

Mätmetoder för ytemissioner av deponigas

En fallstudie på Filbornadeponin i Helsingborg

LINN MÖLLER 2022

MVEM12 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Omslagsbild: Gasbrunn på Filbornadeponin ©Linn Möller 2022

Mätmetoder för ytemissioner av deponigas

En fallstudie på Filbornadeponin i Helsingborg

Linn Möller

2022



LUNDS
UNIVERSITET

Linn Möller
MVEM12 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet
Intern handledare: Martijn van Praagh, CEC, Lunds universitet
Extern handledare: Åsa Kolmert Strickland, NSR AB

CEC - Centrum för miljö- och klimatvetenskap
Lunds universitet
Lund 2022

Abstract

Global warming is a global issue which needs to be targeted sooner rather than later. One source of greenhouse gases, especially methane, is landfills. An obstacle for reducing these emissions in Sweden is the lack of national recommendation regarding which method should be used to quantify methane emissions from landfills.

In this study, a literature review has been conducted to summarize available methods for quantifying methane emissions from landfills. A case study was then conducted at Filborna landfill, located in Helsingborg. The case study included an overview of the previously used methods for the quantification of methane emissions at Filborna. These consists of the tracer gas dispersion method, fluxbox measurements and measurements by drones and satellites. The case study also consisted of field measurements of methane gas at Filborna, to examine if any correlation between measured methane concentrations and barometric pressure changes could be found. No such correlation could be shown in this study.

The case study illustrates how the measured amount of methane emissions can differ between various methods, as well as between different monitoring occasions with the same method. The results from the tracer gas dispersion method, the drone and fluxbox measurements are within the same range of around 100 kilograms methane per hour, whereas the satellite measurements show emissions of several thousand kilograms of methane per hour. Though, it should be noted that the satellite measurements at Filborna are being conducted as a trial, and the results are not yet final.

In conclusion, there is a need for better guidelines for quantifying methane emissions from landfills. There is also a need for developing methods which can measure the emissions continuously, rather than momentarily. This could provide improved measurement reports and create better conditions to implement or upgrade a potential extraction system for landfill gas.

Key words: landfill; landfill gas; methane; methane emissions; waste management

Populärvetenskaplig sammanfattning

Historiska synder leder till nutida problem

Att lägga sopor på hög har historiskt sett varit ett mycket populärt sätt att hantera avfall i Sverige. Att det var ett smidigt sätt då, innebär inte att dessa gamla handlingar är enkla att hantera idag. En av de problem som det gamla avfallet för med sig är bildning av växthusgaser som kan läcka ut från avfallsupplagen. För att leva upp till Parisavtalet är detta alltså ett av många områden där utsläppen behöver minskas. Men för att kunna mäta denna minskning, behöver vi först veta hur mycket som faktiskt släpps ut.

Det finns ett flertal tillgängliga metoder för att mäta utsläpp av metangas från avfallsupplag, men ingen metod är helt felfri. Ett problem i dagsläget är att det är vanligt att utföra ett fåtal mätningar per år som endast ger ögonblicksbilder av utsläppen, och att sedan använda dessa resultat för att uppskatta de totala utsläppen under ett års tid. En svårighet med detta är att det finns många faktorer som kan påverka utsläppen från deponier över tid, som lufttryck, temperatur och vind. Om mätningar sker under en dag med ovanligt höga eller låga utsläpp, och sedan används för att representera hela årets utsläpp, finns det en risk att utsläppen blir starkt under- eller överskattade. Det är alltså viktigt att ta hänsyn till de väderleksfaktorer som råder vid mätningar för att se om dessa eventuellt kan ha en påverkan på metanutsläppen.

Genom en fallstudie på Filbornadeponin i Helsingborg har det konstaterats att mätresultaten kan skilja sig åt både mellan olika metoder, men även mellan olika mättillfällen med samma metod. Något som saknas idag är en bra metod för att mäta gasutsläppen från avfallsupplag kontinuerligt i stället för vid enstaka tillfällen. Kontinuerliga mätningar kan ge en bättre förståelse för hur utsläppen förändras över tid, och vilka faktorer som har störst inverkan på utsläppens storlek. Bättre mätresultat kan skapa bättre förutsättningar för att implementera åtgärder, vilket i sin tur kan leda till ett ökat omhändertagande av gasen och på så sätt även minskade utsläpp.

Med striktare EU-regler som en möjlig framtida implementering kommer fokus på bättre hantering av deponigas förmodligen inte att minska, utan snarare tvärtom. Nationella riktlinjer för hur utsläpp av metangas från avfallsupplag ska mätas hade kunnat skapa bättre förutsättningar för jämförelser mellan olika mätningar och olika avfallsupplag.

Innehållsförteckning

Abstract 5

Populärvetenskaplig sammanfattning 7

Innehållsförteckning 9

1 Inledning 11

1.1 Växthusgaser från avfallssektorn 11

1.2 Deponigas 12

1.3 Emissioner av deponigas 13

1.4 Kvantifiering av deponigas 15

1.5 Deponigas på Filbornadeponin 16

1.6 Syfte & frågeställningar 19

1.7 Avgränsningar 19

2 Metod 21

2.1 Litteraturstudie 21

2.2 Fallstudie vid NSR AB 22

2.2.1 Genomgång av tidigare mätningar 22

2.2.2 Korrelation mellan metanemissioner, gasuttag & lufttryck 23

2.3 Etisk reflektion 25

2.4 Miljövetenskaplig relevans 25

3 Resultat & Diskussion 27

3.1 Litteraturstudie 27

3.1.1 Fluxbox 27

3.1.2 Eddy covariance 29

3.1.3 Stationär massbalans 29

3.1.4 Radial plume mapping 30

3.1.5 DIAL 30

- 3.1.6 Spårgasdispersionsmätning 31
- 3.1.7 Invers modellering 32
- 3.1.8 Flygbaserade plymmätningar 33
- 3.1.9 Satellitmätningar 34
- 3.1.10 Sammanfattning av de olika mätmetoderna 35

