

Deponigas – Mätmetoder för utsläpp och passiva gashanteringssystem

Med fältstudie på tre äldre nedlagda
deponier

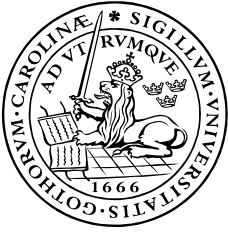
Ida Arvidsson

Examensarbete 2016

Miljö- och Energisystem

Institutionen för Teknik och samhälle

Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

**Deponigas- Mätmetoder för utsläpp och passiva
gashanteringssystem**

Med fältstudie på tre äldre nedlagda deponier

Ida Arvidsson

Examensarbete

Februari 2016

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	2016-02-12
	Författare
	Ida Arvidsson

Dokumenttitel och undertitel

Deponigas – Mätmetoder för utsläpp och passiva gashanteringssystem

Med fältstudie på tre äldre nedlagda deponier

Sammandrag

I deponier bildas en gasblandning bestående av främst koldioxid och metan. Metan är en stark växthusgas och kan vara explosiv. Deponigasen kan samlas in och användas som bränsle. I Sverige och världen finns ett stort antal äldre deponier där de producerade gasmängderna är för små för att motivera aktiv gasuppsamling. Idag finns ofta ingen kontroll av förekomst eller utsläpp av deponigas på dessa deponier. Syftet med detta examensarbete har varit att genom fält- och litteraturstudier undersöka hur metangas släpps ut till atmosfären genom deponiers ytskikt samt hur dessa utsläpp kan mätas och minskas.

Flera faktorer påverkar hur utsläpp av deponigas sker, däribland meteorologiska faktorer såsom lufttrycksförändringar, nederbörd och temperatur. Även vilken typ av täckning som finns över avfallet på deponin har betydelse för utsläppsmängderna. Ofta sker en stor del av metanutsläppen från några få punkter på deponin – så kallade hot spots, som är viktiga att identifiera vid mätning av utsläpp.

Passiva gashanteringssystem är utformade för att optimera förutsättningarna för metanoxiderande bakterier att oxidera och oskadliggöra metan i deponigasen. Exempel på passiva gashanteringssystem är metanoxidationsskikt (biocovers), biofönster (biowindows) och biofilter. De passiva systemen är lämpliga för deponier med låga deponigasflöden och/eller låga metanhalter. Då lösningarna ger ett delvis permeabelt täcksikt kan de passiva lösningarna innebära en minskad risk för horisontell migration av deponigas jämfört med en tät sluttäckning.

I fältstudien har mätningar gjorts på tre äldre nedlagda deponier i Skåne. Metoden har innefattat mätning av ytutsläpp med en så kallad fluxbox (öppen statisk kammare) kombinerat med mätning i gasspjut, vilket ger gassammansättning en meter under markytan. Resultaten från fältstudien visar att deponigas finns i de tre undersökta deponierna, men att utsläppen genom deponins yta är små. Då mätning enbart skett vid två tillfällen per deponi går det inte att utesluta att större utsläpp sker vid andra förhållanden. Mätmetoden som använts har vissa brister, men kan vara ett bra alternativ för mätning i samband med riskbedömningar och för utformning av passiva gashanteringssystem.

Nyckelord

Deponigas, metanoxidation, passiv deponigashantering, metanutsläpp, fluxbox

Sidomfång	Språk	ISRN
95	Svenska	LUTFD2/TFEM--16/5107--SE + (1-95)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	2016-02-12
	Authors
	Ida Arvidsson

Title and subtitle

Landfill gas – Measuring methods and passive mitigation systems
 With a field study performed at three older landfills in southern Sweden

Abstract

Landfill gas is produced in all landfills containing organic material. Landfill gas consists of mainly methane and carbon dioxide. Methane is a potent greenhouse gas which can be explosive and inflammable. Landfill gas can be collected and used as fuel, for instant for heating. In Sweden and globally there is a large number of landfills where too little gas is produced to enable active gas collection. On these landfills, the control of the landfill gas is often limited. The purpose of this master thesis has been to investigate how methane gas is released through the cap of landfills to the atmosphere and how these emissions can be mitigated and reduced. The project includes both literature and field studies.

Several factors influence the emissions of landfill gas. Meteorological factors such as changes in atmospheric pressure, precipitation and temperature are important as well as the type of cap on the landfill. Often, a lion share of the methane emissions occur from a limited number of smaller locations at the landfill surface, so called hot spots.

Passive landfill gas mitigation systems are designed to optimize the microbial methane oxidation which will oxidize the unwanted methane. Examples of passive mitigation systems are biocovers, biowindows and biofilters. Passive mitigation systems are suitable for landfills with low landfill gas flows or low methane content. These systems have a permeable surface, which reduce the risk of horizontal migration of gas compared to an impermeable cap.

Field studies have been undertaken at three older landfills in southern Sweden. The method used included measurements with flux box on the landfill surface and with gas probes one meter below the landfill surface. The results show that landfill gas is present, but indicate that surface emissions are small. Since measurements have only been done twice at each landfill, it cannot be excluded that larger emissions occur under other circumstances. The method used has shortcomings, but can provide valuable results when performing risk assessments and when designing passive landfill gas mitigation systems.

Keywords

Landfill gas, methane oxidation, passive mitigation of landfill gas, methane emission, flux box

Number of pages	Language	ISRN
95	Swedish	LUTFD2/TFEM--16/5107--SE + (1-95)

Förord

Denna rapport är resultatet av det examensarbete som avslutar min civilingenjörsutbildning i ekosystemteknik vid Lunds tekniska högskola. Examensarbetet är utfört på avdelningen för miljö- och energisystem på institutionen för teknik och samhälle. Arbetet har utförts i nära samarbete med gruppen för VA-processer och avfall på Sweco Environment i Malmö.

Stort tack till mina handledare Åsa Kolmert Strickland och Hanna Modin på Sweco för att ni delat med er av era erfarenheter, stöttat mig och trott på mig hela vägen. Tack också till resten av 1234 för att ni fått mig att känna mig välkommen och bli en del av er grupp.

Jag vill rikta ett stort tack Charlotte Retzner och Eva Leire, som varit mina handledare på miljö- och energisystem, LTH. Det är tack vare er som jag har fått upp ögonen för avfallshantering. Under arbetets gång har ni gett mig värdefull feedback och funnits där när jag behövt det.

För moraliskt stöd kring köksbordet och korrekturläsning vill jag tacka bästaste Elin.

Tack också till alla ni andra som på olika sätt hjälpt mig att genomföra arbetet.

Ida Arvidsson

Lund, 9 februari 2016

Sammanfattning

Varje år deponeras stora mängder avfall världen över. Vid anaerob nedbrytning av organiskt material i deponierna bildas en gasblandning bestående av främst koldioxid och metan. Metan är en stark växthusgas och utsläpp bidrar till ökade klimatförändringar. Metan är också explosivt och brandfarligt, vilket kan innebära stora risker om gasen migrerar till närliggande byggnader. Deponigas kan samlas in och användas som bränsle, exempelvis för uppvärmning av byggnader. I Sverige och världen finns ett stort antal äldre deponier där de producerade gasmängderna är för små för att i dagsläget motivera aktiv gasuppsamling. På dessa deponier sker ofta ingen gaskontroll och ibland har förekomsten av deponigas inte utretts. Syftet med detta examensarbete har varit att genom fält- och litteraturstudier undersöka hur metangas släpps ut till atmosfären genom deponiers ytskikt samt hur dessa utsläpp kan mätas och minskas.

Flera faktorer påverkar hur utsläpp av deponigas sker, däribland meteorologiska faktorer såsom lufttrycksförändringar, nederbörd och temperatur. Även vilken typ av täckning som finns över avfallet på deponin har betydelse för utsläppsmängderna. Ofta sker en stor del av metanutsläppen från några få punkter eller mindre områden på deponin – så kallade hot spots, vilka är viktiga att identifiera och ta hänsyn till vid mätning av utsläpp.

Det finns ett antal mätmetoder som kan användas för att mäta ytutsläpp av deponigas. Fördelar och nackdelar finns med samtliga metoder som tas upp i rapporten och vilken som är lämplig i ett visst fall beror på syftet med mätningarna. Deponins tillgänglighet i form av bilvägar, dess topografi och ekonomiska faktorer är av betydelse vid val av mätmetod. Val av mätpunkter och tidpunkt för mätning är också av stor vikt då utsläppen ofta sker med stora variationer både i tid och rum.

Passiva gashanteringssystem är lämpliga för deponier med låga deponigasflöden och/eller låga metanhalter. Exempel på passiva gashanteringssystem är metanoxidationsskikt (biocovers), biofönster (biowindows) och biofilter. De passiva systemen utnyttjar metanoxiderande bakterier för att minska utsläppen av metangas till atmosfären. Då de passiva lösningarna ger ett delvis permeabelt täckskikt kan de innebära en minskad risk för horisontell migration av deponigas jämfört med en tät sluttäckning. Praktiska erfarenheter av passiva gashanteringssystem finns, och utveckling sker på området.

I fältstudien har mätningar gjorts på tre äldre nedlagda deponier i Skåne – Höllvikens avfallsupplag i Vellinge kommun, Solhålan i Helsingborgs stad och Sankt Hans Backar i Lunds kommun. Metoden innefattar mätning av ytutsläpp med en så kallad fluxbox (öppen statisk kammare) och mätning i gasspjut, vilket ger gassammansättning en meter under markytan. Att använda olika typer av statiska kammare är den vanligaste metoden för mätning av ytutsläpp. Metoden som använts i examensarbetet följer delvis den metod som förordas av brittiska motsvarigheten till naturvårdsverket (Environment Agency) även om metoden har frångåtts på ett antal punkter. Resultaten från fältstudien visar att deponigas finns inuti de tre undersökta deponierna. Mätning med fluxbox tyder på att utsläppen genom deponins yta är relativt små, men då mätning enbart skett vid två tillfällen per deponi går det inte att utesluta att större utsläpp sker vid andra förhållanden. Mätmetoden som använts har brister, men kan vara ett bra alternativ för mätning i samband med riskbedömningar och för utformning av passiva gashanteringssystem.

Förklaring av ord och förkortningar

Arkéer – Även kallade arkeobakterier. Mikroorganismer som kan hittas i så gott som alla miljöer. Arkéer ansågs länge tillhöra bakterierna men är idag en egen domän inom systematiken. Vissa arkéer har förmågan att producera metan från organiskt material under syrefria förhållanden.

Bentonitmatta – Ett material som används som botten- eller topptätning av deponier. När mattan blir fuktig sväller bentonitleran och mattan blir tät.

DiAL – Differential Absorption Lidar. Teknik för att identifiera och kvantifiera luftföroreningar. Kan användas för att mäta metankoncentrationer över deponier.

FID – Flame Ionization Detector. Teknik för att mäta koncentrationen av organiska ämnen i ett gasflöde genom att detektera de joner som bildas vid förbränning av organiska ämnen i vätgas.

Fluxbox – Utrustning för att mäta flöden av exempelvis metangas genom markytan. Fluxboxen består av en låda som är öppen nedtill och slutet upptill och där en gasmätare kan anslutas till lådans topp. Synonymer eller liknande konstruktioner är bland annat statiska kammare eller fluxkammare (eng: flux box, flux chamber, static chamber).

Geomembran – Matta av syntetiskt material eller lermaterial som bland annat kan användas som tätskikt vid sluttäckning av deponier.

HDPE – Högdensitetspolyeten. Vanligt material i geomembran.

Hot spot – Punkt eller mindre område med höga utsläpp av deponigas.

Hydraulisk konduktivitet – Markens vattengenomsläpplighet. Anges ofta som en hastighet, exempelvis m/s eller cm/dygn.

Jungfruligt material – Naturligt material som tidigare inte använts, till skillnad från återvunnet material.

Lidar – Light Detection and Ranging. Optiskt mätinstrument som sänder ut laser mot ett mål och mäter egenskaperna hos det reflekterade ljuset.

LLDPE – Linjär lågdensitetspolyeten. Vanligt material i geomembran.

Metanogener – Mikroorganismer (arkéer) som producerar metan som en metabolisk biprodukt.

Metanotrofer – Mikroorganismer som oxiderar metan som kol- och energikälla.

Metanoxidation – Metanotrofers oxidation av metan till koldioxid och vatten.

PID – Photoionization Detector. Mäter koncentrationen av flyktiga organiska ämnen i ett gasflöde genom att detektera de joner som bildas då gasen bestrålas med UV-ljus.

Porositet – Andel hålrum.

Sluttäckning – Täckning av avfall på avslutad deponi enligt deponiförordningen.

Täckskikt – Täckning av avfall på avslutad deponi. Inte nödvändigtvis enligt deponiförordningen.

Tätskikt – Skikt i sluttäckning med låg hydraulisk konduktivitet enligt deponiförordningen.

Äldre nedlagd deponi – deponi som avslutats före 16 juli 2001 och därmed inte omfattas av deponiförordningen.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	1
1.2	AVGRÄNSNINGAR.....	2
1.3	KUNSKAPSBIDRAG	2
1.4	METOD.....	2
2	LITTERATURSTUDIE	3
2.1	DEPONERING	3
2.2	STYRMEDEL	6
2.3	DEPONIERS KONSTRUKTION	10
2.4	DEPONINS OLIKA FASER	12
2.5	DEPONIGASBILDNING	13
2.6	MIGRATION OCH UTSLÄPP AV DEPONIGAS	15
2.7	MÄTNING AV DEPONIGASUTSLÄPP	17
2.8	DEPONIGASHANTERING	25
2.9	METANOXIDATION	28
3	FÄLTSTUDIE	35
3.1	METOD FÖR FÄLTSTUDIE	35
3.2	RESULTAT FÄLTSTUDIE	39
4	DISKUSSION	47
4.1	DEPONIGASUTSLÄPP.....	47
4.2	MÄTNING AV DEPONIGASUTSLÄPP	48
4.3	PASSIVA GASHANTERINGSSYSTEM	51
5	SLUTSATSER	53
6	LITTERATURFÖRTECKNING	54
	BILAGA 1 – EXEMPEL PÅ DATABEHANDLING	59
	BILAGA 2 – MÄTDATA HÖLLVIKENS AVFALLSUPPLAG	63
	BILAGA 3 – MÄTDATA SOLHÅLAN, HELSINGBORG	71
	BILAGA 4 – MÄTDATA SANKT HANS BACKAR, LUND	77

1 Inledning

Varje år produceras mer än 1,3 miljarder ton avfall världen över (World Bank, 2012). Majoriteten av detta avfall deponeras, alltså läggs på en soptipp. Vid nedbrytning av organiskt material i deponier bildas deponigas. Gasen innehåller bland annat metan och koldioxid som båda är växthusgaser. Då det organiska materialet i deponin är av förnybart ursprung är även den koldioxid som bildas av förnybart ursprung. Metan är en 34 gånger effektivare växthusgas än koldioxid sett ur ett hundraårsperspektiv (IPCC, 2013) och det är ur klimatsynpunkt av stor vikt att utsläpp av metan till atmosfären begränsas. Deponigas innebär också en explosionsrisk om gasen ansamlas i slutna utrymmen. I Sverige finns många äldre nedlagda deponier där dessa risker inte har undersökts.

Deponigas kan aktivt samlas in i olika typer av system där metan sedan oxideras till koldioxid genom förbränning. Den gas som inte aktivt tas om hand riskerar att släppas ut till atmosfären under en lång tidsperiod. I och med införandet av deponiförordningen (SFS 2001:512) kommer hundratals deponier i Sverige under de närmaste åren att sluttäckas med ett tätskikt som syftar till att minska bildningen av lakvatten (Avfall Sverige, 2012). Hur sluttäckningarna påverkar deponigasens bildning och rörelse i deponin har inte givits samma fokus. I Sverige finns också ett stort antal äldre nedlagda deponier som inte omfattas av deponiförordningen och där utsläpp av metan skulle kunna ske idag genom de mindre omfattande täckningar som finns.

Det finns ett stort antal deponier som idag anses ha alltför låg metanbildning för att ekonomiskt kunna motivera ett aktivt omhändertagande, men som troligtvis fortfarande bidrar till klimatpåverkande metanutsläpp. En lämplig lösning för deponierna kan då vara passiva gashanteringssystem som bygger på mikrobiell metanoxidation (Huber-Humer et al., 2008a). Jämfört med de traditionella aktiva gashanteringssystemen är kunskapen om och erfarenheten av de passiva systemen låg i Sverige.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med examensarbetet är att genom fält- och litteraturstudier undersöka hur metangas släpps ut till atmosfären genom deponiers ytskikt samt hur dessa utsläpp kan mätas och minskas. Syftet ska uppnås genom att försöka besvara följande frågeställningar:

- Hur sker metangasutsläpp genom ytskikt på deponier?
 - Hur sker utsläpp på de tre deponier som undersökts i fältstudien?
- Hur kan utsläpp av metangas genom deponiers ytskikt uppskattas genom mätning i fält?
 - Vilka mätmetoder finns tillgängliga idag? Vilka för- och nackdelar finns med mätmetoderna?
 - Fungerar mätning enligt metoden i fältstudien för att undersöka hur utsläpp sker genom deponiers ytskikt?
 - Kan metoden i fältstudien användas för att utvärdera passiva gashanteringssystem?
- Vilka typer av passiva gashanteringssystem finns för att minska utsläpp av metangas från deponier?
 - Vilka för- och nackdelar finns med de olika typerna av system?
 - Vilka erfarenheter finns av systemen?

1.2 Avgränsningar

Projektet kommer att behandla deponigasutsläpp genom deponiernas ytskikt. Andra utsläpp omfattas inte av projektet.

Fältstudien är begränsad till mätningar på tre deponier i södra Sverige. Litteraturstudien fokuserar på svenska förhållanden men erfarenheter från några andra länder tas också upp.

Rapporten fokuserar på passiva gashanteringssystem, då kunskapen om och erfarenheten av dessa system är mindre än de traditionella aktiva gashanteringssystemen.

1.3 Kunskapsbidrag

Fältmätningar har genomförts med fluxbox (öppen statisk kammare) och gasspjut på tre äldre nedlagda deponier i Skåne. Genom mätningarna ska examensarbetet medverka till en ökad förståelse för hur metangasutsläpp till atmosfären kan ske genom deponiers ytskikt. Genom litteraturstudien sammanställs tillgänglig litteratur för att ge en mer samlad bild av de erfarenheter som finns om mätmetoder för utsläpp samt passiva gashanteringssystem.

1.4 Metod

Frågeställningarna ska besvaras genom litteraturstudie och fältstudie.

En **litteraturstudie** har genomförts där tidigare erfarenheter av mätning av deponigas och passiva system för oxidation av metan tas upp tillsammans med relevant bakgrundsinformation. Majoriteten av den litteratur som hittats och använts kommer från norra Europa eller USA, med några undantag. Resultatet av litteraturstudien presenteras i kapitel 2.

Fältstudier har genomförts, där metanutsläpp genom ytskiktet mätts på tre deponier i Skåne:

- Höllvikens avfallsupplag (Vellinge kommun)
- Solhålan (Helsingborgs stad)
- Sankt Hans backar (Lunds kommun)

Gasutsläppen genom ytskiktet på deponierna har mätts med en så kallad fluxbox (öppen statisk kammare) efter brittisk modell (Environment Agency (UK), 2010). Mätning med gasspjut ger gaskoncentrationer en meter under markytan. Mätningar har utförts under olika lufttrycksförhållanden och har upprepats vid två tillfällen på varje deponi. En närmare beskrivning av metod för fältstudien återfinns i kapitel 3.1. En närmare beskrivning av lokalerna och mätresultat redovisas i kapitel 3.2.

2 Litteraturstudie

Detta kapitel är resultatet av den litteraturstudie som utförts inom ramen för examensarbetet. Kapitlet inleds med en förklaring av vad som menas med deponering och sedan tas några av de styrmedel upp, som finns för att leda svensk avfallshantering i en hållbar riktning. Vidare beskrivs hur en deponi är uppbyggd och hur avfallet i deponin bryts ner i olika faser. Efter detta beskrivs hur deponigas bildas och rör sig i och ut ur en deponi. Olika lösningar för att ta omhand den bildade deponigasen tas sedan upp, med en mer omfattande del om metanoxidation och passiva gashanteringssystem. Avslutningsvis görs en sammanställning av olika mätmetoder för utsläpp av deponigas.

2.1 Deponering

En deponi är vad som i dagligt tal kallas soptipp. Hur en deponi ser ut och vilken typ av avfall som läggs på deponi har förändrats med tiden. I ett globalt perspektiv finns stora skillnader mellan olika länder. I detta avsnitt förklaras begrepp och ges en inledning till området.

2.1.1 Deponering i Sverige och globalt

Globalt sett är deponering den vanligaste behandlingsmetoden för avfall, så även i OECD-länderna¹ (World Bank, 2012; IPCC, 2014). Avfallsmängderna förväntas öka, från 1,3 miljarder ton/år 2012 till 2,2 miljarder ton/år 2025 (World Bank, 2012). Hur deponeringen sker och vilka krav som ställs på exempelvis gashantering skiljer sig mycket åt mellan olika delar av världen. På vissa platser är avfallshanteringen nästan obefintlig och deponering sker okontrollerat, så kallad open dumping. På andra platser, däribland Sverige, finns välutvecklade system för deponering och annan avfallshantering. Även inom EU skiljer sig avfallshanteringen mellan länder, trots viss gemensam lagstiftning. 2012 hade Malta den högsta andelen deponering, 93 % av den totala mängden avfall (European Commission, 2012).

I Sverige är avfallsförbränning och materialåtervinning de absolut vanligaste behandlingsformerna för hushållsavfall. Under 2013 deponerades 32 900 ton eller 0,7 % av hushållsavfallet i Sverige (Avfall Sverige, 2015b). 1975 var andelen 62 % (Avfall Sverige, 2013a). Den totala mängden hushållsavfall har under samma period ökat från 2,6 miljoner ton 1975 till 4,4 miljoner ton 2013 (Avfall Sverige, 2013a). Minskningen av mängden deponerat avfall i Sverige kan härledas till ett antal styrmedel som införts under främst 2000-talet och tas upp i avsnitt 2.2. Förutom hushållsavfall deponeras också annat avfall; 2012 deponerades totalt knappt 3 miljoner ton avfall i Sverige, om gruvsektorn utelämnas (Naturvårdsverket, 2014a).

2.1.2 Definitioner

Enligt 5§ i avfallsförordningen (SFS 2011:927) avses med **deponering**:

”...ett bortskaffande som innebär att avfall läggs på en upplagsplats för avfall (**deponi**).

Som deponi anses inte en plats eller anläggning där avfall

1. lastas om för att beredas för vidare transport till en annan plats där det ska återvinnas, behandlas eller bortskaffas,
2. lagras innan det återvinns eller behandlas, om lagringen sker för en kortare period än tre år, eller

¹ OECD är en internationell organisation med 34 medlemsländer, de flesta av dessa är höginkomstländer enligt världsbankens klassificering (World Bank, 2016).

3. *lagras innan det bortskaffas, om lagringen sker för en kortare period än ett år.*”

Avfall Sveriges deponihandbok (Avfall Sverige, 2012) och förordning (2001:512) om deponering av avfall använder samma definition.

En deponis **aktiva fas** är tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi till dess deponeringen upphört och aktiva åtgärder för kontroll och utsläppsbegränsning inte längre behövs (SFS 2001:512, 3d§). Verksamheten vid en aktiv deponi delas in i två faser (SFS 2001:512, 3d§):

- **Driftfasen** omfattar tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi fram till dess att deponin är sluttäckt.
- **Efterbehandlingsfasen** omfattar tiden för aktiva åtgärder för utsläppsbegränsning och kontroll efter driftfasen.

En **avslutad deponi** är enligt SFS 2001:512, 32§ en deponi där sluttäckningen är inspekterad och godkänd.

Begreppet **äldre nedlagda deponier** innebär enligt Rihm (2014) deponier som avslutades före 16 juli 2001 och därmed inte omfattas av krav i deponiförordningen (1999/31/EG).

2.1.3 Klassning av deponier

Deponier delas in i tre klasser beroende på typen av avfall som får deponeras: deponi för farligt avfall, deponi för icke-farligt avfall eller deponi för inert avfall (SFS 2001:512, 7§). De olika klasserna har olika krav exempelvis vad gäller lakvatten- och deponigashantering och för hur botten tätning och sluttäckning ska utformas. Äldre nedlagda deponier omfattas inte av dessa klasser.

2.1.4 Äldre nedlagda deponier

Det finns inga exakta siffror på hur många äldre nedlagda deponier som finns i Sverige, men antalet uppskattas till flera tusen. Äldre deponier har ofta ett sämre miljöskydd än nyare deponier, där krav finns för var deponierna lokaliseras och hur de konstrueras. I Sveriges avfallsplan (Naturvårdsverket, 2012b), är *Avfallsbehandling* utpekad som ett prioriterat område och *Nedlagda deponier* är ett av de områden där åtgärder föreslås. Naturvårdsverket har som mål att risken för negativ miljöpåverkan från nedlagda deponier ska minska och att alla kommuner och länsstyrelser ska ha identifierat, inventerat och riskklassat alla nedlagda deponier (Naturvårdsverket, 2012b). Detta är ett arbete som pågår idag (Rihm, 2014).

Enligt 6 § i NFS 2006:6² ska en kommunal avfallsplan innehålla uppgifter om nedlagda deponier i kommunen. En bedömning av risken för olägenheter för människors hälsa eller miljön ska redovisas för varje deponi. Om kommunen varit verksamhetsutövare för deponin ska även uppgifter om planerade och vidtagna åtgärder för att förebygga olägenheter redovisas.

² NFS 2006:6 - Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning.

2.1.5 Deponiers miljöpåverkan

Deponier påverkar den omgivande miljön främst genom utsläpp av lakvatten och deponigas, både under driftsfas och efterbehandlingsfas. Lakvatten är förknippade med utsläpp av näringsämnen och miljögifter medan deponigas, som till en stor del består av metan, ger utsläpp av klimatpåverkande gaser till atmosfären och kan innebära en explosionsrisk. Lakvattnets miljöpåverkan ligger utanför avgränsningarna till projektet och kommer inte att tas upp vidare.

Metan och dess miljöpåverkan

Metan (CH_4) är ett kolväte som bildas vid anaerob (syrefri) nedbrytning av organiskt material. Dessa processer sker, förutom i deponier, även i exempelvis torvmossar, risfält och i djurs matspjälkningssystem, framförallt hos idisslande arter. Metan bildas av metanproducerande mikroorganismer, så kallade metanogener, i en anaerob miljö.

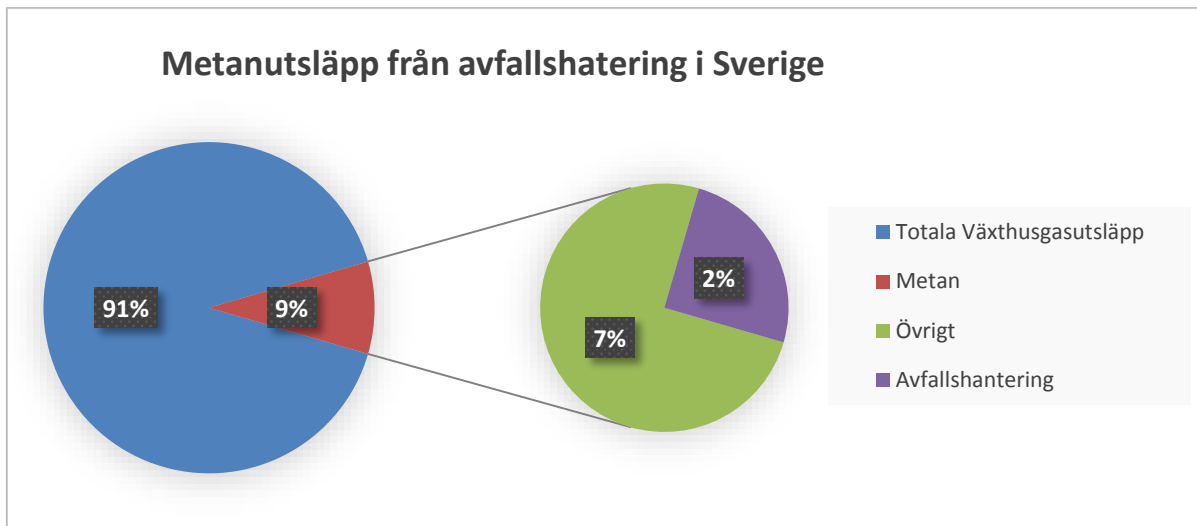
Metan är en växthusgas, vilket innebär att den kan absorbera infraröd strålning. Metan är en betydligt starkare växthusgas än koldioxid, men har en relativt kort uppehållstid i atmosfären, 12,4 år (IPCC, 2013). Enligt IPCC (2013) har metan en global warming potential (GWP_{100}) på 34, vilket innebär att ett utsläpp av ett ton metan till atmosfären ger samma effekt som 34 ton koldioxid, sett ur ett 100-årsperspektiv. Detta brukar anges som att ett ton metan motsvarar 34 ton koldioxidekvivalenter (tonCO_2eq). I ett 20-årsperspektiv (GWP_{20}) ger ett ton metan istället 86 gånger större effekt än ett ton koldioxid (IPCC, 2013). Detta innebär att metan i ett 100-årsperspektiv står för 20 % av de totala växthusgasutsläppen i världen. I ett 20-årsperspektiv blir andelen 42 % av de totala växthusgasutsläppen (IPCC, 2014). Halten av metan i atmosfären har mer än fördubblats de senaste hundra åren och ligger idag på över 1,8 ppm (IPCC, 2013). Deponier bidrar med växthusgasutsläpp motsvarande drygt 1 % av de totala, globala växthusgasutsläppen³ (IPCC, 2014).

Enligt Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2015c) var de totala svenska utsläppen av metan 5,3 miljoner ton koldioxidekvivalenter år 2013 (1 ton metan räknas här som 25 ton koldioxidekvivalenter), vilket innebär att metan står för 9 % av de totala utsläppen av växthusgaser (Figur 2.1). Utsläppen av metan kommer främst från jordbruket och från avfallsdeponier. 25 % av metangasutsläppen kommer från avfallssektorn. Utsläppen av metan har minskat med 35 % sedan 1990, främst till följd av att mängden organiskt material som deponeras har minskat kraftigt (Naturvårdsverket, 2015c). Från ovanstående kan beräknas att metan från avfalls*hantering* står för ca 2 % av Sveriges totala växthusgasutsläpp. Avfall Sverige (2013b) anger att metan från avfalls*deponier* står för ca 1 % av Sveriges totala växthusgasutsläpp.

Metan kan också ha en lokal miljöpåverkan. På en deponi kan utsläpp genom ytskiktet leda till vegetationsdöd till följd av syrebrist (Avfall Sverige, 2013b).

Blandningar mellan metan och luft är explosiva då metanhalten är ca 5-15 %, men beroende på vätgas- och koldioxidinnehåll kan dessa gränser förskjutas (Avfall Sverige, 2013b). Metanavgång kan också leda till bränder i deponier. Deponigas kan transporteras i mark till närliggande byggnader och där ansamlas i slutna rum (Avfall Sverige, 2013b). Säkerhetsrisker med deponigas behandlas vidare i avsnitt 2.6.3.

³ Utsläppen av metan var 2010 600 Mton $\text{CO}_2\text{eq}/\text{år}$ och de totala växthusgasutsläppen $49 \pm 4,5$ Gton $\text{CO}_2\text{eq}/\text{år}$ (IPCC, 2014).



Figur 2.1. Metanutsläpp från deponier står för ca 2 % av Sveriges totala växthusgasutsläpp. Baserad på data från Naturvårdsverket (2015c).

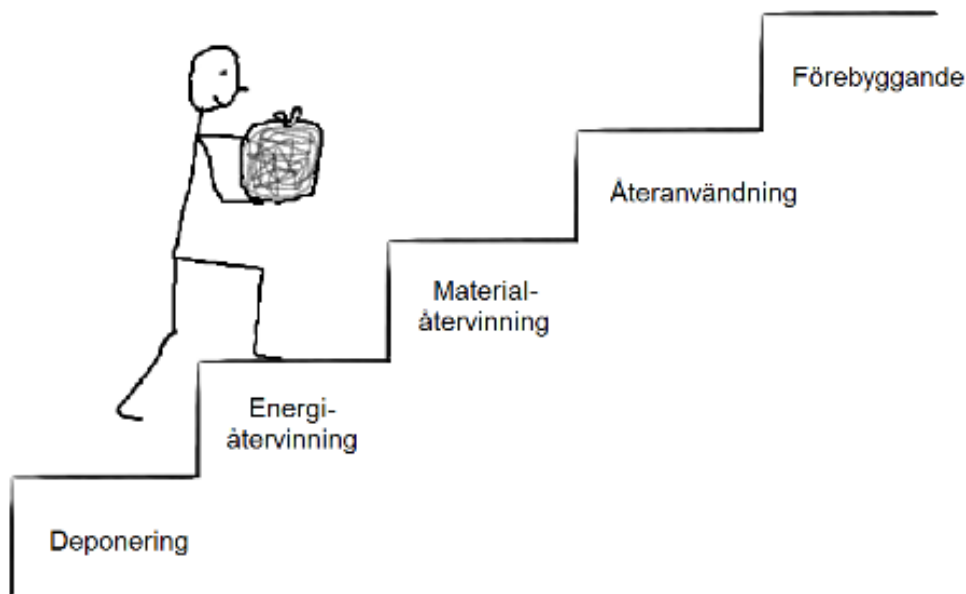
2.2 Styrmedel

För att styra hur avfallshatring sker, finns ett antal styrmedel. Lagstiftning, miljömål, skatter, avgifter och informationskampanjer är alla exempel på olika styrmedel. Styrmedlen påverkar bland annat vad som deponeras, och kan förklara skillnaden i utformning och innehåll mellan äldre nedlagda deponier och de deponier som är aktiva idag. I detta avsnitt tas några av de styrmedel upp, som påverkar och reglerar hur deponering sker och hur deponier ska utformas och kontrolleras.

2.2.1 Avfallshierarkin

Avfallshierarkin är ett begrepp som introduceras i artikel 4 i EU:s ramdirektiv om avfall (2008/98/EG)⁴ och ska gälla som prioriteringsordning för lagstiftning och politik som rör förebyggande och hantering av avfall. Prioriteringsordningen innebär att avfall i första hand ska förebyggas, i andra hand återanvändas och så vidare i enlighet med stegen i Figur 2.2. När avfallshierarkin tillämpas ska de åtgärder som ger bäst resultat för miljön som helhet vidtas, vilket i vissa fall kan betyda att prioriteringsordningen frångås (2008/98/EG). Deponering av avfall är den minst prioriterade behandlingsformen och ska enbart nyttjas när andra behandlingsformer inte är möjliga.

⁴ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv



Figur 2.2. Avfallshierarkin. Behandling av avfall bör ske så högt upp i hierarkin som möjligt. Efter EU:s ramdirektiv om avfall (2008/98/EG).

2.2.2 Miljömål

I Sverige finns ett miljömålssystem som ska utgöra riktmarke för svenskt miljöarbete. I miljömålssystemet finns ett övergripande **generationsmål** som beslutats av riksdagen (Naturvårdsverket, 2012c):

Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser.

Generationsmålet visar inriktningen på den samhällsomställning som behöver ske för att de 16 så kallade **miljökvalitetsmålen** ska uppnås (Naturvårdsverket, 2013). 24 **etappmål** utgör steg på vägen för att uppnå miljökvalitetsmålen (Naturvårdsverket, 2013). Miljökvalitetsmålen är beslutade av riksdagen medan regeringen beslutar om etappmål (Naturvårdsverket, 2014b). Till varje miljökvalitetsmål finns **preciseringar** som mer detaljerat beskriver när målet är uppnått och mätbara **indikatorer** som används för att utvärdera hur arbetet fortskrider (Naturvårdsverket, 2015d). Några av miljökvalitetsmålen är extra relevanta i arbetet med deponigashantering och beskrivs vidare nedan.

