oksygen og karbondioksid i en enkelt kum ved en enkelt måling var 27,9%. Dette tyder på det i alle kummer er tilstedeværelse av en eller flere andre gasser, trolig nitrogen fra atmosfæren gjennom diffusjon eller lufting gjennom kumjekkhakk. Fravær av ekstremverdier tyder på begrenset aktivitet i deponiet, sammenliknet med andre, tilsvarende undersøkelser. Dette kan skyldes at deponimassen er ca 45 – 90 år gammel, og maksimalt ca 10 meter dyp, slik at tilgangen på DOC er lav. Kartlegging av deponigass i bygninger ble ikke gjort i denne undersøkelsen, men er et mulig fremtidig prosjekt basert på at deponigass ble funnet i kummer. Nytten av en slik undersøkelse er imidlertid usikker, med tanke på at metan- og karbondioksidkonsentrasjonen i kummene var relativt lave sammenliknet med andre, liknende undersøkelser.

Referanser

Ağdağ, Osman N., & Sponza, D. T. (2005). Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. Process Biochemistry, 40(2), 895-902. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2004.02.021

ATSDR (2001). Landfill Gas Primer. An Overview for Environmental Health Professionals, Department of Health and Human Services, USA. http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/intro.html (sist besøkt 06.01.2013)

Beck, E.C. (1979). Love Canal Tragedy, The. *EPA J., 5*, 17.

Bingemer, H. G., & Crutzen, P. J. (1987). The production of methane from solid wastes. *Journal of Geophysical Research, 92*(D2), 2181-2187.

Boruff, C. S., & Buswell, A. M. (1934). The Anaerobic Fermentation of Lignin. *Journal of the American Chemical Society, 56*(4), 886-888. doi: 10.1021/ja01319a037

Christophersen, M., & Kjeldsen, P. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing gas migration. *Waste Management & Research, 19*(6), 579-594. doi: 10.1177/0734242x0101900615

Conrad, R. (1999). Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology, 28*(3), 193-202. doi: 10.1111/j.1574-6941.1999.tb00575.x

Cumberland Times-News (2008). «Known cause of blast: methane gas culprit in landfill explosion.» http://times-news.com/archive/x1540412104 (sist besøkt 06.01.2013)

de la Rosa, D. A., Velasco, A., Rosas, A., & Volke-Sepúlveda, T. (2006). Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites surrounding the Mexico City Metropolitan Area. Atmospheric Environment, 40(12), 2079-2088. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.11.055

Deegan, Jr John. (1987). Looking Back At Love Canal. *Environmental Science & Technology, 21*(4), 328-331. doi: 10.1021/es00158a600

Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R., & Moore, T. R. (1993). Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. Soil Biology and Biochemistry, 25(3), 321-326. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(93)90130-4

Dunnet, S. C. (2004). Current Issues at the South Fremantle Landfill Site, Western Australia.

Journal of Rural and Remote Environmental Health, 3(1), 40-51.

Eklund, B., Anderson, E. P., Walker, B. L., & Burrows, D. B. (1998). Characterization of Landfill Gas Composition at the Fresh Kills Municipal Solid-Waste Landfill. *Environmental Science & Technology, 32*(15), 2233-2237. doi: 10.1021/es980004s

Engelhaupt, Erika. (2008). Happy Birthday, Love Canal. *Environmental Science & Technology, 42*(22), 8179-8186. doi: 10.1021/es802376z

Environmental Protection Agency (EPA, 2010). Overview of Acute Health Effects. http://www.epa.gov/ozone/snap/fire/co2/appendixb.pdf (sist besøkt 06.01.2013)

Farquhar, G. J., & Rovers, F. A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution, 2*(4), 483-495. doi: 10.1007/BF00585092

Hedrick, D. B., Richards, B., Jewell, W., Guckert, J. B., & White, D. C.. (1991). Disturbance, starvation, and overfeeding stresses detected by microbial lipid biomarkers in high-solids high-yield methanogenic reactors. *Journal of Industrial Microbiology, 8*(2), 91-98. doi: 10.1007/BF01578759

Hodgson, A.T., Garbesi, K., Sextro, R.G., & Daisey, J.M. (1992). Soil-gas contamination and entry of volatile organic compounds into a house near a landfill. *Journal of the Air & Waste Management Association, 42*(3), 277-283.

Janerich, D. T., Burnett, W. S., Feck, G., Hoff, M., Nasca, P., Polednak, A. P., . . . Vianna, N. (1981). Cancer incidence in the Love Canal area. *Science (New York, N.Y.), 212*(4501), 1404-1407.

Jewell, W. J., Cummings, R. J., & Richards, B. K. (1993). Methane fermentation of energy crops: Maximum conversion kinetics and in situ biogas purification. Biomass and Bioenergy, 5(3–4), 261-278. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0961-9534(93)90076-G

Kjeldsen, P., & Fischer, E. V. (1995). Landfill Gas Migration—Field Investigations At Skellingsted Landfill, Denmark. *Waste Management & Research, 13*(5), 467-484. doi: 10.1177/0734242x9501300506

Klima- og Forurensningsdirektoratet (KLIF), grunn.klif.no. Søkeord: Steinkjer. Sist besøkt 06.01.2013.

Kvennås, M. (2005). Måling og vurdering av gassutlekking, Ladefyllinga – Trondheim. 411382-1, Multiconsult, Trondheim.

Metcalfe, Douglas E, & Farquhar, Grahame J. (1987). Modeling gas migration through unsaturated soils from waste disposal sites. *Water, Air, and Soil Pollution, 32*(1-2), 247-259. doi: 10.1007/BF00227697

Nastev, M., Therrien, R., Lefebvre, R., & Gélinas, P. (2001). Gas production and migration in landfills and geological materials. Journal of Contaminant Hydrology, 52(1–4), 187-211.

doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00158-9

Ottesen, R. T., et al., (2007). Måling og vurdering av gassutlekking fra den nedlgte avfallsfyllingen i Fredlydalen, Trondheim Kommune. *NGU Rapport 2007.014*. Norges Geologiske Undersøkelse, Trondheim.

Pukkala, E., & Pönkä, A. (2001). Increased incidence of cancer and asthma in houses built on a former dump area. *Environmental health perspectives, 109*(11), 1121.

Rees, J. F. (1980). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 30*(1), 458-465. doi: 10.1002/jctb.503300158

Saikkonen, Paula. (2012). From unknown problem to an acknowledged local environmental problem – a case of polluted soil in the city of Helsinki. *Local Environment*, 1-16. doi: 10.1080/13549839.2012.738658

Sand, O., Sjaastad, Ø. B., Haug, E., Bjålie, J. G. (2011). *Menneskekroppen: Fysiologi og anatomi* (2nd ed.). Oslo: Gyldendal Akademisk.

SINTEF NBL (1998). Menneskers Resopons mht. Brannlaster. Handboka http://nbl.sintef.no/handbook/ (sist besøkt 06.01.2013)

Store Norske Leksikon, nettutgaven. Søkeord: Karbondioksid. http://snl.no/karbondioksid (sist besøkt 06.01.2013)

Store Norske Leksikon, nettutgaven. Søkeord: Klorkalk. http://snl.no/klorkalk (sist besøkt 08.01.2013)

Wilkie, A., Goto, M., Bordeaux, F. M., & Smith, P. H. (1986). Enhancement of anaerobic methanogenesis from napiergrass by addition of micronutrients. Biomass, 11(2), 135-146. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0144-4565(86)90043-0

Zou, S. C., Lee, S. C., Chan, C. Y., Ho, K. F., Wang, X. M., Chan, L. Y., & Zhang, Z. X. (2003). Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. Chemosphere, 51(9), 1015-1022. doi: http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00004-3

Vedlegg A: Måleresultater, fullstendige tabeller

Tabell A.1: Måleresultater 24.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,1	20,3	1019
47963	SV	0,0	0,2	20,2	1019
47962	OV	0,0	0,1	20,3	1019
47961	DV	0,0	0,1	20,4	1018
47959	SV	0,0	0,1	20,4	1018
48983	OV	0,0	0,1	20,3	1021
48984	SV	0,0	0,5	20,0	1021
47958	OV	0,0	0,3	19,8	1020
47957	SV	0,0	0,3	19,8	1020
11327	AF	0,0	0,0	20,3	1019
40849	DV	0,0	1,4	19,2	1020
10835	AF	0,0	0,0	20,3	1020
10833	DV	0,0	0,1	19,8	1020
10832	DV	0,0	11,1	6,6	1021
10831	AF	0,0	0,1	20,1	1021
50374	AF	0,0	0,1	19,9	1020
AP2	AP	0,0	0,2	20,3	1021
AP3	AP	0,0	0,2	20,2	1021
AP4	AP	0,0	0,1	19,9	1020
10812	AF	2,5	1,2	19,3	1020
Lisetrøa	AF+DV	7,6	8,2	12,1	1020
10816	DV	0,0	1,0	19,2	1020
10777	AF+DV	0,0	3,9	15,1	1020
10776	AF+DV	0,0	0,2	19,9	1020
10780	AF	0,0	0,3	20,0	1020
10767	AF+DV	0,0	0,4	19,9	1020
11336	AF	0,0	0,1	20,3	1020
10771	DV	0,0	0,1	20,1	1021
10805	OV	0,0	2,2	17,6	1021
47941	OV	0,0	0,1	19,9	1021
47942	SV	0,0	0,3	19,8	1021
47979	SV	0,0	0,2	19,9	1021
47980	OV	0,0	0,2	19,9	1021
OV1200 Saga	OV	0,0	0,3	19,9	1021
47981	OV	2,2	1,8	15,7	1021
47982	SV	0,0	0,4	19,8	1021
47974	OV	0,0	0,1	20,1	1021
47970	SV	0,0	0,4	19,6	1021
47972	SV	0,0	0,5	19,7	1021
47973	OV	0,0	0,2	19,9	1021
47975	SV	0,0	0,5	19,8	1021
47971	OV	0,0	0,2	19,9	1021
4715	SV	0,0	0,6	19,6	1021
4693	OV	0,0	0,3	19,8	1021
4695	OV	0,0	1,0	19,2	1021
4696	DV	0,0	0,5	19,8	1020
47609	DV	0,0	0,2	20,2	1021
11337	AF	0,0	0,1	19,7	1021
4685	AF	0,0	0,2	19,8	1020

Tabell A.2: Måleresultater 25.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,2	20,0	1000
47963	SV	0,0	0,1	20,2	1001
47962	OV	0,0	0,2	20,1	1000
47961	DV	0,0	0,1	20,2	1002
47959	SV	0,0	0,2	20,2	1001
48983	OV	0,0	0,0	20,1	1002
48984	SV	0,0	0,3	19,9	1003
47958	OV	0,0	0,2	20,0	1003
47957	SV	0,0	0,1	19,6	1004
11327	AF	0,0	0,1	19,9	1005
40849	DV	0,0	0,6	19,6	1005
10835	AF	0,0	0,1	20,0	1005
10833	DV	0,0	0,2	19,6	1008
10832	DV	0,0	1,5	18,4	1008
10831	AF	0,0	0,1	19,9	1008
50374	AF	0,0	0,1	19,8	1008
AP2	AP	0,0	0,2	20,1	1007
AP3	AP	0,0	0,2	20,1	1007
AP4	AP	0,0	0,1	19,9	1007
10812	AF	2,1	0,8	19,3	1005
Lisetrøa	AF+DV	3,7	4,5	15,7	1005
10816	DV	0,0	0,4	19,2	1005
10777	AF+DV	1,0	2,7	16,3	1005
10776	AF+DV	0,0	0,2	19,1	1005
10780	AF	0,0	0,1	19,6	1006
10767	AF+DV	0,0	0,3	19,6	1006
11336	AF	0,0	0,2	19,8	1006
10771	DV	0,0	0,1	19,9	1006
10805	OV	0,0	2,6	17,1	1006
47941	OV	0,0	0,3	18,6	1006
47942	SV	0,0	0,3	19,1	1006
47979	SV	0,0	0,2	19,4	1007
47980	OV	0,0	0,2	19,2	1006
OV1200 Saga	OV	0,0	0,3	19,4	1007
47981	OV	-	-	-	-
47982	SV	0,0	0,2	19,3	1007
47974	OV	0,0	0,2	19,6	1007
47970	SV	0,0	0,3	19,3	1007
47972	SV	0,0	0,6	19,3	1007
47973	OV	0,0	0,2	19,5	1007
47975	SV	0,0	0,3	19,9	1007
47971	OV	0,0	0,6	19,2	1007
4715	SV	0,0	0,1	19,6	1007
4693	OV	0,0	0,2	19,5	1007
4695	OV	0,0	0,6	19,2	1008
4696	DV	0,0	0,3	19,6	1007
47609	DV	0,0	0,3	20,0	1007
11337	AF	0,0	0,2	19,2	1008
4685	AF	0,0	0,2	19,6	1008