3.2 Fallstudie på Filbornadeponin 37

- 3.2.1 Spårgasdispersionsmätningar på Filborna 39
- 3.2.2 Fluxboxmätningar på Filborna 43
- 3.2.3 Drönbaserade plymmätningar på Filborna 46
- 3.2.4 Satellitmätningar på Filborna 48
- 3.2.5 Lufttryckstrendens påverkan på metanemissioner på Filborna 51
- 3.2.6 Felkällor för utförda gasmätningar 52

3.3 Skillnader och felkällor för de olika mätningarna 53

- 3.3.1 Skillnader mellan olika mätmetoder 53
- 3.3.2 Resultatet ges i form av ögonblicksbilder 54
- 3.3.3 Emissionernas egentliga ursprung 56

3.4 Vilka lärdomar kan dras från Filbornadeponin? 57

- 3.4.1 Resultaten kan variera med samma metod 57
- 3.4.2 Yttre faktorerers påverkan på emissionerna 58
- 3.4.3 Korrekt information kan användas för förbättring 59

3.5 Utveckling av arbetet & vidare studier 60

- 3.5.1 Avgränsningarnas påverkan 60
- 3.5.2 Framtida studier 61

4 Slutsatser 63

Tack 65

Referenser 67

Bilagor 75

Bilaga 1. Mätdata använd för statistiska analyser 75

1 Inledning

1.1 Växthusgaser från avfallssektorn

Under COP21 i Paris år 2015 enades världens länder om ett nytt rättsligt bindande globalt klimatavtal, det så kallade Parisavtalet (Regeringen, 2016). Ett av de viktigaste målen i Parisavtalet är att den globala uppvärmningen ska begränsas till under 2 grader Celsius, samt att ansträngningar ska göras för att hålla ökningen under 1,5 grader Celsius jämfört med förindustriell nivå. Avtalets mål speglas i det svenska miljömålet *Begränsad klimatpåverkan*, som lyder:

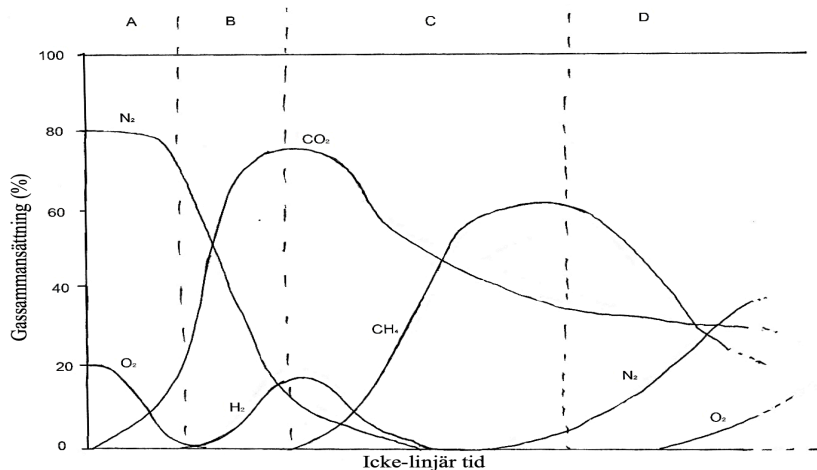
”Halten av växthusgaser i atmosfären ska i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet ska uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras. Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar för att det globala målet kan uppnås” (Sveriges miljömål, 2022a)

Växthusgasutsläpp sker från en mängd olika sektorer, varav en är avfallsbranschen. Utsläppen av växthusgaser från avfallshantering i Sverige har enligt Statistikmyndigheten minskat till mindre än hälften jämfört med år 1990 (SCB, 2021). En aspekt som bidragit till detta är att det sedan 2005 är förbjudet att deponera organiskt avfall, enligt 8 § 7 p. i *Förordning om deponering av avfall* (SFS 2001:512). Ett av områdena inom avfallssektorn som dock fortfarande ger upphov till utsläpp av växthusgaser är bildning av deponigas i deponier där organiskt avfall tidigare deponerats.

1.2 Deponigas

Deponigas bildas när organiskt material bryts ned av mikroorganismer under syrefria förhållanden. Gasen består huvudsakligen av växthusgaserna koldioxid (CO_2) samt metan (CH_4). Metan är en potent växthusgas som enligt Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014) har en GWP (Global Warming Potential) på 28, sett ur ett 100-årsperspektiv. Gassammansättningen varierar beroende på de specifika omständigheterna i deponin, se figur 1. Både mängden gas som bildas och gasens sammansättning är beroende av flera faktorer, exempelvis mängden organiskt material i deponin, typ av organiskt material, temperatur, fukthalt, pH samt hur långt i nedbrytningsprocessen avfallet har kommit (Farquhar & Rovers, 1973).