Begränsad klimatpåverkan

Begränsad klimatpåverkan är ett av de 16 miljökvalitetsmålen. Målet innebär att halten av växthusgaser ska stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. I definitionen av målet anges också att Sverige har ett globalt ansvar (Naturvårdsverket, 2015a).

Etappmålet **Begränsad klimatpåverkan** innebär att Sveriges totala utsläpp av växthusgaser till atmosfären år 2020 bör vara 40 % lägre än utsläppen år 1990 (Naturvårdsverket, 2012a). En indikator, **Klimatpåverkande utsläpp**, mäter hur stora utsläppen av växthusgaser är och används i uppföljningen av miljökvalitetsmålet och etappmålet (Naturvårdsverket, 2015b).

Deponigasutsläpp till atmosfären innebär en påverkan på miljön till följd av metanens klimatpåverkande egenskaper. Trenden för utsläpp av växthusgaser från avfallshantering är minskande, delvis till följd av en minskad mängd deponerat avfall och därmed minskade

deponigasutsläpp (Naturvårdsverket, 2015c). Trots det finns fortfarande stort utrymme för ytterligare minskningar inom avfallsområdet, både i Sverige och inte minst internationellt.

God bebyggd miljö

En av tio preciseringar för miljömålet **God bebyggd miljö** är **Hälsa och säkerhet**: ”Människor utsätts inte för skadliga luftföroreningar, kemiska ämnen, ljudnivåer och radonhalter eller andra oacceptabla hälso- eller säkerhetsrisker” (Naturvårdsverket, 2012e).

En annan precisering som är relevant i sammanhanget är **Hållbar avfallshantering**: ”Avfallshanteringen är effektiv för samhället, enkel att använda för konsumenterna och att avfallet förebyggs samtidigt som resurserna i det avfall som uppstår tas till vara i så hög grad som möjligt samt att avfallens påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras.” (Naturvårdsverket, 2012e).

Deponigas är explosivt i vissa koncentrationsblandningar och kan därmed innebära en säkerhetsrisk för människor som bor eller vistas i närheten av deponier. Deponigasutsläpp kan också innebära luktolägenheter. Deponigas är dessutom en resurs då den kan användas som bränsle.

Gifrfri miljö

Äldre avslutade deponier utgör ett exempel på ett förorenat område. En precisering till miljömålet **Gifrfri miljö** är att: **Förorenade områden är åtgärdade i så stor utsträckning att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljön.** (Naturvårdsverket, 2012d)

Det finns samband mellan deponigashantering och spridning av gifter, dels eftersom gasen i sig är giftig och dels eftersom valet av gashanteringssystem och sluttäckning har betydelse för hur föroreningar sprids till atmosfären med deponigasen och till yt- och grundvatten med lakvatten.

2.2.3 Miljöbalken

Miljöbalken (SFS 1998:808) kan sägas vara grunden i svensk miljölagstiftning. Miljöbalken trädde i kraft 1999 och ersatte då flera äldre lagar. Ett stort antal förordningar, föreskrifter och allmänna råd har meddelats av regering och myndigheter med stöd i miljöbalken.

Allmänna hänsynsreglerna

I miljöbalkens andra kapitel (SFS 1998:808, 2 kap) finns de allmänna hänsynsreglerna beskrivna. Dessa ska gälla för alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet. En deponi är exempel på en verksamhet, som enligt MB 9 kap 1§ är en miljöfarlig verksamhet. Enligt **Tillämpning och bevisbörda** (MB, 2 kap, 1§) ska den som bedriver verksamheten vid exempelvis en tillståndsprövning eller tillsyn kunna visa att hänsyn tagits till reglerna. **Kunskapskravet** (2§) innebär att verksamhetsutövaren ska skaffa sig den kunskap som behövs för att skydda människors hälsa och miljön. **Försiktighetsprincipen** (3§) handlar om att försiktighetsmått ska vidtas för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten medför skador på människor eller miljö samt att bästa möjliga teknik ska användas. **Produktvalsprincipen** (4§) innebär att skadliga (kemiska) produkter inte ska användas om mindre skadliga alternativ finns. **Principen om resurshushållning** (5§) innebär att hushållning med råvaror och energi ska ske samt att möjligheter till återanvändning och återvinning ska utnyttjas. **Lokaliseringsregeln** (6§) innebär att en lämplig plats ska väljas för verksamheten. 7 §, **rimlighetsavvägning**, säger att alla hänsynsregler ska tillämpas efter en avvägning mellan nytta och kostnader. 8§, **ansvar för skadad miljö**, säger att den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet som medfört skada eller olägenhet för miljön också är ansvarig för att den avhjälpas. (Rubenson, 2008)

2.2.4 EU-direktiv och implementering i Sverige

Den svenska lagstiftningen om deponering bygger i stort på EU-lagstiftning – deponeringsdirektivet⁵ och avfallsdirektivet⁶. Ett annat direktiv som är aktuellt när det gäller deponigashantering är det så kallade ATEX-direktivet⁷, som sätter krav för hur arbete får ske i miljöer med risk för explosion.

Deponeringsdirektivet är implementerat i svensk lagstiftning framför allt genom den så kallade deponiförordningen, SFS 2001:512⁸. Naturvårdsverket har gett ut allmänna råd till deponiförordningen (Naturvårdsverket, 2004a; Naturvårdsverket, 2004b). I och med införandet av deponiförordningen har kraven höjts på aktiva deponier vad gäller täckning, lakvattenhantering med mera, vilket har lett till att ett stort antal deponier har avslutats de senaste åren. Lag 1999:673 om skatt på avfall har inneburit en ökad kostnad för att deponera avfall. Idag är skatten 500 kr/ton deponerat avfall (SFS 2014:1499). 2002 infördes ett förbud mot att deponera utsorterat brännbart avfall och sedan 2005 får inte organiskt avfall deponeras⁹.

2.2.5 Regleringar kring deponigas

Enligt 41-42§ i NFS 2004:10¹⁰ ska insamlad deponigas behandlas och nyttiggöras samt kontrolleras. Vidare ska deponigas: *...provatas och mätas vid representativa punkter och på ett sådant sätt, att den kunskap som behövs för att bedöma deponins inverkan på miljön och människors hälsa erhålls...* (del av 42§, 2004:10).

För deponigasanläggningar finns krav i lag (2011:1011) om brandfarliga och explosiva varor. Den som hanterar deponigas ska vidta de åtgärder och de försiktighetsmått som krävs för att förhindra brand eller explosion. Tillstånd krävs för att hantera deponigasen, vanligen från räddningstjänsten.

En deponi är en miljöfarlig verksamhet enligt MB 9 kap. En aktiv deponi är vanligen tillståndspliktig i enlighet med miljöprövningsförordningen (2013:251). En äldre nedlagd deponi kan också omfattas av tillståndsplikt, men är oftast en så kallad U-verksamhet. U-verksamheter är miljöfarliga verksamheter som inte är anmälnings- eller tillståndspliktiga (Rihm, 2014). Kommunen är tillsynsmyndighet för U-verksamheter. I MB 10 kap (Verksamheter som orsakar miljöskador) finns regler för efterbehandling av förorenade områden, exempelvis äldre nedlagda deponier. I enlighet med de allmänna hänsynsreglerna finns här reglerat att den som orsakat miljöskadan ska avhjälpa skadan, i skäligen omfattning.

⁵ Rådets direktiv 1999/31/EG om deponering av avfall

⁶ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv

⁷ Europaparlamentets och rådets direktiv 1999/92/EG om minimikrav för förbättring av säkerhet och hälsa för arbetstagare som kan utsättas för fara orsakad av explosiv atmosfär (femtonde särdirektivet enligt artikel 16.1 i direktiv 89/391/EEG). Ändrad genom 2007/30/EG.

⁸ Förordning 2001:512 om deponering av avfall, uppdaterad tom SFS 2015:532.

⁹ Förbuden har införts genom ändringar av förordning 2001:512 om deponering av avfall.

¹⁰ NFS 2004:10, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

2.3 Deponiers konstruktion

I detta avsnitt ges en inledning till hur deponier konstrueras i Sverige idag, efter införandet av deponiförordningen (SFS 2001:512). Många av de äldre, nedlagda deponier som finns i landet är inte konstruerade på detta sätt. Ibland saknas dokumentation över vad som deponerats och botten tätning och sluttäckning består av det material som fanns tillgängligt vid tidpunkten, utan särskilda funktionskrav.

2.3.1 Bottentätning och geologisk barriär

Innan avfall deponeras anläggs en barriär som ska förhindra att lakvatten och de föroreningar som finns däri sprids till omgivande grund- eller ytvatten. Barriären består dels av en geologisk barriär och dels av en botten tätning. (Avfall Sverige, 2012)

Den geologiska barriären ska utgöra en säkerhet om botten tätning och sluttäckning mister sin funktion. Den geologiska barriären ska således vara beständig under hundratals år. I deponiförordningen (SFS 2001:512) finns krav på den geologiska barriärens hydrauliska konduktivitet. Om det geologiska material som finns på platsen inte uppfyller dessa krav får en konstgjord barriär konstrueras. (Avfall Sverige, 2012)

Också för botten tätningen, som kan bestå av ett geomembran, bentonitmatta eller av naturliga leror, finns krav för hur mycket lakvatten som får läcka igenom skiktet. Ovanför botten tätningen anläggs ett dränerande lager och ett lakvattensystem. (Avfall Sverige, 2012)

2.3.2 Sluttäckning av deponier

De deponier som omfattas av deponiförordningen ska förses med en sluttäckning då de avslutas (SFS 2001:512, 31§). Sluttäckningen ska förhindra att regnvatten tränger in i deponin och bildar lakvatten. För deponier för icke-farligt avfall får mängden vatten som passerar genom sluttäckningen inte överskrida 50 liter per kvadratmeter och år. För deponier för farligt avfall får mängden genomträngande vatten inte överskrida 5 liter per kvadratmeter och år.

En sluttäckning består av flera skikt med olika material och funktion (Figur 2.3). Skiktets mäktighet varierar mellan olika anläggningar och material och figuren ger inte nödvändigtvis ett representativt förhållande skikten emellan. Nedan beskrivs skikten med början i det understa skiktet, närmast det deponerade avfallet. Utöver dessa skikt kan även materialseparerande skikt, exempelvis geotextil, installeras för att förhindra att material rör sig mellan skikten (Avfall Sverige, 2012).

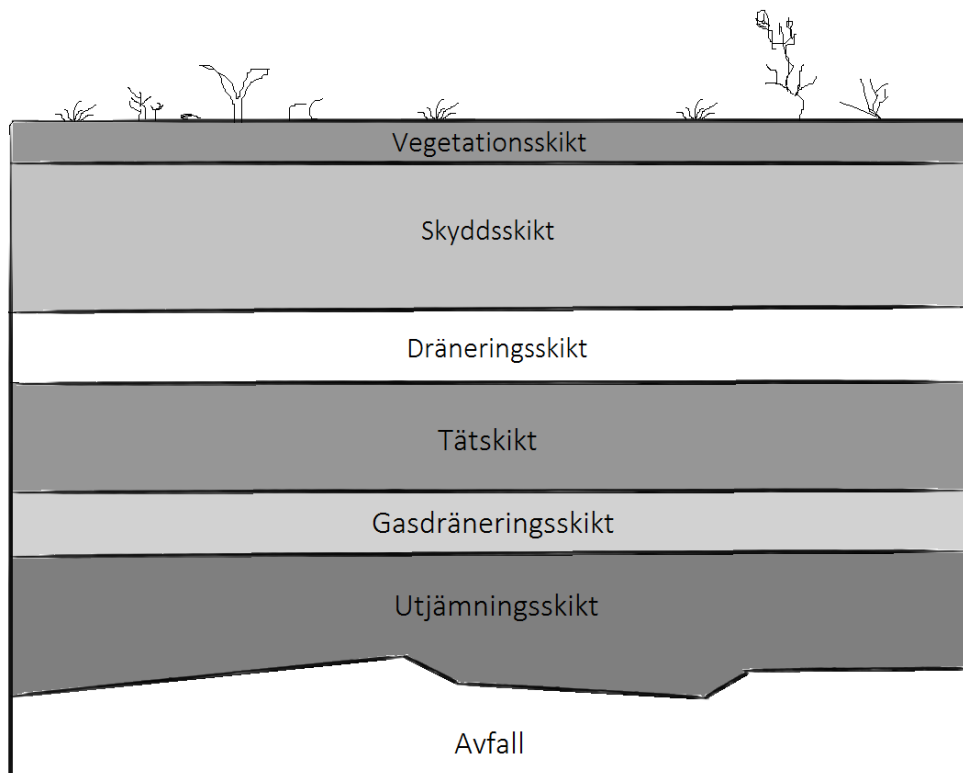
För deponier som inte omfattas av deponiförordningen, alltså deponier avslutade före 16 juli 2001 (SFS 2001:512), behöver inte sluttäckning ske enligt nedanstående beskrivning.

Utjämnings-skikt

Närmast avfallet läggs ett utjämnings-skikt eller avjämnings-skikt för att skapa rätt form och lutning på deponin, exempelvis för att regnvatten ska kunna rinna av. Utjämnings-skiktet syftar även till att skydda ovanliggande skikt mot uppstickande, vassa föremål i deponin, till att jämna ut nivåskillnader som uppkommit till följd av sättning och till att underlätta utläggning av ovanliggande skikt. Utjämnings-skiktet bör om möjligt konstrueras av avfall med lämpliga egenskaper för att undvika förbrukning av jungfruliga material. Exempel på material som kan användas i utjämnings-skiktet är slaggrus, aska eller schaktmassor. (Avfall Sverige, 2012)

Gasdränerings-skikt

Gasdränerings-skiktet läggs ovanpå utjämnings-skiktet och syftar till att samla upp och avleda den deponigas som uppstår. Detta lager anläggs enbart om behov finns. (Avfall Sverige, 2012)



Figur 2.3 Sluttäckningens uppbyggnad i olika skikt i enlighet med Naturvårdsverkets allmänna råd till deponi-förordningen (Naturvårdsverket, 2004a).

Tätskikt

Ett tätskikt syftar till att stänga ute vatten och syre från avfallet. Exempel på tätskikt är geomembran av HDPE eller LLDPE eller mineraliska skikt med låg hydraulisk konduktivitet, vanligen av lerhaltiga material eller bentonitmattor. Enligt Avfall Sverige (2012) bör mineraliska material användas i så stor utsträckning som möjligt eftersom tätskiktet måste kunna stå emot sättningar och vara beständigt under en lång tid. Tätskiktet bör ligga minst 1,5 meter under den färdiga markytan (Naturvårdsverket, 2004b).

Dräneringsskikt

För att undvika att vatten ansamlas ovanpå tätskiktet behöver ett dräneringslager installeras ovanpå tätskiktet (Avfall Sverige, 2012). Dräneringsskiktet ska avleda nederbörd som ansamlas ovanpå tätskiktet. Grus eller makadam kan användas till detta skikt. Dräneringsskiktet bör omges av materialskiljande skikt för att undvika att material från ovanpåliggande skikt tränger ner i dräneringsskiktet och försämrar dess vattenavledande förmåga. (Avfall Sverige, 2012)

Skyddsskikt

För att skydda tätskiktet mot påfrestningar såsom frost, uttorkning eller rötter som tränger ner i marken anläggs ett skyddsskikt ovanpå dräneringsskiktet. Skyddsskiktet bör kunna hålla vatten för att ge bra förutsättningar för ett vegetationsskikt. (Avfall Sverige, 2012)

Vegetationsskikt

Vegetationsskiktet är det översta skiktet i sluttäckning och kan sägas vara en del av skyddsskiktet. Avfall Sverige (2012) använder termen växtetableringsskikt. I vegetationsskiktet kan organiskt material blandas in för att ge goda förutsättningar för växtetablering (Naturvårdsverket, 2004a).

2.4 Deponins olika faser

När avfall som innehåller organiskt material deponerats sker nedbrytning i flera steg eller faser med olika kemiska och biologiska förutsättningar. Beroende på exempelvis vilken typ av avfall som deponerats såväl som hur, när och var deponeringen skett kan en deponi befinna sig i flera faser samtidigt och gränsen mellan faserna är inte alltid tydligt avgränsade. Figur 2.4 visar gassammansättningens förändring över tid, där A-D betecknar de olika faserna. Deponigasbildning sker främst i den metanbildande anaeroba fasen (C i Figur 2.4).

Initial fas

Under den första tiden efter att avfall deponerats pågår en aerob fas där den mikrobiella nedbrytningen och deponigasbildningen ännu är låg (Lagerkvist, 2003). Viss nedbrytning av organiskt material kan ha skett även innan dess att avfallet deponerats (Östman, 2008). Den initiala fasen pågår i storleksordningen några veckor.

Syre- och nitratreducerande fas

När biologiska nedbrytningsprocesser kommit igång går deponin in i den aeroba syre- och nitratreducerande fasen. Löst organiskt material bryts ner till främst koldioxid och vatten. Först förbrukas syre som oxidationsmedel för att efterföljas av denitrifikation där nitrat (NO_3^-) reduceras till kvävgas (N_2). Temperaturen under denna fas kan bli hög, över 70°C . Fasen pågår en kort tid, upp till en månad (Östman, 2008).

Sur anaerob fas

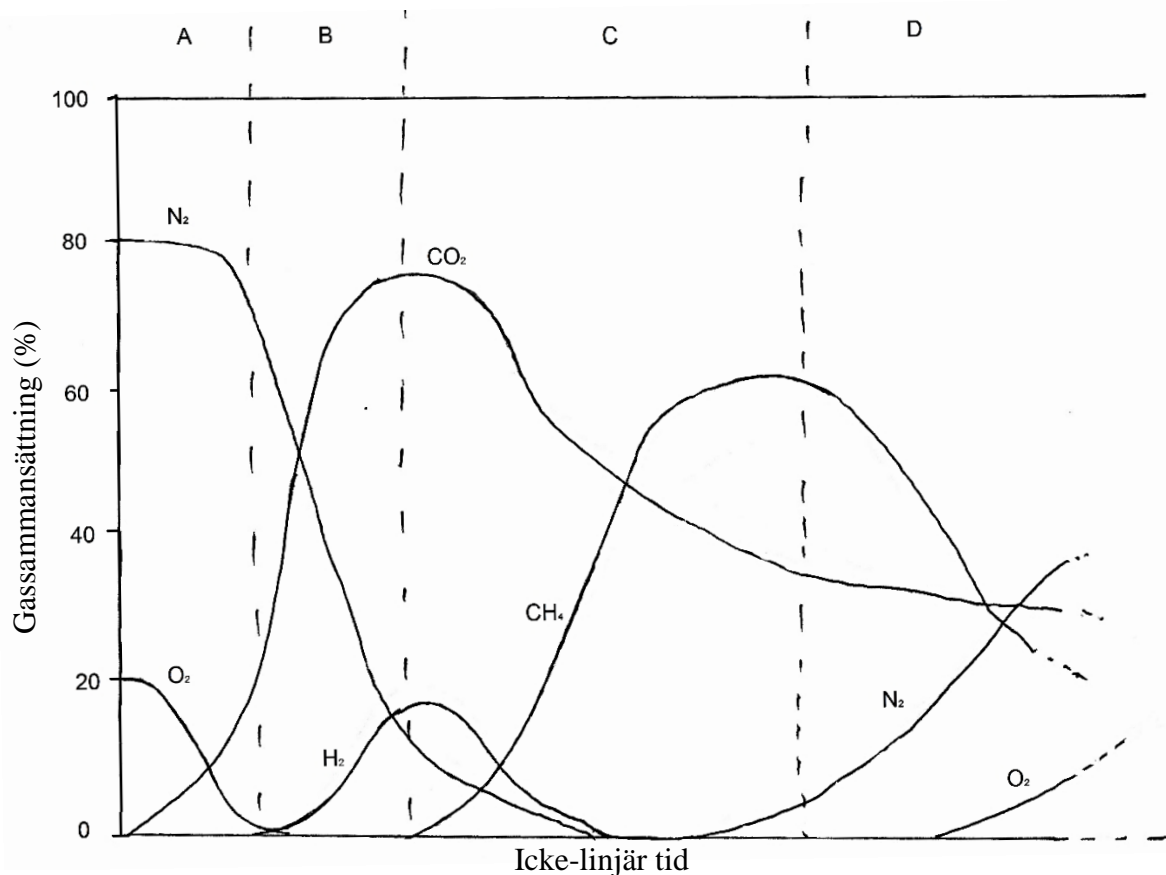
Då allt syre och nitrat förbrukats inleds en sur anaerob fas, där sulfat reduceras och organiskt material fermenteras. I processerna bildas koldioxid, vätesulfid, ättiksyra och vätgas. Fasen kännetecknas av en sur miljö med pH omkring 5. Deponigasen som bildas innehåller höga halter koldioxid och en del vätgas. (Östman, 2008)

Metanbildande anaerob fas

Under den metanbildande fasen förbrukas koldioxid, väte, ättiksyra och andra lågmolekylära ämnen för att bilda metan av anaeroba bakterier. Då koncentrationen av organiska syror minskar ökar pH till cirka 8 och systemet buffras av bikarbonatsystemet. Gastrycket är generellt sett högre än atmosfärstrycket under den metanbildande fasen till följd av den mikrobiella aktiviteten. Den metanbildande fasen förväntas pågå i omkring 100 år. Metanbildningen beskrivs mer utförligt i avsnitt 2.5. (Östman, 2008)

Humusbildande fas

Då andelen svårnedbrytbart material blir allt större minskar den mikrobiella aktiviteten i avfallet och deponigasproduktionen minskar gradvis. Den minskade gasproduktionen gör att gastrycket minskar och att luft kan tränga in i deponin genom diffusion eller med nederbörd. Luften gör att aeroba zoner bildas med högre redox-potential där humusämnen sakta produceras. Humusämnena är komplexa och stabila organiska föreningar. Den humusbildande fasen antas pågå i storleksordningen 1000 år (Östman, 2008).



Figur 2.4 Deponigasens sammansättning över tid. A: Initial samt syre- och nitratreducerande fas B: Sur anaerob fas C: Metanbildande anaerob fas D: Humusbildande fas. Efter Bozkurt et al. (2000) och Farquhar & Rovers (1973).

2.5 Deponigasbildning

I avsnittet beskrivs vad deponigas är, dess typiska sammansättning samt vilka faktorer som påverkar deponigasbildningen. Även modellering av deponigasproduktion och deponigasutsläpp tas upp.

Med deponigas menas den gas som bildas i deponier under anaeroba (syrefria) förhållanden genom nedbrytning av organiskt material (Avfall Sverige, 2013b, sida 18). Deponigas är en typ av biogas.

Deponidirektivet (1999/31/EG, Artikel 2) har en vidare definition där deponigas avser all gas som genereras från det deponerade avfallet. Som beskrivits i avsnitt 2.4 förändras deponigasens sammansättning över tid, men förenklat består den av främst metan och koldioxid. Tabell 2.1 visar typiska deponigassammansättningar. Metan och koldioxid är luktlösa gaser, men innehåll av svavelväte eller andra svavelföreningar och olika estrar kan göra att deponigasen luktar (Avfall Sverige, 2013b). Totalt har ca 550 olika föreningar hittats i deponigas (Environment Agency (UK), 2004).

Tabell 2.1 Typisk sammansättning av deponigas angett i volymprocent, undantaget övriga komponenter. Från Lagerkvist (2003) och Environment Agency (UK) (2004).

Ämne	Typisk koncentration (volym) (Lagerkvist, 2003)	Typisk koncentration (Environment Agency (UK), 2004)
Metan (CH ₄)	30-60 %	63,8
Koldioxid (CO ₂)	20-50 %	33,6
Vätgas (H ₂)	< 3 %	0,05
Syrgas (O ₂)	< 2 %	0,16
Kvävgas (N ₂)	< 10 %	2,4
Vattenånga (H ₂ O)	Mättad	1,8
Övriga komponenter	< ~4000 ppm (vikt)	< ~1 % (10 000 ppm)

2.5.1 Faktorer som påverkar deponigasbildning

Det finns flera faktorer som påverkar mängden och sammansättningen på den deponigas som bildas. Nedan listas några av dessa (Avfall Sverige, 2012; Environment Agency (UK), 2004):

- Mängd och typ av avfall som deponerats – Högre andel organiskt och lättnedbrytbart material ger en högre och snabbare gasproduktion. Avfallets fukthalt är också av betydelse.
- Avfallets ålder – Deponigasbildningen är som störst några år efter deponeringen för att sedan långsamt avta under en lång period.
- Upplagsteknik – Beroende på hur avfallet förbehandlas, deponeras och kompakteras ges olika förutsättningar för anaeroba miljöer och gastransport.
- Mikrobiell aktivitet – För att metan ska bildas krävs aktiva metanogener. Deras aktivitet beror i sin tur på ett antal faktorer, exempelvis:
 - Fukthalt – Den anaeroba nedbrytningen är generellt högre vid en högre fukthalt (Environment Agency (UK), 2004). En fukthalt mellan 20 och 60 % gynnar gasproduktionen (Avfall Sverige, 2013b).
 - Temperatur – Metanogeners och andra mikroorganismers aktivitet är beroende av temperaturen. En temperatur kring 37°C gynnar gasproduktionen (Avfall Sverige, 2013b). I en deponi med en väletablerad metanbildning är temperaturen ofta 35-45°C (Environment Agency (UK), 2004).
 - pH – Optimalt är ett pH-värde mellan 6,8 och 7,2 (Avfall Sverige, 2013b).
 - Näringsinnehåll
 - Innehåll av toxiska ämnen kan inhibera de mikrobiella processerna.
- Gasuppsamlingssystem – Närvaro av ett gasuppsamlingssystem förändrar hur gasen rör sig inuti deponin och kan exempelvis leda till att syre tränger ner i deponin då ett undertryck bildas när gasen sugts ut.

Koldioxid är en mer vattenlöslig gas än metan. Det gör att koldioxidhalten kan minska med tiden om vatten tränger ner i deponin. En minskad koldioxidhalt fås också om gas migrerar ut från deponin genom fuktig eller vattenmättad mark (Avfall Sverige, 2015a).

Sluttäckningen har betydelse för deponigasbildningen då den bland annat påverkar deponins fukthalt och förutsättningar för mikrobiell aktivitet genom förändrad syretillgång.

En tumregel är att 5m³ utvinningsbar gas per ton och år bildas i en svensk deponi med hushållsavfall (Avfall Sverige, 2013b), men variationen kan vara stor.

2.5.2 Modellering av deponigasutsläpp

Det finns flera tillgängliga modeller för beräkning av deponigasbildning och deponigasutsläpp. Studier visar att olika modeller kan ge mycket olika resultat och att de parametrar som används är av stor vikt för resultaten (Scharff & Jacobs, 2006). Parametrar som används är bland annat vilken typ av avfall som deponerats, uppgifter som ofta saknas för äldre nedlagda deponier.

Enligt FN:s klimatkonvention (artikel 4 och 12) (UNFCCC) och Kyotoprotokollets sjunde artikel ska ett land varje år rapportera utsläpp av klimatpåverkande gaser. För Sveriges del är rapporteringen sammanställd i *National Inventory Report Sweden 2015* (Naturvårdsverket, 2015c). Utsläppen redovisas också till bland annat EU-kommissionen (Naturvårdsverket, 2015e). På avfallsområdet har de rapporterade utsläppen beräknats med IPCC:s beräkningsmetod (IPCC, 2006). Modellen baseras på en så kallad First order decay (FOD)-modell. Vissa parametrar kan anpassas till respektive land och fältmätningar kan ligga till grund för att bestämma dessa parametrar. Ett annat exempel på en vanlig beräkningsmodell är GasSim, som utvecklats av Golder Associates för Environment Agency of England and Wales (Scharff & Jacobs, 2006).

Vid modelleringar anges metanoxidationen ofta vara 10 % av de uppskattade utsläppen, efter (Czepiel et al., 1996), ett värde som diskuterats då såväl lägre som betydligt högre värden kan uppnås. Inte minst för metanoxidationsskikt och andra passiva system där material och utformning syftar till att uppnå en hög metanoxidation, är 10 % en låg siffra.

2.6 Migration och utsläpp av deponigas

Deponigasen som bildas kan förflytta sig (migrera) i mark och från markytan främst genom tre olika processer: advektion som drivs av tryckskillnader, konvektion som drivs av densitetsskillnader (till exempel till följd av skillnader i temperatur) och diffusion som drivs av koncentrationsskillnader. Advektiv och konvektiv transport är snabbare processer och är förknippade med högre flöden jämfört med diffusion. Advektiv transport kan uppstå till följd av förändringar i lufttrycket eller av att ett positivt tryck byggs upp inuti deponin vid gasbildning (Scheutz et al., 2009). Gas som rör sig tar den väg där den möter minst motstånd, där materialet som gasen transporteras genom (avfall eller jord) är mer permeabelt. Andra migrationsvägar är till exempel sprickor i täckskiktet eller lakvattenledningar.

2.6.1 Utsläppsvariationer

Deponigasutsläpp är ofta heterogena med stora variationer både i tid och rum (Rachor et al., 2013; Roskvist et al., 2011; Christophersen et al., 2001). Ofta finns några punktutsläpp, som står för en stor del av utsläppen, så kallade hot spots. I en studie utförd med statistiska kammare på en deponi utanför Falköping stod 3 av 100 mätpunkter för majoriteten av den utsläppta mängden metan (Börjesson et al., 2000). Vilka de tre punkterna med högst utsläpp var varierade mellan olika mättillfällen. Exempel på vanliga hot spots är utsläpp via lakvattensystem eller genom sprickor i täckningen av deponin. Till följd av sättningar är täckningen på en deponis slänter ofta utsatta för påfrestning, och det är lättare att sprickor i täckningen uppkommer här. Sprickorna innebär att utsläppen av deponigas ofta är högre på deponins slänter (Ljungberg et al., 2009).

Mätningar tyder på att utsläpp genom ytskiktet på deponier med gasuttagsystem och fullständig sluttäckning är obefintliga eller mycket små (Ljungberg et al., 2009; Scheutz et al., 2009). Variationerna mellan olika deponier är emellertid stora och då sluttäckning saknas eller är ofullständig kan utsläppen vara betydande. Då gasbildning sker i en deponi med fungerande tätskikt byggs ett tryck upp, som på ett eller annat sätt kommer att leda till utsläpp av gas och det är av stor vikt att deponigasen tas om hand för att undvika de miljö- och säkerhetsrisker som förknippas med deponigasutsläpp.

2.6.2 Meteorologiska faktorer

Studier har visat att ett lägre lufttryck ger högre metanutsläpp (Czepiel et al., 2003; Gebert & Gröngröft, 2006). Enligt Gebert & Gröngröft (2006) och Christophersen et al. (2001) är det speciellt sjunkande lufttryck som ger högre utsläpp. Gebert et al (2011) visar att lufttrycket spelar en stor roll vid platser med höga utsläpp (typiskt där utsläpp sker genom advektion), medan temperaturen spelar en större roll när utsläpp sker genom diffusion, till följd av en ökad metanoxidation vid högre temperaturer (Gebert et al., 2011).

Resultat från Rosqvist et al. (2012) tyder på att kraftiga regnfall kan leda till ökade utsläpp genom deponiers ytskikt genom att vatten tränger ner i marken och därmed ökar gastrycket. Mindre kraftiga regnfall har istället motsatt effekt då vattenfyllda porer i markens övre skikt ger lägre genomsläpplighet och förhindrar att gas tränger genom markytan (Rosqvist et al., 2012). Markens vattenhalt har också betydelse för mikrobiologiska aktiviteter såsom metanoxidation, se avsnitt 2.9.2.

2.6.3 Gassäkerhet

Deponering sker vanligen i så kallade pallar, vilket innebär att avfallet packas (kompakteras) i horisontella lager. Därför transporteras deponigasen lättare i horisontal riktning än vertikalt (Avfall Sverige, 2013b). Detta innebär att migration av gas kan ske till mark utanför deponiområdet. Om bebyggelse finns i närheten finns risk för att gas ansamlas i stängda utrymmen för att sedan leda till en explosion om en gnista tänds, exempelvis om en glödlampa tänds. Det finns flera dokumenterade exempel på olyckor där deponigas orsakat explosioner eller bränder i byggnader, både i Sverige och utomlands (Avfall Sverige, 2013b; Avfall Sverige, 2015a; Kjeldsen & Fischer, 1995). Många av olyckorna har inträffat efter att deponigas migrerat ut från en deponi och ansamlats i närliggande byggnader, ofta i samband med fallande lufttryck. I flera fall har olyckorna lett till att människor omkommit.

Hur gasmigration sker under mark skiljer sig åt mellan olika deponier. Gasflöden kan vara betydligt större i mer permeabla material, till exempel grus, jämfört med tätare material såsom lera (Kjeldsen & Fischer, 1995). En deponi där avfallet är deponerat under marknivå och som är sluttäckt med tätskikt ger en större drivkraft för gasmigration då ett övertryck kan skapas inne i deponin (Avfall Sverige, 2010a). 1991 skedde en gasexplosion i ett hus i närheten av en dansk deponi. Enligt Kjeldsen & Fischer (1995) bidrog den nyligen installerade täta täckningen av deponin och avsaknaden av ett tätt bottenskikt till att explosionen kunde ske. Vid explosionen var deponins täckning även mättad med vatten efter ett kraftigt regnfall, vilket minskade permeabiliteten.

Utsläpp av deponigas genom deponins ytskikt innebär normalt ingen explosions-risk. Gasen blandas i dessa fall snabbt med luften ovanför deponin och metanhalten blir lägre än 5 %, som är gränsen för när metan är explosivt.

Projektet bakom *Rapport D2010:04 Gassäkerhet på deponier – Risker, egenkontroll och åtgärder* (Avfall Sverige, 2010a) syftade till att utveckla en metod för verksamhetsutövare

avseende gassäkerhet relaterad till deponigas inom och i anslutning till avfallsdeponier. Förutom en generell sammanställning av potentiella risker finns en fallstudie av två deponier och en arbetsmodell och checklista för att värdera gassäkerheten på en deponi.

2.7 Mätning av deponigasutsläpp

Att kunna mäta utsläppen av metangas från deponier är viktigt för att kunna bedöma deponins miljöpåverkan samt om deponigasen innebär säkerhetsrisker som behöver åtgärdas. Det finns ett behov av att utveckla kostnadseffektiva mätmetoder (Ljungberg et al., 2009).

Utsläpp av gas genom deponiers ytskikt kan mätas och kvantifieras med flera olika metoder. Under de senaste 10-15 åren har ett stort antal studier genomförts för att testa och utveckla olika metoder (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). Då deponier ofta sträcker sig över stora ytor och utsläpp av deponigas sker med stor variation både tidsmässigt och rumsligt (se avsnitt 2.6) är det svårt att kvantifiera utsläppen från en deponi. Generellt kan sägas att såväl fördelar som nackdelar finns med samtliga metoder. I detta avsnitt beskrivs några av de metoder för mätning av deponigasutsläpp som finns beskrivna i litteraturen. För varje metod redovisas erfarenheter från tidigare studier och exempel på styrkor och brister hos metoderna. I Tabell 2.2 (sist i avsnitt 2.7) ses en sammanställning av för- och nackdelar med de olika metoderna. Mätning med fluxbox eller statisk kammare är den metod som används i projektets fältstudie och ges därför större utrymme.

Mätmetoderna delas in i direkta och indirekta metoder. Direkta metoder innebär att koncentrationen av de ämnen som deponigasen är sammansatt av mäts. Indirekta metoder indikerar att gas förekommer utan att de specifika ämnena i gasen identifieras (exempelvis kan en förhöjd temperatur vid markytan vara ett tecken på att deponigasutsläpp sker).