Tabell A.3: Måleresultater 26.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,1	20,2	999
47963	SV	0,0	0,1	20,2	999
47962	OV	0,0	0,3	19,9	999
47961	DV	0,0	0,2	20,0	999
47959	SV	0,0	0,1	20,1	999
48983	OV	0,0	0,1	20,1	999
48984	SV	0,0	0,1	20,1	999
47958	OV	0,0	0,1	20,0	1000
47957	SV	0,0	0,3	19,8	1000
11327	AF	0,0	0,6	19,7	1001
40849	DV	0,0	0,8	19,4	1001
10835	AF	0,0	0,1	19,7	1001
10833	DV	0,0	0,1	19,7	1002
10832	DV	0,0	0,1	19,7	1002
10831	AF	0,0	0,2	19,7	1002
50374	AF	0,0	0,0	19,9	1002
AP2	AP	0,0	0,2	19,7	1002
AP3	AP	0,0	0,3	19,7	1002
AP4	AP	0,0	0,1	19,9	1000
10812	AF	2,0	0,8	19,3	1001
Lisetrøa	AF+DV	3,1	3,8	16,3	1001
10816	DV	0,0	0,4	19,6	1001
10777	AF+DV	0,6	2,5	17,1	1001
10776	AF+DV	0,0	0,3	19,7	1002
10780	AF	0,0	0,2	19,7	1002
10767	AF+DV	0,0	0,2	19,7	1002
11336	AF	0,0	0,2	19,8	1001
10771	DV	0,0	0,2	19,7	1002
10805	OV	0,0	0,3	19,5	1002
47941	OV	0,0	0,3	19,7	1002
47942	SV	0,0	0,3	19,6	1002
47979	SV	0,0	0,2	19,7	1002
47980	OV	0,0	0,2	19,7	1002
OV1200 Saga	OV	0,0	0,4	19,6	1002
47981	OV	0,5	0,5	19,5	1002
47982	SV	0,0	0,1	19,7	1002
47974	OV	0,0	0,1	19,7	1002
47970	SV	0,0	0,3	19,7	1002
47972	SV	0,0	0,6	19,5	1002
47973	OV	0,0	0,3	19,7	1002
47975	SV	0,0	0,3	19,9	1002
47971	OV	0,0	0,3	19,7	1002
4715	SV	0,0	0,1	19,7	1002
4693	OV	0,0	0,3	19,6	1002
4695	OV	0,0	0,4	19,6	1002
4696	DV	0,0	0,4	19,7	1002
47609	DV	0,0	0,5	19,7	999
11337	AF	0,0	0,1	19,9	1002
4685	AF	0,0	0,3	19,7	1002

Tabell A.4: Måleresultater 27.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,1	20,1	1006
47963	SV	0,0	0,3	20,1	1006
47962	OV	0,0	0,1	20,0	1006
47961	DV	0,0	0,1	20,1	1006
47959	SV	0,0	0,1	20,1	1006
48983	OV	0,0	0,0	20,1	1007
48984	SV	0,0	0,1	20,1	1007
47958	OV	0,0	0,2	20,1	1007
47957	SV	0,0	0,2	20,1	1007
11327	AF	0,0	0,5	19,6	1009
40849	DV	0,0	1,1	19,1	1010
10835	AF	0,0	0,1	19,8	1010
10833	DV	0,0	0,1	20,0	1010
10832	DV	0,0	0,4	19,7	1009
10831	AF	0,0	0,0	19,9	1009
50374	AF	0,0	0,0	19,9	1009
AP2	AP	0,0	0,1	19,9	1010
AP3	AP	0,0	0,1	19,9	1010
AP4	AP	0,0	0,0	20,1	1008
10812	AF	1,0	0,3	19,9	1010
Lisetrøa	AF+DV	0,2	0,8	19,7	1012
10816	DV	0,0	0,3	19,5	1009
10777	AF+DV	0,1	2,4	17,0	1010
10776	AF+DV	0,0	0,2	19,8	1010
10780	AF	0,0	0,1	19,8	1010
10767	AF+DV	0,0	0,5	19,5	1010
11336	AF	0,0	0,1	20,0	1011
10771	DV	0,0	0,1	19,9	1011
10805	OV	0,0	2,0	17,8	1011
47941	OV	0,0	0,4	19,7	1011
47942	SV	0,0	0,3	19,6	1011
47979	SV	0,0	0,3	19,7	1011
47980	OV	0,0	0,3	19,6	1011
OV1200 Saga	OV	0,0	0,1	19,8	1011
47981	OV	1,1	0,5	19,3	1011
47982	SV	0,0	0,1	19,8	1011
47974	OV	0,0	0,2	19,4	1011
47970	SV	0,0	0,3	19,5	1011
47972	SV	0,0	0,3	19,7	1011
47973	OV	0,0	0,2	19,8	1011
47975	SV	0,0	0,3	19,8	1011
47971	OV	0,0	0,2	19,8	1011
4715	SV	0,0	0,2	19,9	1011
4693	OV	0,0	0,2	19,9	1011
4695	OV	0,0	0,4	19,6	1011
4696	DV	0,0	0,4	19,7	1011
47609	DV	0,0	0,0	20,1	1007
11337	AF	0,0	0,0	19,9	1009
4685	AF	0,0	0,2	19,6	1011

Tabell A.5: Måleresultater 28.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,1	20,1	1009
47963	SV	0,0	0,2	20,1	1008
47962	OV	0,0	0,0	20,2	1009
47961	DV	0,0	0,1	20,1	1009
47959	SV	0,0	0,1	20,1	1009
48983	OV	0,0	0,1	20,2	1009
48984	SV	0,0	0,3	20,1	1009
47958	OV	0,0	0,1	20,0	1009
47957	SV	0,0	0,2	20,0	1009
11327	AF	-	-	-	-
40849	DV	0,0	0,5	19,6	1010
10835	AF	0,0	0,0	20,0	1010
10833	DV	-	-	-	-
10832	DV	-	-	-	-
10831	AF	-	-	-	-
50374	AF	-	-	-	-
AP2	AP	0,0	0,1	19,9	1012
AP3	AP	0,0	0,1	19,9	1012
AP4	AP	-	-	-	-
10812	AF	1,0	0,4	19,8	1010
Lisetrøa	AF+DV	0,8	1,3	19,0	1013
10816	DV	0,0	0,3	19,7	1010
10777	AF+DV	0,0	2,5	16,7	1011
10776	AF+DV	0,0	0,3	19,7	1011
10780	AF	0,0	0,1	19,9	1011
10767	AF+DV	-	-	-	-
11336	AF	0,0	0	20,0	1010
10771	DV	0,0	0,1	19,9	1012
10805	OV	0,0	0,9	19,1	1012
47941	OV	0,0	0,2	19,9	1012
47942	SV	0,0	0,2	19,7	1012
47979	SV	0,0	0,3	19,7	1012
47980	OV	0,0	0,2	19,6	1012
OV1200 Saga	OV	0,0	0,1	19,8	1013
47981	OV	0,6	0,5	19,2	1013
47982	SV	0,0	0,1	19,8	1013
47974	OV	0,0	0,2	19,7	1013
47970	SV	0,0	0,3	19,8	1013
47972	SV	0,0	0,3	19,6	1013
47973	OV	0,0	0,2	19,7	1013
47975	SV	0,0	0,3	19,6	1013
47971	OV	0,0	0,2	19,8	1013
4715	SV	0,0	0,6	19,5	1013
4693	OV	0,0	0,3	19,7	1013
4695	OV	0,0	0,3	19,6	1013
4696	DV	0,0	0,4	19,7	1013
47609	DV	0,0	0,0	20,2	1009
11337	AF	-	-	-	-
4685	AF	0,0	0,1	19,8	1013

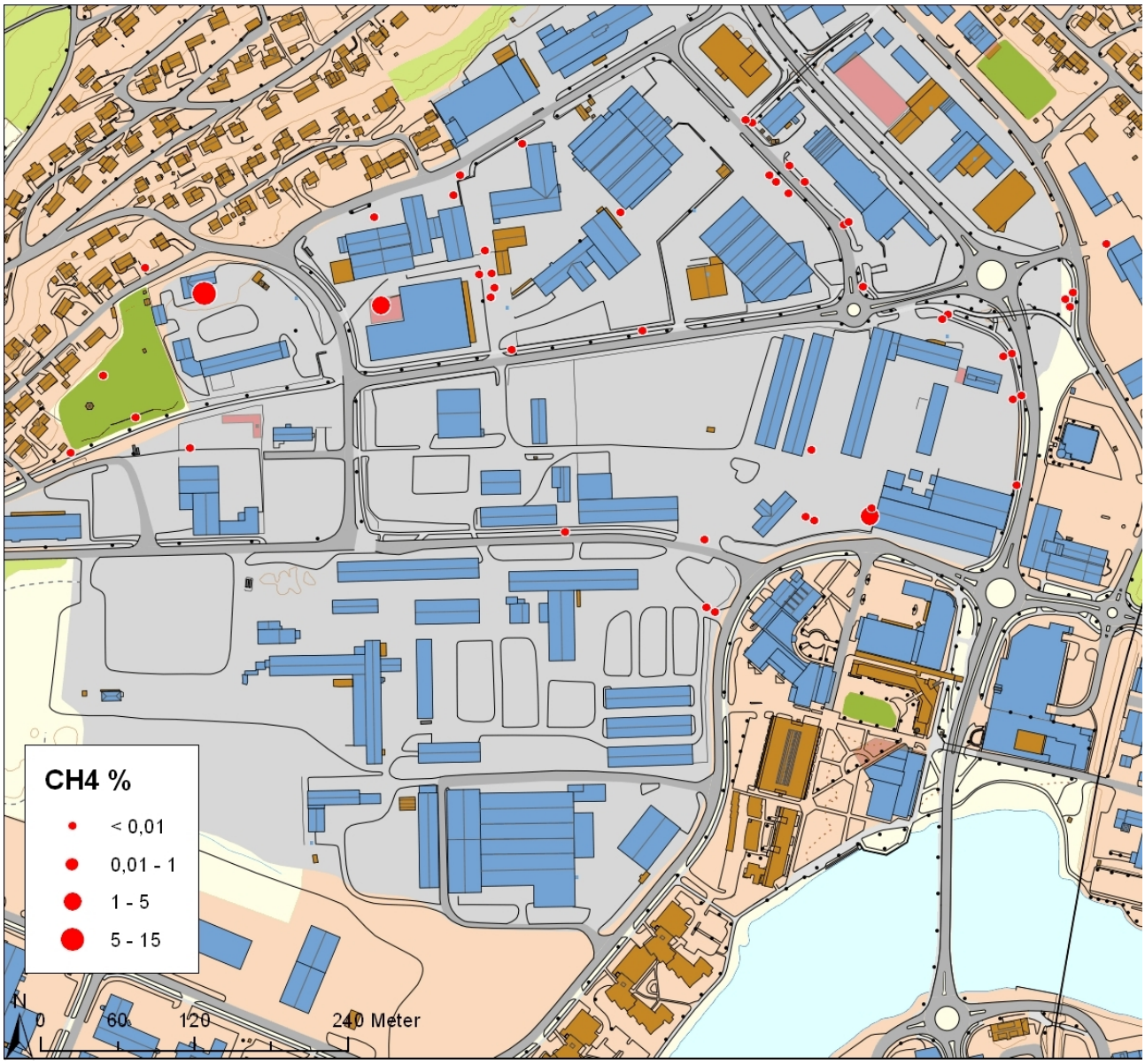
Tabell A.6: Måleresultater 29.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,1	19,9	1008
47963	SV	0,0	0,4	19,7	1008
47962	OV	0,0	0,2	20,0	1007
47961	DV	0,0	0,2	19,8	1008
47959	SV	0,0	0,2	19,8	1008
48983	OV	0,0	0,1	19,8	1008
48984	SV	0,0	0,1	19,9	1008
47958	OV	0,0	0,2	19,6	1008
47957	SV	0,0	0,1	19,6	1008
11327	AF	0,0	0,1	19,7	1008
40849	DV	0,0	0,3	19,6	1008
10835	AF	0,0	0,1	19,6	1008
10833	DV	0,0	0,1	19,6	1008
10832	DV	0,0	0,3	19,6	1008
10831	AF	0,0	0,2	19,5	1008
50374	AF	0,0	0,1	19,6	1008
AP2	AP	0,0	0,2	19,5	1008
AP3	AP	0,0	0,4	19,4	1008
AP4	AP	0,0	0,1	19,7	1008
10812	AF	0,7	0,3	19,4	1008
Lisetrøa	AF+DV	0,6	1,2	18,7	1008
10816	DV	0,0	0,6	19,4	1008
10777	AF+DV	0,0	2,4	17,0	1008
10776	AF+DV	0,0	0,3	19,6	1008
10780	AF	0,0	0,2	19,6	1008
10767	AF+DV	0,0	0,2	19,5	1008
11336	AF	0,0	0,1	19,6	1008
10771	DV	0,0	0,2	19,6	1008
10805	OV	0,0	3,2	16,9	1008
47941	OV	0,0	0,2	19,6	1008
47942	SV	0,0	0,4	19,4	1008
47979	SV	0,0	0,3	19,5	1008
47980	OV	0,0	0,2	19,6	1008
OV1200 Saga	OV	0,0	0,1	19,6	1008
47981	OV	0,9	1,2	18,5	1008
47982	SV	0,0	0,2	19,5	1008
47974	OV	0,0	0,2	19,6	1008
47970	SV	0,0	0,3	19,6	1008
47972	SV	0,0	0,5	19,4	1008
47973	OV	0,0	0,2	19,6	1008
47975	SV	0,0	0,3	19,6	1008
47971	OV	0,0	0,2	19,6	1008
4715	SV	0,0	0,1	19,6	1008
4693	OV	0,0	0,3	19,5	1008
4695	OV	0,0	0,4	19,4	1008
4696	DV	0,0	0,4	19,5	1008
47609	DV	0,0	0,1	19,9	1008
11337	AF	0,0	0,1	19,6	1008
4685	AF	0,0	0,3	19,5	1008