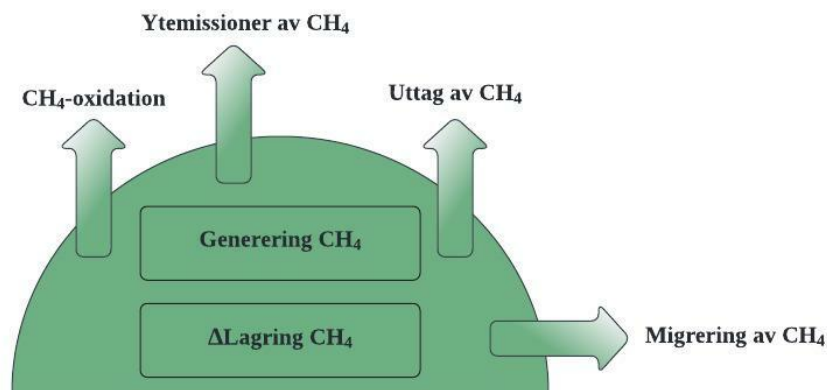
Östman (2008) beskriver i sin avhandling en deponis fem olika faser för nedbrytningsprocesser: initial fas, syre- och nitratreducerande fas, sur anaerob fas, metanbildande anaerob fas samt humusbildande fas. Den initiala fasen startar när ett avfall deponeras. Under fasen sker ingen deponigasbildning och fasen avslutas genom att den mikrobiella aktiviteten ökar, vilket leder till ökade temperaturer. Under den syre- och nitratreducerande fasen är den mikrobiella aktiviteten hög, vilket leder till syre- samt nitratförbrukning vid nedbrytning av det organiska materialet. Deponigas produceras här i form av koldioxid samt kvävgas (N_2). Fasens längd beror på tillgången av syre (O_2) och nitrat (NO_3^-), men Östman (2008) beskriver att den brukar vara i upp till en månad. Den efterföljande sura anaeroba fasen utgörs av reduktion av sulfat (SO_4^{2-}), och produktion av koldioxid, vätesulfid (H_2S), vätegas (H_2) samt ättiksyra (CH_3COOH) (Östman, 2008). Ättiksyran, koldioxiden samt vätet omvandlas till metan av bakterier i efterföljande fas, den metanbildande anaeroba fasen. Östman (2008) förklarar att denna fas kan vara i 100 år. Den sista, humusbildande, fasen innebär en ökad andel svårnedbrytbart material och därmed en minskning av den mikrobiella aktiviteten samt deponigasproduktionen. Östman (2008) skriver att denna fas kan förväntas pågå i 1000 år. För en överblick över förändring i koncentration av olika ämnen i deponigasen över tid, se figur 1. Längden på de olika faserna kan dock variera för olika deponier beroende på platsspecifika förutsättningar (Farquhar & Rovers, 1973).



Figur 1. Generaliserad gassammansättning i en deponi över tid. A: Initial samt syre- och nitratreducerande fas. B: Sur anaerob fas. C: Metanbildande anaerob fas. D: Humusbildande fas. Bild från Arvidsson (2016), som modifierat den efter Bozkurt et al. (2000) samt av Farquhar & Rovers (1973). Använd med tillstånd.

1.3 Emissioner av deponigas

Fokus på deponigasutsläpp har ökat de senaste åren då utsläppen vid gasmätningar ofta visat sig vara större än man tidigare trott (Kolmert Strickland & Arvidsson, 2016). Det bör dock poängteras att all gas som bildas i en deponi inte avgår som ytemissioner. Metangas som bildas i en deponi kan alltså finna flera olika vägar ut ur deponin. Massbalansen för metangasen i en deponi kan därför se olika ut beroende på omständigheterna (Bogner & Spokas, 1993). En del av gasen kan utvinnas om det finns ett befintligt gasuttagssystem på anläggningen. Metangasen kan även oxideras, alltså omvandlas till koldioxid av metanoxiderande bakterier i marken (Fjelsted et al., 2020). Vidare kan gasen migrera från deponin genom exempelvis sprickor i marken där gasen kan röra sig, eller så kan gasen lagras i deponin (Bogner & Spokas, 1993). För en visualisering över de möjliga vägarna för metangas i en deponi, se figur 2.



Figur 2. Översikt över massbalansen av metangas i en deponi. Storleken på pilarna har ingen innebörd. Figuren är baserad på information i Bogner & Spokas (1993).

Drivkrafter till förflyttning av deponigasen är advektion, som drivs av tryckskillnader, samt diffusion, som drivs av koncentrationsskillnader (Environment Agency, 2004). Vid deponigasbildning byggs ett tryck i deponin upp, vilket gör att gasen migrerar för att hålla en jämvikt. Gasen migrerar genom den väg där minst motstånd finns, exempelvis via sprickor eller mer permeabla material.

För att kontrollera gasens väg ut från deponin kan ett aktivt gasuttagssystem implementeras, vilket innebär att gasen aktivt sugts ut från deponin. Detta kan både minska migrering och emissioner av deponigas, men även möjliggöra ett omhändertagande av gasens energiinnehåll (Environment Agency, 2004). Genom att gasen nyttjas i en motor eller gaspanna kan den bidra till produktion av exempelvis elektricitet eller fjärrvärme. I fall där energiinnehållet i gasen är för lågt för att vara lönsamt att nyttja kan gasen i stället ledas till en fackla, där den förbränns (Environment Agency, 2004).

Om det inte finns tillräckligt stora mängder gas för att ett aktivt gasuttagssystem ska fungera väl, kan även så kallade passiva system tillämpas. Ett passivt system innebär att material som främjar metanoxidation, alltså oxidation av metan till koldioxid och vatten, anläggs på delar av deponin, där gasen får passera innan den emitterar. För att styra gasen mot dessa områden kan det anläggas ledningar eller material med högre permeabilitet (Kolmert Strickland & Arvidsson, 2016).