2.7.1 Indirekta mätmetoder

Syn- och luktoobservationer

Metan och koldioxid är luktlösa gaser, men deponigas innehåller också mindre mängder av andra gaser som luktar, exempelvis divätesulfid och merkaptaner. Detta gör att en lukt av ruttna ägg ofta uppstår på platser med betydande utsläpp av deponigas. Utsläpp av deponigas genom ytskiktet kan leda till störningar i vegetationen, främst till följd av syrebrist (Avfall Sverige, 2013b). Metoden är billig och enkel, men subjektiv och utsläpp av deponigas kan ske utan att synliga förändringar eller lukt uppstår.

Gastruck

Vid gasbildning inne i deponin kan ett tryck byggas upp. Ett positivt tryck en bit ner i deponin är alltså ett tecken på aktiv deponigasbildning.

Värmekamera (IR)

Temperaturen nere i deponin är generellt sett varmare än luften ovanför. Då den varmare deponigasen tränger upp genom deponins yta emitteras IR-strålning, som kan mätas med en värmekamera och ge en indikation på var utsläpp sker. Metoden fungerar bäst då lufttemperaturen inte är alltför hög. (Avfall Sverige, 2013b). Mätning kan ske med värmekamera på marknivå eller med hjälp av obemannade flygfarkoster (Unmanned Aerial Vehicles, UAV). Då temperaturskillnaden är relativt liten har det visat sig svårt att använda metoden (Fjelsted, et al., 2015). Det kan också finnas andra orsaker till temperaturskillnaderna, vilket gör att metoden bör användas med försiktighet (Miljøstyrelsen Danmark, 2015).

Georesistivitet

Georesistivitet är ett mått på markens isolerande förmåga. Genom att skicka ut pulser av likström genom marken på ett systematiskt sätt kan resistiviteten mätas. Resistiviteten är lägre vid högre vattenhalt, högt joninnehåll och högt organiskt innehåll och lägre vid gasförekomst. Förändringar i georesistiviteten tyder på gasrörelser (Rosqvist et al., 2012).

2.7.2 Direkta metoder

Vid användning av direkta mätmetoder mäts koncentrationen av ett eller flera av de ämnen som deponigasen är sammansatt av. Med vissa metoder mäts också flöden av gas och ger därmed kvantitativa resultat, alltså ett mått på mängden deponigas som släpps ut.

Fluxbox – Statisk kammare

Att använda en sluten statisk kammare är enligt Avfall Sverige (2013b) den vanligaste metoden för mätning av deponigasflöden och metankoncentrationer. En statisk kammare består av en behållare som är öppen nedtill och stängd upptill, exempelvis en uppochnervänd spann eller låda. Gas som flödar genom deponins ytskikt samlas i kammaren och genom att mäta koncentrationsförändringen av metan eller andra komponenter i gasen kan ett gasflöde beräknas.

I en sluten statisk kammare är behållaren försedd med en förslutbar öppning där luftprover kan tas. Enligt Avfall Sverige (2013b) tas typiskt tre luftprover under en mätperiod på under en timme. Exempel på mättider mellan 2-3 minuter (Börjesson et al., 2000) och 120 minuter (Scheutz et al., 2008) har hittats. Exempel på att fler än tre prov tas under mättiden är inte ovanliga i litteraturen. Luftproverna samlas i plastpåsar eller glasbehållare och analyseras senare med en gaskromatograf. Analys av gasen kan också ske direkt vid mätningen genom att en gasmätare kopplas till kammarens öppning. Analys av metan kan till exempel ske med följande analysmetoder:

- IR-absorption – utnyttjar att olika ämnen absorberar infraröd strålning vid olika våglängder. Genom att mäta hur mycket av en känd mängd strålning, av en viss våglängd, som absorberas kan ett mått på mängden av exempelvis metan erhållas.
- FID (Flame Ionization Detector) – Mäter koncentrationen av organiska ämnen (alltså inte enbart metan) i ett gasflöde genom att detektera de joner som bildas vid förbränning av organiska ämnen i vätgas.

I en öppen statisk kammare finns två öppningar, en som förbinder kammaren med atmosfären och kompenserar för eventuella tryckskillnader och en öppning där en gasmätare kopplas in för kontinuerlig mätning under ett antal minuter (Avfall Sverige, 2013b). En fluxbox, vars konstruktion beskrivs av Environment Agency (UK) (2010) och där en variant används i fältstudien i föreliggande projekt, får anses vara en öppen statisk kammare och begreppen används synonymt i denna rapport.

Kammarens storlek och form varierar mellan olika studier. Ofta används en propeller i kammaren för att säkerställa att gasen i kammaren blir ordentligt blandad.

Den kanske största fördelen med statiska kammare är att utrustningen är enkel och billig. En nackdel är att metoden är arbetsintensiv. Eftersom utsläppen av deponigas har visat sig variera mycket både i tid och rum, är det svårt att genom mätning med statiska kammare uppskatta utsläpp över stora ytor utan att genomföra ett mycket stort antal mätningar. Ett sätt att förbättra uppskattningar av utsläpp över större ytor är att använda sig av geostatistiska verktyg. Enligt vissa studier kan detta vara ett bra sätt att få representativa utsläppsuppskattningar av hela deponier, medan andra studier visar att det fortfarande behövs fler mätpunkter än vad som

vanligen är praktiskt möjligt för att en bra uppskattning ska kunna göras (Ishigaki et al., 2005; Börjesson et al., 2000).

Med statiska kammare kan även negativa gasflöden mätas. Det är vanligt att uppmäta minskande halter av metan, vilket tillskrivs oxidation av atmosfäriskt metan i markskiktet (t.ex. Börjesson, et al., 2000; Schroth, et al., 2012).

En annan nackdel med statiska kammare är att det vid högre gasflöden snabbt byggs upp ett tryck i kammaren, vilket påverkar flödet över ytskiktet och leder till att mätning med statiska kammare tenderar att underskatta de verkliga utsläppen (Babilotte, 2011). För att minska felen som uppstår vid tryckbildning är en kort mättid på några få minuter att föredra (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). En annan lösning är att använda en öppen statisk kammare där en öppning gör att luften inuti kammaren står i kontakt med atmosfären, vilket motverkar att ett tryck byggs upp (Environment Agency (UK), 2010).

Beroende på mätinstrument kan flera olika ämnen i deponigasen mätas. Vid mätning på yta med vegetation blir koldioxidvärdet emellertid inte representativt för utsläpp av deponigas då vegetationen tar upp och avger koldioxid (Oonk, 2010).

Antal mätpunkter och mätpunkternas placering

För att kunna använda statiska kammare för uppskattning av storleken på metanemission från större ytor är valet av mätpunkter viktigt. Vid mätning med statiska kammare enligt den brittiska vägledningen (Environment Agency (UK), 2010) görs först en övergripande undersökning med en mobil gasdetektor för att upptäcka punktutsläpp (walkover survey) varefter hela deponiytan delas in i lämpliga zoner med liknande sluttäckning. Punktutsläpp som upptäckts under walkover survey eller platser med risk för punktutsläpp hanteras för sig.

Enligt USEPA (Klenbusch, 1986) kan antalet lämpliga mätpunkter inom en zon beräknas enligt formel 2.1. Enligt Environment Agency (UK) (2010) gäller detta för zoner större än 5000 m² och formel 2.2 ska användas för att beräkna antalet mätpunkter i zoner mindre än 5000 m². I formlerna betecknar n antalet mätpunkter och Z är ytan på zonen i m². Medelavståndet mellan mätpunkterna beräknas enligt formel 2.3 där s är medelsträckan mellan mätpunkterna i meter (Environment Agency (UK), 2010).

$$n = 6 + 0,15\sqrt{Z} \quad (\text{Formel 2.1})$$

$$n = \left(\frac{Z}{5000}\right) * 16 \quad (\text{Formel 2.2})$$

$$s = \sqrt{Z/n} \quad (\text{Formel 2.3})$$

Dynamisk kammare

En dynamisk kammare liknar den statiska kammaren men har ett kontinuerligt flöde av gas genom behållaren. Genom att mäta både gasflödet och metankoncentrationen kan metanflödet bestämmas (Ljungberg et al., 2009).

De flesta för- och nackdelar som finns med användning av statiska kammare finns också vid användning av dynamiska kammare. Enligt Ljungberg et al. (2009) ger mätning med dynamisk kammare bättre resultat än mätning med statisk kammare vid höga emissioner. Detta eftersom ett tryck byggs upp i den statiska kammaren och påverkar gasflödet genom ytan. Jämfört med statiska kammare krävs ytterligare utrustning, bland annat en flödesmätare och en gastub med luft eller annan bärgas alternativt pumpar för att upprätthålla ett luftflöde genom kammaren.

Laser

Det finns flera mätmetoder som bygger på laserteknik, från enklare mätningar med ett handhållet laserinstrument till DiAL-mätningar över stora ytor. Olika ämnen absorberar ljus vid olika våglängder, metan absorberar inom det infraröda området. Laser är en ljusstråle med en viss våglängd och genom att välja den våglängd som absorberas av metan kan ett mått på koncentrationen metan längs en ljusstråle fås genom att mäta hur mycket av ljuset som reflekteras mot en bakgrundsytta eller spegel tillbaka till instrumentet. Ett handburet laserinstrument kan användas på detta sätt. Med instrumentet uppställt kan även långtidsmätningar göras, i storleksordningen några timmar. (Ljungberg et al., 2009)

DiAL

Med differential absorption lidar (DiAL) används två pulserande laserstrålar av olika våglängd. Den ena strålen är av den våglängd som metan absorberar medan den andra är av en våglängd som inte absorberas. Genom att sända ut laserstrålar i kända riktningar och mäta skillnaden mellan hur mycket av de två strålarna som reflekteras tillbaka samt genom att mäta vindhastigheten på flera höjder kan en tredimensionell bild av metanplymen fås och utsläpp kan beräknas. Laserstrålarna kan ha en räckvidd på 400-800 meter, vilket ger goda möjligheter att få en fullständig bild av metanutsläppen på en deponi, vid tidpunkten för mätningen. Metoden har främst använts för att kvantifiera utsläpp från petrokemiska anläggningar, men har de senaste åren använts på deponier i exempelvis Storbritannien, Frankrike och USA (Bourn et al., 2015). Utrustningen som krävs är vanligen installerad i en lastbil. Förutsatt att lastbilen kan komma tillräckligt nära deponin i vindriktningen, är utrustningen mobil och kan förflyttas efter behov. Utrustningen är dyr och endast några få exemplar finns i världen (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). Om flera mätningar krävs på en deponi kan det bli problem med att avgöra över hur stort område som mätningen sker. En mätning tar i storleksordningen några timmar, men på en större deponi tar mätningen normalt en vecka. Enligt Miljøstyrelsen Danmark (2015) krävs tre personer samt en chaufför för att utföra arbetet, vilket gör metoden relativt arbetsintensiv.

Radial plume mapping

Radial plume mapping (RPM, ungefär radiell plym-kartläggning) finns av två typer för användning på deponier: horisontell och vertikal RPM (HRPM respektive VRPM) HRPM kan användas för att identifiera hot spots medan VRPM kan ge ett kvantitativt mått på metanemissionen. (Miljøstyrelsen Danmark, 2015)

Med VRPM mäts flödet av metan genom två lodräta plan, ett före och ett efter deponin i vindriktningen. Flödet fås genom att multiplicera koncentrationen med vindhastigheten i varje punkt i planet. Genom att dra av mängden metan i planet ”före” deponin från planet ”efter” deponin fås metanemissionen. Metankoncentrationen kan mätas med till exempel laserstrålar som reflekteras mot speglar på olika höjd. Genom att mäta hur mycket av lasern som reflekteras fås ett mått på den genomsnittliga koncentrationen längs laserstrålen. (Abichou et al., 2010)

Vid topografiska skillnader på deponin eller stora deponier kan det krävas många mätningar. Det kan då vara svårt att avgöra hur stort område som mätningen gäller (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). Metoden har visat sig kunna ha stor osäkerhet, i en studie gjordes simuleringar som resulterade i en osäkerhet av -34 till 190 % (Abichou et al., 2010). En fördel med metoden är den relativt billiga lasertekniken (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). En nackdel är att användningen av utrustningen kräver specialkunskaper.

Metoden förordas av amerikanska naturvårdsverket under namnet *Other Test Method 10*, OTM-10 (US EPA, 2015) och har hittills främst använts på deponier i USA.

Mikrometeorologiska metoder

Vid användning av mikrometeorologiska metoder sker mätning på en eller flera kända höjder över markytan. Metoden drar nytta av att gaser som emitteras från en yta blandar sig vertikalt med turbulenta virvlar (eng: eddies) ovanför ytan. Åtminstone två mikrometeorologiska metoder används för mätning av deponigasutsläpp: eddy kovarians och massbalans-metoden.

Eddykovarians innebär att metankoncentrationen i ett plan och den genomsnittliga vertikala vindhastigheten mäts. Genom att multiplicera dessa faktorer fås ett metanflöde. Mätningen kan sedan utföras på flera punkter på deponin.

Med massbalans-metoden mäts metankoncentrationen och vindhastigheten på flera höjder över deponins yta med hjälp av ett torn. Ju högre upp mätningarna sker, desto större område representerar mätningen. En dispersionsmodell används för att beräkna var och hur stort område som avses.

En stor fördel med de mikrometeorologiska metoderna är att kontinuerliga mätningar över flera veckor eller månader kan utföras. Beroende på typ av gasmätare kan även exempelvis koldioxid mätas. Liksom för mätning med statiska kammare representerar en mätning endast ett litet område, och det kan dessutom vara svårt att veta hur stort område som avses då det aktuella området förändras med vindhastigheten. Topografiska skillnader kan också utgöra ett problem då vindförutsättningarna ändras. (Miljøstyrelsen Danmark, 2015)

Spårgasdispersionsmetoden

Genom att låta en känd mängd av en gas sprida sig med vinden från en punktkälla kan metangaskoncentrationen uppskattas genom att jämföra koncentrationen av spårgasen och metan vid en eller flera platser bortanför punktutsläppet i vindriktningen. Ofta har svavelhexafluorid, SF₆, använts som spårgas, men en nackdel är att ämnet är en mycket stark växthusgas. Metoden, med acetylen (C₂H₂) som spårgas, rekommenderas för mätning av deponigas i Danmark (Miljøstyrelsen Danmark, 2015).

Metoden mäter, liksom DIAL och VRPM, de totala utsläppen från deponin under tiden för mätningen. Även utsläpp från hot spots fås med, vilket är en stor fördel gentemot mätning med statiska kammare.

Det är viktigt att avgången av spårgas stämmer överens med flödet av metan från deponin och för att uppnå en god blandning krävs att mätning sker på ett tillräckligt stort avstånd från deponin. Hur stort detta avstånd bör vara beror på deponins storlek, topografin och atmosfäriska förhållanden. Det kan vara svårt att lokalisera hur plymen med metan och spårgas rör sig och metoden kräver stationära väderförhållanden. Mätningarna kan vara stationära eller dynamiska. Vid dynamisk mätning är analysutrustningen mobil, vilket ger en bättre möjlighet till att följa gasplymen. (Miljøstyrelsen Danmark, 2015)

Mätningarna kräver personal med särskilda kunskaper och att det finns vägar på lämpligt avstånd från deponin (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). Metoden kräver också analysutrustning med hög upplösning (ppb-nivå) och kort responstid, exempelvis FTIR (Fourier transform infrared spectroscopy) eller CRDS (cavity ring-down spectroscopy) (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). Metoden har använts bland annat på deponier i Sverige (Samuelsson et al., 2005) och Danmark (Mønster et al., 2015). Enligt Samuelsson et al (2005) gav metoden god noggrannhet, ±18 % av mätvärdet (95% konfidensintervall). Dikväveoxid (N₂O) användes som spårgas i studien.

2.7.3 Jämförande studier

Vid mätning på en deponi är det vanligen inte känt när och hur utsläpp sker, och det är därför svårt att utifrån resultaten säga vilka mätmetoder som ger de mest korrekta utsläppsmängderna. Det finns emellertid studier som jämfört olika mätmetoder för utsläpp. Nedan tas två av studierna upp som exempel.

Babilotte (2011) gjorde ett kontrollerat försök på en fransk deponi, där en känd mängd gas släpptes ut över en yta varpå mätningar gjordes med ett antal metoder (VRPM, spårgasdispersionsmetoden, DIAL och en mikrometeorologisk metod). I detta fall gav spårgasdispersionsmetoden lägst fel och därmed bäst resultat (Babilotte, 2011). I en annan del av studien uppskattades de totala utsläppen från två deponier med de olika metoderna i det kontrollerade försöket samt med statiska kammare. Resultatet visar på stora variationer mellan de olika metoderna (290-1325kg CH₄/h respektive 314-1244 kg CH₄/h för de två deponierna). När tekniska, ekonomiska och miljömässiga faktorer vägs samman anser Babilotte (2011) att spårgasdispersionsmetoden och DIAL lämpar sig bäst för att mäta de totala utsläppen från en deponi.

I en Schweizisk studie genomfördes jämförande mätningar med statiska kammare och eddykovarians (Schroth et al., 2012). Eddykovarians gav de högsta, och enligt Schroth et al. (2012) även de mest riktiga utsläppsuppskattningarna. På en majoritet av mätpunkterna indikerade mätning med statisk kammare att ett upptag av metan skedde (minskande metanhalter). För att få ett mått på metanoxidationen gjordes push-pull-tester (avsnitt 2.9.1) som stämde väl överens med de jord-gas-profiler som också utfördes.

Tabell 2.2 Sammanställning av fördelar och nackdelar med olika direkta mätmetoder för deponigasutsläpp.

Mätmetod	Fördelar	Nackdelar	Lämpligt för	Rekommenderas av
Statiska kammare	<ul style="list-style-type: none"> • Enkel och billig utrustning • Enkelt utförande • Beprövad metod • Flöde kan beräknas • Flera ämnen i gasen kan mätas samtidigt • Kan användas för att mäta negativa flöden av metan (upptag av atmosfärisk metan) 	<ul style="list-style-type: none"> • Tidskrävande vid kvantifiering av utsläpp från större ytor • Mäter över en liten yta • Mäter under en kort tidsperiod • Kan vara svårt att mäta över installationer såsom lakvattenbrunnar eller på ojämnt underlag • Risk att hot spots inte upptäcks • Osäkra mätningar, speciellt vid höga gasflöden, då tryckförändringar i kammaren leder till att utsläpp underskattas 	<ul style="list-style-type: none"> • Studier för att förstå hur olika faktorer påverkar metanemissioner och metanoxidation • Mätning på mindre områden 	Environment Agency UK
Dynamiska kammare	<ul style="list-style-type: none"> • Relativt enkel och billig utrustning • Enkelt utförande • Säkrare resultat än statisk kammare vid höga flöden • Flöde kan beräknas • Flera ämnen i gasen kan mätas samtidigt 	<ul style="list-style-type: none"> • Tidskrävande vid kvantifiering av utsläpp från större ytor • Mäter över liten yta • Mäter under en kort tidsperiod • Kan vara svårt att mäta över installationer såsom lakvattenbrunnar eller på ojämnt underlag • Risk att hot spots inte upptäcks • Kräver kontroll av flöde in och ut ur kammaren 	<ul style="list-style-type: none"> • Studier för att förstå hur olika faktorer påverkar metanemissioner och metanoxidation • Mätning på mindre områden 	
Laser-instrument	<ul style="list-style-type: none"> • Enkel och billig utrustning • Långtidmätningar möjliga (timmar) 	<ul style="list-style-type: none"> • Mäter endast medelkoncentrationen längs en linje • Mäter över en relativt liten yta per mätning • Mäter enbart ett ämne 	<ul style="list-style-type: none"> • Heltäckande mätning av mindre deponier • Screening för att identifiera hot spots • Långtidsmätning över hot spot 	

Mätmetod	Fördelar	Nackdelar	Lämpligt för	Rekommenderas av
DIAL	<ul style="list-style-type: none"> • Flöde kan beräknas • Mäter över en stor yta 	<ul style="list-style-type: none"> • Kräver körbar väg för lastbil i nära anslutning till deponin • Mäter under en relativt kort tidsperiod • Dyr utrustning som finns i få exemplar och kräver personal med specialkunskaper • Känslig för stora topografiska skillnader • Vindmätningar krävs 	<ul style="list-style-type: none"> • Mätning över större ytor • Mätning där detaljerade utsläppsuppskattningar önskas. 	
Vertical Radial plume mapping (VRPM)	<ul style="list-style-type: none"> • Flöde kan beräknas • Mäter över en relativt stor yta • Relativt billig laserteknik 	<ul style="list-style-type: none"> • Känslig för topografiska skillnader • Modellering krävs för att bestämma från vilken yta som de uppmätta utsläppen sker • Mäter under en relativt kort tidsperiod • Ofta behövs flera mätningar för att göra heltäckande mätningar • Utrustningen kräver specialkunskaper • Kräver vindmätningar 	<ul style="list-style-type: none"> • Mätning över större ytor • Mätning på deponier med kända utsläppskällor 	US EPA
Spårgas-dispersions-metoden (dynamisk)	<ul style="list-style-type: none"> • Mäter över en stor yta • Låg osäkerhet om förhållandena är goda • Har använts med goda resultat på deponier i flera länder 	<ul style="list-style-type: none"> • Ibland används spårgaser med stor miljöpåverkan (ex SF₆, N₂O) • Kräver körbar väg i anslutning till deponin • Mäter under en relativt kort tidsperiod • Utrustningen kräver specialkunskaper • Kräver analysutrustning med hög upplösning • Kräver stabila vindförhållanden 	<ul style="list-style-type: none"> • Mätning över större ytor 	Miljøstyrelsen Danmark
Mikro-meteorologiska metoder	<ul style="list-style-type: none"> • Långtidsmätningar (månader) är möjliga • Flera ämnen kan mätas samtidigt • Enkelt handhavande av utrustning 	<ul style="list-style-type: none"> • Mäter över en liten yta (men betydligt större än vid kammarmätningar) • Kan vara svårt att avgöra vilken yta som mätningen representerar • Känslig för topografiska skillnader • Känslig för förändringar i vindhastighet och vindriktning • Antaganden om utsläppskällor behöver göras 	<ul style="list-style-type: none"> • Långtidsmätningar • Heltäckande mätningar på små deponier med liten topografisk variation • Mätningar med kända utsläppskällor 	

2.8 Deponigashantering

För att undvika de miljö- och säkerhetsrisker som deponigasen utgör om utsläpp sker till omgivningar och atmosfär, finns olika sätt att hantera gasen genom att oxidera den metan som finns i gasen till koldioxid. Generellt kan gashantering delas in i två kategorier: Aktiv och passiv gashantering. Vid aktiv gashantering används pumpar eller liknande för att samla in gasen. Passiv deponigashantering innebär att material väljs för att leda gasen till installerade filter eller fördela gasen över en yta utan att pumpar eller andra energikrävande installationer används. Dessa system är inte beroende av strömtillförsel, vilket ger en säkrare drift.

Det är främst metanen i deponigasen som utgör ett miljö- och säkerhetsproblem och hantering sker genom antingen termal oxidation (förbränning) eller mikrobiell oxidation (vanligen benämnt metanoxidation). Oftast hanteras metan i aktiva system med förbränning och i passiva system med mikrobiell oxidation, men undantag finns.

För deponier som omfattas av deponiförordningen ska deponigas samlas in om en deponi tagit emot biologiskt nedbrytbart avfall (SFS 2001:512, 25§). För äldre deponier saknas svenska riktlinjer för deponigashantering.

I enlighet med rapportens syfte och avgränsningar har behovet av en kunskapsmanställning bedömts vara större gällande de passiva systemen. Nedan beskrivs aktiva system för uppsamling av deponigas kort. Passiva gashanteringssystem beskrivs mer utförligt.

2.8.1 Aktiva gashanteringssystem

57 deponier i Sverige har ett aktivt insamlingssystem för deponigas (Avfall Sverige, 2015b). Dessa anläggningar samlade 2014 in gas med ett energiinnehåll av 222 GWh, vilket motsvarar den energi som krävs för att värma upp närmare 14 000 småhus¹¹ (Statens energimyndighet, 2015). Av den uppsamlade gasen utnyttjades 79 % (175 GWh) som energikälla (Avfall Sverige, 2015b). Trenden för insamlad mängd gas är minskande, 2009 samlades 294 GWh deponigas in (Avfall Sverige, 2010c).

Uppsamling av deponigas

Gasen samlas upp i gasbrunnar, vilket är vertikala rör som borrar eller trycks ner i deponin. Om gasuttagssystemet anläggs medan deponering av avfall fortfarande sker kan även horisontella dräner installeras i samband med deponering (Avfall Sverige, 2013b). För att kunna samla upp gasen är rören och dränerna perforerade där de är i kontakt med avfallet. Genomsläppligt material, till exempel makadam eller annat poröst avfall kan användas intill dränerna för att förbättra möjligheterna för gasen att tas upp i rörsystemet (Avfall Sverige, 2012).

Från gasbrunnarna pumpas gasen via en reglerstation, där gasflöden med mera från de olika brunnarna kan regleras, till en anläggning för nyttiggörande eller destruktion av deponigasen. En viktig del i gasuttagssystemet är den fläktstation (även kallad pump- eller kompressorstation) som ser till att gasen sugas ut ur deponin och kan transporteras vidare i ledningssystemet. Pumpandet av gasen gör att ett undertryck byggs upp gentemot atmosfären.

Nyttiggörande av deponigas

Det finns flera sätt att nyttiggöra den insamlade gasen. I en gaspanna produceras värme som exempelvis kan användas för uppvärmning av byggnader i anslutning till avfallsanläggningen

¹¹ 2014 användes i genomsnitt 15 900 kWh för uppvärmning och varmvatten i ett svenskt småhus. Till småhus räknas en- och tvåfamiljshus som bebos permanent (Statens energimyndighet, 2015).

eller av närliggande bostäder. El kan produceras i en gasturbin, elmotor eller stirlingmotor. Elproduktion från deponigas är ofta inte ekonomiskt lönsamt i Sverige (Avfall Sverige, 2013b).

Om ekonomiska incitament för nyttiggörande saknas facklas gasen, vilket innebär att gasen förbränns utan att energin tas tillvara. Fackling sker för att minska deponigasens miljöpåverkan genom minskade metanutsläpp då metan vid förbränningen oxideras till koldioxid.

Deponigas kan också uppgraderas för att kunna användas till fordonsbränsle. Det innebär att metanhalten höjs väsentligt genom att koldioxid avskiljs. Vad författaren vet finns inga exempel på detta i Sverige. Däremot finns flera exempel på att biogas från rötning av organiskt avfall, till exempel matavfall, uppgraderas och används som fordonsbränsle.

Vid sluttäckning av en deponi förändras förutsättningarna för deponigasbildning och deponigasrörelser. *Beslutsstöd för hantering av deponigasemissioner vid sluttäckning* (Avfall Sverige, 2015a) ska utgöra ett underlag för om och hur hänsyn bör tas till deponigas vid en sluttäckning. Rapporten ger också en kort sammanställning av det nuvarande kunskapsläget i Sverige och av lagar och regler om gashantering i Tyskland, Österrike och Storbritannien. Enligt Avfall Sverige (2015a) finns ekonomiska och tekniska förutsättningar för ett aktivt gashanteringssystem om metanbildningen överstiger 25 m³ CH₄ per timme eller 5 m³ CH₄ per timme och hektar.

Alternativa metoder

Ny teknik har utvecklats för att kunna nyttiggöra deponigasen även vid lägre flöden och metaninnehåll (lägre andel metan ger lägre värmevärde). Ett exempel är en stirlingmotor som kan användas för värme- och elproduktion vid så låg metanhalt som 18 % och vid så låga gasflöden som 10 m³/h (Robinson et al., 2015). Investeringskostnaden för en anläggning är stor, och anses inte vara ekonomiskt lönsam i Sverige idag. Ett exempel finns i Sverige: Rönneholmsanläggningen i Eslöv som kommit till efter statligt investeringsstöd (Avfall Sverige, 2013b). I ett brittiskt forskningsprojekt, ACUMEN (Assessing, Capturing and Utilising Methane from Expired and Non-operational landfills), har flera metoder för nyttiggörande eller destruktion av deponigas med låga flöden och/eller lågt metaninnehåll utvärderats. Projektet har visat att dessa metoder kan fungera väl och vara relativt kostnadseffektiva i Storbritannien (Robinson et al., 2015). Nyare lågkalorifacklor kan förbränna deponigas med så låg metanhalt som 7 % (Robinson et al., 2015).

Ett alternativ till de traditionella aktiva systemen där den uppsamlade gasen förbränns är så kallade aktiva biofilter, där gas genom pumpning leds till filter bestående av material som främjar mikrobiell metanoxidation (Miljøstyrelsen Danmark, 2015). Aktiva biofilter bygger på samma princip som passiva biofilter, som tas upp i avsnitt 2.8.2.

2.8.2 Passiva gashanteringssystem

Då bildningen av deponigas är för liten för att på ett effektivt och ekonomiskt försvarbart sätt aktivt samla in gasen, finns möjlighet för passiva system för deponigashantering. Ett passivt deponigassystem syftar till att (Avfall Sverige, 2015a):

- Minska deponigasens miljöpåverkan genom att minimera utsläpp av metan till atmosfären.
- Förhindra att ett gastryck byggs upp inuti deponin då det kan skada ett eventuellt tätskikt.
- Minimera okontrollerad horisontell migration av gas.

Detta uppnås genom att låta gasen passera material som främjar bakteriell metanoxidation innan gasen når atmosfären. Metanoxidationen kan ske genom deponins hela yta (biocover), genom att leda gasen till mindre områden på deponins yta (biowindows) eller genom filter installerade i exempelvis gasbrunnar från tidigare aktiva system. Även deponier med ett aktivt gasuttagssystem kan använda sig av kompletterande passiva system.

De passiva gashanteringssystemen utnyttjar att gasen i deponin naturligt rör sig. Advektiv transport, som drivs av tryckskillnader, är en viktig process. När gas bildas byggs ett tryck upp och deponigasen rör sig då mot områden med lägre tryck. Även skillnader i atmosfäriskt lufttryck har betydelse. Genom att anlägga ledningar eller skikt med en högre permeabilitet, finns viss möjlighet att styra vilka vägar gasen väljer att ta.

Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd (Naturvårdsverket, 2004b) bör deponier som inte har sluttäckts eller ska sluttäckas förses med ett metanoxiderande skikt. Detta oavsett om ett gasuttagssystem finns. Materialets metanoxideringspotential bör kunna visas genom tidigare utförda eller egna försök.

Att anlägga ett täckskikt av komposthaltigt material anses vara ett kostnadseffektivt sätt att minska metanutsläpp (Scheutz et al., 2011a).

Med början 2003 sattes en arbetsgrupp bestående av forskare från flera europeiska länder samt USA, Kanada och Australien ihop för att samordna forskning om mätning av utsläpp och hantering av deponigas (CLEAR, Consortium for Landfill Emissions Abatement Research). Gruppen tog bland annat fram ett antal lösningar för deponigashantering baserade på mikrobiell metanoxidation (Huber-Humer, 2004). En sammanställning av dessa lösningar finns i Huber-Humer et al. (2008a). Miljøstyrelsen i Danmark (2015) gör en liknande genomgång. De lösningar som presenteras är:

- **Heltäckande metanoxidationsskikt (eng: biocover)** – Ett täckskikt med god metanoxiderande förmåga anläggs på deponins hela yta. Detta passar bra för deponier utan tätskikt.
- **Biofönster (eng: biowindows)** – Via ett gasdräneringsskikt överlagrat av ett tätskikt leds gasen till mindre områden utan tätskikt och med god metanoxiderande förmåga.
- **Passiva öppna biofilter** – Fungerar som biofönster, och används ibland synonymt. I följande text menas med biofilter främst ett filter, uppbyggt av ett genomsläppligt material med god metanoxiderande förmåga, som installeras i exempelvis gasbrunnar eller andra väl avgränsade ”behållare”. Gasen leds till filtret genom exempelvis befintliga gasdräner eller andra ledningssystem. Även aktiva biofilter förekommer, där deponigasen pumpas till filtret. De öppna biofiltren är öppna mot atmosfären så att syre kan diffundera in.
- **Passiva stängda biofilter** – Som ett passivt öppet biofilter med den skillnaden att syre (luft) leds in genom filtret.
- **Bioaktivt uppfångande dike (eng: bioactive intercepting trench)** – Ett dike fyllt med genomsläppligt material med god metanoxiderande förmåga anläggs runt deponins ytterkanter för att förhindra horisontell gasmigration ut från deponin, då horisontell migration kan innebära såväl säkerhets- som miljörisiker.
- **Biotarp** – täcke för tillfällig, daglig övertäckning medan avfall deponeras. Täcket är gjort av ett material med god metanoxiderande förmåga och ska tåla att förflyttas och läggas på de delar av deponin där avfall för tillfället deponeras. Täcket läggs direkt på avfallet vid tillfälliga uppehåll i deponeringen eller i väntan på en permanent täckning. Biotarps har hittills haft en begränsad användning och tas inte upp vidare i denna rapport.

I avsnitt 2.9 beskrivs mikrobiell metanoxidation vidare och erfarenheter från tidigare studier tas upp. Utformning av passiva system beskrivs också.

2.8.3 Stoppkriterier för gashantering

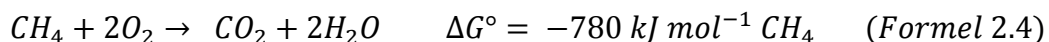
Även om deponigasbildning pågår under en lång tid, finns det en gräns för hur länge det är motiverat att kontrollera och övervaka äldre deponier. Så kallade stoppkriterier finns i Tyskland (Stegmann et al., 2006), Österrike (ÖWAV, 2008) och Storbritannien (Environment Agency (UK), 2010). En sammanställning har gjorts av Miljøstyrelsen Danmark (2015). Stoppkriterierna anger hur små deponigasutsläpp som krävs för att övervakning av deponierna ska kunna avslutas. I Sverige saknas utsläppskrav och det är inte tydligt definierat när en deponi kan anses kunna avslutas. I Tyskland krävs att gasflöden *till* täckningen är mindre än 0,089 mg CH₄/m²/s och att halter över 25 ppm inte uppmäts vid screening med FID¹² (Stegmann et al., 2006). FID-mätningarna ska utföras två gånger per år under tio år utan att halten överskrids innan övervakningen kan avslutas. Stoppkriterierna i Österrike (ÖWAV, 2008) bygger på de tyska kriterierna. Istället för krav på gasflöde till täckningen finns utsläppskrav genom ytskiktet på en tiondel av det tyska kravet, 0,0089 mg CH₄/m²/s. I Storbritannien finns utsläppskrav motsvarande 0,001 mg CH₄/m²/s för sluttäckta deponier (Environment Agency (UK), 2010). Om dessa inte överskrids räcker det med att utföra en FID-screening där metankoncentrationen måste understiga 100 ppm.

2.9 Metanoxidation

Metanoxidation är den biologiska process som utnyttjas i passiva gashanteringssystem. I avsnittet beskrivs processen, hur metanoxideringskapaciteten kan mätas och vilka faktorer som påverkar metanoxidationen. Avsnitt 2.9.3 beskriver hur passiva gashanteringssystem kan utformas.

Metan kan tas upp och omvandlas av flera olika sorters organismer, bland annat vissa jästceller och nitrifierande¹³ bakterier. I en deponi står emellertid så kallade metanotrofer för den allra största delen av upptaget av metan. Metanotroferna är bakterier som använder metan som energikälla. De flesta metanotrofer är strikt aeroba och kräver syrgas för att kunna leva. Det finns även metanotrofer som använder syret i exempelvis sulfat- eller nitritjoner för att oxidera metan. Anaerob metanoxidation (AMO) i deponier är ett nytt forskningsområde där kunskaperna fortfarande är mycket begränsade. En nackdel med AMO är bakteriernas långsamma tillväxt, där det kan ta år för dem att föröka sig (Paul, 2015). I denna text innebär metanoxidation aerob metanoxidation (med tillgång till syre) om inte annat anges.