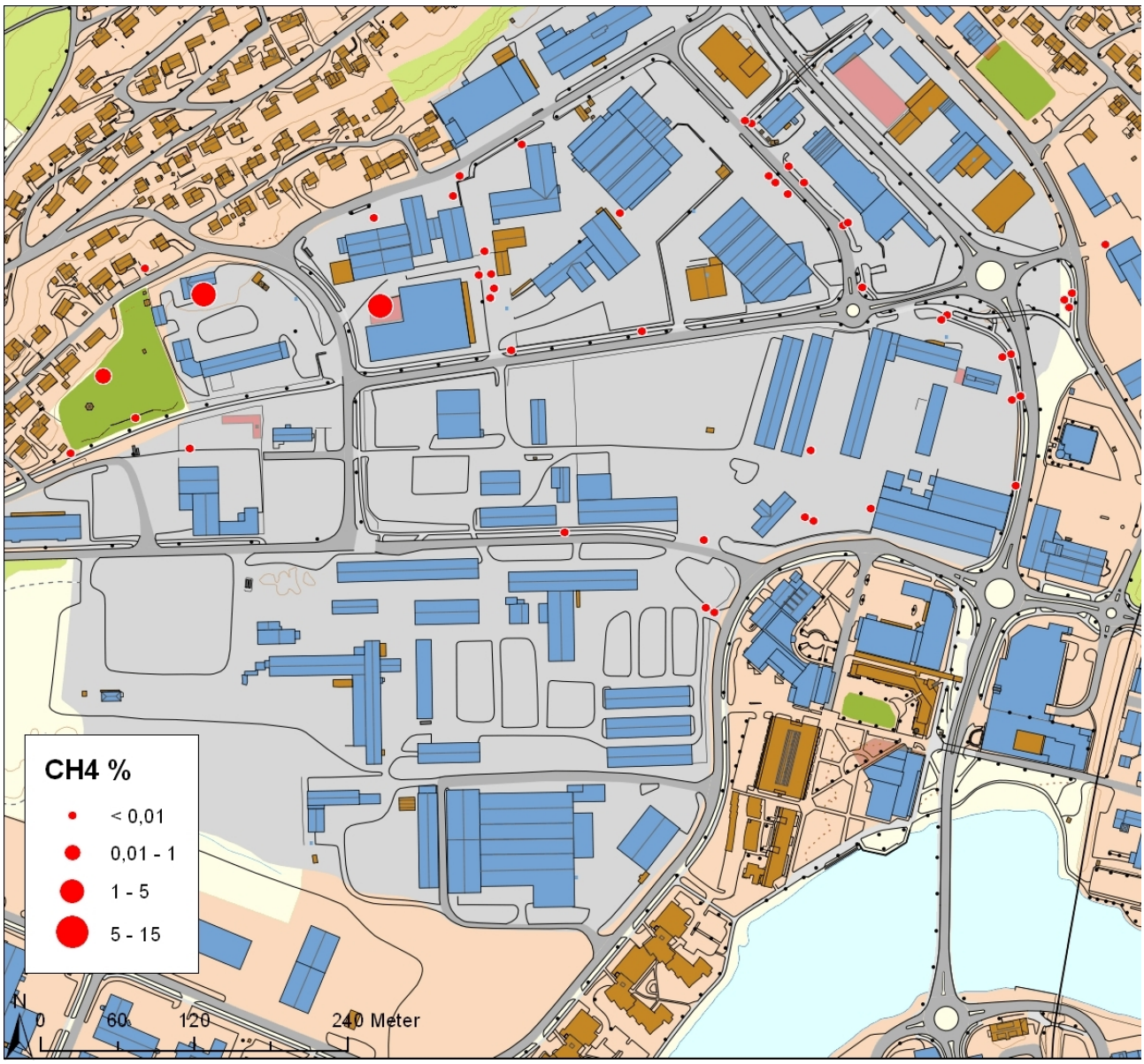
Tabell A.7: Måleresultater 30.10.12

Kumnummer	Kumtype	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	Trykk (mb)
47968	OV	0,0	0,0	20,0	994
47963	SV	0,0	0,3	19,7	993
47962	OV	0,0	0,0	20,2	994
47961	DV	0,0	0,0	20,0	994
47959	SV	0,0	0,1	20,1	994
48983	OV	0,0	0,0	20,0	994
48984	SV	0,0	0,0	20,0	994
47958	OV	0,0	0,2	20,0	994
47957	SV	0,0	0,3	19,7	994
11327	AF	0,0	0,1	20,0	995
40849	DV	0,0	0,3	19,8	996
10835	AF	-	-	-	-
10833	DV	0,0	0,0	19,9	995
10832	DV	0,0	0,2	19,8	995
10831	AF	0,0	0,2	19,8	996
50374	AF	0,0	0,0	19,9	996
AP2	AP	0,0	0,1	19,8	997
AP3	AP	0,0	0,1	19,8	997
AP4	AP	0,0	0,0	19,9	994
10812	AF	0,8	0,2	19,8	996
Lisetrøa	AF+DV	0,1	0,5	19,5	996
10816	DV	0,0	0,2	19,7	996
10777	AF+DV	0,0	1,8	17,3	997
10776	AF+DV	0,0	0,2	19,8	997
10780	AF	0,0	0,1	19,8	997
10767	AF+DV	0,0	0,2	19,7	997
11336	AF	0,0	0,1	19,8	996
10771	DV	0,0	0,1	19,7	998
10805	OV	0,0	2,0	17,6	998
47941	OV	0,0	0,2	19,7	998
47942	SV	0,0	0,3	19,5	998
47979	SV	0,0	0,2	19,7	998
47980	OV	0,0	0,2	19,7	998
OV1200 Saga	OV	0,0	0,1	19,9	998
47981	OV	1,1	1,0	18,6	998
47982	SV	0,0	0,2	19,7	998
47974	OV	0,0	0,2	19,6	998
47970	SV	0,0	0,5	19,5	998
47972	SV	0,0	0,4	19,5	998
47973	OV	0,0	0,2	19,7	998
47975	SV	0,0	0,3	19,4	998
47971	OV	0,0	0,2	19,6	998
4715	SV	0,0	0,5	19,5	998
4693	OV	0,0	0,2	19,7	998
4695	OV	0,0	0,3	19,6	998
4696	DV	0,0	0,4	19,6	998
47609	DV	0,0	0,0	20,1	994
11337	AF	0,0	0,0	19,9	995
4685	AF	0,0	0,1	19,7	998

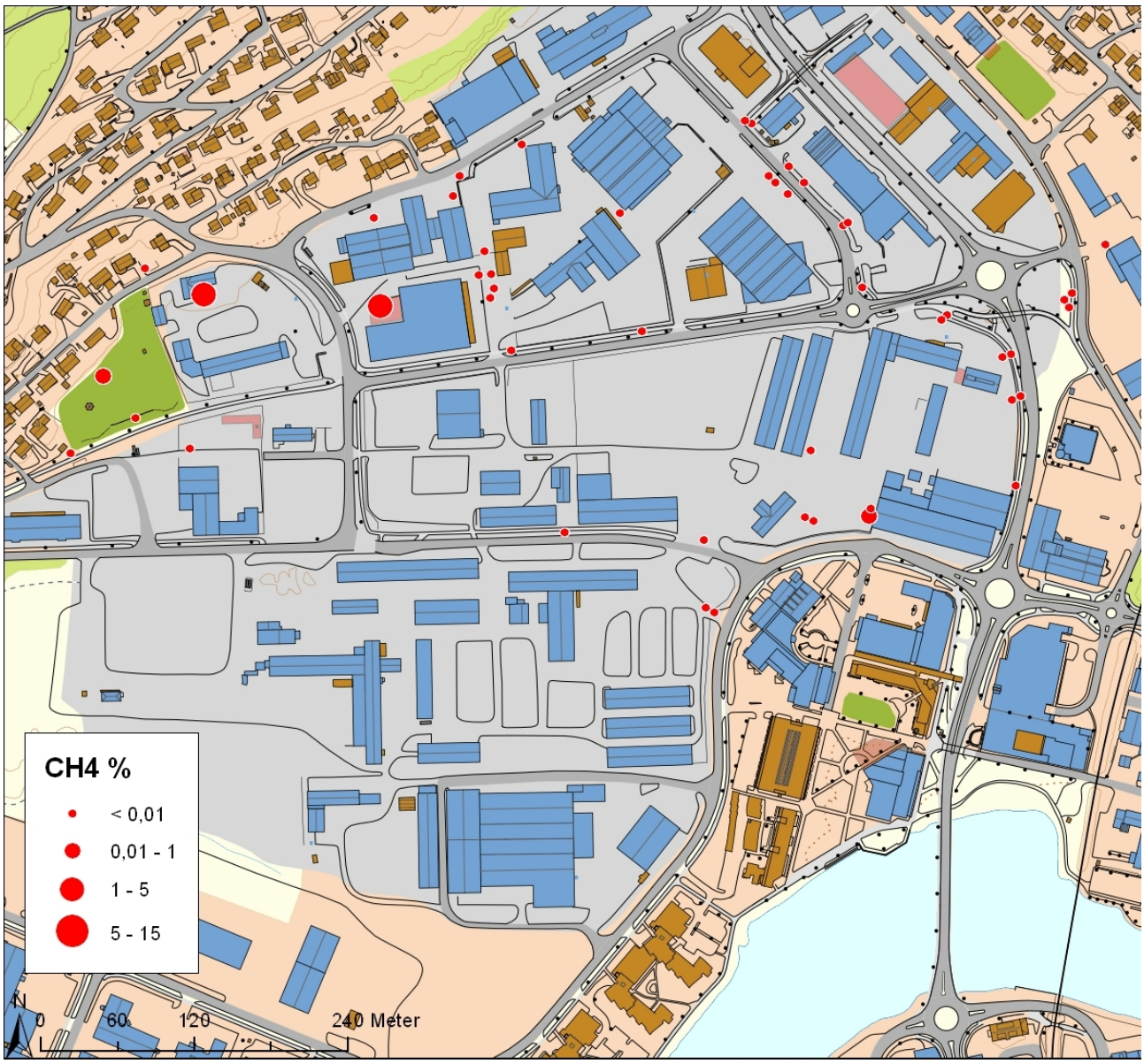
Vedlegg B: Måleresultater plottet på kart



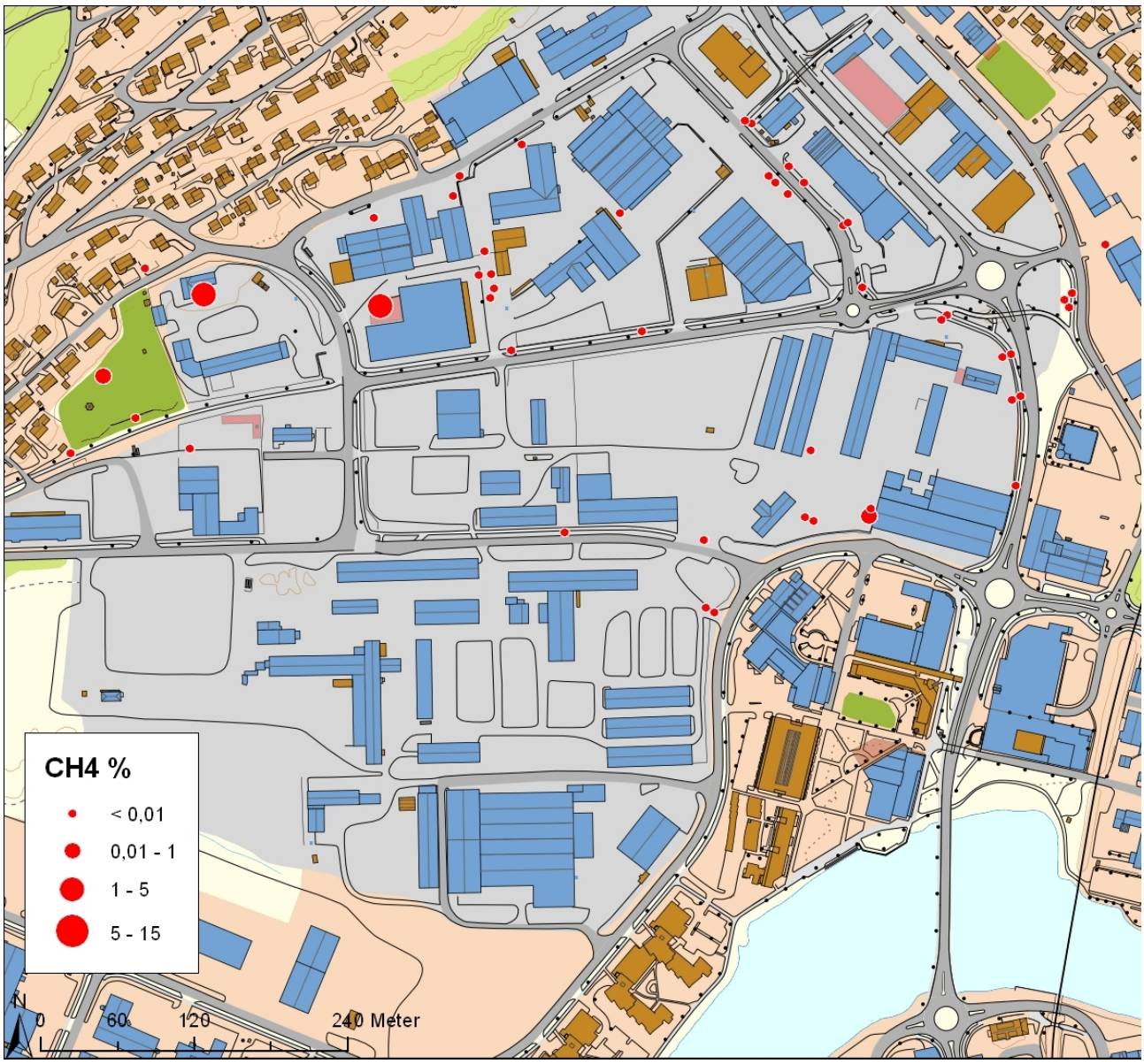
Figur B.1: Måleresultater metan, 24.10.2012