Något som påverkar både emissionerna samt hur gasen kan hanteras är dessutom om deponin är sluttäckt eller ej. Sluttäckning definieras i § 3c i *Förordning om deponering av avfall (SFS 2001:512)* som ”samlade term för en permanent övertäckning som kan bestå av utjämningskikt, avjämningskikt, tätskikt,

dräneringsskikt och skyddsskikt”. Enligt § 31 i samma förordning ska en verksamhetsutövare sluttäcka en avslutad deponi på ett sådant sätt att en begränsad volym av lakvatten kan passera genom täckningen. Begränsningen är beroende av vilken typ av avfall som finns i deponin. Det finns dock även deponier som avslutats innan förordningen togs i bruk, och därför inte omfattas av kravet på sluttäckning. Kolmert Strickland & Arvidsson (2016) beskriver att emissionerna av deponigas kan vara betydande vid avsaknad av sluttäckning. För en sluttäckt deponi, särskilt i samband med ett aktivt gasuttagssystem, blir utsläppen betydligt lägre (Kolmert Strickland & Arvidsson, 2016).

Emissionerna kan även variera över tid som en påverkan av rådande väderleksfaktorer. Ett exempel på hur emissionerna kan variera över tid påvisas i en studie av Kissas et al. (2022), där uppmätta deponigasemissioner varierade kraftigt beroende på förändringar i lufttrycket, vilket är kopplat till gasens migrering genom advektion. Ett stigande lufttryck gav en lägre mängd emissioner, då gasen trycks in i deponin, medan ett sjunkande lufttryck resulterade i högre emissioner, då gasen migrerar för att återställa jämvikten (Kissas et al., 2022). Emissionerna kan även påverkas av faktorer som temperatur, vindhastighet samt nederbörd (Rachor et al., 2013; Rees-White et al., 2019).

1.4 Kvantifiering av deponigasutsläpp

Det finns flera olika metoder för kvantifiering av både gasbildning i, samt ytemissioner från, deponier. Metoderna utgörs av både teoretiska beräkningsmodeller av olika slag samt ett flertal metoder för gasmätningar i fält (Serti & Rosqvist, 2013). De olika modelleringsmetoderna bygger på historiska data om deponin i fråga, exempelvis gällande deponerade avfallstyper och avfallsmängder samt deponins utformning, för att modellera hur snabbt materialet bryts ned och därmed bildar gas (Serti & Rosqvist, 2013). Det finns flera olika kommersiellt tillgängliga verktyg som kan användas för modellering. Några av de vanligaste programmen är LandGEM (Environmental Protection Agency, 2005), GasSim (GasSim, u.å.) samt IPCC (IPCC, 2000). Eftersom det ofta finns osäkerheter i den data som används i modellerna, kan tillförlitligheten på resultatet variera (Bourn et al., 2019). De olika modelleringsverktygen kan även ge olika resultat för samma deponi, eftersom grunden i hur modelleringen är uppbyggd varierar mellan de olika verktygen (Scharff & Jacobs, 2006). Då gasemissionerna är föränderliga över tid kan gasutsläppen även vid fysiska mätningar vara svåra att detektera och kvantifiera med säkerhet (Serti & Rosqvist, 2013).

Enligt § 30 i *Förordning om deponering av avfall (SFS 2001:512)* är det dock ett krav att deponigasen ska mätas under deponins aktiva fas, vilket i förordningen definieras som 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. I Sverige saknas det dock nationella riktlinjer för hur den här mätningen ska ske (Kolmert Strickland et al., 2020). Nationella riktlinjer finns i en del andra länder, exempelvis Storbritannien (Environment Agency, 2010) och Danmark (Miljøstyrelsen, 2015). Om samtliga avfallsanläggningar använt samma typ av metod vid mätningar av emissioner från deponier hade mer relevanta jämförelser mellan mätningar kunnat uppnås (Kolmert Strickland et al., 2020). Korrekta mätningar eller beräkningar av deponigasemissioner är även en viktig del i att ta fram åtgärder för att minska utsläppen (Scharff & Jacobs, 2006). Dessutom är deponigas även en resurs vars energiinnehåll i många fall kan nyttjas om gasen omhändertas.

1.5 Deponigas på Filbornadeponin

En fallstudie har utförts vid Nordvästra Skånes Renhållnings AB, härnäst benämnt som NSR, specifikt på Filbornadeponin i Helsingborg. NSR:s avfallsanläggning i Helsingborg är belägen ca 5 km från Helsingborgs centrum, se figur 3, och avfallsverksamhet har bedrivits på platsen sedan 1951 (NSR, 2005). Bolaget har som uppdrag att motta och behandla avfall från ägarkommunerna Bjuv, Båstad, Helsingborg, Höganäs, Åstorp samt Ängelholm. På området finns en deponi, Filbornadeponin, vars storlek uppgår till ca 30 ha, där bland annat hushållsavfall, industriavfall, trädgårdsavfall, trä, slam och aska har deponerats (Sweco, 2018). Deponin består i dagsläget av både sluttäckta samt icke sluttäckta delar.



Figur 3. Översiktlig flygbild över del av Helsingborg. Området för Filbornadeponin är markerat med rött. Bild modifierad från ©Google Earth 2022.