Metanoxidation är en mikrobiell process där bakterier omvandlar metan och syre till koldioxid och vatten. Nettoreaktionen för aerob metanoxidation ses i formel 2.4 (Scheutz, et al., 2009).



Metanoxidation kräver att både metan och syre finns tillgängligt, förhållanden som ofta återfinns i den övre delen av deponiers täckning, där metan som bildats inne i deponin rör sig uppåt och syre från luften kan tränga ner i marken.

Aerob metanoxidation har varit känt i många år och forskningen inom området är omfattande. Metanoxidation sker, precis som metanbildning, i många naturliga system såsom våtmarker och sjöbottnar. Metanoxiderande bakterier kan hittas nära markytan i de flesta jordar, där de använder metan från atmosfären som energikälla (Huber-Humer et al., 2008a).

¹² FID = Flame Ionization Detector. Mätning ska ske på 16 punkter per hektar.

¹³ Nitrifikation är en oxidationsprocess där ammonium (NH₄⁺) eller andra kväveföreningar omvandlas till nitrat (NO₃⁻).

Det finns många olika sorters metanotrofer, men de brukar vanligen delas upp i två typer: typ I och typ II. Typ I metanotrofer kräver en högre syrehalt och lägre metanhalt än typ II metanotrofer och kan därför hittas i större utsträckning närmast markytan (Scheutz et al., 2009). Typ I metanotrofer kan också leva i lägre temperaturer, vilket enligt Börjesson et al. (2004) innebär att de borde förekomma i högre grad än typ II metanotrofer i kallare klimat, exempelvis i Sverige. Typ II metanotrofer kan fixera kväve från atmosfären vid låg tillgång på syre (<4%) (Scheutz et al., 2009). Vissa metanotrofer bildar växthusgasen N₂O vid metanoxidationen, men enligt Huber-Humer et al. (2008a) finns flera studier som tyder på att mängden är liten och gasens miljöpåverkan antagligen av liten betydelse.

2.9.1 Mätning av metanoxideringskapacitet

I dagsläget finns ingen utvecklad metod som på ett enkelt sätt kan mäta metanoxideringskapaciteten i ett passivt gashanteringssystem. Liksom vid mätning av utsläpp genom deponins ytskikt, kan metanflödet variera stort i tid och rum. Dessutom krävs en uppskattning av flödet både in till och ut ur det metanoxiderande filtret, fönstret eller skiktet. Ett par metoder som har använts beskrivs här.

Den vanligaste mätmetoden för metanoxideringskapacitet är isotop-metoden. Kolatomerna i deponigasens metan består av olika kolisotoper (en stor andel ¹²C och en mindre andel ¹³C). Metanotroferna som oxiderar metan använder ¹²C i större utsträckning än ¹³C och genom att mäta sammansättningen av de olika isotoperna i deponigas inuti deponin samt vid deponins yta kan ett mått på hur mycket metan som oxideras genom deponins täckskikt fås (Samuelsson et al., 2005). Analysen utförs i laboratorium. Litteraturgenomgången tyder på att ett par laboratorier i USA verkar utföra en stor del av alla analyser.

En annan mätmetod som används är gas push-pull test (GPPT). Det innebär att en gasblandning bestående av dels reaktiva gaser som metan och syrgas och dels inert gas som argon injiceras i marken. Gas samlas sedan in från samma plats vid några tillfällen och gassammansättningen analyseras. Från skillnader i koncentrationerna av gaserna i gasblandningen kan ett mått på metanoxidationen uppskattas (Streese-Kleeberg et al., 2011).

2.9.2 Faktorer som påverkar metanoxidation

Hur mycket metan som kan oxideras i en jord beror på vilka förutsättningar de metanoxiderande bakterierna har för tillväxt. Dessa förutsättningar beror av flera faktorer. Till följd av dessa faktorer är förutsättningarna för metanoxidation olika i olika delar av världen. De flesta studier som tas upp i denna text är utförda i norra Europa eller Nordamerika, med i stort sett liknande klimat.

Temperatur

Optimal temperatur för metanoxidation är 25-35°C (Scheutz et al., 2009). Metanoxidation kan ske även i lägre temperaturer, åtminstone ner till 1°C (Einola et al., 2007). Säsongsvariationer förekommer, främst som en följd av temperaturskillnader där metanoxideringskapaciteten varit högre under sommaren och lägre under den kallare delen av året (Einola et al., 2009; Gebert et al., 2011). Börjesson & Svensson (1997) utförde mätningar med statiska kammare och förklarar de högre emissionerna av metan under nätter med att metanoxiderande bakterier inhiberas av kallare temperaturer (Börjesson & Svensson, 1997). Metanoxideringsskikt med en större mäktighet kan ha hög effektivitet året om, även i minusgrader, eftersom de biologiska processerna genererar värme och det djupare metanoxideringsskiktet fungerar som ett isolerande lager (Huber-Humer et al., 2008a; Scheutz et al., 2014).

Fuktighet

Optimal fukthalt har visat sig normalt vara 10-20 vikt-%, men det finns exempel på studier där ett högre optimum har observerats (Scheutz et al., 2009). Metanoxidationskapaciteten blir mycket lägre om fukthalten understiger 5 %. (Scheutz et al., 2009). Vilken fukthalt som är optimal kan variera mycket mellan olika material, och är generellt högre i material med hög porositet (NSW, 2010).

Syretillförsel, porositet och permeabilitet

En ökad porositet i jorden gör att syretillförseln blir större och därmed blir metanoxidationskapaciteten högre.

Ammoniumjoner (NH₄⁺)

Metanoxiderande bakterier kräver relativt mycket kväve för tillväxt, och det finns studier som visar att gödning med ammoniumjoner främjar metanoxidationen. För höga halter har emellertid visat sig inhibera oxidationsprocessen. (Scheutz et al., 2009)

Bildande av exopolymeric substances (EPS)

EPS är polysackarider som bildas som biprodukt vid metanotrofernas cellsyntes. EPS är ett skydd för bakterierna, men om det bildas i för stora mängder kan markens porer sättas igen och förhindra gasflöde till bakterierna och därigenom metanoxidationskapaciteten. Metanoxidationskapaciteten kan vara högre vid en lägre syrehalt (1,5%) jämfört med en högre (10,5%) till följd av en betydligt större EPS-bildning vid en högre syrehalt (Wilshusen et al., 2004).

pH

Optimalt pH för metanoxidation i mark är mellan 5,5 och 8,5 (Scheutz et al., 2009).

Vegetationens betydelse

Markvegetation ger ökad metanoxidation, beroende på bland annat ökad syretillförsel till jorden genom rotpenetration (Bohn et al., 2011; Reichenauer et al., 2011).

Metanflöde

Hur mycket metan som oxideras beror också på hur stort flödet av metan är. Ju lägre gasflöde, desto större möjlighet för att en stor andel av metanen ska oxideras (Chanton et al., 2011). Detta eftersom uppehållstiden i filtret eller skiktet blir längre.

2.9.3 Utformning av passiva gashanteringssystem

Det finns en mängd exempel på studier där passiva system införts, studerats och utvärderats. Erfarenheter från svenska deponier är däremot begränsad och författaren har inte kunnat hitta några utvärderingar av passiva system i fullskala. I detta avsnitt tas erfarenheter från passiva gashanteringssystem i andra länder upp. I Tabell 2.3 (sist i avsnittet) finns en sammanställning av fördelar och nackdelar med olika typer av passiva gashanteringssystem (efter Huber-Humer et al., 2008a).

Materialval

Sedan slutet av 90-talet har flera studier om funktionen av olika passiva gashanteringssystem genomförts. Framförallt är det metanoxidationsskikt som täcker deponins hela yta som studerats. Det finns flera studier som mäter metanoxidationskapaciteten hos olika material. Resultaten varierar, men enligt en sammanställning av Huber-Humer et al. (2008a) tenderar

grövre, porösa material med en tydlig struktur och innehållandes organiskt material ge en högre metanoxideringskapacitet.

Skillnaden mellan materialets porositet och fältkapacitet (förmåga att hålla vatten) måste vara tillräckligt stor för att tillåta gas- och vattentransport (NSW, 2010). Materialets struktur ska vara stabil för att upprätthålla en hög porositet och för att mikroorganismer ska kunna växa på materialets yta (NSW, 2010).

Kompostjord

Kompostjord har visat sig ha hög metanoxideringskapacitet, och flera studier har undersökt olika typer av kompost och kompostblandningar (Huber-Humer et al., 2008a; Sadasivam & Reddy, 2014). Ett exempel är ett danskt projekt där ett metanoxideringsskikt av en kompostblandning installerades och där 80 % av metanen därmed kunde oxideras. (Scheutz et al., 2014). Det är viktigt att jorden är välkomposterad (eng: mature compost) och att nedbrytningen har börjat stanna av. Om det finns för mycket lättnedbrytbart organiskt material har heterotrofa bakterier i jorden generellt bättre möjligheter att föröka sig och konkurrerar ut metanotrofer genom att förbruka tillgängligt syre (Huber-Humer, et al., 2008a; Scheutz, et al., 2011a). Kompostjorden kan utgöras av till exempel komposterat trädgårdsavfall, komposterat avloppsslam eller komposterat matavfall. Även försök med att använda komposterade restprodukter av MBT¹⁴ (Mechanical biological treatment) har gjorts, där metanoxideringskapaciteten har visat sig vara hög (Einola et al., 2008). En risk är att lakvatten bildas, som måste tas om hand.

Vikten av gasdräneringsskikt

Kompostjord är ett heterogent material och såväl jordsammansättningen som bakteriefloran ser olika ut på olika platser. Det gör det svårt att ge konkreta kvalitetskrav för hur metanoxideringsskikt bör utformas (Huber-Humer et al., 2008a). Även deponier är heterogena till sin natur, och metanbildningen och metanflödet är normalt inte jämnt fördelat över deponins yta. Ett jämnt flöde till och genom metanoxideringsskiktet är viktigt för en hög metanoxideringskapacitet (Huber-Humer et al., 2008b; Scheutz et al., 2014; Scheutz et al., 2011b), vilket innebär att anläggandet av ett gasdräneringsskikt med hög permeabilitet under det metanoxiderande skiktet är viktigt för ett gott resultat.

Andra material

Andra material som har testats och kan vara aktuella för användning i metanoxiderande anläggningar (kanske främst biofilter och biofönster) är torv, olika sandhaltiga jordar, träflis, bottenaska m.fl. (Huber-Humer et al., 2008a). I en studie av Stein & Hettiaratchi (2010) har torv visat sig kunna vara lämpligt som filtermaterial i biofilter, även om total oxidation inte uppnåddes och metanoxideringskapaciteten är lägre än för många kompost-baserade material (Scheutz et al., 2009).

Beroende på vilken typ av lösning som väljs, kan ett lämpligt materialval se olika ut. Biofilter hanterar förmodligen en större mängd gas per mängd filtermaterial eller yta, jämfört med ett metanoxideringsskikt och kräver ett material med högre metanoxideringskapacitet. Ett metanoxideringsskikt har också andra funktioner, då skiktet ska utgöra yta för vegetation och inte sällan vara en yta för rekreation eller andra aktiviteter. Valet av material beror också på vilka material som finns tillgängliga. Framför allt för metanoxideringsskikt används en stor

¹⁴ MBT (Mechanical biological treatment). En behandlingsprocess där restavfall sorteras mekaniskt och delar av avfallet komposteras.

mängd material. Generellt gäller att ju mer kompakterat materialet i täckningen är, desto lägre blir metanoxidationen till följd av en lägre porositet (Gebert et al., 2009).

Placering och utformning av passiva gashanteringssystem

På en dansk deponi installerades biofönster, som reducerade deponins metanutsläpp med 28 %. Det visade sig vara ett problem att leda deponigasen till de installerade biofönstren (Scheutz et al., 2011b).

Deponigasens densitet beror på dess sammansättning och temperatur. Metan är lättare än luft, medan koldioxid är tyngre. Nybildad deponigas är lättare än luft, medan deponigas i äldre deponier kan vara tyngre än luft då metanhalten minskar till förmån för främst koldioxid och kväve (Bozkurt et al., 2000).

Det är önskvärt att begränsa mängden vatten som tränger igenom täcksiktet på en deponi, för att undvika stor lakvattenbildning. Biofönster bör alltså placeras så att inte för mycket regnvatten rinner igenom biofönstret ner till avfallet (Bour et al., 2015). För mycket vatten kan också vara en nackdel för metanoxideringskapaciteten, då porer i filtret/marken kan vattenfyllas och förhindra gastransport. Det finns också en risk att biofilter eller biofönster torkar ut under torra perioder, och bevattning skulle kunna vara aktuellt (NSW, 2010).

Enligt (Huber-Humer et al., 2009) kan ett passivt gashanteringssystem baserat på metanoxidation utformas och kontrolleras i fyra generella steg:

1. Platsundersökning och mätning för att bestämma hur stort metanflöde som skiktet/filtret behöver klara av.
2. Laboratorietest av metanoxideringskapacitet för några material som det finns tillgång till.
3. Fältundersökning för att upptäcka hot spots, vilket är viktigt för att kunna göra en optimal placering av biofönster eller biofilter.
4. Efter installation av det passiva systemet behöver dess effektivitet att oxidera metan utvärderas genom fältmätningar. För att kunna utvärdera metanoxideringsförmågan behöver mätningar av metanflöde såväl in till som ut från metanoxideringssiktet/filtret.

Huber-Humer et al. (2009) ger också mer detaljerad information om hur de fyra stegen ovan kan utföras, med fokus på steg fyra. Vidareutveckling av mätmetoder behövs för att kunna validera mätresultat och göra metoderna kommersiellt tillgängliga (Huber-Humer et al., 2009).

I en fransk studie sammanställs erfarenheter från tolv franska deponier med passiva gashanteringssystem (Bour et al., 2015). För fyra av de tolv deponierna anges också de kriterier som använts för utformandet av de passiva systemen. I studien används två olika utgångspunkter för hur systemen utformas – Antingen används modellresultat eller mätresultat. Om modellresultat ska användas, krävs kunskap om avfallet som deponerats och hur det bryts ner (Bour et al., 2015). På äldre deponier är detta ofta inte känt och utformning av passiva systemet görs bäst utifrån mätresultat. Då är det viktigt att hot spots identifieras för att kunna anlägga gashanteringssystemet på bästa sätt (Bour et al., 2015).

I Storbritannien krävs aktiva gashanteringssystem på deponier med gasproduktion och passiva system godtas inte. I projektet ACUMEN, med bland annat Environment Agency som huvudman, har olika lösningar för gashantering utvärderats på äldre deponier med mindre gasflöden. De preliminära resultaten visar att passiva metanoxiderande biofilter kan ge goda resultat med mer än 90 % oxidation av metan under rätt förutsättningar och Robinson et al. (2015).

Riktlinjer och handböcker

Projektet *Metanoxiderande filteranläggningar vid sluttäckning av äldre deponier/avfallsupplag – Praktisk erfarenhetsuppföljning och omvärldsanalys*, som bedrivits av bland annat Avfall Sverige redovisas dels kortfattat i (Avfall Sverige, 2010b), dels genom en hemsida (Avfall Sverige, u.d.). Projektets mål var att ta fram ett informationsmaterial om metanoxidation där tidigare erfarenheter och problem från anläggandet och användningen av passiva gashanteringssystem tas upp (Avfall Sverige, 2010b).

Avfall Sverige (2015a) är ett beslutsstöd för deponigashantering vid sluttäckning av en deponi och kan vara en hjälp för att avgöra om ett aktivt eller passivt system är lämpligt.

I Tyskland finns en kvalitetsstandard för metanoxidationsskikt på deponier (LAGA, 2011). Standarden gäller för heltäckande skikt på deponier där gasmängden eller kvaliteten på gasen är för låg för att kunna bränna den. Metanoxidationsskiktet måste vara minst 1 meter mäktigt eftersom det är viktigt att rötter inte tränger ner i underliggande skikt. Gränser för fältkapacitet (förmåga att hålla vatten) och luftkapacitet (andel luft vid fältkapacitet, alltså hur mycket luft som finns i materialet vid vattenmättnad) finns också. Under metanoxidationsskiktet bör ett gasdräneringsskikt och ett vattendräneringsskikt anläggas. Metanoxidationsskiktet ska ge förutsättningar för metanoxidation och för vegetation att etablera sig på markytan. Funktionen hos skiktet ska kontrolleras en gång i halvåret genom att mäta metankoncentrationer vid markytan.

I Österrike finns en teknisk guide som beskriver hur metanoxidationsskikt bör anläggas och kontrolleras (Huber-Humer et al., 2008b). Här rekommenderas ett gasfördelningslager med en mäktighet av 0,5 m överlagrat av ett 1,2 m mäktigt metanoxidationsskikt.

En handbok om utformning, konstruktion, drift, kontroll och underhåll av passiva gashanteringssystem på deponier finns utgiven av naturvårdsverket i New South Wales i Australien (NSW, 2010). Handboken ger en sammanställning av forskning om metanoxidation och passiva gashanteringssystem. I rapporten finns också resultat från fältstudier på några deponier i New South Wales där olika passiva gashanteringssystem installerats. Utformningskriterier finns för flera olika typer av system, men biofilteranläggningar av olika slag får störst utrymme. NSW (2010) rekommenderar att utformning av ett passivt system (främst biofilter) görs i två steg: I första steget utvärderas om det är lämpligt att anlägga ett eller flera biofilter. I andra steget görs en mer detaljerad bedömning och utformning av biofiltret/biofiltrena planeras. Vid utformningen kan en metanoxidation på 90%, 75% eller 50% väljas, vilket ger olika rekommenderade maxflöden av metan till biofiltret (1,0-3,6 mg/m²/s i klimat som i Sydney. Kallare och blötare klimat kräver lägre flöde).

Kostnad

Huber-Humer et al. (2008b) anger att kostnaden för att anlägga ett metanoxidationsskikt kan vara 22-33 euro/m² (ca 200-300 kr/m²). Att anlägga ett biofönster i en redan befintlig sluttäckning kan kosta 150-250 euro/m² (1 400-2 400 kr/m²), men exempel på en kostnad av 590 euro/m² (5 500 kr/m²) finns (Huber-Humer et al., 2008b). NSW (2010) anger en kostnad för material till ett biofilter, \$40/m² (ca 250 kr/m²). Både Huber-Humer et al. (2008b) och NSW (2010) påpekar att lokala förutsättningar har stor betydelse för kostnaden.

Att anlägga ett metanoxidationsskikt kan vara ett kostnadseffektivt alternativ till andra växthusgasreducerande åtgärder i Danmark idag (Scheutz et al., 2014).

Tabell 2.3. Sammanställning av passiva lösningar för deponigashantering. Redigerad efter Huber-Humer et al. (2008a).

Typ av system	Fördelar	Nackdelar	Lämpligt för	Material
Biocover/ metan- oxidations- skikt	<ul style="list-style-type: none"> • Stor yta ger låga flöden • Hög effektivitet • Möjliggör vegetation på ytan 	<ul style="list-style-type: none"> • Kräver stora mängder material • Svårt att utvärdera effektiviteten • Svårt att kontrollera funktionen 	Deponier utan sluttäckning.	Grövre jordar, kompost, blandningar jord/kompost, andra konstruerade material
Biofönster	<ul style="list-style-type: none"> • Snabb och lätt installation • Inget tidigare gasuppsamlings-system krävs 	<ul style="list-style-type: none"> • Risk för höga gasflöden (mindre yta jmf metan-oxidationsskikt) • Svårt att utvärdera effektiviteten 	Deponier med sluttäckning Behandling av hot spots	Konstruerade material (av kompost, torv, sandblandningar, lerpellets mm)
Passiva biofilter	<ul style="list-style-type: none"> • Driftsparametrar kan gå att kontrollera 	<ul style="list-style-type: none"> • Kräver gasuppsamlings-system • Risk för höga flöden 	Deponier med äldre gasuttags-system	Som för biofönster

3 Fältstudie

I detta avsnitt presenteras metod och resultat från de fältmätningar som utförts inom ramen för projektet. Mätningar har skett på tre äldre nedlagda deponier som inte omfattas av deponiförordningen (SFS 2001:412), men där åtgärder för att minska miljö- och säkerhetsrisker har utförts (Sankt Hans backar) eller planeras (Höllviken och Solhålan, Helsingborg). Antalet studerade deponier har begränsats till tre stycken på grund av projektets begränsade tidsram. Utförandet av mätningarna har skett efter samtycke från ansvarig kommun.

3.1 Metod för fältstudie

I projektet har mätningar gjorts med en fluxbox (öppen statisk kammare) och med 1 meter långa gasspjut som installerats genom markytan. Mätning med olika varianter av statiska kammare är den mest utbredda metoden för mätning av metankoncentrationer och metanflöden på deponier (Avfall Sverige, 2013b). Metoden att använda fluxbox valdes eftersom den är mycket frekvent använd sedan tidigare och ger ett kvantitativt mått på mängden metan som släpps ut till atmosfären, även om osäkerheterna är relativt stora. En annan fördel är att utrustningen är enkel att tillverka och att lämplig mätutrustning funnits tillgänglig. Genom att också mäta gassammansättningen under markytan, ges möjlighet att fastställa om deponigas finns under markytan och resonemang kan föras om hur gasen migrerar genom markytan.

Utsläppskrav och vägledningar i Storbritannien

I Storbritannien är mätning av deponigasutsläpp genom deponins ytskikt ett krav i miljötillstånd. Utsläppskrav på max 0,001 mg CH₄/m²/s finns för sluttäckta ytor. I jämförelse med Sverige är deponering av hushållsavfall betydligt mer utbrett, även om nya krav inom EU har lett till höga deponiskatter och en minskad deponering av biologiskt nedbrytbart avfall. Environment Agency, motsvarigheten till naturvårdsverket i England och Wales, har gett ut en serie vägledningar som behandlar hur deponigas ska samlas in och kontrolleras och hur utsläpp ska mätas. Lagstiftningen bakom vägledningarna gäller i England och Wales. Skottland och Nordirland har självbestämmanderätt men har ofta antagit samma reglerande dokument som England och Wales. Vägledningen om deponigas består av sex dokument, där två är särskilt intressanta för detta projekt: Landfill Technical Guidance Note 03, LFTGN03 (Environment Agency (UK), 2004) med titeln *Guidance on the management of landfill gas* är ett övergripande dokument för hur deponigas ska hanteras och LFTGN07 (Environment Agency (UK), 2010) *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions* beskriver hur utsläpp genom deponiers ytskikt ska mätas.

I LFTGN07 (Environment Agency (UK), 2010) förordas mätning med fluxbox för att bestämma metangasemissioner från deponier, vilket innebär att metoden används på ett stort antal deponier varje år. I detta projekt har metoden för tillverkning och användning av fluxbox till del följt den brittiska metodiken. På följande punkter har metodiken i LFTGN07 inte följts:

- En screening där ett handburet mätinstrument används för att mäta direkta koncentrationer av metan vid markytan förordas i LFTGN07 men har inte genomförts i föreliggande fältstudie. Anledningen har främst varit tidsbrist vid mättillfällena, då det har varit önskvärt att utföra en mätning på en arbetsdag.
- Antalet mätpunkter har i föreliggande studie varit betydligt färre än vad som anges i LFTGN07. Anledningen har främst varit tidsbrist vid mättillfällena.

- Vid fluxboxmätningarna rekommenderas att ett mätinstrument med detektionsgräns för metan på 0,5-1 ppm används. I föreliggande studie har ett instrument med detektionsgräns 50 ppm använts, vilket innebär att ett högre flöde av metan krävs för att detektion ska kunna ske. Med den fluxbox som använts i studien har metan-detektorn en detektionsgräns på ca 0,006 mg CH₄/m²/s vid 15 minuters mätning (jmf LFTGN07 detektionsgräns 5*10⁻⁵ mg CH₄/m²/s).
- För att undvika att störa det naturliga flödet genom markytan bör endast en liten mängd gas dras ut av mätinstrumentet. Av praktiska skäl har mätning skett kontinuerligt, vilket skulle kunna innebära ett ökat eller minskat flöde genom markytan.
- Vid tillverkning av fluxboxen har två komponenter inte använts:
 - Inget T-rör applicerats i anslutning till ventilen där mätutrustningen appliceras (T-röret syftar till att fördela upptaget av gas över en större yta).
 - Ventilen som är öppen mot atmosfären har inte försetts med ett aktivt kol-filter.

De stora osäkerheterna med metoden och den arbetsbörda som skulle ha krävts för att med enbart hjälp av statistiska kammare uppskatta de *totala* utsläppen från en deponi har lett till att författaren valt att inte utföra sådana mätningar. Mätningarna är istället gjorda med syfte att:

- Påvisa möjligheter och brister med metoden.
- Undersöka om utsläpp kan uppmätas på utvalda delytor av eller punkter på de studerade deponierna vid mättillfällena.

Deponigas består av flera olika ämnen. I fokus för denna studie står metaninnehåll på grund av den risk för miljö och människor som förknippas med gasen. Även koldioxid är intressant då förhöjda halter av koldioxid kan tyda på metanoxidation. Det är alltså främst metan- och koldioxidhalter som mätts och dokumenterats från mätningarna.

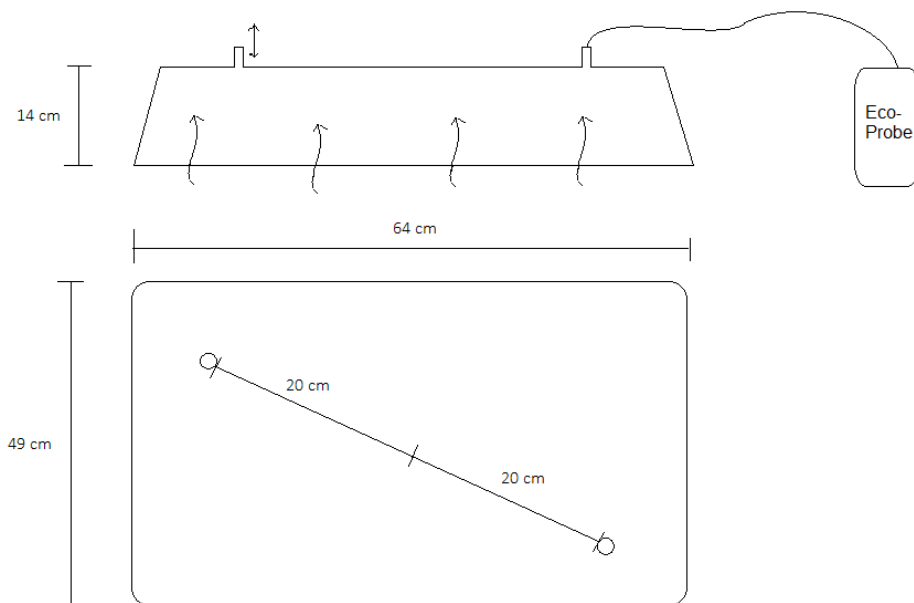
3.1.1 Material

Tillverkning av fluxbox

Till de mätningar som utförs inom ramen för detta projekt har en fluxbox eller statisk kammare tillverkats. Kammaren är en förenklad variant av den konstruktion som beskrivs i LFTGN07 (Environment Agency (UK), 2010).

Fluxboxen är tillverkad av en rektangulär låda av vit polypropylen med inre mått 64 cm×49 cm×14 cm (längd×bredd×höjd), där längd×bredd mäts i den öppna änden av lådan, som sedan utgör yta mot marken, då lådan kommer att vändas upp och ner vid användning.

I botten av lådan borrades två hål med en diameter av 12 mm, vart och ett 20 cm från centrum av lådan (Figur 3.1). I ett av hålen monterades en kulventil med ¼” rörgänga i nedre änden och slangkoppling med inre diameter 4mm i den övre delen. Stålbricka med gummipackning användes på båda sidor om plastmaterialet i lådan. Gängtejp användes vid montering av en 25 mm lång rörmuff i den gängade delen av ventilen. I det andra hålet monterades en ventil (av quick connector type) på samma sätt. Till ventilen kan en slangkoppling monteras. Med denna ventil öppen vid mätning står fluxboxen i kontakt med atmosfären och förhindrar att tryck byggs upp inuti boxen (öppen statisk kammare).



Figur 3.1 Skiss av fluxbox (statisk kammare).

Gasmätare

Vid mätning med fluxbox har mätinstrumentet EcoProbe 5 från RS Dynamics använts. Instrumentet mäter CO₂, CH₄, O₂, TP (total petroleum) och PID (photoionization detection). Under projekttiden har O₂-detektorn varit ur funktion. Vid mätningar i projektet har halterna av CO₂ och CH₄ använts. CO₂ och CH₄ mäts med IR-absorption i koncentrationer 50-500 000 ppm. Vid mätningarna har ett flöde på 0,5 liter/minut använts för mätinstrumentet.

Vid mätning i gasspjut och befintliga rör/spjut har mätinstrumentet GA5000 från Geotechnical Instruments använts. Instrumentet mäter CH₄, CO₂, O₂, CO och H₂S. CH₄ och CO₂ mäts med IR-absorption, i halter från 0,1 %. O₂ mäts från 0,1 % med en galvanisk cell. CO och H₂S mäts ner till ppm-nivå. GA5000 mäter också lufttryck och relativt tryck. Mätning av relativt tryck har gjorts inför varje mätning i gasspjut. Instrumentet har ett flöde på 0,55 liter/min.

De två gasmätare som använts i studien är inte kalibrerade mot varandra och de värden som fås är inte direkt jämförbara, även om de har relativt bra korrelation.

3.1.2 Fältmätningar

På varje deponi har ett antal mätplatser valts ut. Hur platsen valts ut beskrivs för varje mätplats i avsnitt 3.2.

Mätplatsen är en några kvadratmeter stor yta där mätning sker dels i gasspjut och dels med fluxbox (Figur 3.2). Om befintliga grundvattenrör, gassonder eller liknande finns installerade i närheten sker mätning i dessa med samma metodik som för gasspjuten.

Vid varje fluxboxmätning har 1-4 stycken gasspjut satts ner i marken till ett djup av 1 m. Antalet beror på om det varit möjligt att få ner spjuten tillräckligt djupt utan att stenar eller andra hinder påträffats. Ibland finns förinstallerade gassonder eller grundvattenrör där mätning kan ske och därmed motivera att färre gasspjut installeras. Mätning har skett med instrumentet GA5000 i vart och ett av gasspjuten under minst 1 minut. Syftet med gasspjuten är att kontrollera om och hur mycket deponigas som finns i marken under platsen för fluxboxmätningen. En osäkerhet vid gasspjutmätningar är att luft kan tränga ner om röret inte sluter tätt mot markytan. En annan

felkälla kan vara om spjutet inte går att få ner hela vägen och de översta hålen har kontakt med luft. Om röret inte har gått att få ner hela vägen har de översta hålen tätats med tejp.

Fluxboxen installeras i tre steg. Vid behov förbereds ytan genom att hög vegetation avlägsnas och ojämnheter i kanterna jämnas ut för att möjliggöra tillslutning. Sedan sätts fluxboxen på plats genom att vända den öppna änden mot marken och i ett sista steg förseglas kanterna mot marken med jord. Efter detta påbörjas mätningen med EcoProbe 5. Instrumentet mäter kontinuerligt under mätningen och returnerar var 15:e sekund ett högsta värde för de olika parametrarna. Dessa högsta halter av metan och koldioxid antecknas efter 15, 30, 45 och 60 sekunder. Därefter var 30:e sekund tills mätningen avbryts. Mätning sker i maximalt 15 minuter. Om ingen metan detekteras kan mätningen avbrytas tidigare, dock tidigast efter 5 minuter.

Vid mätning på Sankt Hans backar har mätningar även utförts i vad som vidare i texten betecknas gasbrunnar. Gasbrunnarna är betongrör som är anslutna till ett äldre ledningssystem under mark som idag utgör lakvattenledningarna. Syftet med gasbrunnarna är att på ett säkert sätt kunna släppa ut deponigas som rör sig i lakvattenledningarna. I gasbrunnarna finns en typ av biofilter, hädanefter betecknade gasfilter. Gasfiltren är uppbyggda av grus överlagrat av en torv- och kompostblandning, med avsikten att kunna fungera som ett metanoxidationsskikt och minska utsläppen av metan till atmosfären. Inför mätning i gasbrunn har brunnen tätats med plastfolie och tejp så att enbart en öppning, vid en av de befintliga öppningarna i brunnslocket finns kvar (Figur 3.3). Här sticks slangen till gasmätaren ner och mätning sker sedan som vid en fluxboxmätning.



Figur 3.2. Vänster: Vid varje mätplats installerades 1-4 gasspjut. Höger: Mätning med fluxbox. Foto: Ida Arvidsson



Figur 3.3. Gasbrunn tätad inför mätning. Foto: Ida Arvidsson.

3.1.3 Databehandling

Efter att mätning skett i fält läggs mätdata in i en databehandlingsmall. Ett exempel på en ifylld databehandlingsmall finns i bilaga 1. För varje fluxboxmätning beräknas koncentrationsökningen, dc/dt , enligt formel 3.1 där t betecknar tid, c koncentration och n antalet mätpunkter (efter Environment Agency (UK), 2010, Appendix C). Ett linjediagram visar metan- och koldioxidkoncentrationer som en funktion av tid. Lutningen på den trendlinje som visas i diagrammen är koncentrationsökningen, dc/dt . Vidare beräknas flödet av metan enligt formel 3.2 där Q är flödet av metan, V är fluxboxens volym och A är fluxboxens yta mot marken. Korrelationskoefficienten R^2 är ett mått på hur väl trendlinjen stämmer överens med mätdata och beräknas enligt formel 3.3.

$$\frac{dc}{dt} = \frac{n * \sum(t * c) - \sum t * \sum c}{n * \sum t^2 - (\sum t)^2} \quad (\text{Formel 3.1})$$

$$Q = \frac{V}{A} * \frac{dc}{dt} \quad (\text{Formel 3.2})$$

$$R^2 = \left(\frac{n * \sum(t * c) - \sum t * \sum c}{\sqrt{(n * \sum t^2 - (\sum t)^2) * (n * \sum c^2 - (\sum c)^2)}} \right)^2 \quad (\text{Formel 3.3})$$

Eftersom metan inte detekterats vid mer än ett fåtal av fluxboxmätningarna som utförts inom projektet, redovisas majoriteten av de genererade diagrammen inte i denna rapport.

3.2 Resultat fältstudie

I detta avsnitt redovisas resultat från de fältmätningar som utförts i projektet. Resultaten är uppdelade på de tre deponierna. Först beskrivs den aktuella deponin, meteorologiska förhållanden för respektive mätning, vilka de aktuella mätplatserna är samt till sist sammanfattande resultat. I bilaga 2-4 redovisas resultat av samtliga mätningar.

3.2.1 Höllvikens avfallsupplag

Höllvikens avfallsupplag är beläget strax norr om orten Höllviken i Vellinge kommun. På deponin ligger idag Fotevikens museum med ett antal byggnader, däribland en vikingaby. En återvinningscentral och ett stall ligger intill deponin. Deponin är ca 4 ha stor och är upphöjd 5-6 meter jämfört med omgivande terräng. Hushållsavfall, grovsopor och en del byggavfall har deponerats från 1940 till 1975 (Modin, 2014). Deponin är idag täckt, enligt borrhningar 2013 med ett 0,3 till 1,0 meter mäktigt lager av mulljord och sand.

Tidigare undersökningar av deponigas har gjorts av Sweco Environment AB (Modin et al., 2015). Undersökningarna visar att deponigas finns och att gasbildning troligen fortfarande sker. En rekommendation om att anlägga ett 0,5 meter mäktigt skikt med sandkompostblandning på en delyta av deponin har getts. Detta för att öka möjligheterna för metanoxidation. Undersökningarna i föreliggande projekt är koncentrerade till delytan som ska täckas, med undantag för en mätplats belägen utanför delytan.