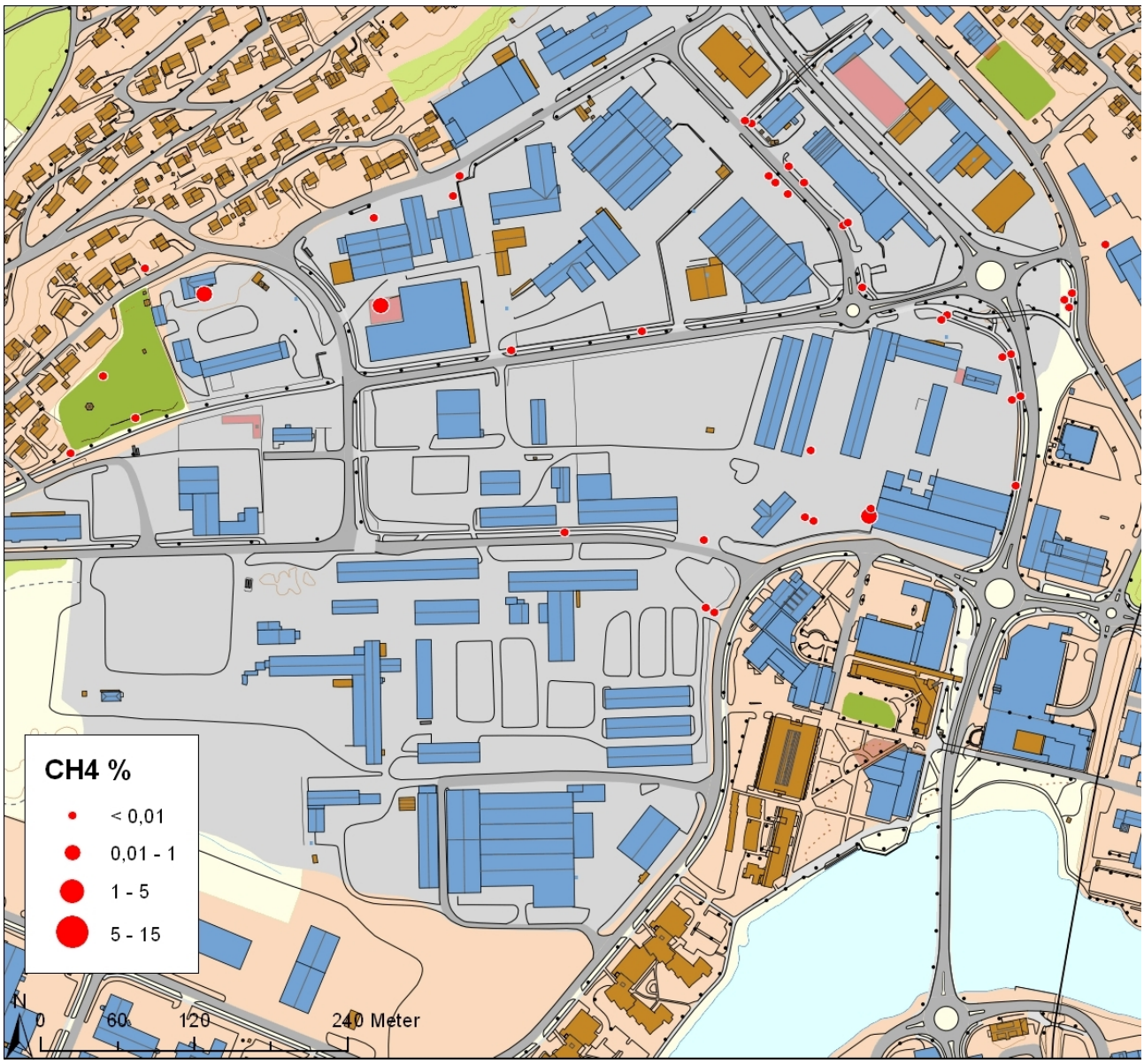
Figur B.2: Måleresultater metan, 25.10.2012



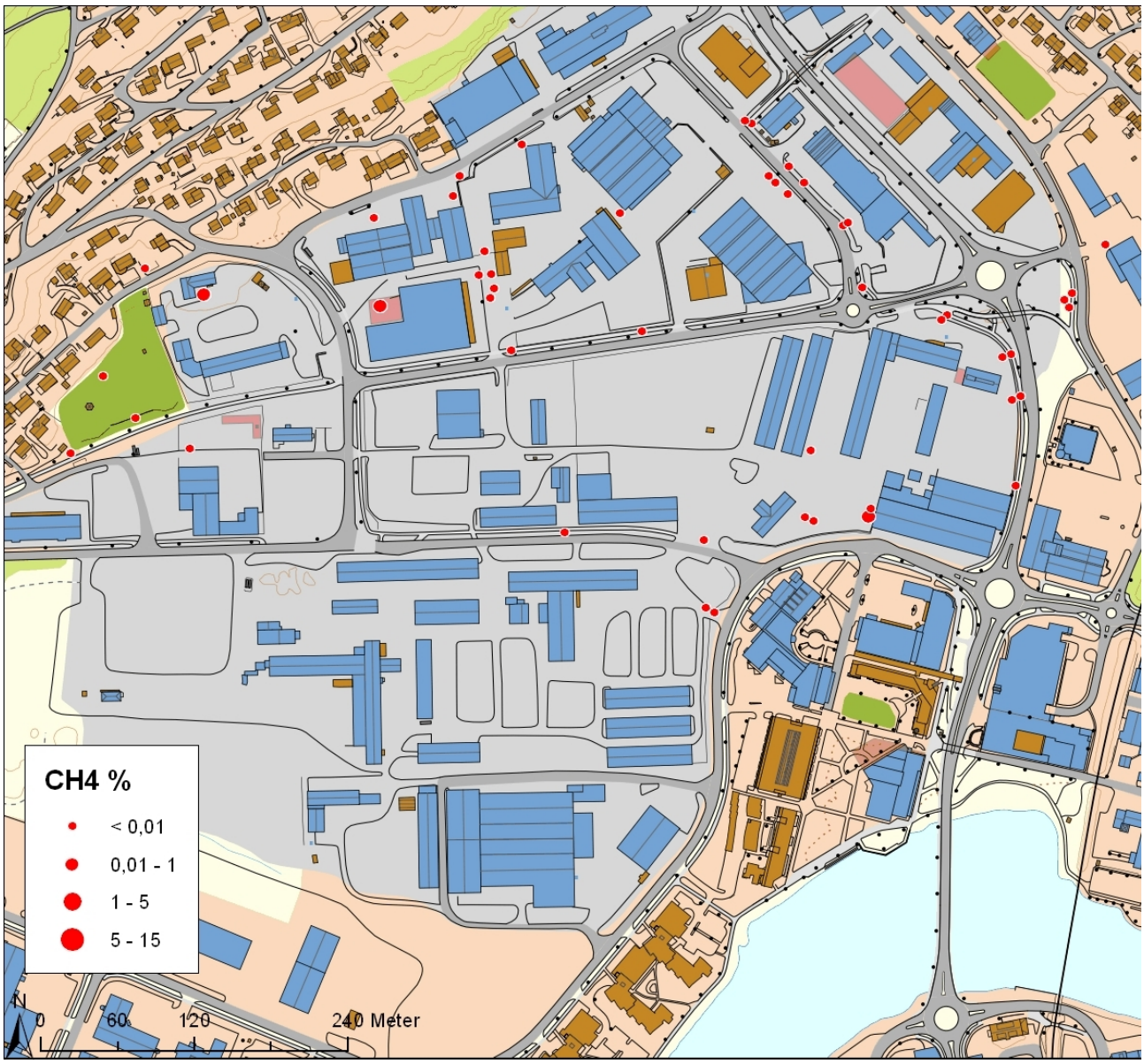
Figur B.3: Måleresultater metan, 26.10.2012



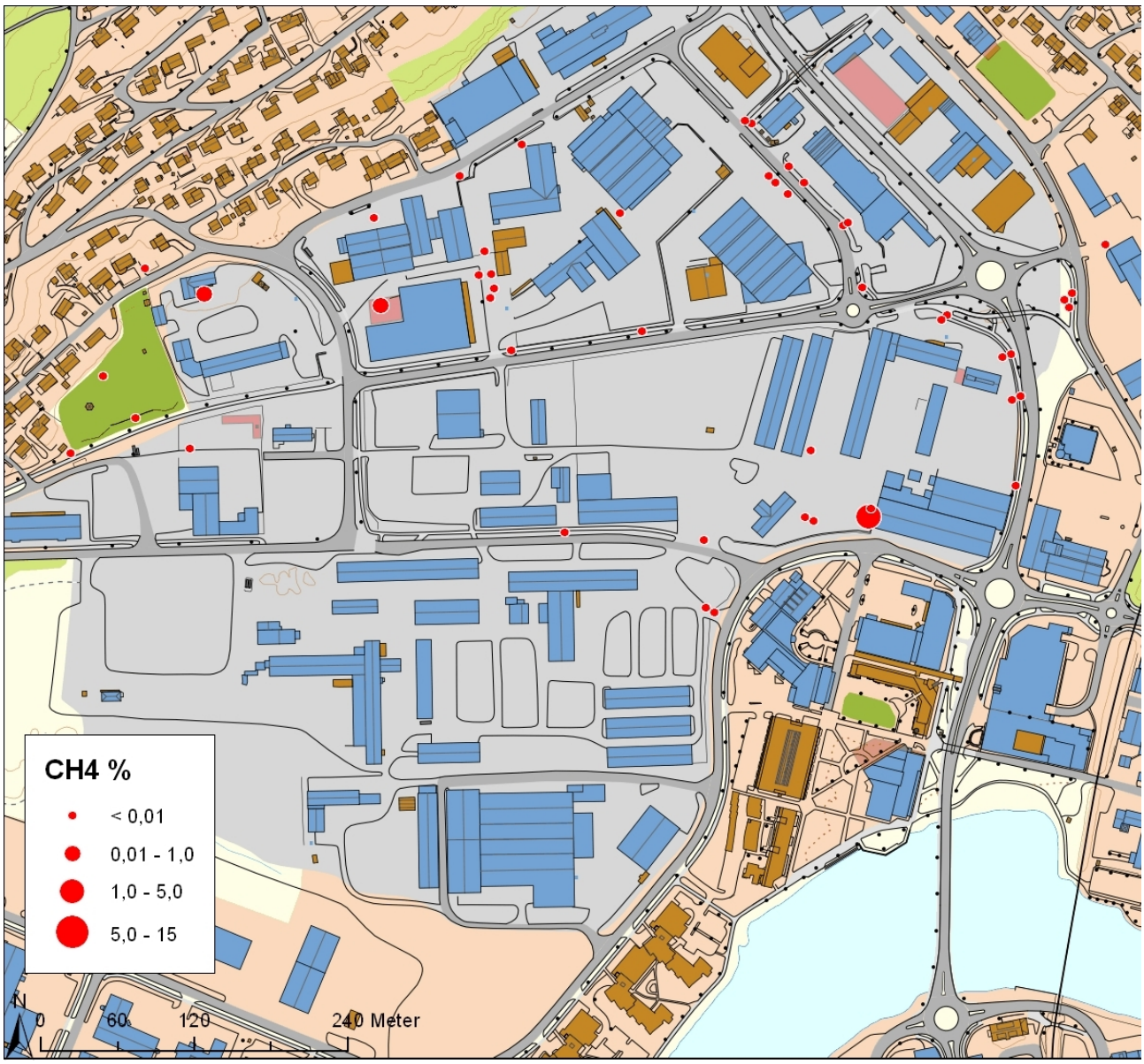
Figur B.4: Måleresultater metan, 27.10.2012