Tidigare modelleringar för emissioner från Filbornadeponin har utförts i programmet LandGEM under ett tidigare examensarbete av Bergström & Fråne (2011) samt i programmet GasSim vid ett konsultuppdrag utfört av Sweco (2020). De utförda modellerna visar att det finns en stor gaspotential kvar i Filbornadeponin och enligt Sweco (2020) kommer ett aktivt gasuttagssystem vara nödvändigt i flera årtionden framöver. Filbornadeponin har haft ett aktivt gasuttagssystem sedan 1985 (Sweco, 2020) och enligt Å. Kolmert Strickland (personlig kommunikation, 20 april 2022), som arbetar med NSR:s deponigassystem, utvinns det i dagsläget vid normal drift ungefär 250 m³ gas per dag från deponin, med en metanhalt på ca 33%. Systemet består kortfattat av horisontella samt vertikala gasbrunnar som är placerade i deponin. Dessa leder gasen till reglerstationer där uttagen från brunnarna kan regleras samt analyser på gasen utförs (Sweco, 2018). När gasen leds från deponin är den ofta mättad med vatten och därför sker även en avvattning av gasen. Gasen förs sedan genom samlingsledningar in i anläggningens kompressorstation, där det undertryck som krävs för att suga ut gasen ur deponin skapas (Å. Kolmert Strickland,

personlig kommunikation, 20 april 2022). Från kompressorstationen leds gasen till en gaspanna för fjärrvärmeproduktion (Sweco, 2018).

NSR rapporterar sina metanutsläpp från Filbornadeponin genom en årlig miljörapport. Rapporteringen av metanutsläppen från anläggningen är ett krav då de årliga utsläppen överstiger de tröskelvärden som finns angivna i *Europaparlamentets och Rådets förordning (EG) nr 166/2006 av den 18 januari 2006 om upprättande av ett europeiskt register över utsläpp och överföringar av föroreningar och om ändring av rådets direktiv 91/689/EEG och 96/61/EG*. Bolaget arbetar även för att minska utsläppen från anläggningen, för att gå i linje med Helsingborgs stads Klimat- och energiplan, som bland annat stadgar att Helsingborgs stad ska gå före i arbetet med att minska utsläppen av växthusgaser (Helsingborgs stad, 2018).

Under åren har, utöver modelleringar, även ett flertal mätningar av ytemissioner av metangas från Filbornadeponin utförts. Mätningarna har dock gjorts med olika metoder som har gett varierande resultat. Det är därför intressant att undersöka vilka för- och nackdelar det finns med olika mätmetoder för deponigas, och för denna studie särskilt de metoder som använts på NSR. Med denna information är det sedan möjligt att gå vidare och se hur resultatet för de olika mätningarna som skett på Filbornadeponin skiljer sig åt, och vilka eventuella felkällor de olika metoderna kan medföra. Detta för att kunna dra lärdom av vad som historiskt har gjorts, och vad som skulle kunna göras för att kvantifiera ytemissioner av metangas i framtiden, både på Filborna samt på andra deponier.

1.6 Syfte & frågeställningar

Syftet med studien är att bidra till bättre underlag för mätning av klimatpåverkande gasutsläpp från deponier. Med hjälp av en fallstudie vid NSR undersöks vilka metoder för mätning av deponigas som har använts på Filbornadeponin, vilka för- och nackdelar samt felkällor dessa medför samt vilka allmänna slutsatser för andra deponier som kan dras för mätning av klimatpåverkande gasutsläpp. Frågeställningarna som ligger till grund för arbetet är:

- Vad finns det för metoder för mätning av deponigas och vilka för- och nackdelar finns med respektive metod?
- Vilka metoder har använts för att mäta deponigas på Filbornadeponin?
 - Hur skiljer sig resultatet åt mellan metoderna, och vilka felkällor kan respektive metod innebära?
- Går det att påvisa någon korrelation mellan metanemissioner och lufttryckstrend eller gasuttag på Filbornadeponin?
- Vilka allmänna lärdomar kan dras från mätningar av ytemissioner av deponigas från Filbornadeponin?

1.7 Avgränsningar

Studien är avgränsad till att undersöka emissioner av metangas, och inte övriga ämnen som kan finnas i deponigas. Detta eftersom de befintliga mätresultat som finns att tillgå enbart presenterar uppmätta emissioner av metangas. Denna avgränsning kräver en poängtering om att det inte är de totala växthusgasutsläppen från deponin som kartläggs, utan endast de med störst klimatpåverkan.

Arbetet fokuserar även på hur lufttryckstrenden timmarna innan mätningen påverkar storleken på metanemissionerna från deponin. Det finns ett flertal andra faktorer som kan ha en påverkan på emissionerna från deponin men vars påverkan inte diskuteras utförligt i arbetet.

Ytterligare en avgränsning som görs i fallstudien är att det inte ämnar vara en åtgärdsplan för hur metanemissionerna ska hanteras i framtiden. En diskussion kring hur trenden för metanemissioner från deponin ser ut och hur detta skiljer sig mellan olika mätmetoder diskuteras, men inte några möjliga åtgärder för att minska dessa emissioner.