Meteorologiska faktorer

Gasmätningar har utförts på Höllvikens avfallsupplag vid två tillfällen: 2 oktober och 22 oktober. 2 oktober var vädret nästan vindstilla och soligt, 14-17°C. Lufttrycket var högt men svagt fallande, 3 hPa under de 12 närmaste timmarna innan mätning och 1026-1023 hPa under tiden för mätning enligt SMHI. 22 oktober var vädret mulet, ibland med ett lätt duggregn. Temperaturen var ca 11°C och lufttrycket sjunkande, med 5 hPa de 12 närmaste timmarna innan mätningarna påbörjades och från 1008 till 1006 hPa under tiden för mätning.

Mätplatser

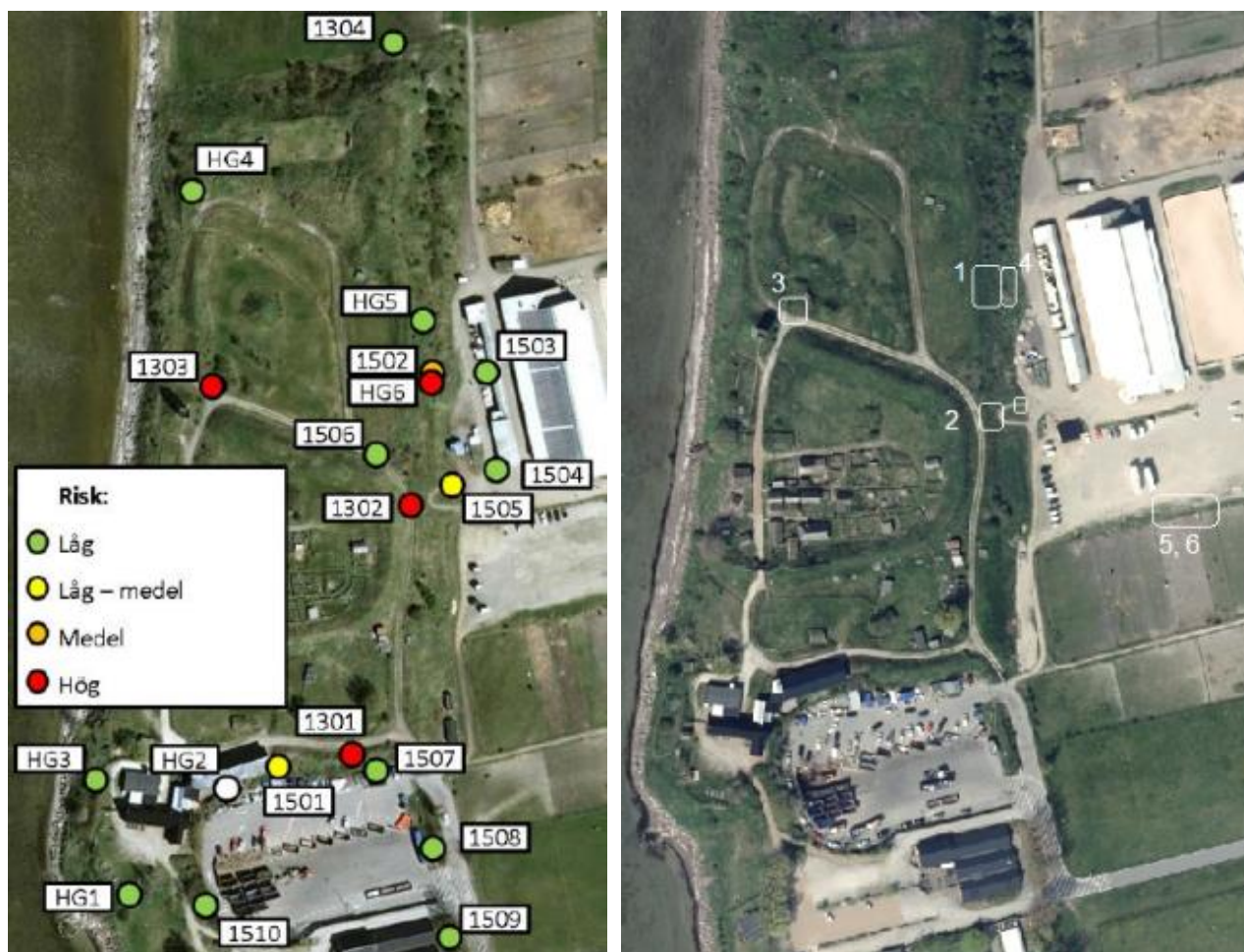
Vid båda mättillfällena gjordes mätningar på fyra mätplatser (Figur 3.4). På varje mätplats gjordes minst en fluxboxmätning och 1-4 gasspjutmätningar. Mätplats 1, 2 samt 4 ligger på slänten på östra sidan om deponin. Slänten kommer att täckas med ett jordskikt bestående av sandblandad kompost för att undvika ytutsläpp av deponigas genom ökad metanoxidationen. Mätplats 3 ligger uppe på deponin. 2 oktober gjordes dessutom fluxboxmätningar på en grästäckt och en sandtäckt yta utanför deponiområdet som referens (mätplats 5 och 6 i Figur 3.4).

Sammanfattande resultat

Gasspjutmätningar visade att metan finns i marken, men att halten varierar mellan olika platser. Det relativa trycket var lågt (nära noll) vid alla mätningar, vilket kan vara ett tecken på låg gasproduktion. Halten metan varierade mellan 0 och 59,5 %, där den högsta uppmätta halten uppmättes i ett tidigare installerat grundvattenrör (beteckning 1302, mätplats 2). Högsta halten som uppmättes i de gasspjut som installerades samma dag var knappt 40 % (spjut 1, mätplats 2).

Under första mätdagen (2 oktober) genomfördes totalt 8 fluxboxmätningar på 7 olika platser. Två av dessa var referensmätningar utanför deponin – en yta täckt med gräs och en med sand. På gräsytan ökade koldioxidhalten under mätningen. På sandytan minskade först koldioxidhalten för att sedan åter stiga. Förändringarna var emellertid små jämfört med mätningar på deponin. Mätningarna varade i 8 minuter. Andra mätdagen (22 oktober) gjordes 6 fluxboxmätningar på 5 olika platser. Metan uppmättes vid en av fluxboxmätningarna.

Mer detaljerade resultat finns redovisade i Bilaga 2.



Figur 3.4 Vänster: Tidigare mätpunkter. Bildkälla: Modin et al. (2015). Höger: Nuvarande mätplatser. Bildkälla: www.google.se/maps.

3.2.2 Solhålan, Helsingborg

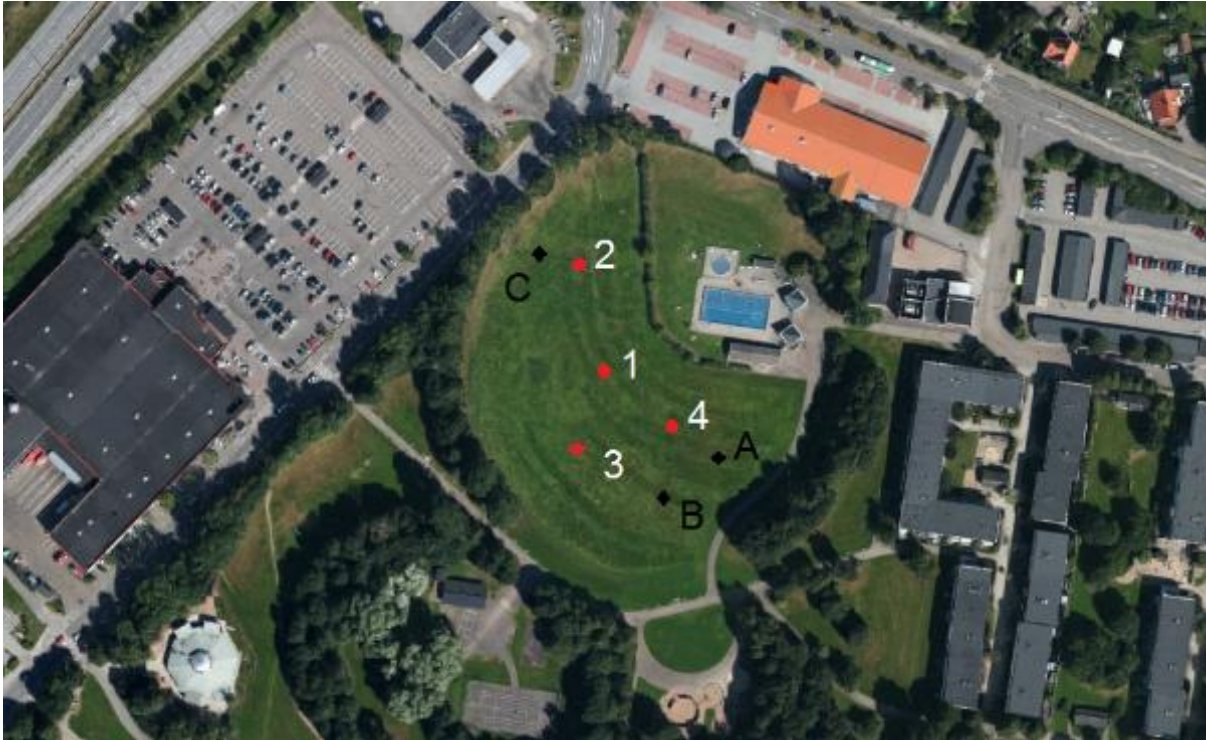
Mätningar har utförts på en äldre nedlagd deponi i området Drottninghög i norra Helsingborg, kallad Solhålan. Området är delvis täckt med jordmaterial och är gräsbeväxt. Deponin är ett grustag som fylldes igen med främst bygg- och rivningsavfall, troligen under mitten av 60-talet. Tidigare gasmätningar i grundvattenrör på platsen visar att deponigas finns i marken. Idag är Solhålan ett rekreationsområde och en utomhussimbassäng finns på området (Figur 3.5). Förtätning av staden gör att planer finns på att bebygga närliggande områden. Efter att det på initiativ av konsulter nyligen gjorts gasmätningar på området finns nu planer på att täcka ytan med ytterligare lager med porös, komposthaltig jord för att öka möjligheterna för metanoxidation genom täckskiktet. Syftet med täckningen är också att höja markytan för att ge bättre möjligheter till rekreation.

Meteorologiska faktorer

Deponigasmätningar utfördes 1 oktober och 13 november. Vid mätningen 1 oktober var lufttrycket högt, 1031 hPa enligt SMHI. Lufttrycket var mycket långsamt sjunkande. Lufttemperaturen var 13°C. 13 november var lufttrycket fallande, från 1020 hPa 12 timmar innan mätning till 1012 hPa vid mätningens början och 1009 hPa vid mätningens slut. Lufttemperaturen var 12°C.

Mätplatser

I Solhålan gjordes mätningar på fyra olika platser. Vid mätningen 1 oktober gjordes mätningar på mätplats 1, 2 och 3 och 13 november på mätplats 1, 3 och 4. På varje mätplats installerades 4 gasspjut i en rektangel och 1 fluxbox mellan gasspjuten. 13 november gjordes två fluxboxmätningar på mätplats 3 och 4. Då grundvattenrör har funnits nära mätplatsen har mätning skett i dessa på samma sätt som i gasspjuten.



Figur 3.5 Karta över deponin. De fyra mätplatserna är markerade med rött i bilden. Grundvattenrör utanför mätplatserna är betecknade A-C. Bildkälla: Redigerad från www.google.se/maps.

Sammanfattning av resultat

Gasspjutmätningar visade att metan finns i marken, men att halten varierar mellan olika platser. Det relativa trycket var lågt (nära noll) vid alla mätningar. Halten metan varierade mellan 0 och 69,7 %, där den högsta uppmätta halten var på mätplats 3. Under första mättillfället gjordes tre fluxboxmätningar. Ingen metan detekterades och koldioxidhalterna var ökande. Vid andra mättillfället gjordes fyra fluxboxmätningar. Metan detekterades vid en mätning, över en grop på mätplats 4. Generellt var koldioxidhalterna lägre under andra mättillfället (Figur B3.1). Detaljerade resultat redovisas i Bilaga 3.

3.2.3 Sankt Hans backar

Sankt Hans backar är ett välbesökt rekreationsområde beläget i norra Lund. På platsen deponerades avfall från 1947 till 1971 då området återställdes till att utgöra ett rekreationsområde (Lunds kommun, 2015). Ett kulligt landskap och en park anlades på området. Gasrisken på deponin har tidigare bedömts dels genom luktakttagelser i brunnar och dels utifrån resultat av mätning med statisk kammare på markytor nära ledningssystemet. Mätningen utfördes år 2007 i nio punkter samt i två lakvattenbrunnar (Wengström, 2015). Gasförhållandena på deponin har bedömts genom provpumpning av deponigas i en punkt (Wengström, 2008). Resultaten visar att deponigas finns i området och eventuellt fortfarande bildas.

Under 2013-2015 har förbättringsåtgärder utförts för att minska områdets miljöpåverkan. Åtgärderna fokuserade på att förbättra förhållandena för det stationära fiskebeståndet nedströms deponin (Wengström, 2015). Vissa delar av deponin har täckts med ett lager lera för att minska lakvattenbildningen. Det äldre dagvattensystemet har i stort bibehållits men ändrats till att nu utgöra ett lakvattensystem och därmed finns också risker för att deponigas rör sig i de äldre ledningarna. Ledningssystemet kompletterades år 2014 med särskilda betongbrunnar placerade ovan mark för att minska gasrisken i parken och på ett säkert sätt kunna släppa ut eventuell deponigas som rör sig i lakvattenledningarna. I betongbrunnarna, som i denna rapport betecknas gasbrunnar, har en typ av biofilter installerats. Biofiltret, i denna rapport betecknat som gasfilter, består av ett lager med grus överlagrat av en torv/kompost-blandning. Gasfiltret skulle kunna innebära metanoxiderande förhållanden och en minskad klimatpåverkan av utsläppt metan. Inga gasmätningar har tidigare utförts i brunnarna i avsikt att undersöka eventuell metanoxidation (Wengström, 2015).

Meteorologiska faktorer

9 och 16 november 2015 utfördes deponigasmätningar på Sankt Hans backar i Lund. 9 november hade lufttrycket sjunkit med 10 hPa de senaste 12 timmarna innan mätningen påbörjades, från 1020 till 1010 hPa. Under tiden för mätningen var lufttrycket stabilt, enligt SMHI 1010 hPa. Vädret växlade från soligt till mulet, temperaturen var 12°C. Dygnet innan mätningen hade det regnat kraftigt. 16 november var lufttrycket sjunkande, från 1009 hPa under natten till 1006 hPa vid mätningens början och 1003 hPa vid mätningens slut. Flera regnskurar passerade under dagen, temperaturen var ca 10°C.

Mätplatser

Inför mätningarna valdes tre mätplatser ut i parken, på den äldre deponin. Mätplats 1 och 2 valdes för att mätning kan ske både i gasfilter och nära den nyanlagda lertäckningen. En möjlighet är att deponigas som ansamlas under lertäckningen migrerar horisontellt och tränger ut där täckningen upphör. Mätplats 3 har valts ut eftersom flöden av metan uppmättes här vid mätningar utförda 2007 (Wengström, 2015).

Utöver mätning vid de tre mätplatserna genomfördes mätningar även i några punkter i det nya dagvattensystemet, i ett äldre grundvattenrör samt över ytterligare två gasfilter (betecknade mätplats 4 och 5 i Figur 3.9). I Figur 3.9 finns samtliga mätpunkter utmärkta. Punkter där metan detekterats är rödmarkerade i figuren. Placeringen av punkterna på kartan är ungefärliga.

Sammanfattning av resultat

Skillnaden mellan de båda mättillfällena visar att deponigasrörelser och –utsläpp varierar över tid. I gasbrunnen på mätplats 4 uppmättes så mycket som 10,6 % metan vid andra mättillfället jämfört med knappt 0,1 % vid första mättillfället. I gasbrunnen på mätplats 5 var halten metan istället lägre under andra mättillfället.

På mätplats 1 fanns högre halter av metan i såväl gasspjut som gasfilter vid andra mättillfället. På både mätplats 2 (Figur 3.6) och 3 (Figur 3.7) uppmättes låga halter av deponigas. Gasfiltret vid mätplats 2 skiljer sig från de övriga filter som studerats då torven här varit torr och i ett grundare skikt (40 cm jämfört med 60-100 cm).

På mätplats 5 upptäcktes metanutsläpp i en liten grop belägen nära gasbrunnen (Figur 3.8). Vid andra mättillfället var intentionen att göra en fluxboxmätning i denna punkt, men detta gick inte att genomföra på grund av problem med mätinstrumentet.

Mätningar i dagvattensystemet tyder på att ingen deponigas finns i dagvattenledningarna söder om parkvägen som går från parkens övre delar, från stora till lilla amfiteatern. I ledningarna norr om parkvägen finns däremot förhöjda halter av metan och koldioxid.

Halterna av metan och koldioxid har varit högre i gasspjuten som stuckits ner genom gasfiltren än vad som kunnat mätas över gasfiltren. Luftinblandning är antagligen den viktigaste anledningen till skillnaden. En annan faktor kan vara metanoxidation. Då borde förhållandet mellan koldioxid och metan förändras eftersom metan oxideras till koldioxid. Någon tydlig sådan förändring kan inte ses från resultatet av mätningarna.

Detaljerade resultat redovisas i Bilaga 4.



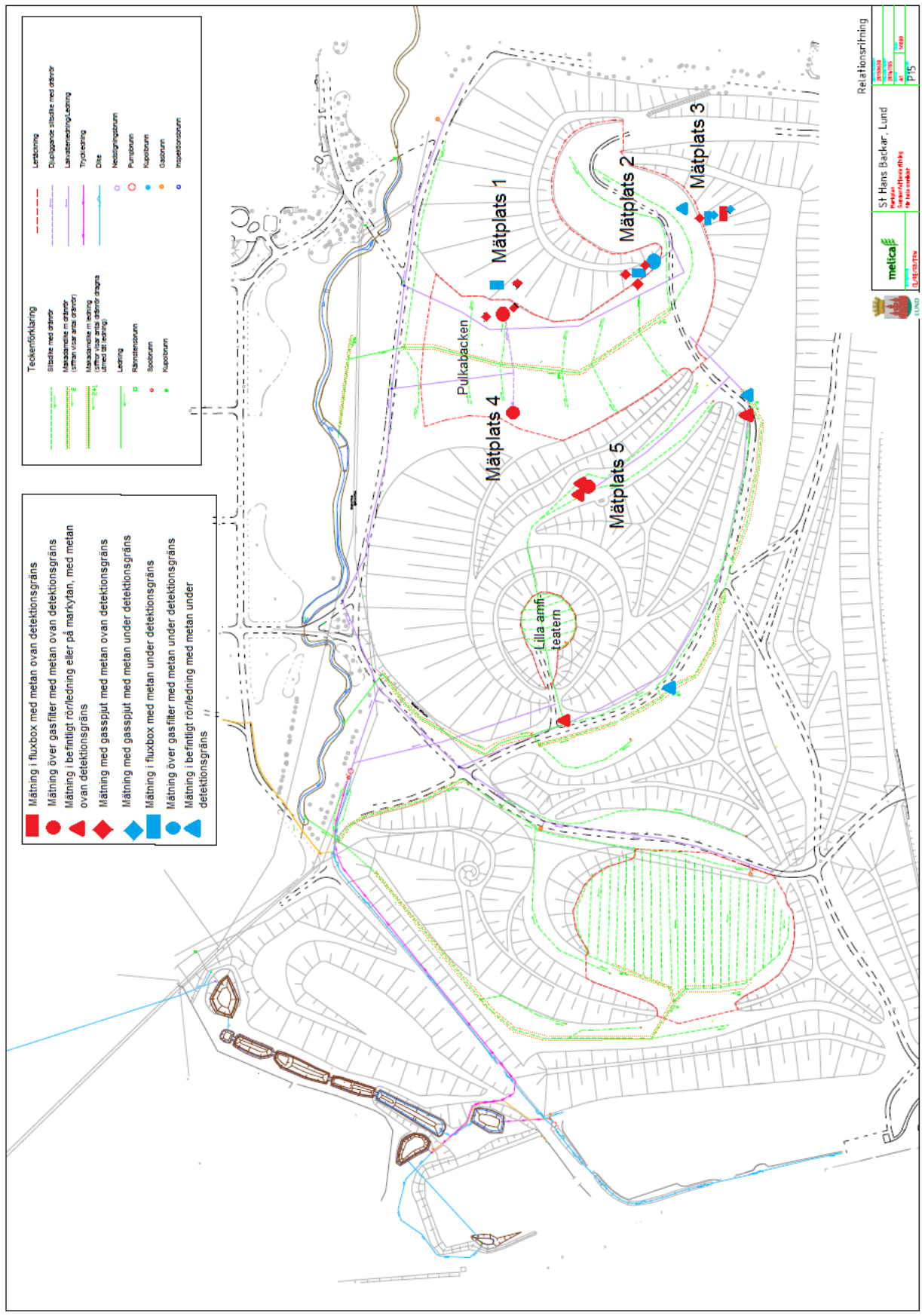
Figur 3.6. Mätplats 2. Bilden till vänster visar mätning över gasfiltret. Bilden till höger visar gasfiltret bestående av torv. Foto: Ida Arvidsson.



Figur 3.7. Mätplats 3. På bilden visas placeringen av den övre fluxboxen. Foto: Ida Arvidsson.



Figur 3.8. Mätplats 5. Gasfiltret på kullen väster om pulkabacken. Pilen visar punkten där metan påvisades på ytan. Foto: Ida Arvidsson.



Figur 3.9. Mätpunkter. Redigerad efter Melica Miljökonserter. (2015).

4 Diskussion

I detta kapitel förs en diskussion om resultaten i litteratur- och fältstudien. Kapitlet är indelat efter de frågeställningar som introducerades i inledningen till rapporten och innehåller följande delar:

4.1 Deponigasutsläpp: Frågeställning: *Hur sker metangasutsläpp genom ytskikt på deponier?* Här diskuteras resultat från både litteratur- och fältstudien, och hur dessa stämmer överens.

4.2 Mätning av deponigasutsläpp: Frågeställning: *Hur kan utsläpp av metangas genom deponiers ytskikt uppskattas genom mätning i fält?* Diskussion förs om hur metoden som använts i fältstudien står sig mot andra mätmetoder och vad som lämpar sig för mätning av utsläpp på äldre nedlagda deponier och från passiva gashanteringssystem.

4.3 Passiva gashanteringssystem: Frågeställning: *Vilka typer av passiva gashanteringssystem finns för att minska utsläpp av metangas från deponier?* Om passiva gashanteringssystem och deras roll nu och i framtiden.

4.1 Deponigasutsläpp

Meteorologiska faktorer såsom lufttryck, temperatur och nederbörd har visat sig ha stor betydelse för hur och när utsläpp av deponigas sker (Christophersen et al., 2001; Czepiel et al., 2003; Gebert & Gröngröft, 2006; Roskvist et al., 2011). På grund av detta har mätningar i fältstudien försökt att utföras under olika lufttrycksförhållanden. Under hösten 2015 har ett långvarigt högtryck och ett varmt väder gjort att mätningar vid fallande och lågt lufttryck har varit svåra att utföra, vilket har varit begränsande för omfattningen för fältstudien i projektet. En annan begränsning har varit tillgången till fungerande mätinstrument.

Vid den första mätningen i Solhålan och mätningarna i Höllviken var marken torr efter en lång period med endast små mängder nederbörd. Innan den andra mätningen i Solhålan och de två mätningarna på Sankt Hans backar hade det kommit mycket regn. Speciellt på Sankt Hans är det troligt att markytan var mättad med vatten, vilket kan motverka gasflöde genom ytskiktet (Roskvist et al., 2012). Det kan förklara de ofta lägre flöden som uppmäts vid fluxboxmätningarna efter dessa tre tillfällen. Mätningar bör därför inte ske vid eller strax efter regn för att vara representativa. Det sjunkande lufttrycket vid den andra mätningen i Solhålan verkar alltså inte nödvändigtvis ha lett till ökade utsläpp, utan även andra faktorer finns att ta hänsyn till.

Metanoxidation och därmed utsläpp genom deponiers ytskikt har ofta visat sig vara högre under sommar och höst, främst som en följd av en högre temperatur (Gebert et al., 2011). Fukthalten har också betydelse för oxidationskapaciteten. De första mätningarna, i Solhålan och Höllviken, gjordes vid högtryck, vid varmt väder i början av oktober efter en torr period. Det innebär mycket fördelaktiga förhållanden för metanoxiderande bakterier och därmed låga utsläpp. Även under mätningarna i november var temperaturen fortfarande relativt hög för årstiden.

Resultaten från de fältmätningar som gjorts tyder på att:

- Deponigas finns i samtliga tre deponier där mätningar skett
- Gstrycket under markytan är lågt (långt relativt tryck vid gasspjutsmätningarna)
- Förekomsten av deponigas varierar mellan olika platser i en deponi och också mellan olika tidpunkter på samma plats
- Utsläppen av metan genom de undersökta deponiernas ytskikt är begränsade. Metanoxidation kan vara orsaken, åtminstone under varmare årstider.

- Punktutsläpp från platser där ytskiktet är skadat (hot spots), exempelvis gropar i markytan, kan stå för en stor del av utsläppen och är viktiga att identifiera.

Det kan inte uteslutas att högre utsläpp av metangas sker genom ytskikten på de undersökta deponierna under andra väderförhållanden, till exempel vid kraftigt sjunkande lufttryck och lägre temperatur. Det kan också förekomma flöden lägre än detektionsgränsen för fluxboxmätningarna, vilket diskuteras vidare i avsnitt 4.2.

Vid de flesta fluxboxmätningar som utförts i fältstudien, har ökande halter av koldioxid observerats. Halterna av koldioxid har varit högre än halten i atmosfären. Det är troligt att en del av denna koldioxid härstammar från metanoxidation även om det inte gått att säkerställa.

Resultaten från mätningar tyder som sagt på att gasflöden genom ytskikten på de undersökta deponierna är begränsade. Frågan är då var den gas som bildas tar vägen? I nära anslutning till de tre äldre deponier där mätningar gjorts inom ramen för detta projekt finns byggnader, där gas skulle kunna ansamlas om gasen migrerar dit. Brunnar och andra hålrum kan på liknande sätt innebära en risk. På de tre undersökta deponierna har någon typ av riskbedömning tidigare gjorts, men det finns säkerligen andra äldre nedlagda deponier i Sverige där deponigasmätningar inte har gjorts och riskbedömningar saknas.

4.2 Mätning av deponigasutsläpp

I projektet har äldre nedlagda deponier studerats. De är ofta mindre än de deponier som idag är aktiva och ekonomiska resurser för övervakning och kontroll kan vara begränsade. Till antalet är de äldre nedlagda deponierna många i Sverige, vilket gör att den sammanlagda miljöpåverkan kan vara stor. Deponierna kan också innebära stora säkerhetsrisker då byggnation sker i närheten av eller till och med ovanpå dem. Det finns alltså ett behov av kostnadseffektiva mätmetoder för att kunna utvärdera såväl miljö- som säkerhetsrisker med deponigas på deponier. Detta har uppmärksammats i flera tidigare studier, bland annat av Ljungberg et al. (2009), och även om utvecklingen gått framåt de senaste åren finns mer att utforska. Sedan början av 2000-talet har vidareutveckling av till exempel spårgasdispersionsmetoden (forskningsgrupper i Sverige, Danmark m.fl. länder), DiAL (Storbritannien) och VRPM (USA) gjort det möjligt att på ett mer heltäckande sätt mäta metangasutsläpp från deponier. Den utrustning och kunskap som krävs för utförandet gör dock metoderna mindre lämpliga för att mäta utsläpp från mindre deponier där tillgängliga ekonomiska resurser är begränsade. För vissa av metoderna krävs att bilvägar finns tillgängliga på eller i nära anslutning till deponin, vilket kan vara en begränsning. Hittills har metoderna främst använts i olika forskningsprojekt och finns inte kommersiellt tillgängliga.

En viktig fråga när det gäller val av mätmetod är mätningarnas syfte. Mätningar för att uppskatta klimatpåverkande utsläpp kräver kanske andra metoder än utvärdering av gassäkerheten på en deponi. Om syftet är att uppskatta de totala utsläppen från en deponi, krävs en mätmetod som kan hantera både de rumsliga och tidsmässiga variationer som finns för utsläppen. Det ställer höga krav på mätmetoden och DiAL, VRPM eller spårgasmetoden kan vara alternativ, om de ekonomiska kostnaderna kan motiveras och utrustning, personal och körbara vägar finns tillgängliga. För att identifiera hot spots eller kontrollera om åtgärder vid kända utsläppskällor har fungerat kan en enklare metod användas, exempelvis screening med ett handburet mätinstrument. För att mäta ytutsläpp på mindre ytor kan mätning med statiska kammare fungera, även om det krävs en medvetenhet om mätningarnas osäkerhet. Ett annat generellt problem är att det saknas sätt att verifiera hur väl en metod fungerar, då de verkliga utsläppen och utsläppskällorna normalt inte är kända. En begränsning som gäller samtliga metoder, utom

möjliga de mikrometeorologiska, är att mätningarna ger en bild av utsläpp över en kort tidsperiod, samtidigt som det är väldokumenterat att variationerna över tid är stora.

4.2.1 Fältstudiens metod

Metanutsläpp genom deponiers ytskikt sker med stora rumsliga och tidsmässiga variationer vilket gör att valet av mätpunkter är av stor vikt för det slutliga mätresultatet. Den mätmetod som använts i fältstudien bygger på metoden för mätning av ytutsläpp i LFTGN07 (Environment Agency (UK), 2010), men den brittiska metoden har frångåtts på flera punkter. Antalet mätpunkter har av praktiska skäl varit begränsat i fältstudien, så att mätning på en lokal kan ske under en arbetsdag. Det gör att de flöden som har kunnat beräknas inte är giltiga för större områden och att den statistiska signifikans som finns vid användning av metoden i LFTGN07 inte gäller för mätningarna i detta projekt.

Mätning med gasspjut har gett värdefull information om gassammansättningen i marken på mätplatserna. I vissa fall har mätvärden mellan två närliggande spjut varit relativt stora, vilket gör att metodens representativitet kan ifrågasättas – fler mätpunkter hade varit önskvärt. Fluxboxmätningar innebär samma problem då enbart flödet från en liten yta mäts. Trots detta har gasspjutmätningarna gett mycket värdefull information i studien. De har bekräftat att deponigas funnits under markytan, och att metankoncentrationerna på håll varit mycket höga. En förbättring av metoden skulle kunna vara att mäta på flera olika djup för att ge en indikation på om och var metanoxidation sker, då kvoten mellan koldioxid- och metanhalterna i så fall borde förändras med djupet.

Fluxboxens konstruktion

Det finns flera tänkbara felkällor vid användning av fluxbox för mätning av deponigas som i detta projekt. Fluxboxens konstruktion är mycket enkel och flödesberäkningar grundar sig på flera antaganden:

- Att gasen i fluxboxen är väl blandad.
- Att inget under- eller övertryck byggs upp i kammaren.
- Att förslutningen mot marken är tät.
- Att ventilen som är öppen mot atmosfären enbart har en tryckutjämnande effekt och ingen inverkan på gassammansättningen i kammaren.

För att minska de felkällor som antagandena ger upphov till skulle ett antal åtgärder kunna göras. För att säkerställa att luften i fluxboxen är väl blandad kan en propeller installeras. En nackdel är att propellern kräver en energikälla, antagligen ett batteri. Det skulle emellertid inte utgöra ett större problem. Huruvida luften i den fluxbox utan omrörning som använts i projektet blir väl blandad eller inte är okänt.

För att kontrollera om under- eller övertryck byggs upp i fluxboxen kan trycket mätas. Mätinstrumentet EcoProbe 5 som använts vid mätningarna mäter relativt tryck så att ett ökat motstånd, exempelvis genom igensatta filter, snabbt märks. Även tryckskillnader i fluxboxen borde kunna ses på detta sätt. Trycket har emellertid varit mer eller mindre konstant genom mätningarna. Försök med betydligt större luftflöde genom mätinstrumentet visade att detta ledde till ett undertryck, och slutsatsen har därför dragits att det lägre flöde som använts vid mätningarna i studien inte ger upphov till en tryckskillnad av betydelse. Det faktum att en andra ventil varit öppen mot atmosfären vid mätningarna bidrar till att tryckskillnader inte borde utgöra en betydande felkälla vid mätningarna.

Vid de första mättillfällena var marken, och därmed den jord som användes för tätning, relativt torr och det skulle kunna ha lett till att förslutningen av fluxboxen mot marken inte varit helt lufttät.

Mätmetod - fluxbox

Vid flera tillfällen har metan kunnat uppmätas vid början av fluxboxmätningen. Metanhalten har sedan minskat mer eller mindre linjärt för att efter en kort tid ligga under detektionsgränsen. Om ett flöde av gas skedde genom deponins ytskikt borde koncentrationen av metan öka i fluxboxen under mätningen. Det kan vara så att mätinstrumentet drar ut gas ur fluxboxen med en större hastighet än vad gas hinner tränga ut genom markytan. Luft skulle då kunna migrera genom den öppna ventilen eller igenom en dåligt utförd förslutning mot marken hellre än att ett ökat flöde sker genom ytskiktet. Det kan förklara minskningen av halten metan. En svårare fråga är varför de allra högsta halterna mäts precis i början av mätningen. Om ett litet flöde av den tyngre deponigasen sker genom ytan borde mätinstrumentet först dra ut en mängd metanfri luft från fluxboxens övre del för att efter ett antal sekunder nå till deponigasen då den stiger i fluxboxen till följd av att gasen högst upp i fluxboxen dras ut. Om deponigasen har en hög halt metan, kan den vara lättare än luft och skulle då kunna lägga sig som ett övre lager i fluxboxen. Med tanke på hur kort tid som fluxboxen står på sin position innan mätning påbörjas är det dock svårt att motivera fenomenet på ett tillfredställande sätt. Att uppmäta negativa flöden av metan är vanligt vid fluxboxmätningar och tillskrivs vanligen metanoxidation av atmosfärisk metan i markens ytskikt (t.ex. Börjesson et al., 2000; Schroth et al., 2012). De halter av metan som kan detekteras med det mätinstrument som använts i föreliggande projekt är emellertid högre än atmosfäriska halter och metanoxidation kan inte ensamt förklara minskningen.

En viktig fråga att ställa sig är hur låga flöden av metan som kan detekteras och mätas med den fluxbox och det mätinstrument som använts i projektet. Mätning med statisk kammare lämpar sig vanligen för mätning av låga flöden, men vid kontinuerlig mätning med ett instrument som drar ut gas ur kammaren, lämpar sig metoden bättre för högre flöden. En förbättring av metoden vore att kunna analysera en mindre mängd gas per minut, alternativt att kunna mäta luftflödet in genom den andra ventilen och därigenom få en dynamisk kammare. Enligt Environment Agency (UK) (2010) är detektionsgränsen för flödesmätningar med en fluxbox enligt angivna dimensioner $5 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^2/\text{s}$. Instrumentet som används har en högre detektionsgräns för metan vilket ger en högre detektionsgräns för gasflödet, ca $0,006 \text{ mg/m}^2/\text{s}$, vilket är högre än de utsläppskrav på $0,001 \text{ mg/m}^2/\text{s}$ som finns för sluttäckta ytor i England och Wales. Utsläppskraven i Österrike är något högre, $0,0089 \text{ mg/m}^2/\text{s}$. Om utsläpp av metan vid detektionsgränsen skedde över en större yta, skulle det innebära ett utsläpp på 2 ton metan/hektar/år, vilket inte är försumbart. Ett misstag av författaren har gjort att den högre detektionsgränsen inte beaktats vid mätningarna, vilket är en brist i projektet. Ett mätinstrument som analyserar metan med lägre detektionsgräns hade varit önskvärt. Det kan emellertid vara svårt att hitta ett sådant instrument som samtidigt också mäter koldioxid.