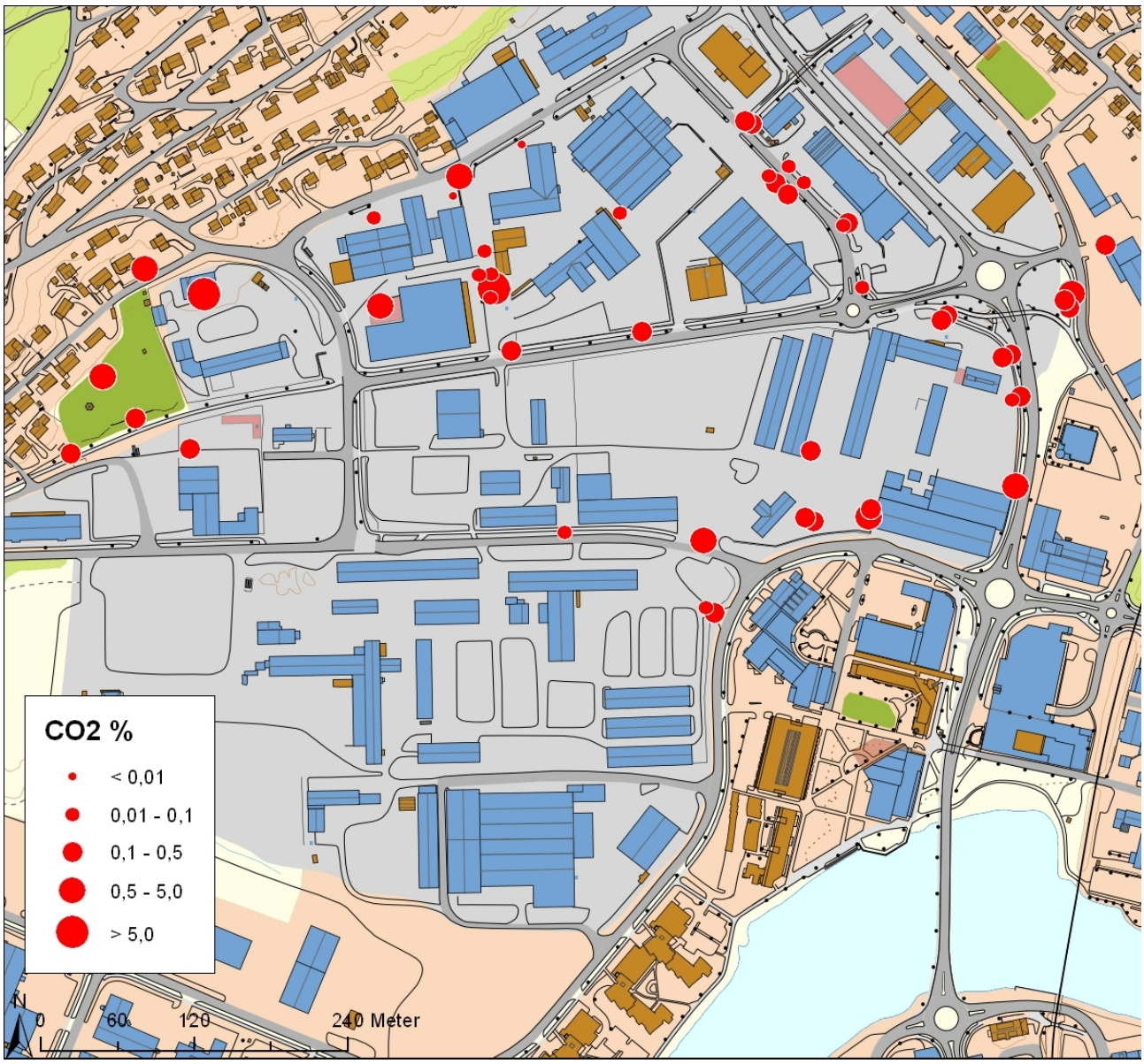
Figur B.5: Måleresultater metan, 28.10.2012



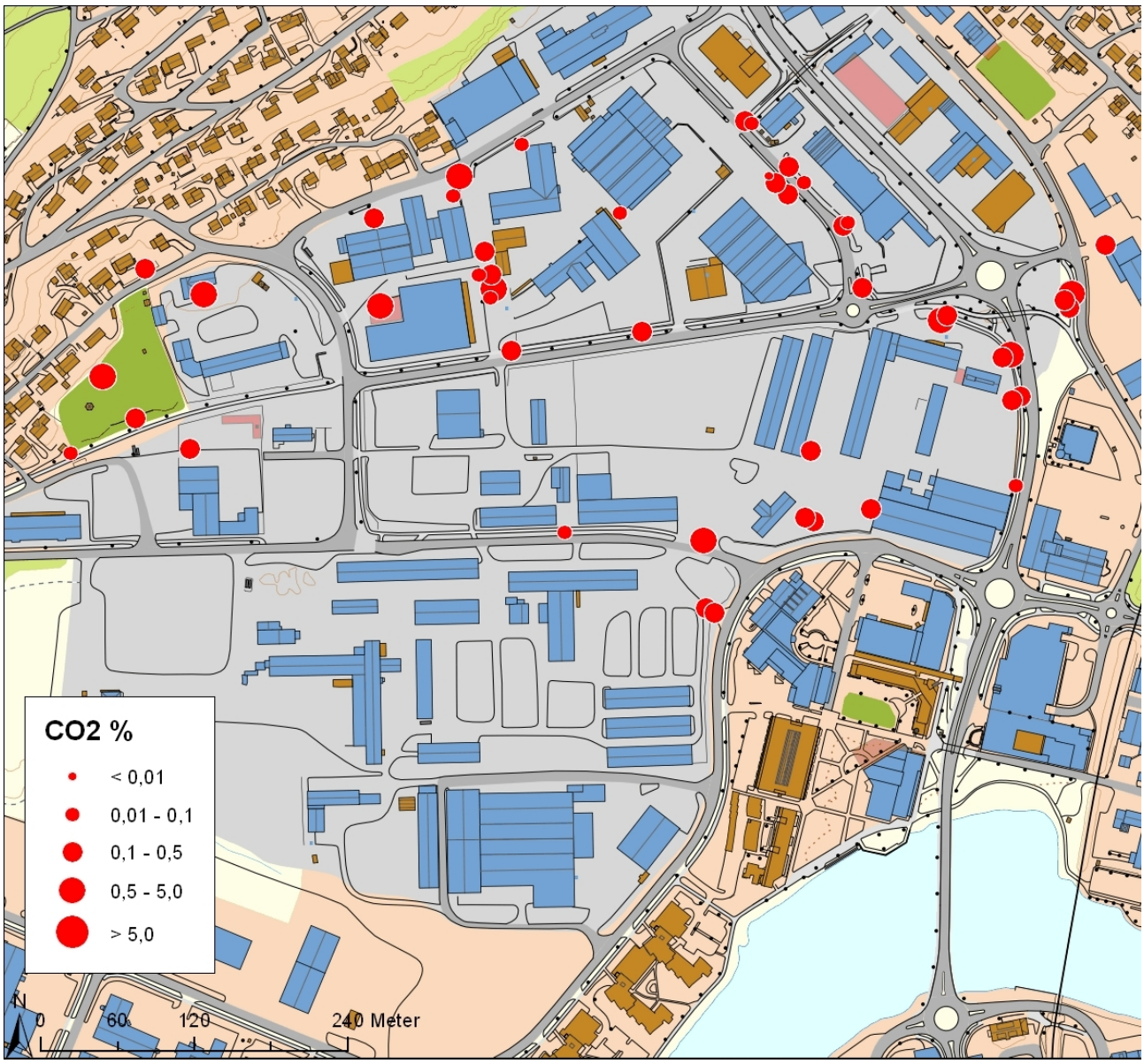
Figur B.6: Måleresultater metan, 29.10.2012



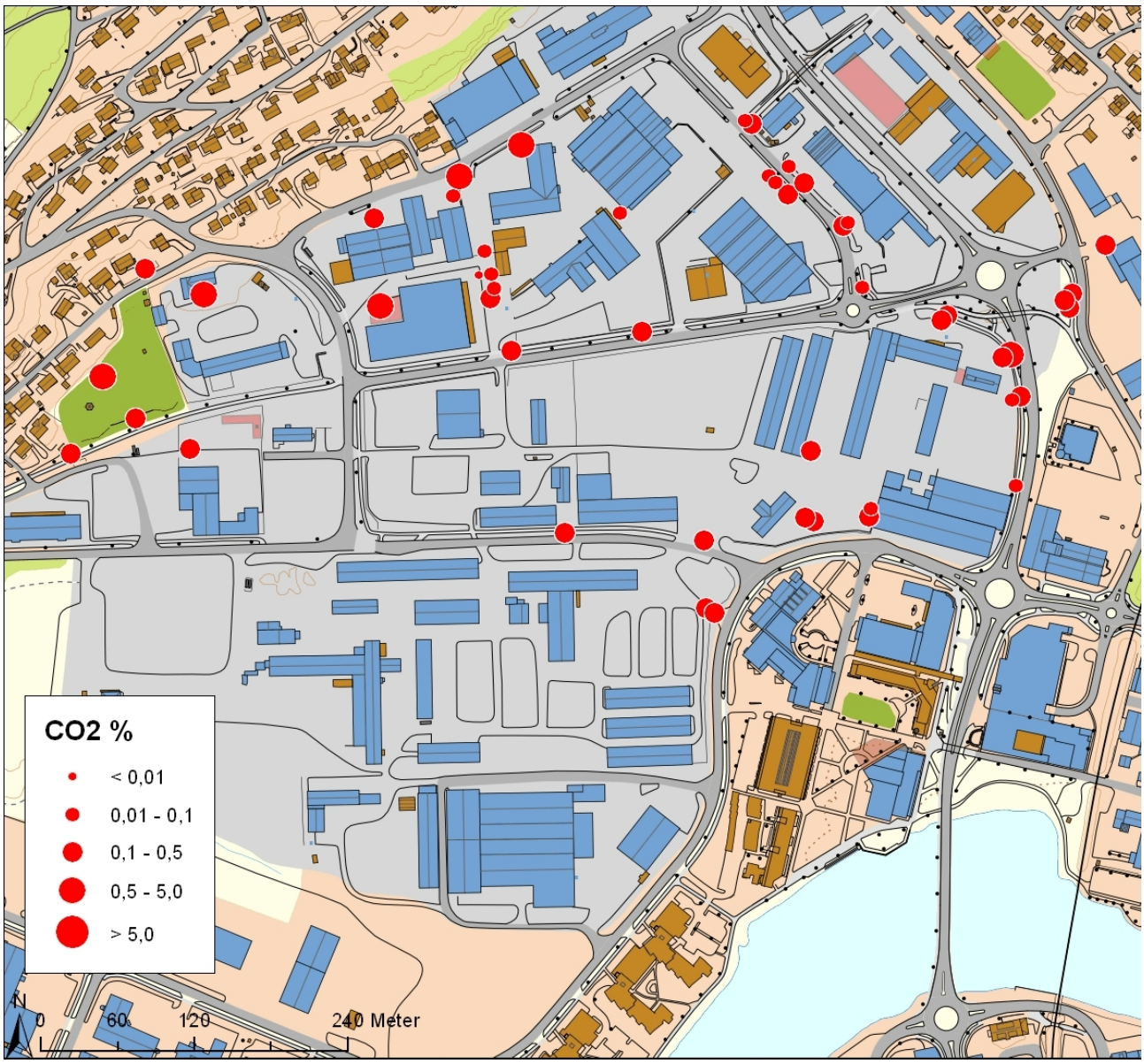
Figur B.7: Måleresultater metan, 30.10.2012



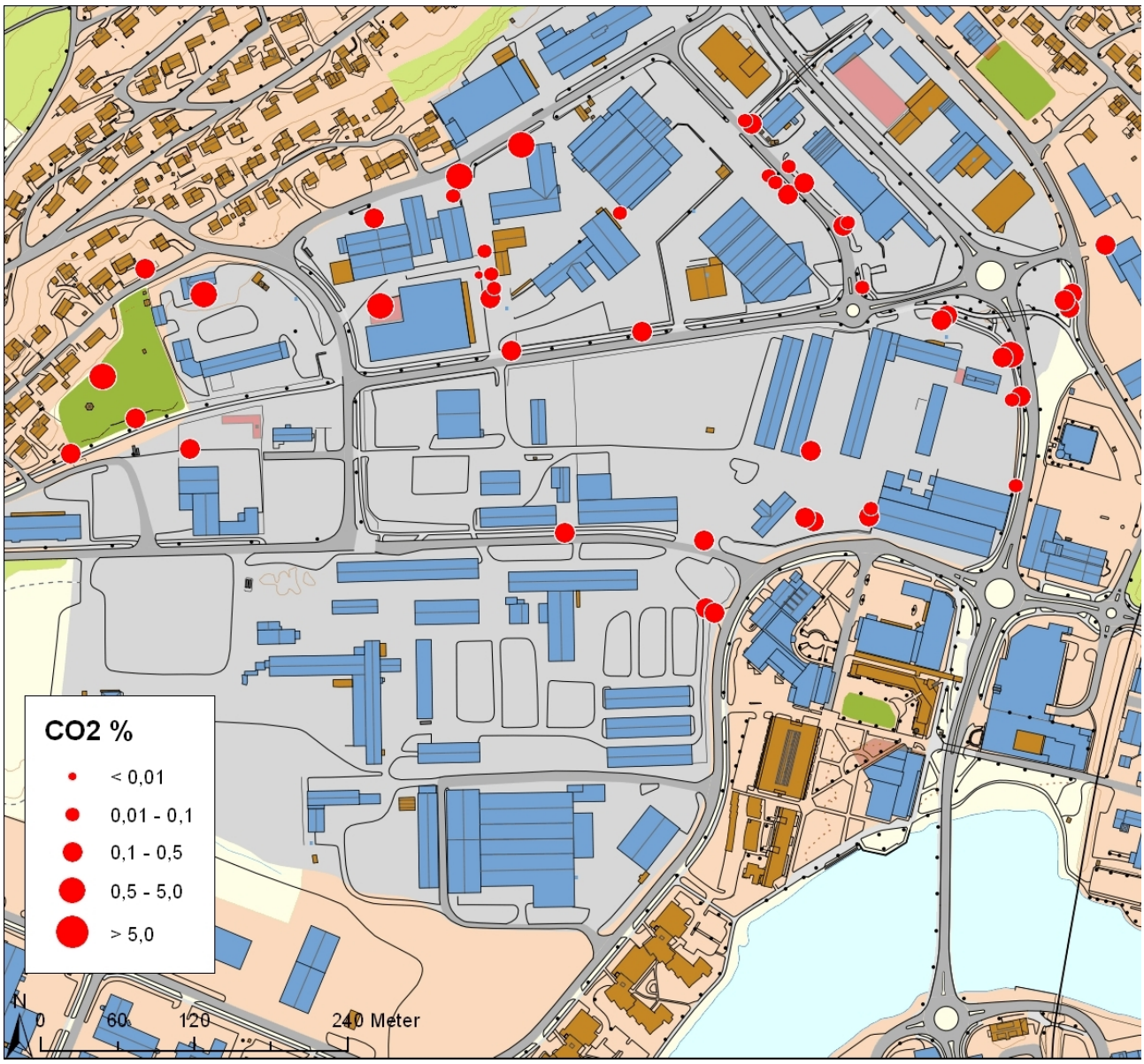
Figur B.8: Måleresultater karbondioksid, 24.10.2012