2 Metod

2.1 Litteraturstudie

Enligt Bryman (2011) kan en litteraturstudie genomföras för att se vilka kunskaper som finns inom ett visst område, samt ligga som grund för argument som sedan används i ens studie. En litteraturstudie genomfördes i detta arbete med syfte att presentera vilka olika mätmetoder som finns för att kvantifiera ytemissioner av metangas från deponier. Utöver en beskrivning av metoderna eftersöktes även vilka för- och nackdelar som föreligger för de olika metoderna. Sökningar gjordes efter artiklar som beskrev olika mätmetoder för kvantifiering av emissioner av metangas från deponier, och som även diskuterade någon för- eller nackdel gällande metoden i fråga. Metoderna som eftersöktes skulle kunna mäta själva flödet av emissioner, och alltså kunna ge ett resultat på exempelvis hur mycket massa eller volym gas som släpps ut per tidsenhet. Sökningen avgränsades till litteratur publicerad under de senaste 5 åren (2018–2022), för att endast inkludera ny och aktuell forskning, då mycket utveckling sker inom området.

Sökningar efter vetenskapliga artiklar utfördes i databasen Web of Science. Fyra olika block tillämpades i sökningen och kombinerades genom att i databasen välja *AND* mellan de olika blocken. Det första blocket syftade till att definiera att det var deponier som var av intresse, det andra riktade sig till utsläpp av metangas, det tredje att det var metoder för mätning av gasen som eftersöktes och det fjärde blocket syftade till att finna artiklar som tog upp för- och nackdelar för de olika metoderna. Söksträngen som användes för att hitta relevant litteratur presenteras i tabell 1.

Tabell 1. Söksträng som använts för att hitta vetenskapliga artiklar i databasen Web of Science.

	Block 1	Block 2	Block 3	Block 4
<i>Term</i>	Deponi	Metoder/Modeller	Deponigas	För-/nackdelar
<i>Typ</i>	Title	Title	All fields	All fields
<i>Sökord</i>	landfill	Method* OR Measur* OR Estimat* OR assess* OR quanti* OR determin* OR technique*	Methane OR CH ₄ OR "landfill gas" OR LFG	pro OR con OR benefi* OR prefer* OR advantage* OR disadvantage* OR suggest* OR recommend* OR limitation* OR uncertain* OR compar*

För att avgränsa sökningen ytterligare sattes *Block 1* och *Block 2* vid sökningen som *Title* i stället för *All fields*. Genom denna avgränsning minskade antalet sökträffar från 806 till 63 träffar. Detta exkluderade främst artiklar som berörde uppgradering av deponigas till fordonsgas, kostnadsberäkningar för att utvinna energi ur deponigas, riskanalyser av deponigasystem samt livscykelanalyser och utvärderingar av hela deponigasystem.

För de 63 sökträffar som genererades genomlästes samtliga artiklars abstract. De artiklar som ansågs vara relevanta lästes sedan i sin helhet, varav de artiklar som fortsatt var intressanta valdes ut för att användas i arbetet. För att finna ytterligare relevanta artiklar nyttjades även referenslistorna i de utvalda artiklarna, även här användes endast artiklar från de senaste 5 åren. Totalt valdes 17 artiklar ut för användning i arbetet.

Även grå litteratur i form av myndighetsrapporter samt vägledningar för mätning av deponigas från länder där officiella rekommendationer finns användes som informationskällor. I dessa fall begränsades tiden för publikation inte till de senaste 5 åren, eftersom det finns vägledningar som är äldre än så men som fortfarande är aktuella idag.

2.2 Fallstudie vid NSR AB

2.2.1 Genomgång av tidigare mätningar

Syftet med fallstudien var att med hjälp av inledande information om deponigasbildning, samt den utförda fallstudien om specifika mätmetoder för metangas från deponier, identifiera för- och nackdelar samt eventuella felkällor med de metoder som använts på NSR:s deponi på Filborna. Detta har möjliggjorts genom att rapporter från tidigare utförda mätningar på deponin i fråga har erhållits från

NSR. Det ska alltså tydliggöras att dessa mätningar inte har utförts av författaren till detta arbete. Resultaten från de utförda mätningarna av deponigas vid Filborna har sammanställts samt jämförts mot varandra. Syftet med detta har varit att undersöka hur resultaten från samma plats kan skilja sig, både mellan olika metoderna samt mellan olika mätningar utförda med samma metod.

Något som redan tidigare identifierats saknas i många befintliga mätningar från Filborna är en diskussion kring hur lufttrycket påverkar resultatet. Som tidigare nämnt kan lufttryckstrenden kring tidpunkten för mätningen ha betydelse för utsläppens storlek (Kissas et al., 2022). Då lufttryckstrender inte redovisats i samtliga befintliga mätningar som utförts vid Filbornadeponin har denna information kompletterats med historiska väderdata från Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). För att identifiera hur lufttryckstrenderna såg ut kring de utförda mätningarna har väderdata från SMHI:s väderstation *Helsingborg A* använts (SMHI, u.å.), vilken är belägen ca 5 km från Filbornadeponin. Lufttryckstrenden 12 respektive 6 timmar innan utförda mätningar har beräknats, detta för att kunna redogöra för om större lufttrycksförändringar faktiskt har skett innan tidigare utförda mätningar. Lufttrycksgradienten innan mätningen har beräknats genom att subtrahera lufttrycket 12 eller 6 timmar innan mätningen från lufttrycket vid tidpunkten för mätningens start, och sedan dividera med 12 eller 6, för att få fram hur mycket lufttrycket (P) i genomsnitt har förändrats per timme (t) innan mätningen (dP/dt).

Resultatet presenteras i form av mätvärden från tidigare mätningar, och i koppling till detta görs även en diskussion kring de möjliga felkällor som de olika mätningarna kan leda till, vad dessa felkällor kan innebära för resultatet samt vilka lärdomar som kan tas utifrån detta.