En fördel med mätning med fluxbox är att ett flöde av metan eller andra gaskomponenter kan beräknas. Vid mätningar över gasfiltren så som de utförts i detta projekt kan flödet inte enkelt beräknas då den stängda kammare som bildas när brunnen tätas redan är gasfylld och därmed motverkar att ytterligare flöde sker genom filtret. En fluxboxmätning skulle kunna ha gjorts över gasfiltren på liknande sätt som på markytan. Det mest praktiska sättet att genomföra det borde vara att lyfta av brunnslocket och placera en fluxbox av lämplig form och storlek ovanpå (eller delvis nedtryckt i) gasfiltret. Det motsvarar dock inte de normala förhållandena vid brunnen och det skulle antagligen vara svårt att inte påverka gasflödet genom filtret genom mätningen.

Om fler passiva gashanteringssystem skulle införas framöver, är det viktigt att kunna mäta metanflöden – både för dimensionering och utvärdering av de passiva systemen. På äldre nedlagda deponier är kunskapen om det avfall som deponerats ofta bristfällig och det är därför svårt att modellera hur deponigas bildas och rör sig. I sådana fall är mätning en mer lämplig utgångspunkt (Bour et al., 2015). Metoden som använts i föreliggande studie är ett exempel på en fungerande metod. Kombinationen av att mäta gassammansättning i mark och att mäta utsläpp genom ytan är viktig för att förstå hur utsläpp sker och vilka vägar gasen väljer att ta. Detta gäller både för passiva gashanteringssystem och för att undersöka om ett befintligt täcksikt har en metanoxiderande förmåga. Mätmetoden som använts i denna studie ger med enkla medel en förhållandevis bra bild av gassammansättning i och ovanpå markytan. Med vissa ändringar i metoden, framförallt gällande att skapa referensmätningar på mark utanför deponier och kontroll av mätinstrumentens noggrannhet och detektionsnivåer, skulle metoden kunna vara ett viktigt verktyg vid framtida mätningar av deponigas.

4.3 Passiva gashanteringssystem

I Sverige är passiva gashanteringssystem fortfarande undantag snarare än regel. Forskning i bland annat Danmark (Scheutz et al., 2011b), Tyskland (Gebert & Gröngröft, 2006) och Österrike (Huber-Humer et al., 2008a) har visat att passiva gashanteringssystem i form av metanoxidationssikt, biofönster eller biofilter kan vara mycket effektiva för att minska metanutsläpp från deponier. Det finns emellertid mer att utforska, inte minst angående hur funktionen av de passiva gashanteringssystemen kan kontrolleras genom mätning i fält.

Resultaten från fältstudien indikerar att metanutsläppen genom de undersökta deponiernas ytsikt varit begränsade vid mättillfällena. En anledning kan vara att den befintliga täckningen fungerar som ett metanoxidationssikt. Undersökningar bör utföras, för att ta reda på i hur stor grad befintliga täckningar på Sveriges äldre nedlagda deponier oxiderar metan, och hur metanoxidationskapaciteten kan höjas ytterligare på ett effektivt sätt.

En faktor som påverkar metanoxidationen är tillgången på oorganiskt kväve som exempelvis ammoniumjoner (NH_4^+). Lakvatten, som bildas i en deponi, innehåller vanligen höga halter ammonium, vilket skulle kunna utnyttjas om ammoniumhalterna behöver höjas i ett metanoxidationssikt eller annat passivt system.

Vad gäller lakvattenhantering önskas en tät sluttäckning som minskar bildningen av lakvatten och bibehåller anaeroba förhållanden. En tät sluttäckning kan innebära att gasrörelserna i deponin förändras, och de risker som är förknippade med detta bör tas hänsyn till vid täckningen. Kanske är en mer permeabel täckning nödvändigt. Ett alternativ kan vara biofönster där deponin delvis täcks med tätsikt och delvis med ett metanoxidationssikt.

Biofilter är en annan möjlig lösning, främst när ett befintligt uttagssystem finns, igenom vilket deponigasen rör sig. På Sankt Hans installerades biofilter (gasfilter) i anslutning till ett äldre ledningssystem där det var konstaterat att deponigas fanns. Mätningarna i och över gasfiltren på Sankt Hans backar visar att deponigas finns i flera av filtren, vilket också är tanken och positivt då det innebär att metangasen samlas upp och kan hanteras. I nuläget lyckas gasfiltren inte fullständigt oxidera den metan som rör sig in till filtren. Förbättringar av utformning, filtermaterial med mera borde kunna öka gasfiltrens metanoxidationskapacitet.

Så länge deponigasen inte utnyttjas som energikälla är det önskvärt att nedbrytning till koldioxid sker snarare än till metan eller att metanen kan oxideras till koldioxid innan den når atmosfären. Anaerob metanoxidation (AMO) skulle kunna vara en del av lösningen på detta, då anaeroba förhållanden kan vidmakthållas trots att oxidation av metan sker. Här krävs

emellertid mycket forskning för att kunna optimera förhållandena för AMO och för att se vilken betydelse dessa processer har i dagens deponier.

Även om passiva gashanteringssystem kan vara mycket effektiva, bör de inte ersätta aktiva system där det finns möjlighet till sådana. I aktiva system kan energin i deponigasen tas tillvara. Att inte ta tillvara på denna energi som finns i deponigas kan sägas bryta mot hushållningsprincipen, som tillhör de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalkens 2 kap.

4.3.1 Framtidens deponigashantering

Det kan argumenteras för att metanutsläpp från äldre deponier i Sverige står för en relativt liten del av de antropogena växthusgasutsläppen och att utsläppsminskningar kan ske på andra områden. Ur ett globalt perspektiv är mängderna däremot betydande, och deponering är den allra vanligaste behandlingsmetoden för avfall. På många platser i världen är möjligheterna att installera och underhålla ett aktivt gashanteringssystem antagligen små, till följd av bristande resurser och kunskap. I dessa fall kan passiva gashanteringssystem vara en mer hållbar lösning. Kunskap om hur systemen kan optimeras blir då en viktig del av framtida arbete för att begränsa antropogen klimatpåverkan.

Också i Sverige finns ett stort antal deponier, där metanhalten eller metanflödet är för små för att motivera ett traditionellt, aktivt uttagssystem. Utvecklingen av stirlingmotorer, lågkalorifacklor och andra lösningar som ska fungera vid sådana tillfällen är en viktig pusselbit. Passiva lösningar såsom metanoxidationsskikt, biofönster eller biofilter är andra viktiga delar av framtidens deponigashantering. I enlighet med miljömålet *begränsad klimatpåverkan*, ska Sveriges utsläpp av klimatpåverkande växthusgaser minska. Hårdare krav på att minska metanutsläpp från såväl äldre nedlagda som nyare deponier skulle kunna införas. Det skulle kräva att metoder för att kunna mäta och kontrollera utsläppen utvecklas och görs tillgängliga för verksamhetsutövare på deponierna.

5 Slutsatser

Deponigasutsläpp sker med stor variation, både rumsligt och tidsmässigt. Detta gör det svårt att mäta och uppskatta hur mycket metan som släpps ut till atmosfären. Resultaten från fältstudien tyder på att deponigas finns i höga halter under markytan på de undersökta deponierna, men att utsläpp av metan genom vegetationstäckta ytor på de undersökta deponierna är begränsade. Detektionsgränsen för utsläpp har emellertid varit relativt hög i fältstudien.

Det finns flera utvecklade metoder för att mäta utsläpp av metangas genom deponiers ytskikt. Vilken metod som är lämplig att använda beror på syftet med mätningen. Ett problem är att det är svårt att validera hur väl metoderna fungerar då de verkliga utsläppen normalt är okända. Metoderna är ofta använda främst i forskningssyfte, och kan vara svårtillgängliga för verksamhetsutövare på deponier.

I projektet har mätningar utförts med fluxbox och gasspjut. Metoden har brister, men kan efter vissa ändringar utgöra en kostnadseffektiv metod för att uppskatta utsläpp från mindre deponier eller delar av deponier. Kombinationen att använda fluxbox och gasspjut ger en möjlighet att utvärdera om och i vilken utsträckning som täckningen på deponin fungerar som ett metanoxidationsskikt. Metoden kan vidareutvecklas för att ge mätningar med mindre osäkerheter.

I de fall då det endast finns mindre mängder deponigas i en deponi eller då deponigasen har en låg metanhalt, kan passiva system vara en bra lösning för att minska deponins klimatpåverkan. Passiva system finns implementerade på flera svenska deponier, men få utvärderingar har gjorts. I till exempel Österrike och Tyskland har passiva lösningar använts mer frekvent och i dessa länder finns också dokument som beskriver hur de passiva gashanteringssystemen bör utformas.

Idag saknas i stort sätt rutiner och riktlinjer för hur utsläpp av deponigas ska mätas och riskbedömas på svenska deponier. Det innebär att det runt om i Sverige finns äldre deponier, ofta nära bebyggelse, där deponigas utgör en reell risk för människor och miljö. Att ta fram riktlinjer för hur utsläpp av deponigas ska mätas och minskas på dessa deponier är därför av stor vikt.

Mängden deponerat avfall ökar med en ökad total avfallsmängd i ett globalt perspektiv. Världens länder står inför ett hårt arbete att minska utsläppen av växthusgaser, och metangas från deponier är en viktig del av dessa. Deponigas bildas i många år efter att avfall slutat att deponeras och kan innebära stora risker för människor och miljö under en lång tidsperiod. Med denna bakgrund anser författaren det angeläget att utvecklingen av mätmetoder och nya, kostnadseffektiva gashanteringssystem fortsätter.

6 Litteraturförteckning

- Abichou, T., Clark, J., Tan, S., Chanton, J., Hater, G., Green, R., Goldsmith, D., Barlaz, M. & Swan, N. (2010). Uncertainties Associated with the Use of Optical Remote Sensing Technique to Estimate Surface Emissions in Landfill Applications. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 60, 460-470.
- Avfall Sverige. (2010a). *Gassäkerhet på deponier - Risker, egenkontroll och åtgärder Rapport D2010:4*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (2010b). *Metanoxiderande filteranläggningar vid sluttäckning av äldre deponier. Praktisk erfarenhetsuppföljning och omvärldsanalys Rapport D2010:03*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (2010c). *Svensk avfallshantering 2010*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (2012). *Avfall Sveriges Deponihandbok Rapport D2012:02*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (2013a). *Behandlad mängd hushållsavfall*. Hämtat från Avfall Web, Avfall Sverige: <http://www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/hushaallsavfall-behandlad-maengd/> den 14 09 2015
- Avfall Sverige. (2013b). *Handbok för deponigas Rapport D2013:02*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (2015a). *Beslutsstöd för hantering av deponigasemissioner vid sluttäckning Rapport 2015:13*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (2015b). *Svensk Avfallshantering 2015*. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige. (u.d.). *Metanoxidation på deponier*. Hämtat från <http://www.avfallsverige.se/om-avfall-sverige/deponering/deponigas/metanoxidation-paa-deponier/> den 23 09 2015
- Babilotte, A. (2011). *Field comparison of methods for assessment of methane fugitive emissions from landfills*. Environmental Research & Education Foundation.
- Bohn, S., Brunke, P., Gebert, J. & Jager, J. (2011). Improving the aeration of critical fine-grained landfill top cover material by vegetation to increase the microbial methane oxidation efficiency. *Waste Management*, 31, 854-863.
- Bour, O., Zdanevitch, I., Huyard, A., Åkerman, A., Lacour, G. & Chassagnac, T. (2015). Passive biomitigation of diffuse landfill gas emissions on 12 French landfills: Return of experience on design criteria used. S. Margherita di Pula, Cagliari: Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Bourn, M., Robinson, R. & Innocenti, F. (2015). Regulating landfills using measured methane emissions: A UK perspective. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Bozkurt, S., Moreno, L. & Neretnieks, I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *The Science of the Total Environment*, 250, 101-121.
- Börjesson, G. & Svensson, B. H. (1997). Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation. *Waste Management & Research*, 15, 33-54.
- Börjesson, G., Danielsson, Å., & Svensson, B. H. (2000). Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science & Technology* 34, 4044-4050.
- Börjesson, G., Sundh, I., & Svensson, B. (2004). Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils. *FEMS Microbiology Ecology*, 48, 305-312.
- Chanton, J., Abichou, T., Langford, C., Spokas, K., Hater, G., Green, R., Goldsmith, D. & Barlaz, M. A. (2011). Observations on the methane oxidation capacity of landfill soils. *Waste Management*, 31, 914-925.

- Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H. & Chanton, J. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation. *Waste Management & Research*, 595-612.
- Czepiel, P., Mosher, B., Crill, P., & Harriss, R. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of geophysical research*, 101, 16,721-16,729.
- Czepiel, P., Shorter, J., Mosher, B., Allwine, E., McManus, J., Harriss, R., Kolb, CE. & Lamb, B. (2003). The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Management* 23, 593-598.
- Einola, J. M., Kettunen, R. H. & Rintala, J. A. (2007). Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1156-1164.
- Einola, J., Sormunen, K., Lensu, A., Leiskallio, A., Ettala, M. & Rintala, J. (2009). Methane oxidaiton at a surface-sealed boreal landfill. *Waste Management* 29, 2105-2120.
- Einola, J.-K. M., Karhu, A. E. & Rintala, J. A. (2008). Mechanically-biologically treated municipal solid waste as a support medium for microbial methane oxidation to mitigate landfill greenhouse emissions. *Waste Management*, 28, 97-111.
- Environment Agency (UK). (2004). *Guidance on the management of landfill gas*. Bristol: Environment Agency.
- Environment Agency (UK). (2010). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions LFTGN 07*. Bristol: Environment Agency.
- European Commission. (2012). *Landfill rate of waste excluding major mineral wastes (t2020_rt110)*. Hämtat från Eurostat: <http://ec.europa.eu/eurostat/data/database> den 17 10 2015
- Farquhar, G. & Rovers, F. (1973). Gas Production during Refuse Decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 483-495.
- Fjelsted, L., Thomasen, T., Valbjørn, I., Scheutz, C., Christensen, A. & Kjeldsen, P. (2015). Development of an innovative UAV-mounted screening tool for landfill gas emissions. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Gebert, J., & Gröngröft, A. (2006). Passive landfill gas emission - Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management* 26, 245-251.
- Gebert, J., Rachor, I. & Gröngröft, A. (2009). *Column Study for Assessing the Influence of Soil Compaction on CH₄ Oxidation in Landfill Covers*. Hamburg: University of Hamburg Institute of Soil Science.
- Gebert, J., Rachor, I., Gröngröft, A. & Pfeiffer, E.-M. (2011). Temporal variability of soil gas composition in landfill covers. *Waste Management* 31, 935-945.
- Huber-Humer, M. (2004). International research into landfillgas emissions and mitigation strategies - IWWG working group "CLEAR". *Waste Management*, 24, 425-427.
- Huber-Humer, M., Gebert, J. & Hilger, H. (2008a). Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management & Research*, 26, 33-46.
- Huber-Humer, M., Amann, A., Bogolte, T., Santos, M. D., Hagenauer, I., Pauliny, W., Reichenauer, T., Watzinger, A. & Wimmer, B. (2008b). *Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten*. Wien: Österreichischer Verein für Altlastenmanagement.
- Huber-Humer, M., Röder, S. & Lechner, P. (2009). Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, 29, 2092-2104.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 5 Waste Chapter 3 Solid Waste Disposal*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Hämtat från <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>

- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge & New York: Cambridge University Press.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge & New York: Cambridge University Press.
- Ishigaki, T., Yamada, M., Nagamori, M., Ono, Y. & Inoue, Y. (2005). Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology* 48, 845-853.
- Kjeldsen, P., & Fischer, E. V. (1995). Landfill Gas Migration - Field Investigations at Skellingsted Landfill, Denmark. *Waste Management & Research*, 13, 467-484.
- Klenbusch, M. R. (1986). *Measurement of Gaseous Emission Rates from Land Surfaces Using an Emission Isolation Flux Chamber. User's Guide*. Las Vegas, NV: US Environmental Protection Agency.
- LAGA. (2011). *LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-3 Methanoxidationsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen vom 20.10.2011*.
- Lagerkvist, A. (2003). *Landfill Technology* (2003:15 uppl.). Luleå: Luleå Tekniska Universitet.
- Ljungberg, S.-Å., Meijer, J.-E., Rosqvist, H., & Mårtensson, S.-G. (2009). *Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier*. Svenskt Gastekniskt Center Rapport SGC 203.
- Lunds kommun. (2015). *S:t Hans backar och park - Om området*. Hämtat från <http://www.lund.se/sthansbackar> den 04 11 2015
- Melica Miljökonserter. (2015). Relationsritning St Hans Backar, Lund. Mailkonversation.
- Miljøstyrelsen Danmark. (2015). *Håndbog i monitorering af gasemission fra danske affaldsdeponier Miljøprojekt nr. 1646*. Köpenhamn: Miljøstyrelsen.
- Modin, H. (2014). *Handlingsplan för Höllvikens och Vellinges nedlagda avfallsupplag*. Malmö: Sweco Environment AB, VA-processer och avfall.
- Modin, H., Strickland, Å. K., & McCabe, D. (2015). *Riskbedömning av deponigas i två nedlagda avfallsdeponier*. Malmö: Sweco Environment AB, VA-processer & Avfall.
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2015). Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method. *Waste Management*, 35, 177-186.
- Naturvårdsverket. (2004a). *Deponering av avfall. Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808)*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2004b). *Naturvårdsverkets allmänna råd till 3-33 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall NFS 2004:5*. Naturvårdsverkets författningssamling.
- Naturvårdsverket. (2012a). *Begränsad klimatpåverkan*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/etappmalen/Begransad-klimatpaverkan/> den 13 10 2015
- Naturvårdsverket. (2012b). *Från avfallshantering till resurshushållning Sveriges Avfallsplan 2012-2017 Rapport 6502*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2012c). *Generationsmålet*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2012d). *Preciseringar av Giftfri miljö*. Hämtat från <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/Preciseringar-av-Giftfri-miljo/> den 23 11 2015
- Naturvårdsverket. (2012e). *Preciseringar av God bebyggd miljö*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/15-God-bebyggd-miljo/Preciseringar-av-God-bebyggd-miljo/> den 08 09 2015

- Naturvårdsverket. (2013). *Sveriges miljömål*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/> den 13 10 2015
- Naturvårdsverket. (2014a). *Avfall i Sverige 2012 Rapport 6619*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2014b). *Miljömålssystemets historia*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Miljomalssystemets-historia/> den 13 10 2015
- Naturvårdsverket. (2015a). *Begränsad klimatpåverkan*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/1-Begransad-klimatpaverkan/> den 13 10 2015
- Naturvårdsverket. (2015b). *Klimatpåverkande utsläpp*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorersida/?iid=77&pl=1> den 13 10 2015
- Naturvårdsverket. (2015c). *National Inventory Report Sweden 2015 Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2013*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2015d). *Sveriges miljömål. Uppföljning & utvärdering*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Uppfoljning-utvardering/>
- Naturvårdsverket. (2015e). *Sveriges rapportering till FN:s klimatkonvention*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/Internationellt-miljoarbete/miljokonventioner/Klimatkonventionen/Sveriges-rapportering-till-fns-klimatkonvention/> den 30 09 2015
- NSW. (2010). *Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system*. Sydney: Department of Environment, Climate Change and Water, New South Wales.
- Oonk, H. (2010). *Literature Review: Methane from landfills - Methods to quantify generation, oxidation and emission*. Apeldoorn, NL: Oonkay.
- Paul, C. (2015). *Ph.D. in Microbiology and Immunology. Forskare vid Teknisk Mikrobiologi, Lunds tekniska högskola*. Muntlig kommunikation den 5 10 2015.
- Rachor, I. M., Gebert, J., Gröngröft, A. & Pfeiffer, E.-M. (2013). Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *European Journal of Soil Science*, 64, 16-26.
- Reichenauer, T. G., Watzinger, A., Riesing, J. & Gerzabek, M. H. (2011). Impact of different plants on the gas profile of a landfill cover. *Waste Management*, 31, 843-853.
- Rihm, T. (2014). *Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier – Information och råd*. Linköping: Statens geotekniska institut, SGI.
- Robinson, S., Baxter, G., Askin, M., Khaja, D. & Manczarski, P. (2015). ACUMEN Project: Approaches to managing gas at closed landfills as gas quality and quantity decrease: Sharing our findings. S. Margherita di Pula, Cagliari: Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Roskvist, H., Johansson, S., Streblow, C. & Gebert, J. (2011). Spatial and temporal variability of gas migration at the surface of a MSW landfill. *Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien: CISA Publisher.
- Rosqvist, H., Johansson, S., Dahlin, T., Svensson, M., Månsson, C.-H., Leroux, V. & Lindsjö, M. (2012). *Karaktärisering av deponier samt detektering av deponigas med geofysiska metoder SGC Rapport 2012:266*. Malmö: Svenskt Gastekniskt Center.
- Rubenson, S. (2008). *Miljöbalken. Den nya miljöretten* (4:1 uppl.). Stockholm: Nordstedts Juridik AB.
- Sadasivam, B. Y. & Reddy, K. R. (2014). Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. *Environmental Science Biotechnology*, 13, 79-107.
- Samuelsson, J., Galle, B., & Börjesson, G. (2005). *Metan från avfallsupplag i Sverige*. Statens Energimyndighet.

- Scharff, H., & Jacobs, J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management* 26, 417-429.
- Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., Aran, C., & Kjeldsen, P. (2008). Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill. *Waste Management* 28, 1892-1908.
- Scheutz, C., Fredenslund, A., Chanton, J., Pedersen, G. & Kjeldsen, P. (2011b). Mitigation of methane emission from Fakse landfill using a biowindow system. *Waste Management*, 31, 1018-1028.
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., Visscher, A. D., Gebert, J., Hilger, H. A., Huber-Humer, M. & Spokas, K. (2009). Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research* 27, 409-455.
- Scheutz, C., Pedersen, R. B., Petersen, P. H., Jørgensen, J., Ucendo, I., Mønster, J., Samuelsson, J. & Kjeldsen, P. (2014). Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system. *Waste Management*, 34, 1179-1190.
- Scheutz, C., Pedicone, A., Pedersen, G. B. & Kjeldsen, P. (2011a). Evaluation of respiration in compost landfill biocovers intended for methane oxidation. *Waste Management* 31, 895-902.
- Schroth, M., Eugster, W., Gómez, K., Gonzalez-Gil, G., Niklaus, P. & Oester, P. (2012). Above- and below-ground methane fluxes and methanotrophic activity in a landfill-cover soil. *Waste Management*, 32, 879-889.
- Statens energimyndighet. (2015). *Energistatistik för småhus 2014 ES 2015:06*. Eskilstuna: Statens Energimyndighet.
- Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., & Willand, A. (2006). *Deponienachsorge - Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge*. Dessau: Umweltbundesamt.
- Stein, V., & Hettiaratchi, J. (2010). Methane Oxidation in Three Alberta Soils: Influence of Soil Parameters and Methane Flux Rates. *Environmental Technology*, 22:1, 101-111.
- Streese-Kleeberg, J., Rachor, I., Gebert, J. & Stegmann, R. (2011). Use of gas push-pull tests for the measurement of methane oxidation in different landfill cover soils. *Waste Management*, 31, 995-1001.
- US EPA. (2015). *Other Methods*. Hämtat från <http://www3.epa.gov/ttn/emc/prelim.html> den 11 11 2015
- Wengström, T. (2008). *St Hans Backar provpumpning av gas*. Melica Miljökonserter.
- Wengström, T. (2015). *Konsult Melica, Lic. civilingenjör*. Mailkonversation den 19 11 2015.
- Wilshusen, J., Hettiaratchi, J., Visscher, A. D., & Saint-Fort, R. (2004). Methane oxidation and formation of EPS in compost: effect of oxygen concentration. *Environmental Pollution*, 129(2), 305-314.
- World Bank. (2012). *What a Waste A Global Review of Solid Waste Management*. Washington: World Bank.
- World Bank, 2016. *Country and Lending Groups*. Hämtat från http://data.worldbank.org/about/country-and-lending-groups#OECD_members den 08 02 2015
- Östman, M., 2008. *Ageing Landfills - Development and processes*, Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- ÖWAV, 2008. *Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge*, Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

Bilaga 1 – Exempel på databehandling

I denna bilaga ges ett exempel på hur mätdata från en mätplats har behandlats. Mätdata från samtliga mätningar har behandlats på samma sätt. Mätdata i form av diagram redovisas från alla fluxmätningar i Bilaga 2-4, uppdelat efter deponi och mättillfälle.

Efter varje fältmätning har data lagts in i en excel-mall som utformats av författaren. Gula fält fylls i för varje mätning medan vita fält antingen är ifyllda från början (till exempel molmassa för metan och koldioxid) eller beräknas automatiskt med hjälp av formler (exempelvis konvertering av uppmätt ppm-halt till koncentration i mg/m^3 eller beräkning av flöde).

I exemplet nedan har både metan- och koldioxidhalter uppmätts. Dessutom har vid just detta tillfälle även TP, Total Petroleum, noterats efter det att metanhalten sjunkit.

Hur dc/dt , flöde och korrelationskoefficienten R^2 beräknas har beskrivits i avsnitt 3.1.3. I excel används formeln `=INDEX(REGR(mätdata tid;mätdata koncentration);1)` för att beräkna koncentrationsförändringen, dc/dt . Det är alltså lutningen på den trendlinje som ses i diagrammen i exemplet och i övriga diagram i bilaga 2-4. Om korrelationskoefficienten R^2 understiger 0,8 kommer det i mallen att stå **OBS!** efter det beräknade värdet på R^2 . Om värdet överstiger 0,8 står det **OK!**.

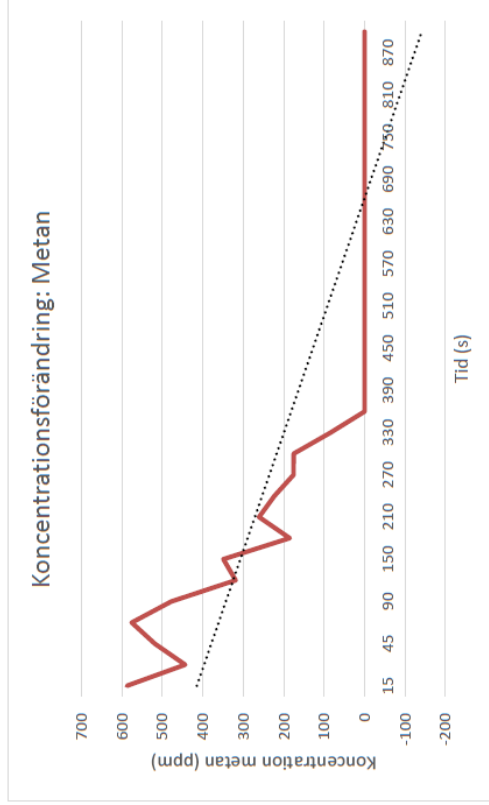
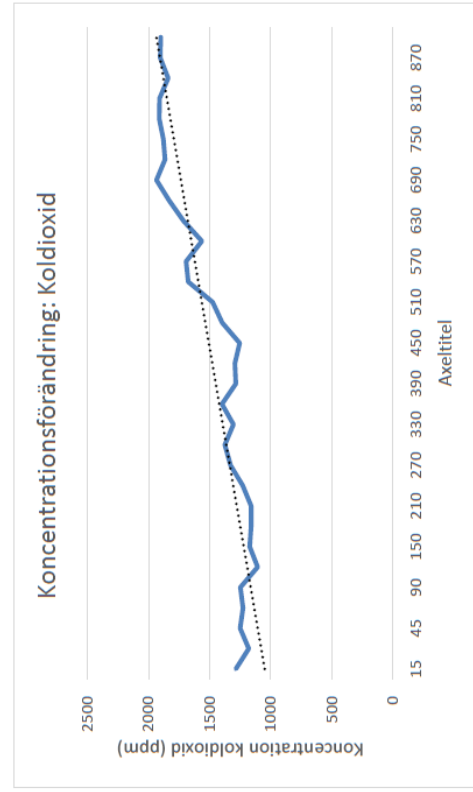
I mallen redovisas alla antecknade mätvärden från gasspjutsmätningar och mätningar i befintliga rör. I tabellerna som finns i kapitel 3, redovisas endast peak-värden för metan och koldioxid.

Databehandling Fluxboxmätningar - Höllviken

Datum:	2015-10-22	Tidpunkt:	13.25	Mätplats:	2d (1)	Total mättid:	15 min	Provtagare:	IARV	Kommentar:
--------	------------	-----------	-------	-----------	--------	---------------	--------	-------------	------	------------

Konstanter	MolmassaCH4	Värde	Enhet	Kommentar	Instrument:	Värde	Enhet	Kommentar
Gas:		16000	mg/mol	STP	Instrument:	EcoProbe		
Metan	Molvolyt CH4:	0,0224	m ³ /mol	STP	Flöde:	0,5	l/min	
Koldioxid	Molmassa CO2:	44000	mg/mol	STP	Luftryck Instrument:	1009	hPa	hPa=mb
	Molvolyt CO2:	0,0224	m ³ /mol	STP	Luftryck SMHI:	1007	hPa	
Fluxbox:	Area:	0,3136	m ²		Temperatur SMHI:	11	°C	
	Volym:	0,04	m ³		Väder:	Molnigt, emellanåt lätt regn		

Mätning bredvid GY-rör 1302 i två omgångar. Först strax efter mont. av fluxbox (2d (1)). Sedan 1,5 h efter monteringen (2d (2)). På detta blad redovisas den första mätningen (2d (1)).



Indata t Tid (s)	Koncentration (ppm)			Beräkningar metan				Beräkningar koldioxid			
	Metan	Koldioxid	TP	c (mg/m ³)	c2	t2	c*t	c (mg/m ³)	c2	t2	c*t
15	588	1286		420	176400	225	6300	2526,071429	6381036,862	225	37891,071
30	444	1180		317,1428571	100579,5918	900	9514,285714	2317,857143	5372461,735	900	69535,714
45	519	1251		370,7142857	137429,0816	2025	16682,14286	2457,321429	6038428,603	2025	110579,46
60	576	1226		411,4285714	169273,4694	3600	24685,71429	2408,214286	5799496,046	3600	144492,86
90	478	1248		341,4285714	116573,4694	8100	30728,57143	2451,428571	6009502,041	8100	220628,57
120	319	1107		227,8571429	51918,87755	14400	27342,85714	2174,464286	4728294,93	14400	260935,71
150	349	1171		249,2857143	62143,36735	22500	37392,85714	2300,178571	5191887,755	22500	345026,79
180	185	1160		132,1428571	17461,73469	32400	23785,71429	2278,571429	5191887,755	32400	410142,86
210	261	1161		186,4285714	34755,61224	44100	39150	2280,535714	5200843,144	44100	478912,5
240	223	1229	561	159,2857143	25371,93878	57600	38228,57143	2414,107143	5827913,297	57600	579385,71
270	176	1328	574	125,7142857	15804,08163	72900	33942,85714	2608,571429	6804644,898	72900	704314,29
300	175	1375	553	125	15625	90000	37500	2700,892857	7294822,226	90000	810267,86
330	84	1305	562	60	3600	108900	19800	2563,392857	6570982,94	108900	845919,64
360	0	1398	604	0	0	129600	0	2746,071429	7540908,291	129600	988585,71
390	0	1286	452	0	0	152100	0	2526,071429	6381036,862	152100	985167,86
420	0	1294	472	0	0	176400	0	2541,785714	6460674,617	176400	1067550
450	0	1254	512	0	0	202500	0	2463,214286	6067424,617	202500	1108446,4
480	0	1396	592	0	0	230400	0	2742,142857	7519347,449	230400	1316228,6
510	0	1476	668	0	0	260100	0	2899,285714	8405857,653	260100	1478635,7
540	0	1674	813	0	0	291600	0	3288,214286	10812353,19	291600	1775635,7
570	0	1692	843	0	0	324900	0	3323,571429	11046127,04	324900	1894435,7
600	0	1564	770	0	0	360000	0	3072,142857	9438061,735	360000	1843285,7
630	0	1715	862	0	0	396900	0	3368,75	11348476,56	396900	212312,5
660	0	1831	930	0	0	435600	0	3596,607143	12935582,94	435600	2373760,7
690	0	1935	1051	0	0	476100	0	3800,892857	14446786,51	476100	2622616,1
720	0	1865	993	0	0	518400	0	3663,392857	13420447,23	518400	2637642,9
750	0	1878	1030	0	0	562500	0	3688,928571	13608194,01	562500	2766696,4
780	0	1911	1078	0	0	608400	0	3753,75	14090639,06	608400	2927925
810	0	1909	1099	0	0	656100	0	3749,821429	14061160,75	656100	3037355,4
840	0	1840	1034	0	0	705600	0	3614,285714	13063061,22	705600	3036000
870	0	1904	1116	0	0	756900	0	3740	13987600	756900	3253800
900	0	1901	1021	0	0	810000	0	3734,107143	13943556,15	810000	3360696,4
Summa	14010	4377	47750	3126,428571	926936,2245	8511750	345053,5714	93794,64286	285088431,8	8511750	45614810
Medel	437,8125	136,7813	1492,1875	97,70089286	28966,75702	265992,188	10782,92411	2931,082589	8909013,494	265992,188	1425462,8
Antal (n)			32								
				dc/dt metan	-0,430503483			dc/dt koldioxid	1,913519228 (mg/m³/s)		
				Flöde metan	-1,085792635 (mg/m³/s)			Flöde koldioxid	0,24407133 (mg/m²/s)		
				R²	0,709147392	OBS!		R²	0,856281034	OK!	

Databehandling gasspjutsmätningar och befintliga rör

Datum:	2015-10-22	Tidpunkt:	12.30 resp 14.10	Mätplats:	2d	Provtagare:	IARV	Kommentar:	Mätning i GV-rör 1302 samt i gasspjut placerat på andra sidan fluxboxen, söder om 1302
--------	------------	-----------	---------------------	-----------	----	-------------	------	------------	--

Värde	Enhet
Instrument:	GA5000
Flöde:	0,55 l/min

Placering av gasspjut 2c: Vid 1302, på andra sidan fluxboxen (söderut). Ca 50 cm från fluxboxens kant

Spjut/rör nr	t	Tid (s)	CH4 (%)	CO2 (%)	O2 (%)	CO (ppm)	H2S (ppm)	Rel tryck (mbar)	tryck (gasmätare)	
1302		30	58,9	38,3	5,1	3	0	0,03	1006	
		60	59,5	38,7	0,3	3	0			
		90	59,5	38,8	0,1	3	0			
		120	59,5	38,8	0,1	2	0			
	peak		59,6	38,8	0,1					
			30	2,5	2,6	17,8	7	0		-0,08
2c		60	1,4	1,6	19,4	4	0		1004	
			11,4	10,5	17,6					
	peak									

Bilaga 2 – Mätdata Höllvikens avfallsupplag

I denna bilaga redovisas mätresultat i form av text, tabeller och diagram från alla mätningar utförda på Höllvikens avfallsupplag. Resultat från gasspjutmätningar finns sammanställda i Tabell B2.1 och från fluxboxmätningar i Tabell B2.2. I Figur B2.1 och Figur B2.2 visas uppmätta koldioxidkoncentrationer från alla fluxboxmätningar vid första respektive andra mättillfället. Figur B2.3-Figur B2.19 visar resultat i form av diagram från varje enskild fluxboxmätning. Observera att skalorna på diagrammens axlar skiljer sig åt mellan diagrammen. Diagram över koncentrationsförändring av metan tas bara med i de fall metan detekterats.

Mätplats 1

Vid båda mättillfällena gjordes en fluxboxmätning på mätplats 1. Ingen metan detekterades. Koldioxidhalten var linjärt ökande vid båda tillfällena.

Mätplats 2

På mätplats 2 genomfördes två fluxboxmätningar under första mättillfället, en första på ”opåverkad”, grästäckt yta (2a) och en andra över ett av gasspjutshålen efter det att gasspjutet avlägsnats (2b). Vid mätning 2a uppmättes ingen metan och något förhöjda halter av koldioxid. Över gasspjutshålet (2b), där så höga halter som 39,6 % metan tidigare uppmätts, uppmättes linjärt ökande halter av metan från 466 till 887 ppm under 8 minuter. Beräknade flöden var 0,087 mg CH₄/m²/s och 0,76 mg CO₂/m²/s (flödena är beräknade på hela fluxboxens yta).