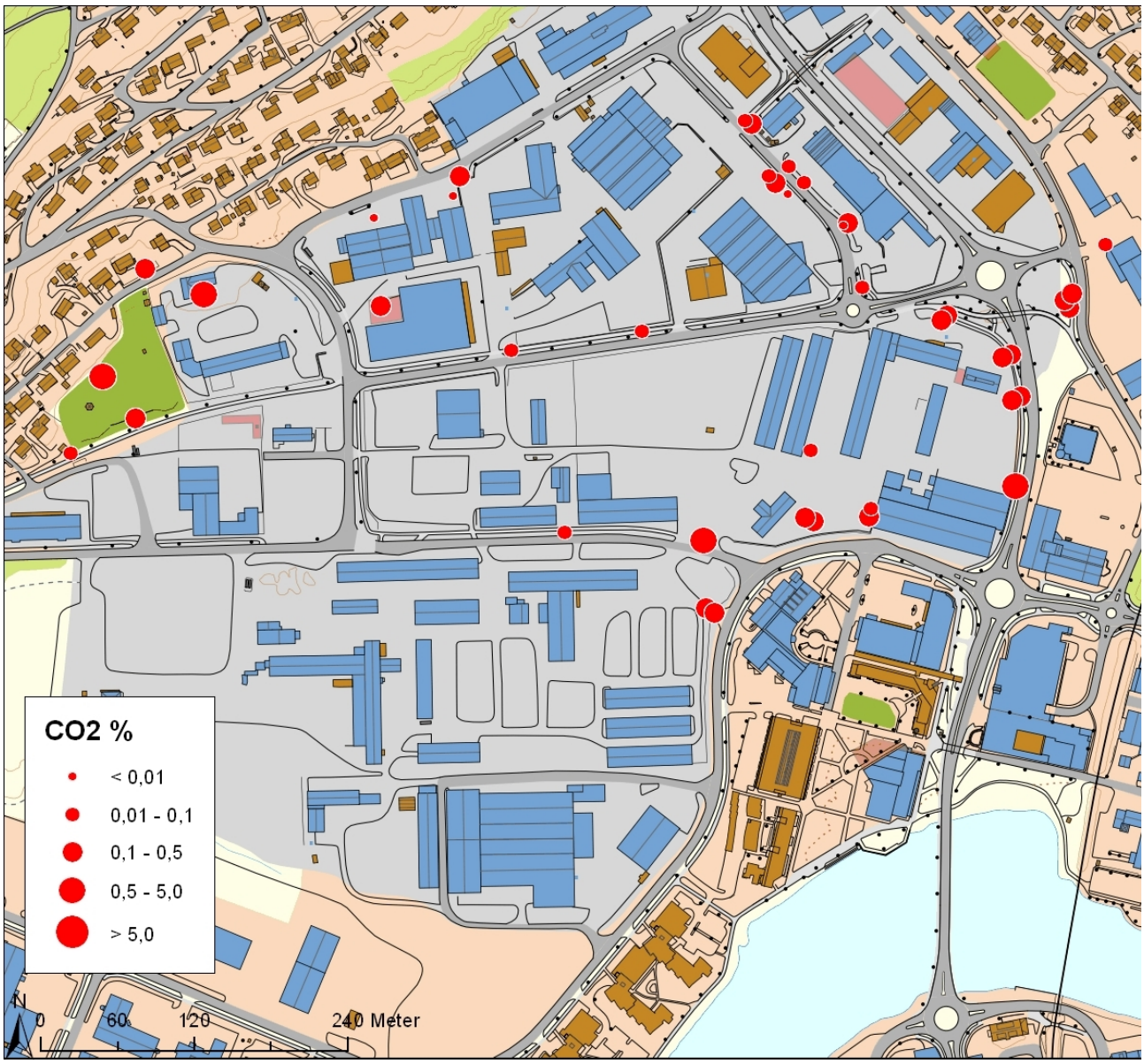
Figur B.9: Måleresultater karbondioksid, 25.10.2012



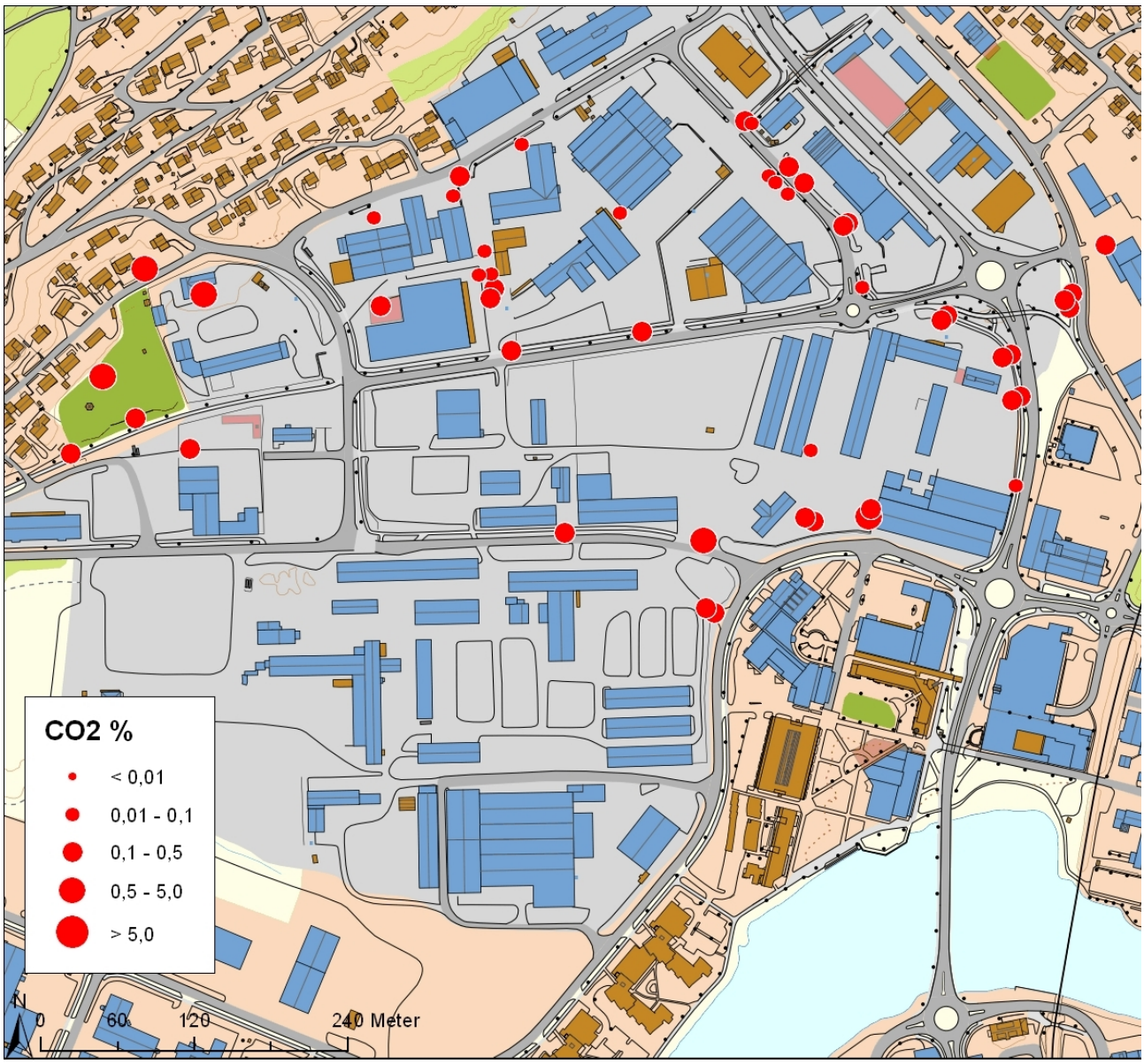
Figur B.10: Måleresultater karbondioksid, 26.10.2012



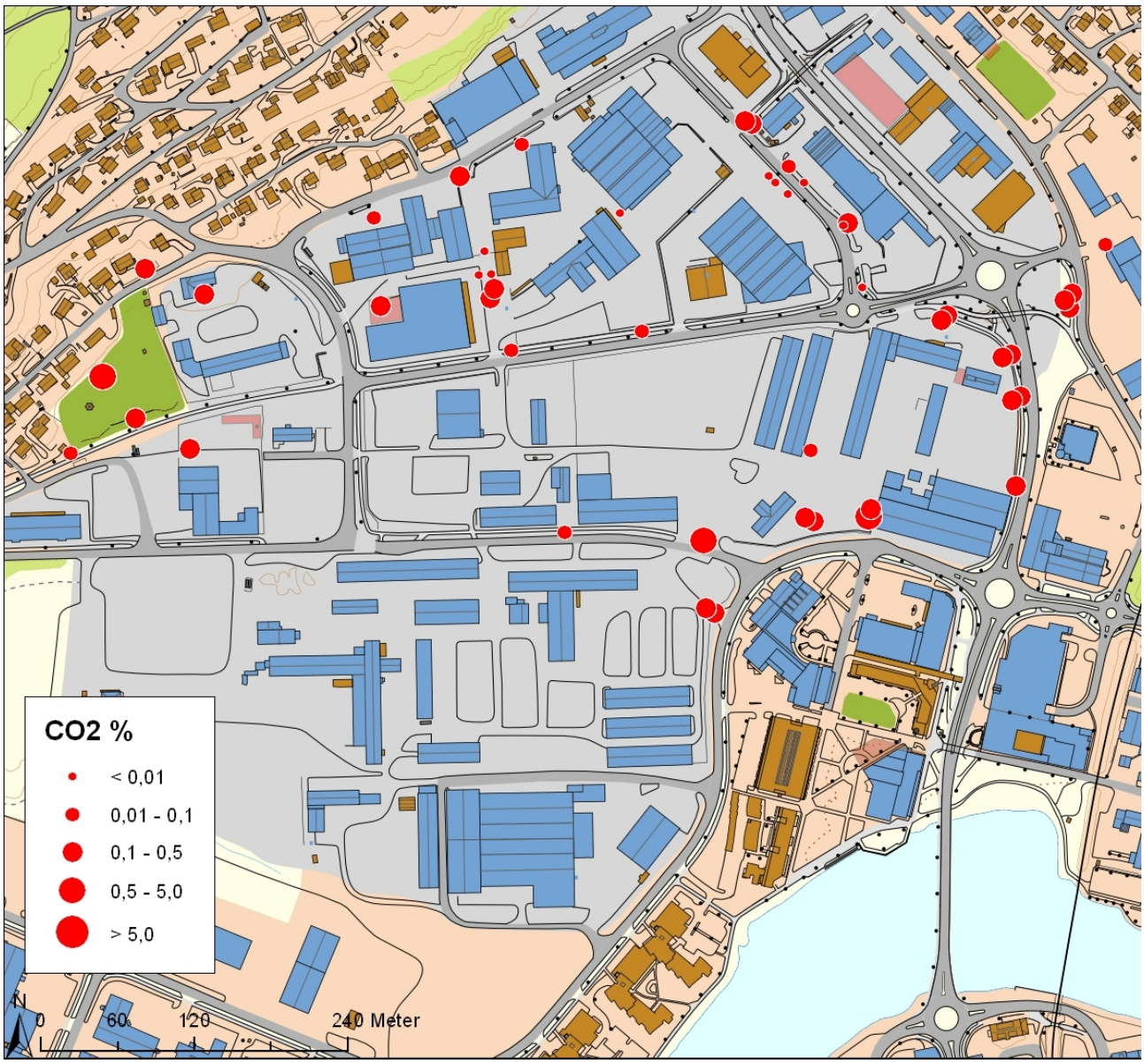
Figur B.11: Måleresultater karbondioksid, 27.10.2012