2.2.2 Korrelation mellan metanemissioner, gasuttag & lufttryck

Någon korrelation mellan lufttryckstrenden och metanemissionerna har dock inte tidigare kunnat påvisas på Filbornadeponin (Samuelsson et al., 2005). En mindre fältstudie, med egna utförda mätningar, genomfördes i detta arbete för att undersöka om det vid studiens tidpunkt gick att påvisa någon korrelation mellan uppmätt koncentration metangas från specifika platser på deponin, samt lufttryckstrenden 12 eller 6 timmar innan utförd mätning.

Fyra områden på Filbornadeponin där höga metankoncentrationer tidigare har uppmätts (Sweco, 2018) valdes ut som mätpunkter. Lokaliseringen av valda mätplatser presenteras under avsnitt 3.2.1 i arbetet. Mätningarna utfördes med gasdetektorn Sewerin EX-TEC HS 680, se figur 4, som kan mäta metankoncentrationen i luften ovan mark. Det är alltså viktigt att ha i åtanke att denna metod inte kvantifierar ett flöde av metangas utan endast mäter koncentrationen av metan.

Eftersom de platser där Sweco (2018) tidigare uppmätt metanemissioner inte varit exakt markerade med exempelvis koordinater gjordes det vid första mättillfället en läcksökning för att lokalisera punkter där metanemissioner sker. Dessa specifika punkter markerades, och resterande mätningar skedde på just dessa punkter, för att kunna jämföra resultatet. Det som noterades under mätningarna var:

- Hur hög metankoncentration som uppmättes vid de specifika punkterna, med hjälp av mätinstrumentet
- Luftryckstrenden 12 samt 6 timmar innan utförd mätning, med hjälp av data från SMHI:s väderstation *Helsingborg A* (SMHI, u.å.).
- Rådande gasuttag från deponin vid tidpunkten för mätning, med hjälp av information från anläggningens kompressorstation



Figur 4. Bild från hur avläsningen av metankoncentrationen såg ut vid en mätning. Gas sugts upp och in i analysinstrumentet, där metankoncentrationen presenteras på skärmen. Bild: ©Linn Möller 2022.

Mätningar vid de utvalda platserna utfördes 12 gånger under april och maj månad 2022. Insamlade data analyserades sedan med hjälp av programmet SPSS Statistics genom en multipel linjär regression. En regressionsanalys innebär att analysera samband mellan variabler (Wahlgren, 2012). I detta arbete undersöktes sambandet mellan den beroende variabeln metankoncentration (%) och den oberoende variabeln luftryckstrend (dP/dt). Som en kontrollvariabel användes storleken på rådande gasuttag (Nm^3), därav utförandet av en multipel i stället för en enkel linjär regression. Resultatet från den statistiska analysen presenteras under avsnitt 3.2.1 och möjliga felkällor diskuteras i direkt samband till detta.

2.3 Etisk reflektion

I fallstudien användes datamaterial från NSR:s verksamhet. Användningen av detta material har givetvis skett med tillstånd från, och i nära dialog med, NSR. NSR har inte påverkat analysen och slutsatserna i denna uppsats. Författaren har inte erhållit någon ekonomisk ersättning för uppsatsskrivandet.

De tidigare utförda mätningar som använts som underlag i studien har i samtliga fall utförts av externa parter. En del av uppsatsen har varit att kritiskt granska de sätt som använts för utvärdering av metanemissioner från deponier. Detta kan vara etiskt problematiskt eftersom de externa parterna inte varit delaktiga i uppsatsen. Syftet har dock inte varit att kritisera de utförda mätningarna, utan att använda materialet för att belysa vilka felkällor som de använda metoderna kan medföra vid kvantifiering av metanemissioner från deponier.

Arbetet har belyst problematik kring växthusgasutsläpp från deponier. Det är möjligt att ämnet kan vara något som skapar arbete för kommuner som inte har vidtagit några åtgärder i frågan. Vid tillräckligt stora utsläpp är det dock ett krav att redovisa metanutsläppen från deponier. Vi bär alla även ett ansvar för att minska klimatpåverkan där det är möjligt, och kommuner bör därför känna en skyldighet mot sina medborgare att identifiera och åtgärda klimatrelaterade utsläpp. Då *Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall* kommer att revideras till år 2024 är det möjligt att striktare EU-lagstiftning inom området är på ingång, vilket gör det ännu viktigare att ta ämnet i beaktning.

2.4 Miljövetenskaplig relevans

Arbetet har en stark anknytning till miljövetenskaplig forskning, både ur ett klimatperspektiv samt ur ett resursperspektiv. Minskade emissioner av deponigas innebär en minskad klimatpåverkan från avfallsbranschen, vilket är i linje med Sveriges miljömål *Begränsad klimatpåverkan* (Sveriges miljömål, 2022a). Om denna minskning sker genom ett förbättrat uttag av gasen, innebär det även att deponigasen kan användas som en resurs för produktion av exempelvis värme eller el, och på så sätt ersätta andra, exempelvis fossila, källor till detta. Resurseffektivitet och en hållbar avfallshantering är dessutom starkt kopplat till Sveriges miljömål *God bebyggd miljö* (Sveriges miljömål, 2022b). Vidare handlar det inte enbart om faktiskt minskade utsläpp, utan även mer korrekta mätningar av utsläpp. Resultat från mätningar av klimatpåverkande utsläpp används för att följa upp satta klimatmål. Mer korrekta mätningar kan alltså bidra till en mer korrekt uppföljning av dessa mål.