22 oktober gjordes tre fluxboxmätningar på mätplats 2, betecknade 2a, 2c och 2d. 2a betecknar mätning på ungefär samma plats som fluxboxmätning 2a vid första mättillfället. Resultatet var liknande. Fluxboxmätning 2c gjordes strax söder om gasspjut 1. Ingen metan detekterades och koldioxidhalterna svagt sjunkande. Vid fluxboxmätning 2d, strax söder om grundvattenrör 1302, uppmättes sjunkande halter av metan (Figur B2.14 och Figur B2.15). Koldioxidhalten var ökande men med större variation än vid de flesta andra fluxboxmätningar som utförts i studien. TP (total petroleum) var under hela mättiden högre än metanhalten. Då metanhalten kommit under detektionsgränsen antecknades istället TP-halten som visade en svagt ökande trend (se mätdata i exemplet i Bilaga 1). Mätningen avslutades efter 15 minuter. Efter mätningen stod fluxboxen kvar i 1,5 h varefter en ny mätning gjordes. Även denna gång sjönk metanhalten under mätningen, från 1600 ppm. Koldioxid- och TP-halten var svagt sjunkande.

Mätplats 3

Mätplats 3 är placerad uppe på deponin vid grundvattenrör 1303. På denna plats skedde mätning enbart i det befintliga grundvattenröret och i fluxbox. Vid första mättillfället uppmättes i grundvattenröret en högsta halt av metan på 21,5 % och koldioxid på 23 %. Det relativa trycket var kring noll och värdena stabila. I fluxboxen som placerades nära grundvattenröret kunde ingen metan detekteras. Koldioxidhalterna var enbart något högre än i atmosfären och var först stigande för att sedan minska något. Mätningen varade i 5 minuter. Vid andra mättillfället skedde mätning på samma sätt och med liknande resultat som vid första tillfället. 21-22% metan uppmättes i grundvattenrör 1303. Vid fluxboxmätningen detekterades ingen metan och koldioxidhalten var låg, 419-535 ppm. I närheten av mätplats 3 installerades gasspjut på 3 ställen. Då ingen metan kunde detekteras gjordes inga fluxboxmätningar på platserna.

Mätplats 4

Mätplats 4 är belägen strax nedanför mätplats 1 på slänten mot stallet. Mätning skedde i de befintliga mätpunkterna HG6 och 1502 samt i fluxbox mellan dessa två punkter. Metan fanns i halter på 26-28 % i de båda rören vid första mättillfället och 12-18 % vid andra mättillfället. Ingen metan uppmättes i fluxboxen, men koldioxidhalterna var förhöjda och ökande, med ett beräknat flöde av 0,73 mg/m²/s vid första mättillfället, vilket är betydligt högre än vid andra fluxboxmätningar (Figur B2.). En anledning till den höga koncentrationen i början av mätningen kan vara att det tog ovanligt lång tid att installera fluxboxen vid denna mätning.

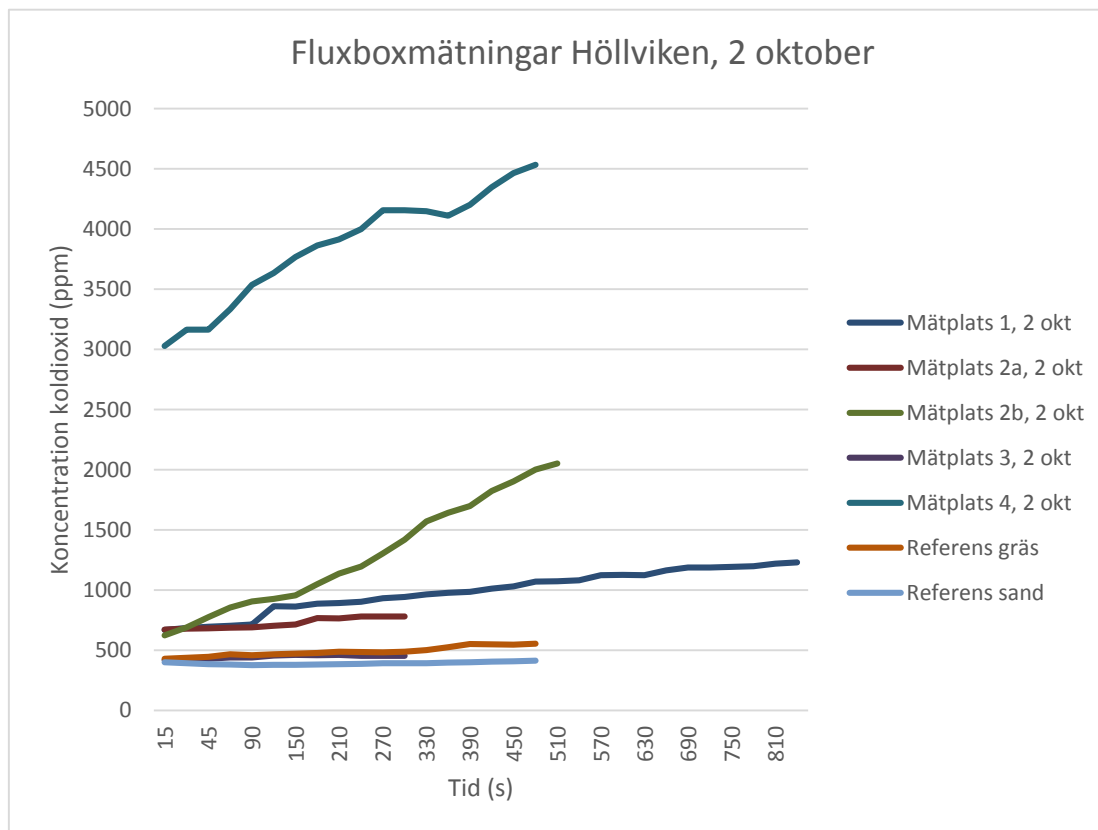
Tabell B2.1. Resultat mätningar i gasspjut och befintliga rör. När två mätningar gjorts anges båda värdena.

	Metan, maxvärde (%)		Koldioxid, maxvärde (%)	
	2 oktober	22 oktober	2 oktober	22 oktober
Mätplats 1				
Gasspjut 1	0,9/0,1	0,0	2,7/2,6	1,6
Gasspjut 2	0,8/0,9	0,0	5,3/5,7	4,8
Gasspjut 3	3,1/3,3	1,1	3,1/5,7	3,4
Gasspjut 4	0,0/3,1	0,0	0,0/3,1	1,1
Mätplats 2				
1302	59,5	59,6	37,9	38,8
1505	0,0	0,0	3,2	3,0
Gasspjut 1	29,0/39,6	28,8	23,1/29,3	22,1
Gasspjut 2	0,2	0,4	2,7	2,1
Gasspjut 3	0,8	0,8	3,8	3,0
Gasspjut 2c	-	11,4	-	10,5
Mätplats 3				
1303	21,5	21,8	22,9	24,3
Mätplats 4				
HG 6	28,1	12,0	19,4	8,5
1502	26,5	18,0	26,4	21,2

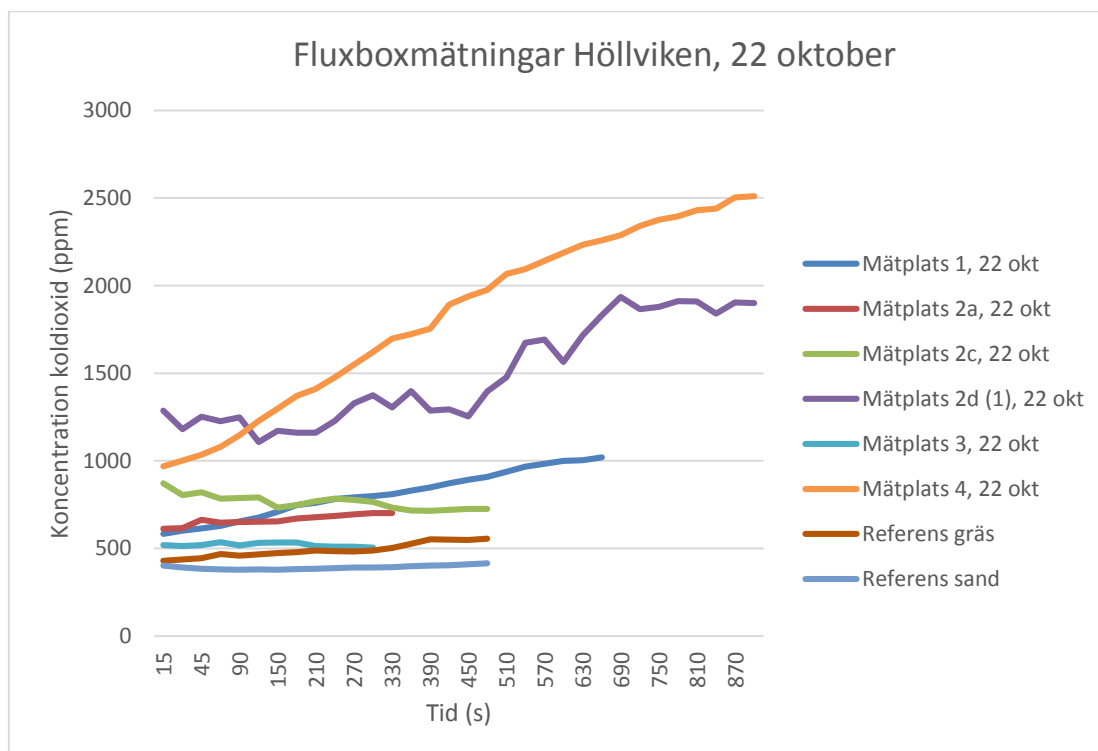
Tabell B2.2. Sammanställning av koldioxidhalter från fluxboxmätningar. Även beräknade flöden, mättid och om korrelationskoefficienten R^2 överstiger 0,8 anges. Kursiv text innebär att R^2 understiger 0,8 och att det beräknade flödet inte är giltigt.

Sammanställning fluxboxmätningar - Koldioxid						
Mätplats	Mättillfälle	Min-konc. (ppm)	Max-konc. (ppm)	Flöde (mg/m ² /s)	Linjär ökning ($R^2 > 0,8$)	Tid (min)
1	1	669	1232	0,155	Ja	15
1	2	584	1020	0,166	Ja	11
2a	1	673	782	0,111	Ja	5
2a	2	612	702	0,063	Ja	5
2b (metan detekterat)	1	624	2052	0,759	Ja	8
2c	2	714	872	-0,058	Nej	8
2d (metan detekterat)	2	1107	1935	0,244	Ja	15
3	1	419	463	0,031	Nej	5
3	2	535	505	-0,012	Nej	5
4	1	3029	4535	0,731	Ja	8
4	2	969	2510	0,452	Ja	15
Referens Gräs	1	429	556	0,064	Ja	8
Referens Sand	1	378	415	0,013	Nej	8

Koldioxidhalter uppmätta vid fluxboxmätningar

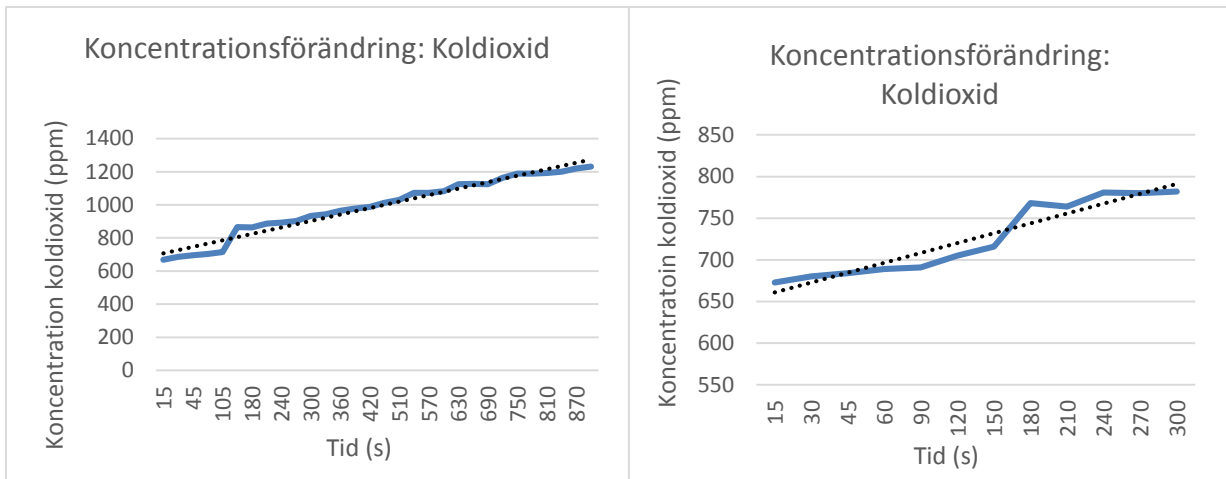


Figur B2.1. Koldioxidkoncentration som en funktion av tid vid fluxboxmätningar 2 oktober i Höllviken.

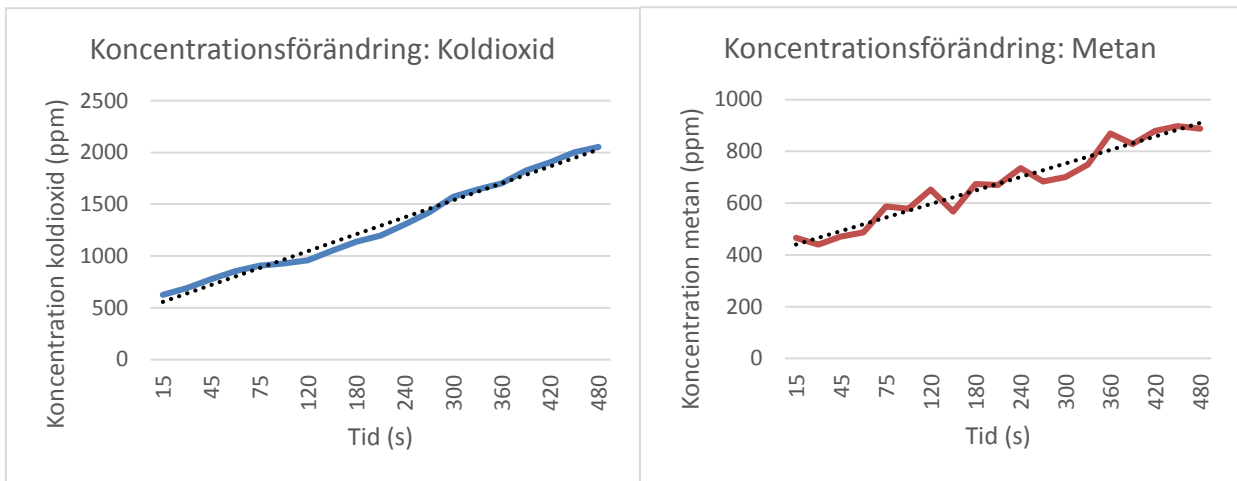


Figur B2.2. Koldioxidkoncentration som en funktion av tid vid fluxboxmätningar 22 oktober i Höllviken. Även de två referensmätningarna från 2 oktober visas i diagrammet.

Koldioxid och metanhalter från fluxboxmätningar – Mättilfälle 1, 2 oktober

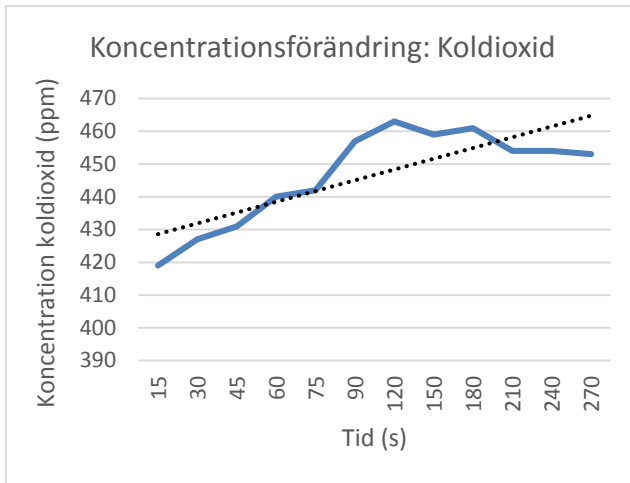


Figur B2.3 Fluxboxmätning vid mätplats 1, 2 oktober. Ingen metan detekterades. **Figur B2.4. Fluxboxmätning 2a, 2 oktober**

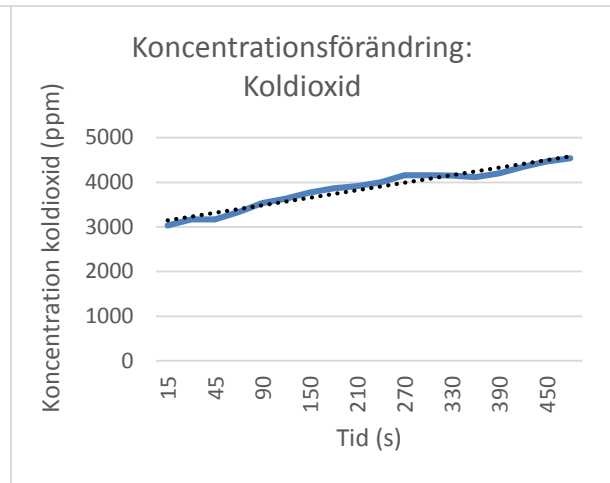


Figur B2. 5. Fluxboxmätning 2b, 2 oktober. Mätning över hål från gasspjut. Koldioxid.

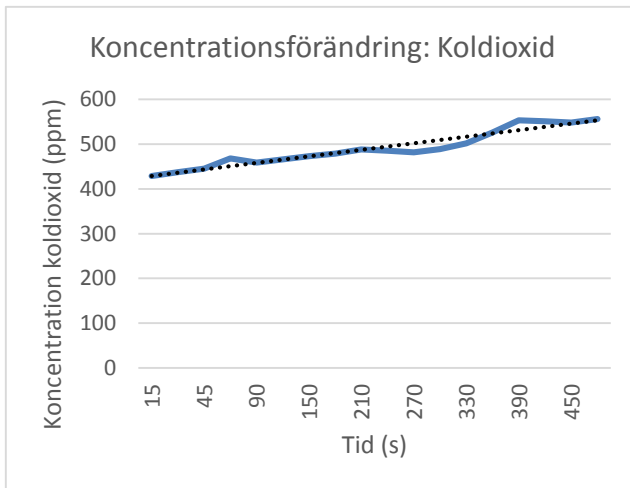
Figur B2. 6. Fluxboxmätning 2b, 2 oktober. Mätning över hål från gasspjut. Metan



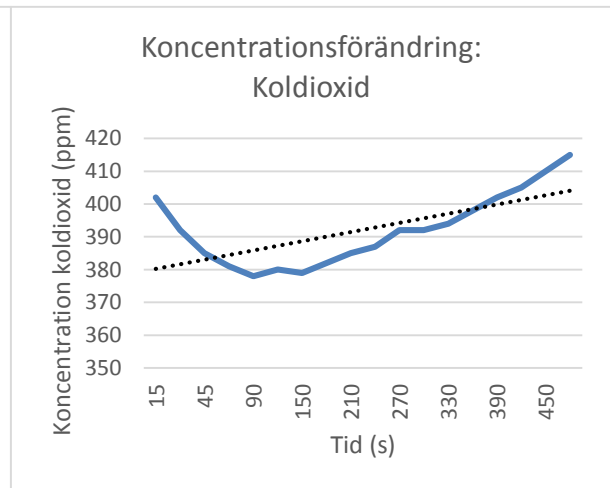
Figur B2. 7. Fluxboxmätning mätplats 3, 2 oktober.



Figur B2. 8. Fluxboxmätning mätplats 4, 2 oktober.

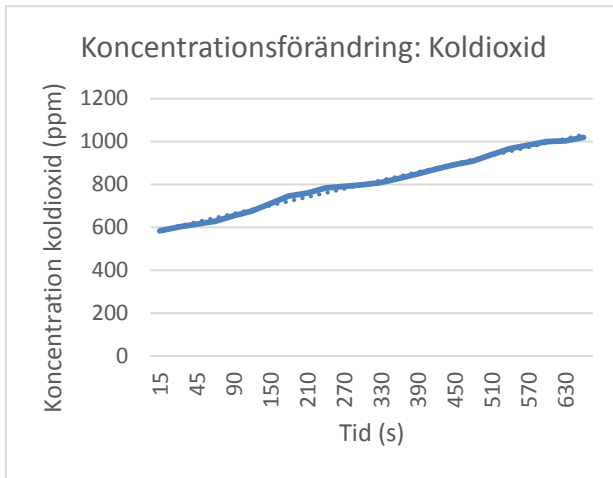


Figur B2. 9. Fluxboxmätning mätplats 5, referensyta gräs. 2 oktober.

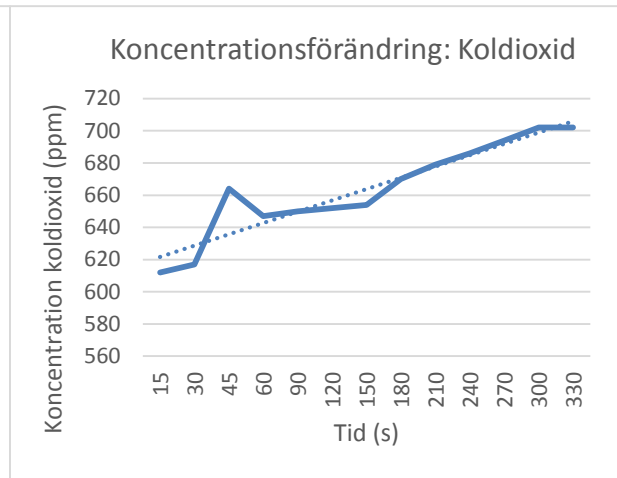


Figur B2. 10. Fluxboxmätning mätplats 6, referensyta sand. 2 oktober.

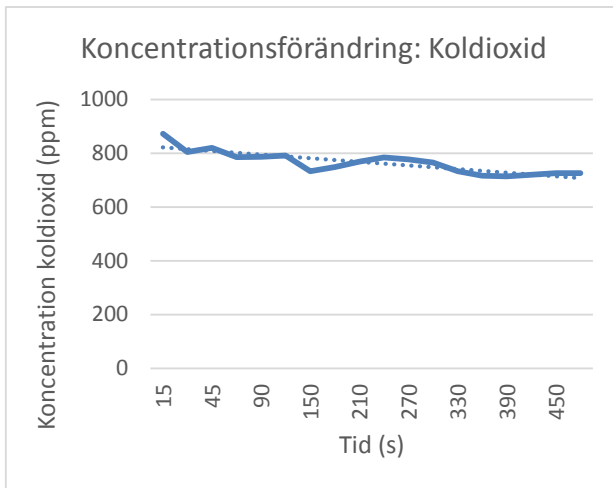
Koldioxid och metanhalter från fluxboxmätningar – Mätillfälle 2, 22 oktober



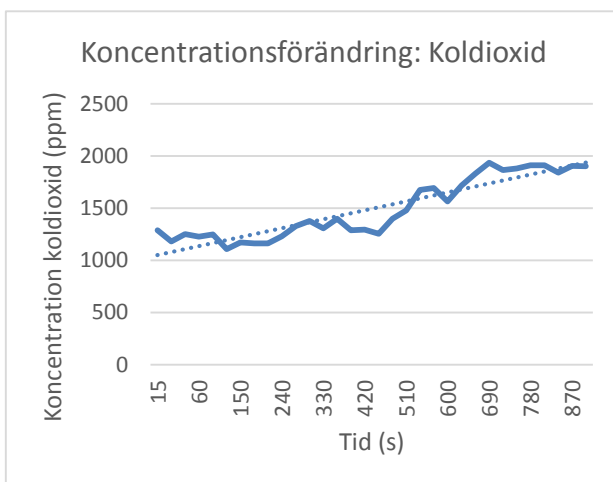
Figur B2. 11. Fluxboxmätning mätplats 1, 22 oktober.



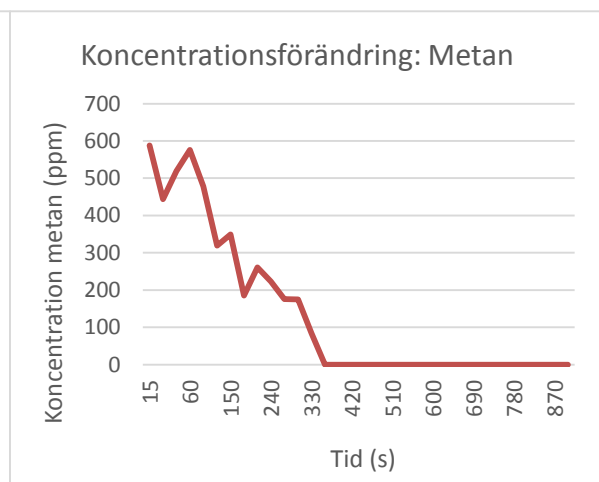
Figur B2. 12. Fluxboxmätning mätplats 2a, 22 oktober.



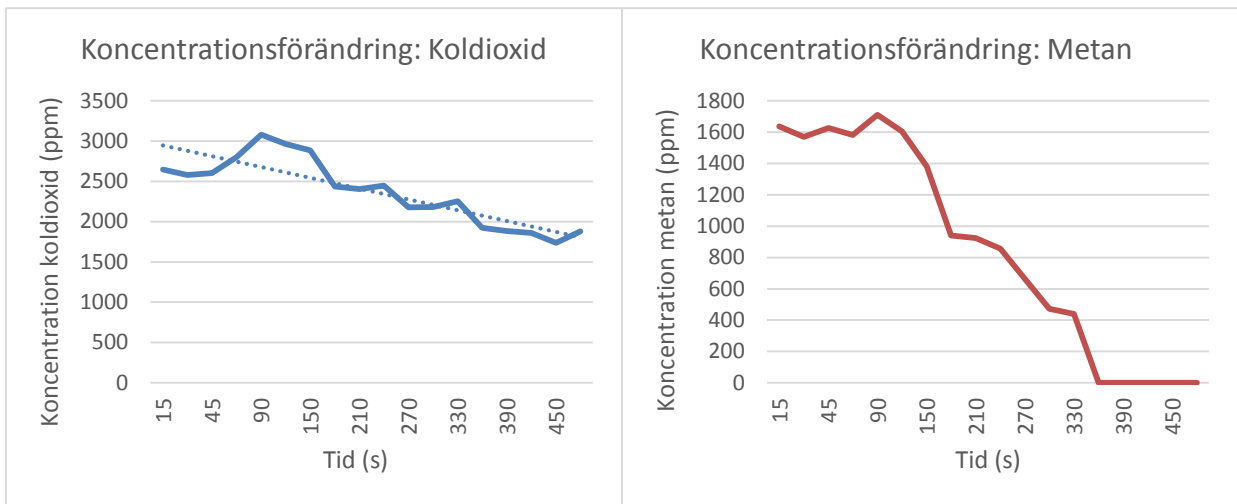
Figur B2. 13. Fluxboxmätning mätplats 2c, 22 oktober



Figur B2. 14. Fluxboxmätning 2d, 22 oktober. Koldioxid

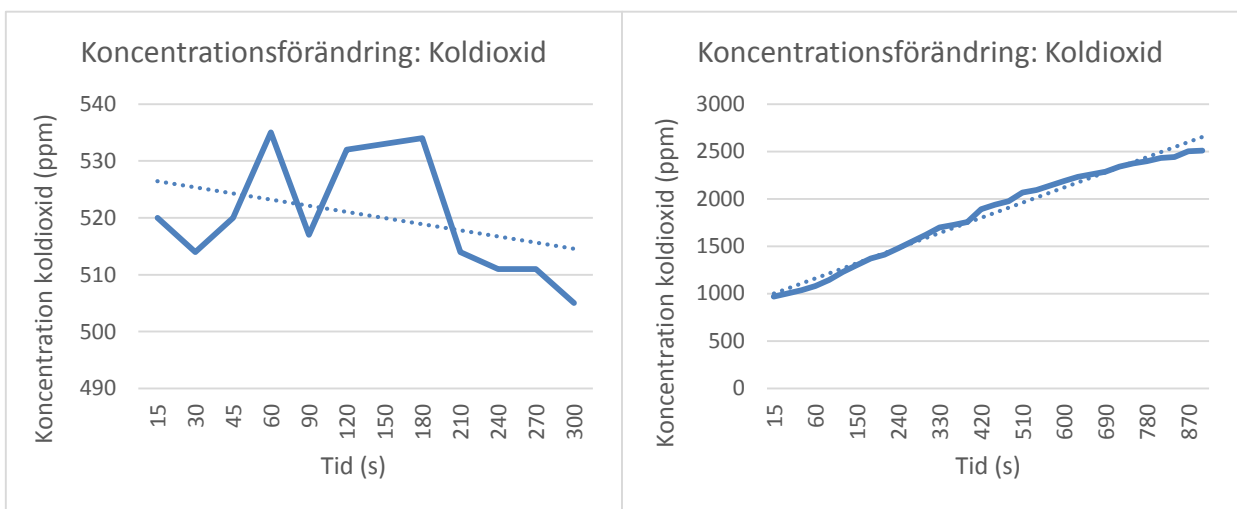


Figur B2. 15. Fluxboxmätning 2d, 22 oktober. Metan



Figur B2. 16. Fluxboxmätning 2d, efter att fluxboxen varit installerad ca 1,5 timmar. 22 oktober, Koldioxid.

Figur B2. 17. Fluxboxmätning 2d, efter att fluxboxen varit installerad ca 1,5 timmar. 22 oktober, Metan.



Figur B2. 18. Fluxboxmätning mätplats 3, 22 oktober.

Figur B2. 19. Fluxboxmätning mätplats 4, 22 oktober.

Bilaga 3 – Mätdata Solhålan, Helsingborg

I denna bilaga redovisas mätresultat i form av diagram från alla fluxboxmätningar utförda i Solhålan. Observera att skalorna på diagrammens axlar skiljer sig åt mellan diagrammen. Diagram över koncentrationsförändring av metan tas bara med i de fall metan detekterats.

Metan- och koldioxidhalter för gasspjuts- och grundvattenrörmätningarna är sammanställda i Tabell B3.1 och Tabell B3.2. I Tabell B3.3 finns koldioxidhalter och koldioxidflöden från fluxboxmätningarna sammanställda. Metanhalter och metanflöden finns inte med i

Tabell B3.3. Figur B3.1 visar hur koldioxidhalterna förändrades under fluxboxmätningarna. I Figur B3.2-B3.9 visas resultat från samtliga fluxboxmätningar i form av diagram. Metanhalter redovisas enbart i de fall metan har detekterats.

Mätplats 1

Vid gasspjutsmätningar på mätplats 1 uppmättes metanhalter på mellan 0 och 31 %, med högre halter vid andra mätningen. Ingen metan kunde detekteras vid fluxboxmätning vid något av mättillfällena. Koldioxidhalten ökade linjärt vid båda tillfällena, med lägre halter och beräknat flöde vid andra mättillfället.

Mätplats 2

Mätplats 2 är beläget i en liten svacka med blötare jord. På mätplats 2 gjordes mätning enbart vid första mättillfället. Då uppmättes endast 0,1 % metan i ett av de fyra gasspjuten. I ett närliggande grundvattenrör (C) fanns 8,2 % metan. Ingen metan kunde detekteras i fluxboxen.

Mätplats 3

Mätplats 3 är beläget mitt på deponiytan. Liksom resten av ytan är platsen grästäckt, men ytan är här något mindre frodig. I de fyra gasspjuten uppmättes högsta halter av metan mellan 13,6 och 69,7 %. Ingen metan uppmättes i fluxboxen vid något av mättillfällena. Koldioxidhalten ökade linjärt, med lägre halter och flöde vid andra mättillfället.

Mätplats 4

Mätplats 4 valdes ut vid det andra mättillfället efter att metan detekterats vid mätning i luften ovanför en grop på platsen. Fyra spjut installerades runt gropen och två fluxboxmätningar gjordes, dels över gropen och dels ca 2 meter därifrån. I de fyra spjuten uppmättes metan i halter mellan 2,6 och 22 %. Vid mätning med fluxbox över gropen uppmättes ca 0,1 % metan. De första 4 minuterna var halten av metan stabil för att sedan minska. Det var svårt att få tätt runt fluxboxen eftersom gropen var lite större än fluxboxens kortsida, vilket kan ha påverkat mätresultatet och förklara minskningen av metan efter några minuters mätning. Koldioxidhalten fluktuerade mellan 600 och 800 ppm. Vid den andra fluxboxmätningen detekterades ingen metan, men linjärt ökande halter av koldioxid.

Tabell B3.1 Resultat av mätningar i gasspjut och grundvattenrör 1 oktober. Bindestreck betyder att en andra mätning inte gjorts. Vid mätning i gasspjut beror det antingen på tidsbrist eller att gasmätarens batterinivå varit låg. Vid mätning i grundvattenrör ansågs det inte relevant att göra mer än en mätning.

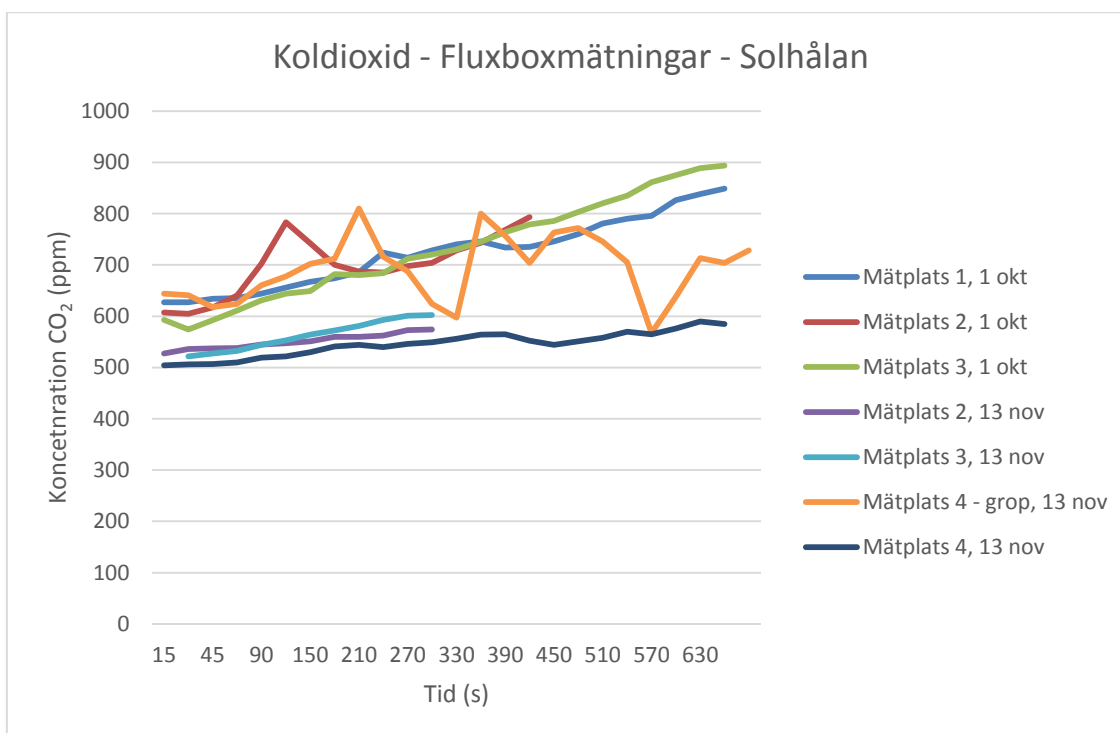
	Metan, maxvärde (%)		Koldioxid, maxvärde (%)	
	Mätning 1	Mätning 2	Mätning 1	Mätning 2
<i>Mätplats 1</i>				
Grundvattenrör	12	-	4,5	-
Gasspjut 1	1,1	0,4	0,6	0,7
Gasspjut 2	16	9	2,7	2,4
Gasspjut 3	0	0	0,7	0,9
Gasspjut 4	0,4	0,3	1	0,9
<i>Mätplats 2</i>				
Grundvattenrör	8,2	-	17	-
Gasspjut 1	0	0	0,2	0,4
Gasspjut 2	0	0	1,1	0,6
Gasspjut 3	0	0	1,9	1,3
Gasspjut 4	0,1	0	0,4	1,2
<i>Mätplats 3</i>				
Gasspjut 1	17,4	-	3,8	-
Gasspjut 2	46,3	-	4,9	-
Gasspjut 3	49,2	-	4,3	-
Gasspjut 4	52,2	-	6,1	-

Tabell B3.2 Resultat av mätningar i gasspjut och grundvattenrör 13 november. Streck betyder att en andra mätning inte gjorts. Vid mätning i gasspjut beror det antingen på tidsbrist eller att gasmätarens batterinivå varit låg. Vid mätning i grundvattenrör ansågs det inte relevant att göra mer än en mätning.