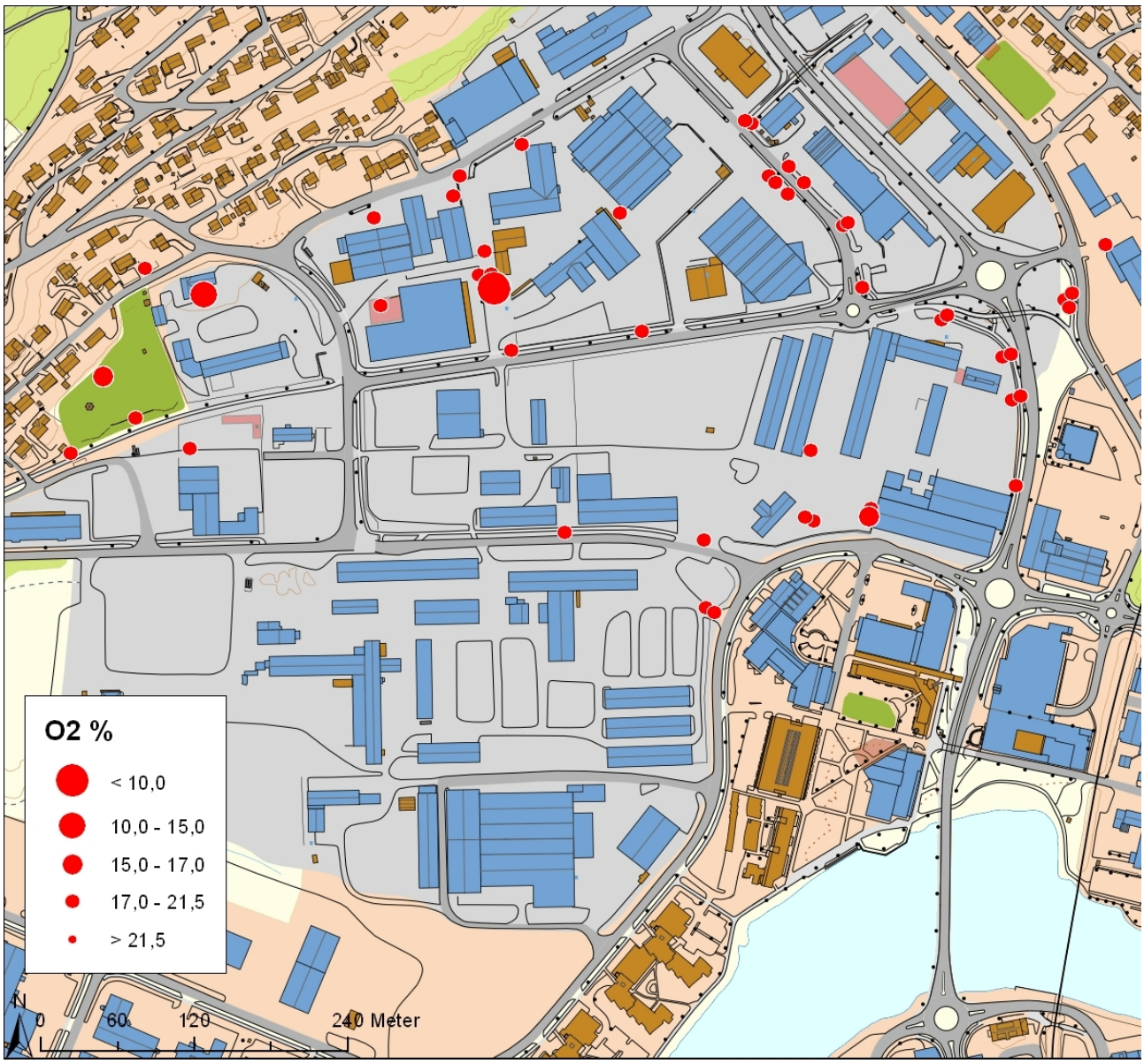
Figur B.12: Måleresultater karbondioksid, 28.10.2012



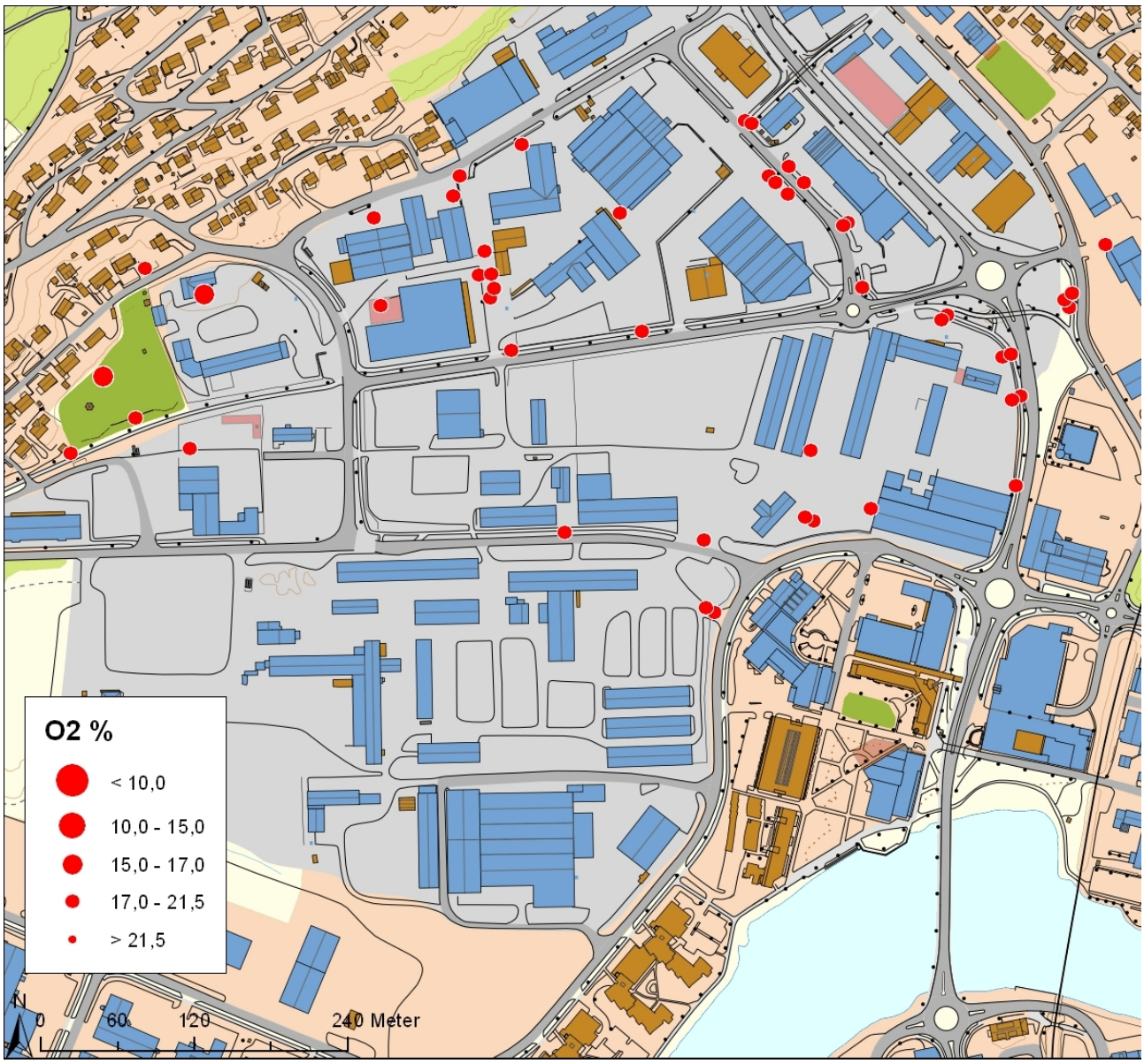
Figur B.13: Måleresultater karbondioksid, 29.10.2012



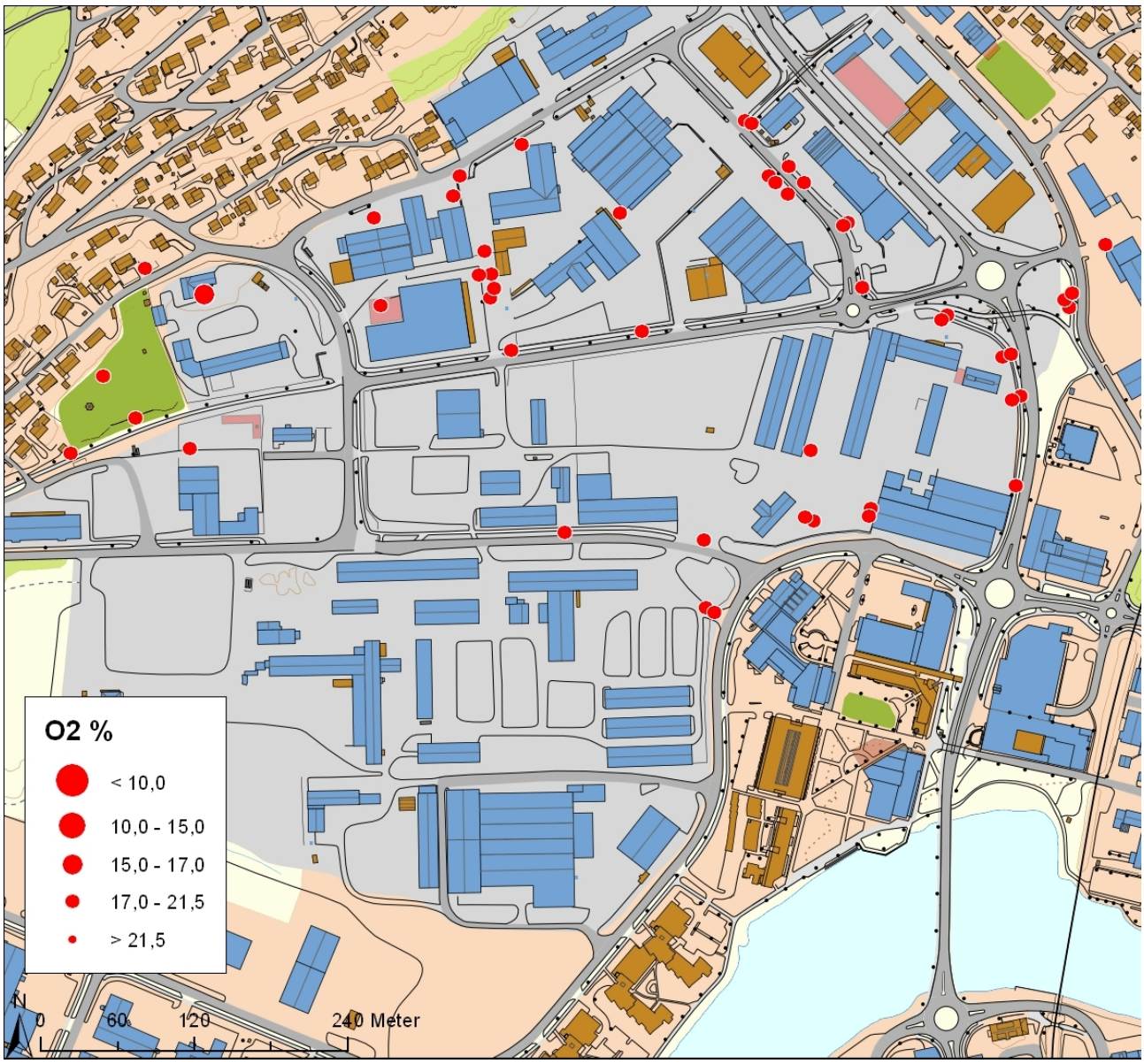
Figur B.14: Måleresultater karbondioksid, 30.10.2012



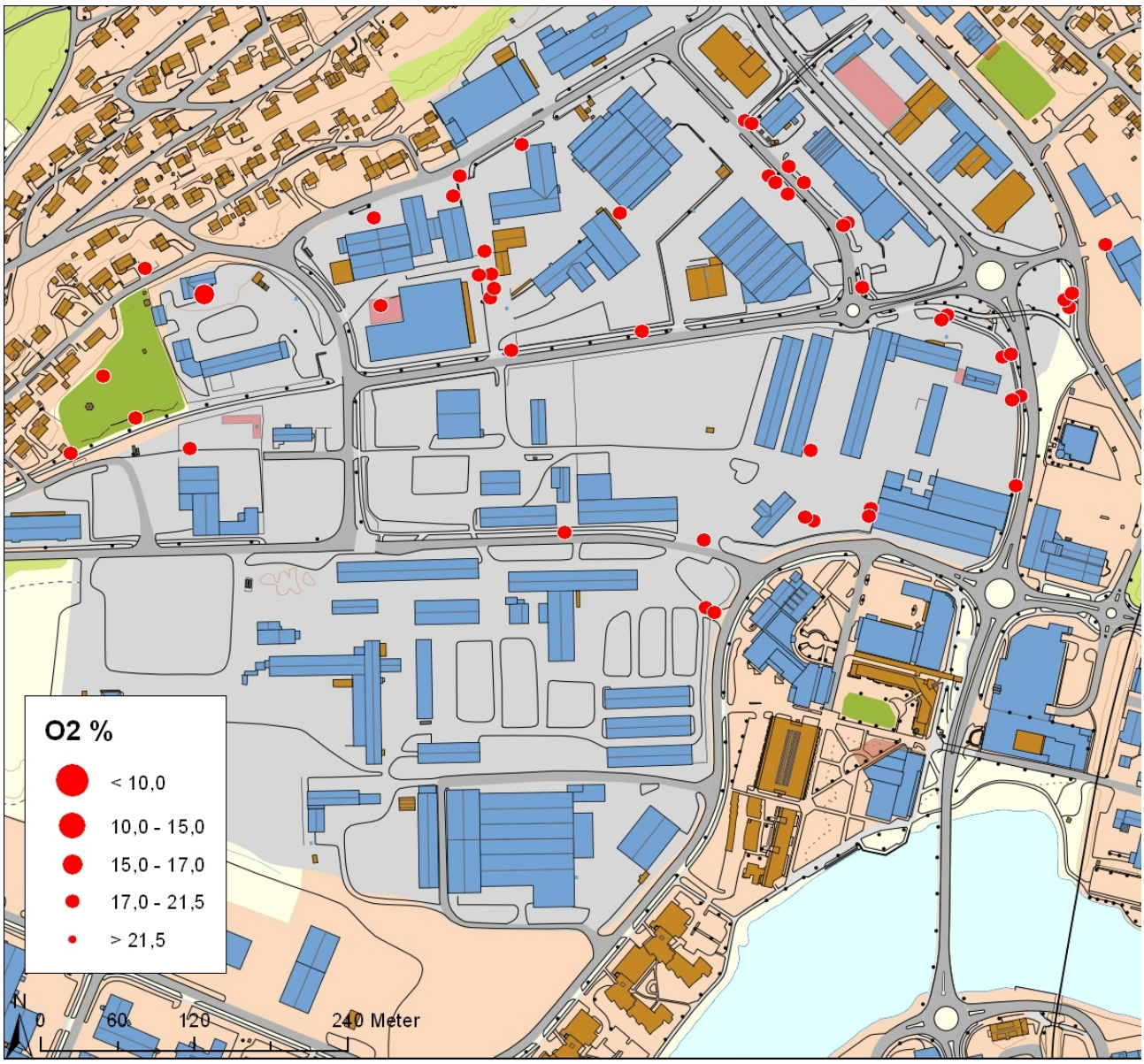
Figur B.15: Måleresultater oksygen, 24.10.2012