	Metan, maxvärde (%)		Koldioxid, maxvärde (%)	
	Mätning 1	Mätning 2	Mätning 1	Mätning 2
<i>Mätplats 1</i>				
Grundvattenrör	25,6	-	5,2	-
Gasspjut 1	3,3	2,3	1,3	0,9
Gasspjut 2	17,4	4,1	1,9	1,3
Gasspjut 3	31,1	28,5	3,8	3,7
Gasspjut 4	0,2	0,9	1,3	0,9
<i>Mätplats 3</i>				
Grundvattenrör	6,6	-	3,4	-
Gasspjut 1	36,5	46,2	4,5	5,5
Gasspjut 2	58,4	69,7	4,3	5,0
Gasspjut 3	43,7	55,0	4,3	5,3
Gasspjut 4	13,6	24,6	5,1	5,2
<i>Mätplats 4</i>				
Gasspjut 1	13,8	-	3,1	-
Gasspjut 2	7,2	-	2,3	-
Gasspjut 3	21,7	-	3,2	-
Gasspjut 4	2,6	-	1,2	-
<i>Övriga Grundvattenrör</i>				
A	0	-	1,2	-
B	21	-	3,8	-
C (Mätplats 2)	0	-	0,1	-

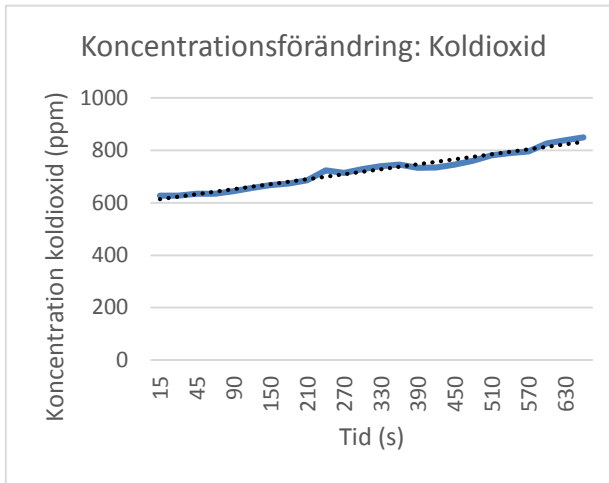
Tabell B3.3 Sammanställning av högsta och lägsta koldioxidhalter uppmätta vid fluxboxmätningar i Solhålan. Även beräknade flöden, mättid och om korrelationskoefficienten R^2 överstiger 0,8 anges. Kursiv text innebär att R^2 understiger 0,8 och att det beräknade flödet inte är giltigt.

Sammanställning fluxboxmätningar - Koldioxid						
Mätplats	Mätning	Max-konc. (ppm)	Min-konc. (ppm)	Flöde (mg/m ² /s)	Linjär ökning ($R^2 > 0,8$)	Tid (min)
1	1	849	627	0,081	Ja	11,5
1	2	574	527	0,038	Ja	5
2	1	793	605	0,090	Nej	7
3	1	894	574	0,125	Ja	11,5
3	2	602	522	0,044	Ja	5
4 (grop)	2	810	515	0,114	Nej	14,5
4	2	590	504	0,045	Ja	11

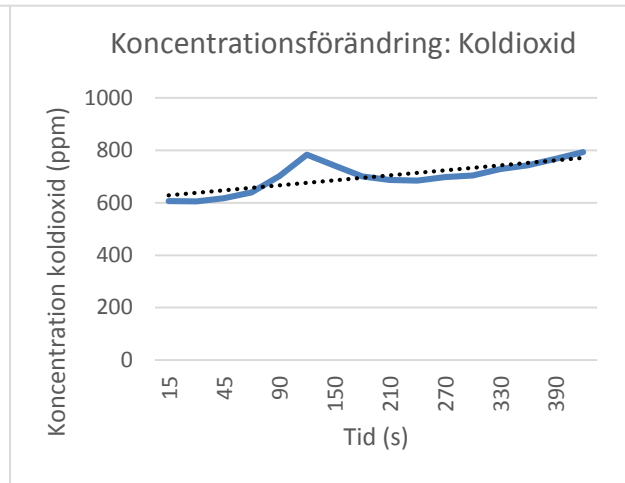


Figur B3.1 Koldioxidkoncentration som en funktion av tid vid fluxboxmätningar i Solhålan.

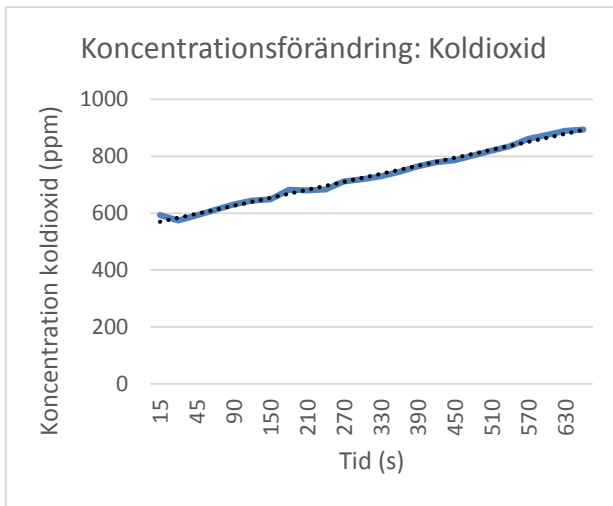
Koldioxid och metanhalter från fluxboxmätningar – Mättilfälle 1, 1 oktober



Figur B3. 2. Fluxboxmätning mätplats 1, 1 oktober.

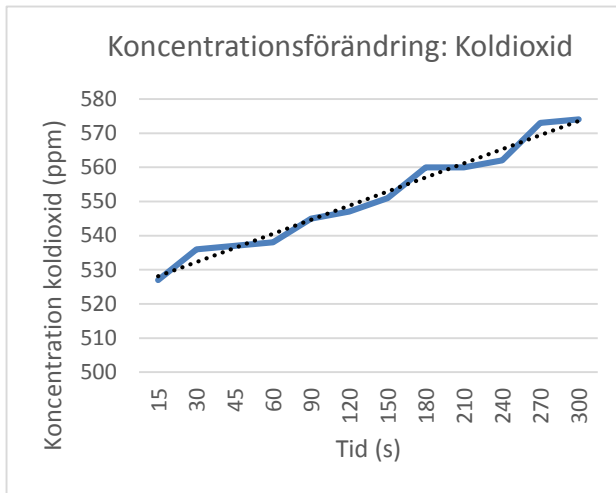


Figur B3. 3. Fluxboxmätning mätplats 2, 1 oktober.

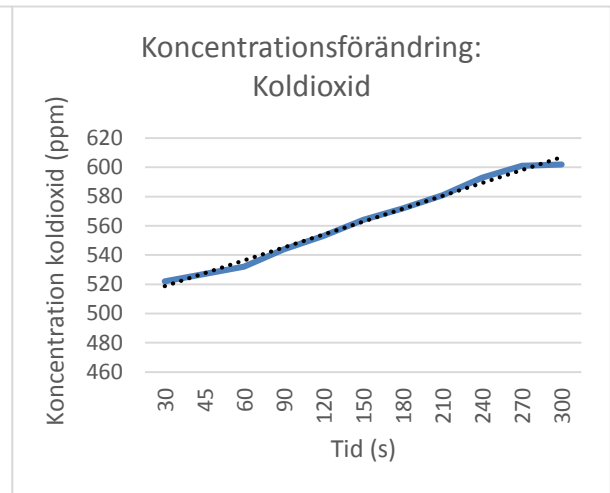


Figur B3. 4. Fluxboxmätning mätplats 3, 1 oktober.

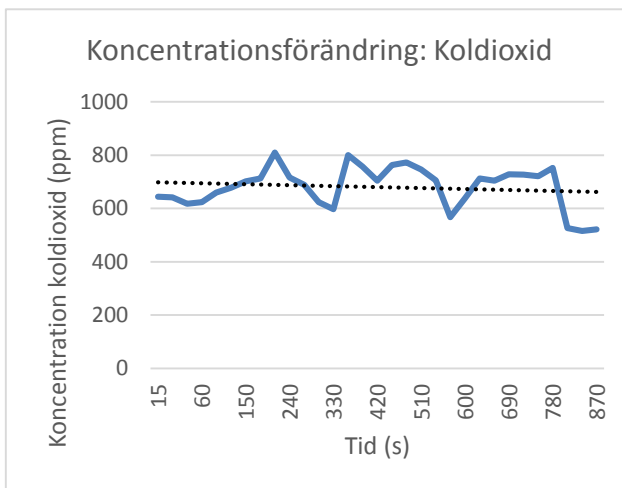
Koldioxid och metanhalter från fluxboxmätningar – Mättilfälle 2, 13 november



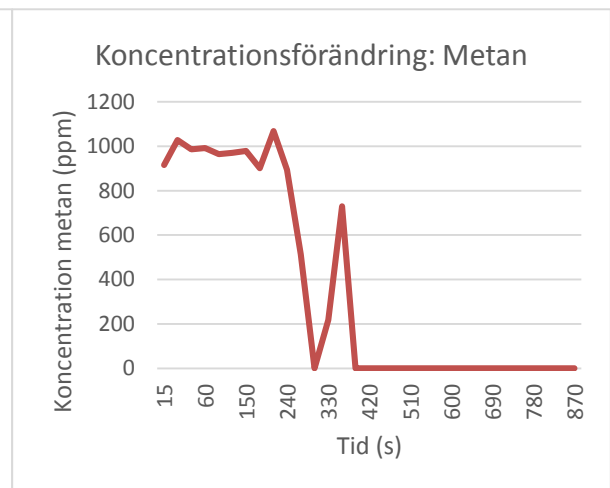
Figur B3. 5. Fluxboxmätning mätplats 1, 13 november.



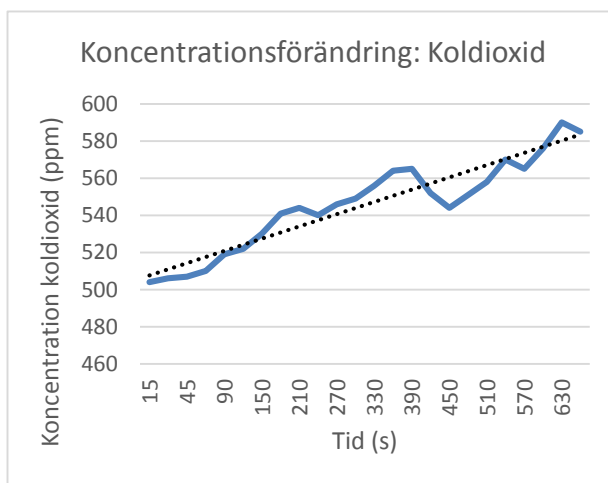
Figur B3. 6. Fluxboxmätning mätplats 3, 13 november.



Figur B3. 7. Fluxboxmätning mätplats 4, 13 november. Mätning över grop. Koldioxid.



Figur B3. 8. Fluxboxmätning mätplats 4, 13 november. Mätning över grop. Metan.



Figur B3. 9. Fluxboxmätning, mätplats 4, 13 november. Koldioxid

Bilaga 4 – Mätdata Sankt Hans backar, Lund

I denna bilaga redovisas mätresultat från alla fluxboxmätningar utförda på Sankt Hans backar. Observera att skalorna på diagrammens axlar skiljer sig åt mellan diagrammen. Diagram över koncentrationsförändring av metan tas bara med i de fall metan detekterats.

Resultat av mätningarna finns sammanställda i Tabell B4.1 (gasspjutmätningar), Tabell B4.2 (Mätningar gasfilter/gasbrunnar), Tabell B4.3 (dagvattensystemet) och Tabell B4.4 (fluxboxmätningar). I Figur B4.1 redovisas koldioxidkoncentrationer från fluxboxmätningar. Figur B4.2 - B4.9 visar resultat från varje enskild fluxboxmätning. Metanhalter redovisas enbart i de fall metan har detekterats.

Mätplats 1

Mätningar utfördes:

- I stängd gasbrunn (över gasfilter, se Figur 3.6).
- Med gasspjut i gasbrunn, genom gasfilter (2 st)
- Med gasspjut bredvid gasbrunn, på lertäckning (2 st)
- Med gasspjut bredvid lertäckningen (1 st)
- Med fluxbox nära kanten av det lertäckta området.

Vid mätplats 1 utfördes mätningar i två gasspjut placerade ovanpå den nyligen pålagda lertäckningen och i ett spjut utanför lertäckningen. Spjuten hade inte exakt samma positioner vid de båda mättillfällena. Försök att installera ytterligare ett spjut utanför lertäckningen gjordes, men misslyckades på grund av svårigheter att tränga ner tillräckligt djupt i marken. I de tre installerade gasspjuten uppmättes maxhalter av metan på 0,1-0,3 % vid första mättillfället och 7,3-32 % vid andra mättillfället. Maxhalter av koldioxid var 1,9-5,8 % vid första mättillfället och 7,1-28 % vid andra mättillfället.

Mätning gjordes i fluxbox utanför lertäckningen. Fluxboxen var placerad på tät markvegetation. Ingen metan detekterades i fluxboxen och koldioxidhalten var ökande, med ett högre flöde vid andra mättillfället (0,82 mg/m²/s).

Mätning utfördes i gasbrunnen (över gasfiltret) på platsen. Vid första mättillfället uppmättes linjärt sjunkande metan- och koldioxidhalter, metan från 1277 ppm vid mätningens början till under detektionsgränsen efter 8 minuter. Koldioxidhalten minskade under 10 minuters mätning. Två gasspjutmätningar gjordes i gasfiltret, 1 meter under ytan. Torven i filtret var fuktig. Spjuten var mycket lätta att trycka ner hela vägen. I ena spjutet uppmättes 26 % metan och 25 % koldioxid, i det andra 9,4 % metan och 11 % koldioxid. Även syrehalten skiljde sig mycket mellan de två gasspjuten, ner till 0,5 % i det med högre metanhalt och 13 % i det spjut med lägre metanhalt. Detta tyder på att olika förutsättningar för metanoxidation finns även i ett och samma filter. Anledningarna till detta kan vara många, exempelvis skillnad i gasens uppehållstid i gasfiltret.

Vid andra mättillfället uppmättes (i gasbrunn) fluktuerande halter av metan, 0,8 till 2,5 % med en svagt ökande trend under 15 min. Koldioxidhalten ökade från 0,8 till 1,9 %. Två gasspjutmätningar gjordes i gasfiltret, 1 meter under ytan. Torven i filtret var fuktig också denna gång. Spjuten var mycket lätta att trycka ner hela vägen. I det ena spjutet uppmättes 37 % metan och 38 % koldioxid, i det andra 43 % metan och 35 % koldioxid. Syrehalten var så låg som 0,7 % i spjutet med högst metanhalt.

Mätplats 2

Mätningar utfördes:

- I stängd gasbrunn efter att slitsar och andra hål där luft tränger in täckts igen.
- Med gasspjut bredvid gasbrunn, på lertäckning (1 st)
- Med gasspjut bredvid lertäckningen (2 st)
- Med fluxbox nära kanten av det lertäckta området.

På mätplats 2 gjordes mätningar i ett gasspjut ovanpå lertäckningen och i två gasspjut utanför lertäckningen. Vid första mättillfället uppmättes 0,1-4,8 % metan och 2,7-4,5 % koldioxid i gasspjuten, lägst halter i spjutet placerat på lertäckningen. Vid andra mättillfället uppmättes 3,0 % metan och 2,5 % koldioxid i ett av spjuterna, 0 % metan i de två andra. Mätning gjordes också i fluxbox mellan dessa spjut. Fluxboxen placerades på en vegetationsfri yta täckt av höstlöv. Löven avlägsnades innan mätning. Ingen metan uppmättes vid mätningarna. Vid första mättillfället låg koldioxidhalterna på atmosfärnivå. Vid andra mättillfället var koldioxidhalterna svagt ökande, från ca 500 till 550 ppm under 6 minuters mätning. Gasfiltrets torvlager var ca 40 cm djupt och mycket torrt de övre 30 cm (Figur 3.6). Vid fluxboxmätningen och vid mätning i gasfiltret uppmättes ingen metan och koldioxidhalten låg omkring 450 ppm, alltså strax över atmosfärnivå. Gasspjutsmätning gjordes genom filtret enbart vid andra mättillfället. Då uppmättes halter av 1,8 % metan och 1,7 % koldioxid.

Mätplats 3

Mätningar utfördes:

- Med gasspjut på slänten (3 st).
- Med fluxbox (öppen statisk kammare) utanför den nya lertäckningen, på två platser på olika höjd upp på slänten.

Mätplats 3 är belägen på slänten upp mot områdets högsta punkt (Figur 3.7). Mätning utfördes i tre gasspjut, placerade på olika höjd på slänten. Flera försök att installera ytterligare spjut gjordes utan framgång. Låga halter av metan uppmättes i ett av spjuterna vid båda mättillfällena, men i olika spjut. Koldioxidhalten i spjuterna varierade mellan 1,3 och 4,7 %. Vid mätning i fluxbox i det nedre läget detekterades ingen metan. I det övre läget uppmättes vid det första mättillfället en halt av 617 ppm metan efter 15 s, sjunkande till 190 ppm efter 30 s. Efter 30 s låg halten under detektionsgränsen. Koldioxidhalten minskade från 1256 ppm efter 15 s, 669 ppm efter 30 s och sedan linjärt minskande till 522 ppm efter 5 minuter.

Övriga mätpunkter

Utöver mätningar vid de tre mätplatserna gjordes mätningar även i ett grundvattenrör, ytterligare två gasbrunnar (16 nov även med gasspjut igenom filtren), och i tre (9 nov) respektive fem (16 nov) punkter i det nya dagvattensystemet.

9 november:

I gasbrunnen placerad på västra sidan av pulkabacken (mätplats 4) uppmättes en maximal halt av 952 ppm metan. Koncentrationen minskade snabbt efter en minuts mätning till att ligga under detektionsgränsen efter två minuter. Koldioxidhalten varierade mellan 1700 och 900 ppm med en minskande trend. I gasbrunnen placerad på kullen väster om pulkabacken (mätplats 5) uppmättes relativt stabila halter av metan runt 2 % och koldioxid runt 1,7 %. I en liten grop bredvid brunnen uppmättes ca 0,1 % metan på ytan (gul pil i Figur 3.8). I grundvattenröret, några meter öster om mätplats 5, uppmättes 32 % metan och 10 % koldioxid.

I en punkt i dagvattensystemet, DV nedre 3, placerad strax väster om lilla amfiteatern, uppmättes en metanhalt på 6,5 % och koldioxid 6,2 %. I dagvattenledningar på andra sidan vägen, DV nedre 1 och 2, detekterades ingen metan och koldioxid endast i halter mellan 440 och 850 ppm.

16 november:

I gasbrunnen placerad på västra sidan av pulkabacken (mätplats 4) uppmättes relativt konstant gassammansättning, 10,6 % metan och 7,8-8,3 % koldioxid. Syrehalten var förhållandevis hög, 17-20 %. Mätning med gasspjut i det 60 cm djupa torvfiltret gav en maximal halt av 37 % metan och 32 % koldioxid. Lägsta syrehalten uppmätt var 4,3 %.

Över gasfiltret i brunnen placerad på kullen väster om pulkabacken (mätplats 5) uppmättes denna gång endast 0,1 % metan och 0,5 % koldioxid. Gasspjutmätning genom filtret gav en maximal halt av metan på 2,2 % och koldioxid 3,5 %. I grundvattenröret, placerat några meter från gasbrunnen, uppmättes 53 % metan och 39 % koldioxid.

I en punkt i dagvattensystemet, DV nedre 3, placerad strax väster om lilla amfiteatern, uppmättes en metanhalt på 1,8 % och koldioxid 2,7 %. I dagvattenledningar på andra sidan vägen (DV nedre 1 och 2), detekterades ingen metan och koldioxid fanns i en koncentration av 0,4 % respektive 0,3 %. Mätningar gjordes också i punkter i dagvattensystemet längre upp i backen. I dagvattenbrunnen väster om vägen (DV övre 1) detekterades ingen metan och 0,7 % koldioxid. I dagvattenbrunnen öster om vägen (DV övre 2) uppmättes 4,1 % metan och 3,8 % koldioxid.

Tabell B4.1. Resultat av gasspjutmätningar från mätplats 1-3. Tabellen visar högsta uppmätta värden vid varje mätning.

	Metan, maxvärde (%)		Koldioxid, maxvärde (%)	
	9 november	16 november	9 november	16 november
<i>Mätplats 1</i>				
Gasspjut 1	1,1	8,8	3,8	11,0
Gasspjut 2	0,3	31,6	5,8	27,7
Gasspjut 3	0,3	7,3	1,9	7,1
Gasspjut brunn 1	25,7	37,1	25,2	38,0
Gasspjut brunn 2	9,4	43,0	10,6	35,0
<i>Mätplats 2</i>				
Gasspjut 1	4,8	3,0	2,7	2,5
Gasspjut 2	2,7	0,0	4,5	2,1
Gasspjut 3	0,1	0,0	2,9	0,3
Gasspjut brunn	-	1,8	-	1,7
<i>Mätplats 3</i>				
Gasspjut 1	0,2	0,0	2,4	1,9
Gasspjut 2	0,0	-	1,3	-
Gasspjut 3	0,0	0,0	4,7	1,7

Tabell B4.2. Resultat av mätningar över och genom gasfilter. För mätningar över gasfilter anges lägsta och högsta värden. Om endast ett värde anges innebär det att halten varit mer eller mindre konstant under mätningen.

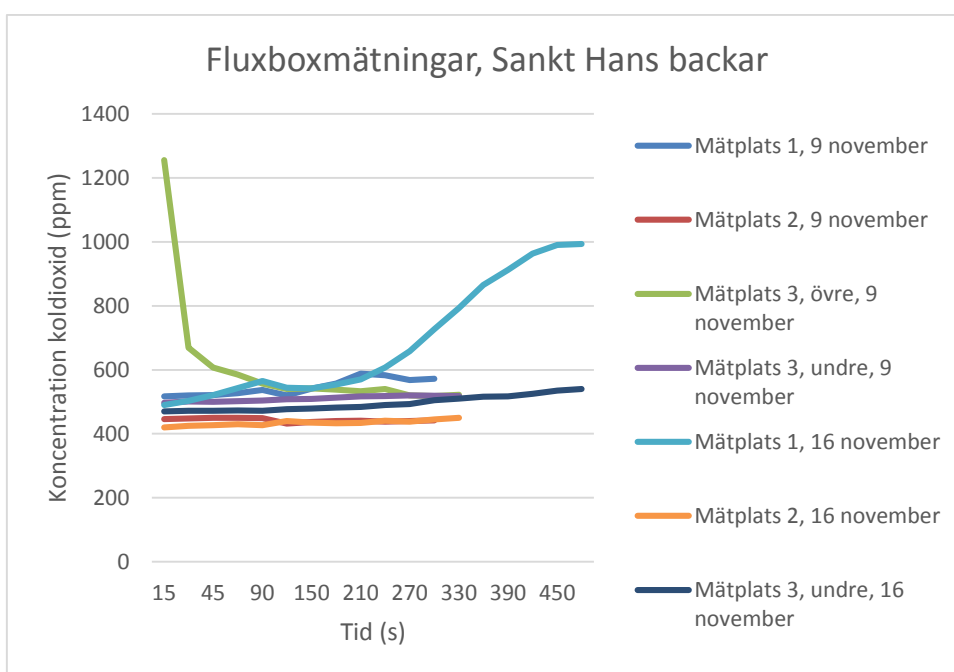
	Metan, maxvärde (%)		Koldioxid, maxvärde (%)	
	9 november	16 november	9 november	16 november
Mätplats 1				
Över gasfilter	0,1-0,0	0,8-2,5	0,3-0,2	0,8-1,9
Gasspjut brunn 1	25,7	37,1	25,2	38,0
Gasspjut brunn 2	9,4	43,0	10,6	35,0
Mätplats 2				
Över gasfilter	0,0	0,0	0,04	0,04
Gasspjut brunn	-	1,8	-	1,7
Mätplats 4				
Över gasfilter	0,1-0,0	10,6	0,2-0,1	7,8-8,3
Gasspjut brunn	-	36,8	-	32,4
Mätplats 5				
Över gasfilter	2	0,1	1,7	0,5
Gasspjut brunn	-	2,2	-	3,5

Tabell B4.3. Resultat av mätningar i dagvattenbrunnar. DV=dagvatten.

	Metan, maxvärde (%)		Koldioxid, maxvärde (%)	
	9 november	16 november	9 november	16 november
Beteckning				
DV övre 1	-	0,0	-	0,7
DV övre 2	-	4,1	-	3,8
DV nedre 1	0,0	0,0	0,04	0,3
DV nedre 2	0,0	0,0	0,08	0,4
DV nedre 3	6,5	1,8	6,2	2,7

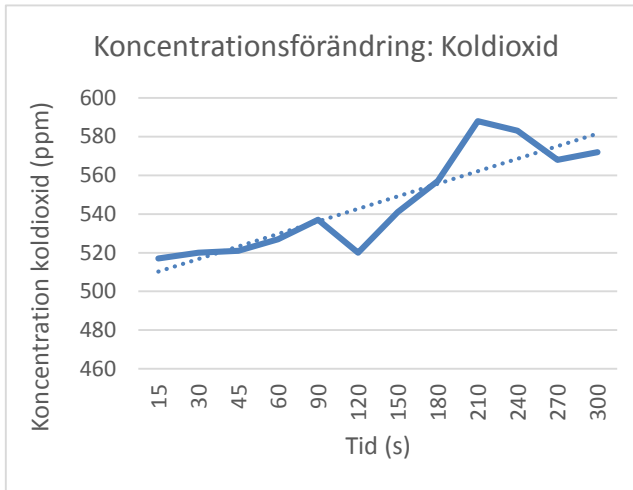
Tabell B4.4. Sammanställning av resultat från fluxboxmätningar. Högsta och lägsta uppmätta koncentration av koldioxid, beräknade flöden, mättid och om korrelationskoefficienten R^2 överstiger 0,8 anges. Kursiv text innebär att R^2 understiger 0,8 och att det beräknade flödet inte är giltigt.

Sammanställning fluxboxmätningar - Koldioxid						
Mätplats	Mätning	Max-konc. (ppm)	Min-konc. (ppm)	Flöde (mg/m ² /s)	Linjär ökning ($R^2 > 0,8$)	Tid (min)
1	1	588	517	0,061	Nej	5
1	2	1319	490	0,818	Ja	15
2	1	450	432	-0,009	Nej	5
2	2	450	420	0,016	Ja	5
3 (1, metan detekterat)	1	1256	518	-0,293	Nej	5
3 (2)	1	520	497	0,021	Ja	5
3 (2)	2	540	470	0,038	Ja	8

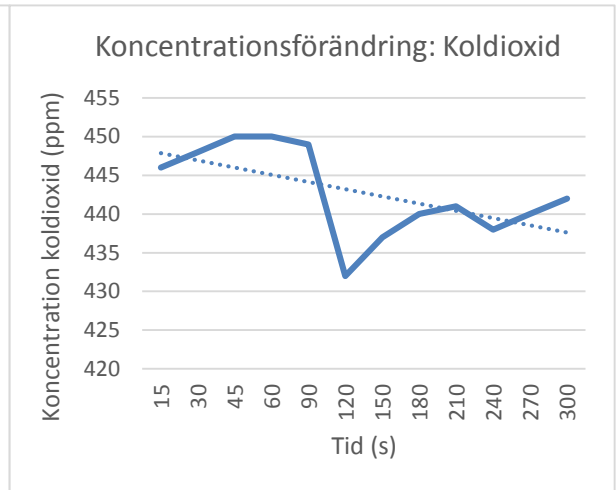


Figur B4.1. Resultat från fluxboxmätningar. Förändring av koldioxidkoncentration över tid.

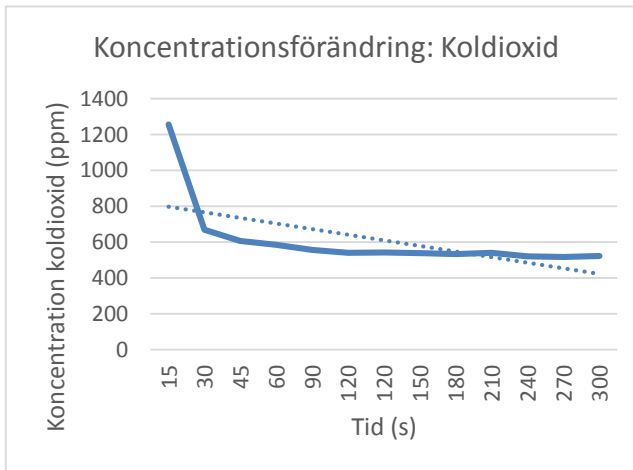
Koldioxid och metanhalter från fluxboxmätningar – Mättilfälle 1, 9 november



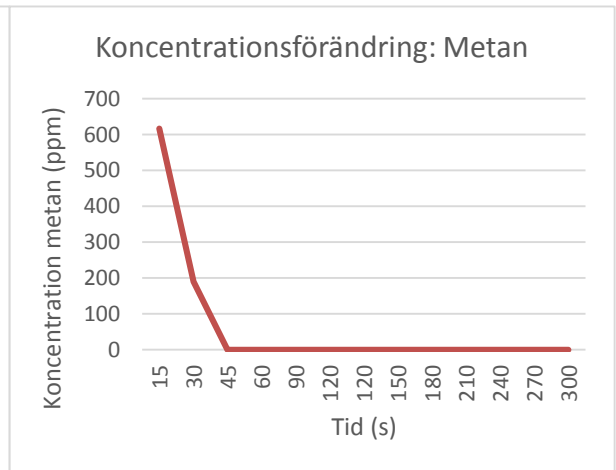
Figur B4. 2. Fluxboxmätning mätplats 1, 9 november.



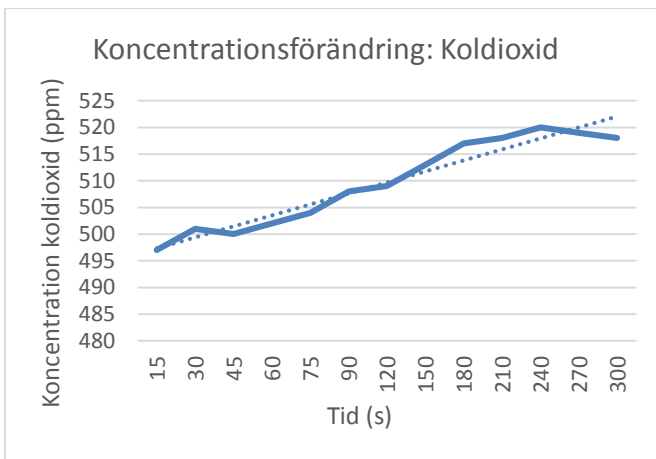
Figur B4. 3. Fluxboxmätning mätplats 2, 9 november.



Figur B4. 4. Fluxboxmätning mätplats 3, 9 november. Övre. Koldioxid.

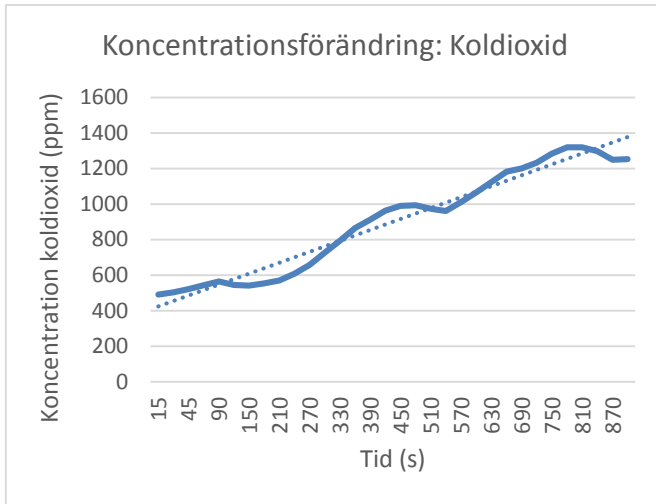


Figur B4. 5. Fluxboxmätning mätplats 3, 9 november. Övre. Metan.

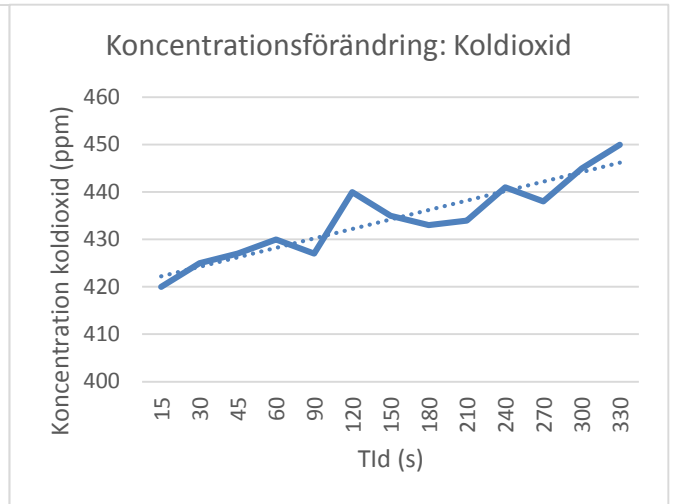


Figur B4. 6. Fluxboxmätning, mätplats 3, 9 november. Undre.

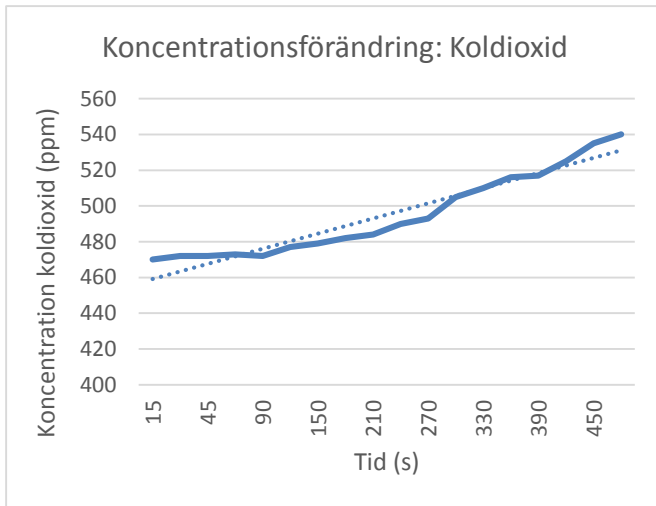
Koldioxid och metanhalter från fluxboxmätningar – Mättilfälle 2, 16 november



Figur B4. 7. Fluxboxmätning mätplats 1, 16 november.



Figur B4. 8. Fluxboxmätning, mätplats 2, 16 november.



Figur B4. 9. Fluxboxmätning mätplats 3, 16 november.