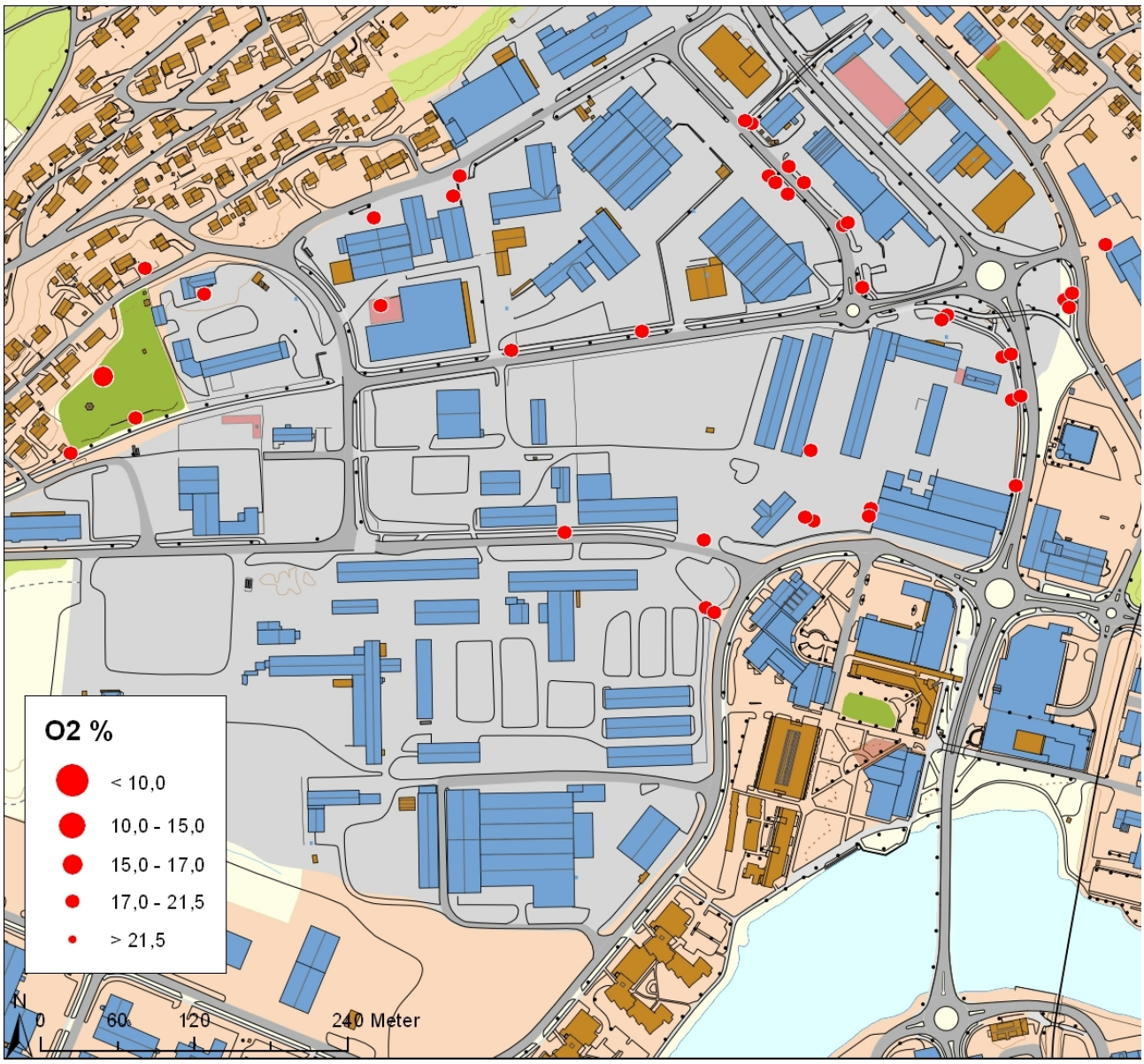
Figur B.16: Måleresultater oksygen, 25.10.2012



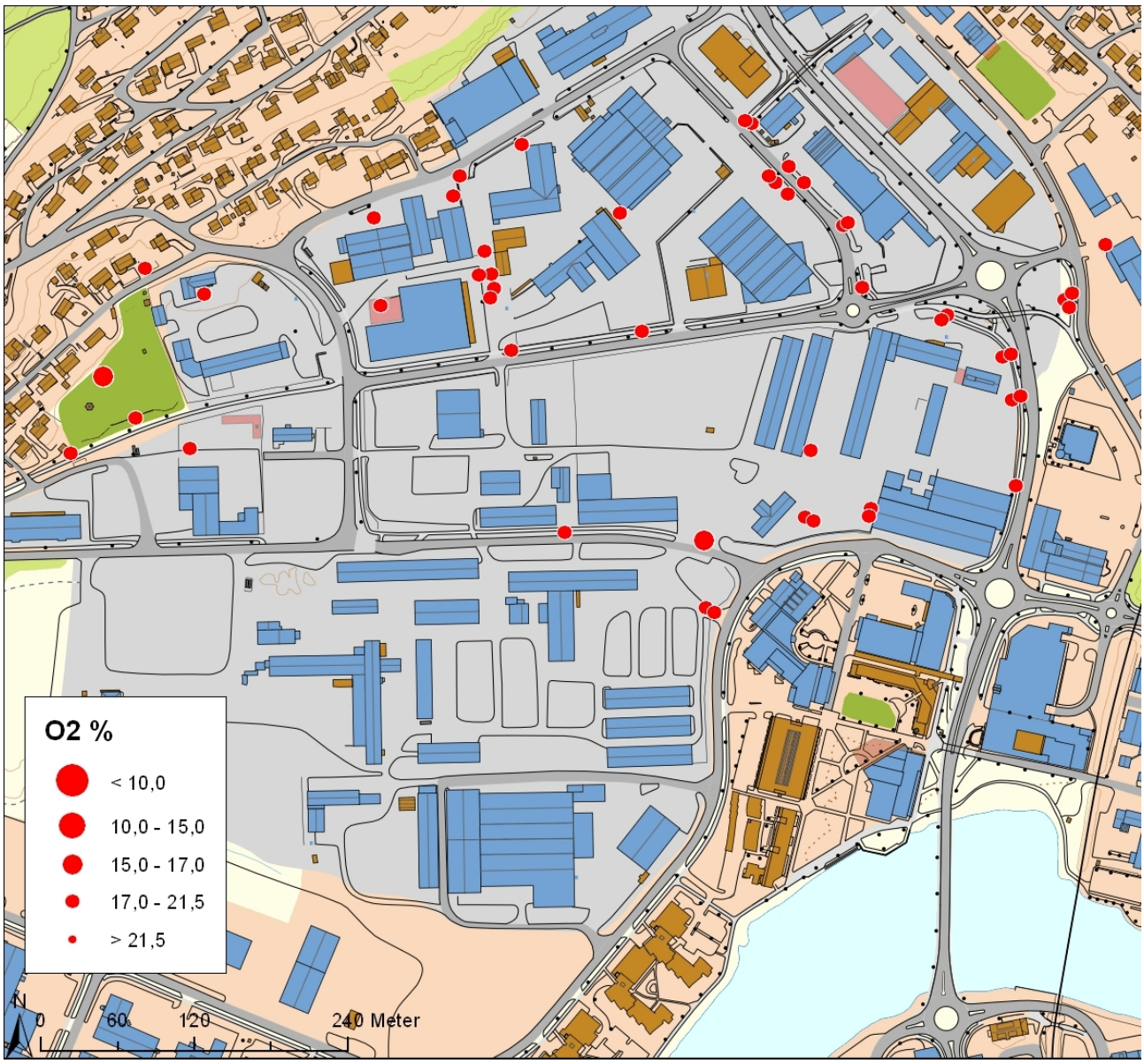
Figur B.17: Måleresultater oksygen, 26.10.2012



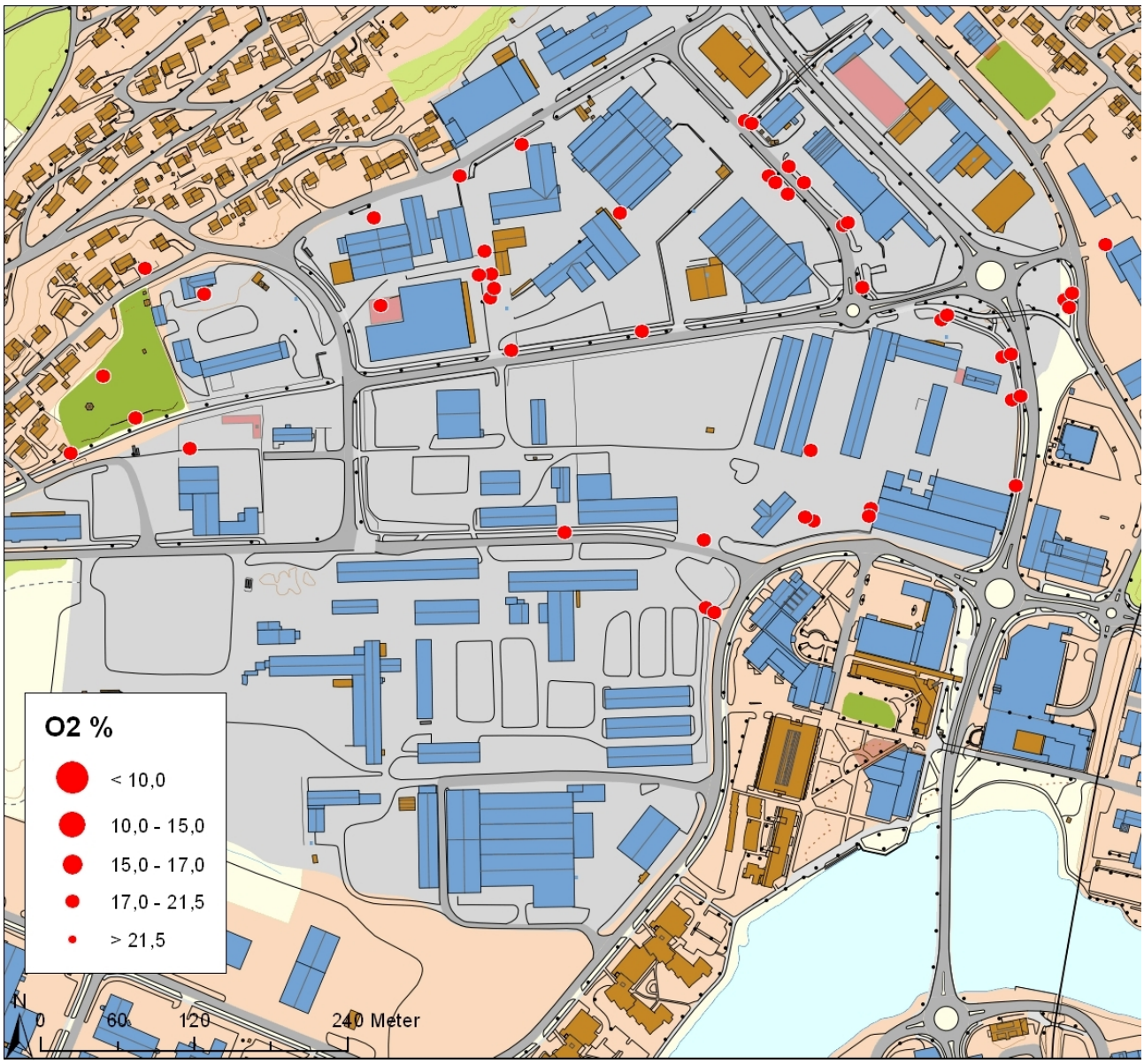
Figur B.18: Måleresultater oksygen, 27.10.2012



Figur B.19: Måleresultater oksygen, 28.10.2012



Figur B.20: Måleresultater oksygen, 29.10.2012



Figur B.21: Måleresultater oksygen, 30.10.2012