3 Resultat & Diskussion

3.1 Litteraturstudie

För att kunna utvärdera emissionerna från en deponi samt effektiviteten av åtgärder som sätts in för att minska utsläppen, krävs kvantitativa mätmetoder för deponigas. Nedan listas de mätmetoder med tillhörande för- och nackdelar som återfunnits i litteraturstudien. Metoderna är listade efter ungefär hur stor yta vars emissioner de kan kvantifiera, från mindre punktutsläpp upp till det totala gasflödet från en deponi. En summering av de olika metoderna och deras för- och nackdelar finns presenterad i tabell 2.

3.1.1 Fluxbox

Huvudprincipen av statiska kammare, även kallade fluxbox, är att emissioner av gas från en deponis yta infångas i en typ av upp- och nedvänd låda, där koncentrationsförändringar av metangas sedan mäts (Environment Agency, 2010). Mønster et al. (2019) skriver att ytarealen för fluxboxarna kan variera från 0,1 m² till 15 m², men anger 1 m² som den typiska arean för varje enskild mätning. Metangasen kan detekteras med hjälp av analysutrustning som en flamjoniseringsdetektor eller en IR-detektor (Environment Agency, 2010). Emissionerna kan sedan beräknas med hjälp av förändringar av gaskoncentrationer i kammaren över tid. Sambandet passar generellt en rät linje, där lutningen motsvarar förändringen i gaskoncentrationen över tiden, vilket sedan nyttjas för att beräkna flödet av gas från deponin (Haro et al., 2019).

Metoden delas generellt in i ”sluten kammare” eller ”öppen kammare” (Mønster et al., 2019). Skillnaderna mellan en öppen och en sluten kammare är att den slutna kammaren inte har något genomflöde av utomstående gas genom sig. Den slutar mot deponins yta, ytemissioner från deponin samlas upp i den, vilka sedan tas ut för analys. Mätningarna med slutna kammare varar oftast bara under någon minut, för att undvika en uppbyggnad av tryck i kammaren som kan påverka ytemissionerna (Mønster et al., 2019). I en öppen kammare strömmar i stället luft eller någon syntetisk gas genom kammaren, för att undvika uppbyggnad av tryck och för stora koncentrationsökningar (Huang et al., 2022), vilket då möjliggör mätningar under längre tid.

Mønster et al. (2019) skriver att slutna kammare sannolikt är den vanligaste metoden att använda för att uppskatta metanemissioner från deponier. Fördelar med metoden är att den är enkel att använda och inte kräver någon avancerad utrustning. Metoden är inte heller känslig för andra närliggande källor till metanutsläpp (Mønster et al., 2019). Mätningar med fluxbox rekommenderas även av Environment Agency (2010), som är den brittiska motsvarigheten till Naturvårdsverket, då den är enkel och inte särskilt kostsam att utföra. Även om metoden är enkel att utföra är den dock arbetsintensiv (Duan et al., 2021). Ett stort antal mätningar kan krävas för att få en överblick av utsläppen från deponin, detta innebär också att mätningarna ibland kan sträcka sig över flera dagar, vilket kan innebära förändrade väderleksförhållande under tiden som i sin tur kan påverka emissionerna och därmed ge svårjämförbara resultat (Mønster et al., 2019). Environment Agency (2010), har en standard för hur fluxboxmätningar ska utföras. Standarden anger att antalet kammare som ska placeras ut för mätning beräknas enligt ekvation 1. Där n är antalet kammare som ska placeras ut och Z är storleken på ytan där emissionerna ska mätas, i m^2 .

$$n = 6 + 0,15\sqrt{Z} \quad \text{Ekv. (1)}$$

Ytterligare begränsningar med metoden är att den är menad för ytemissioner som beror av diffusion, men ytemissioner av deponigas beror dock även på advektion. På deponier där utsläppen främst är beroende av tryckskillnader kan metoden alltså ge ett missvisande resultat, eftersom ett övertryck kan uppstå i kammaren vilket i sin tur kan påverka gasflödet (Haro et al., 2019). Felkällor i mätningarna kan även uppstå vid förändringar i koncentration samt tryck som sker till följd av att en del gas tas ut från kammaren för analys (Mønster et al., 2019). Den här begränsningen kan undvikas genom användningen av en öppen kammare i stället för en slutna. Den största begränsningen som nämns i litteraturen är dock den begränsade yta som mäts med metoden. Den begränsade ytan gör det svårt att uppskatta den spatiala variationen av emissioner från deponin, vilket kan innebära att resultatet inte blir representativt för en deponi med heterogena utsläpp (Allen et al., 2019; Gamez et al., 2019). Kolmert Strickland et al. (2020) skriver att det finns en stor risk att emissionerna antingen kan över- eller underskattas, beroende på om kamrarna placeras på hot-spots för utsläpp eller ej.

Systematiska mätningar kan göras för att täcka större ytor av deponin för att sedan dra slutsatser om de totala emissionerna från deponin, men en total kvantifiering av ytemissionerna från en deponi är inte att rekommendera (Mønster et al., 2019). Även i en rapport från Avfall Sverige poängteras det att den totala gasplymen inte kan mätas med metoden, men att metoden rekommenderas för identifiering av hot-spots för gasutsläpp (Kolmert Strickland et al., 2020).

3.1.2 Eddy covariance

Eddy covariance är en mikrometeorologisk metod som, mycket förenklat, bygger på ett antagande om hur emitterade gaser omblandas av virvlar i atmosfären (Mønster et al., 2019). Ett instrument placerat på deponin mäter koncentrationen av metangas i luften över ett horisontellt plan. Nemitz et al. (2018) skriver att analysinstrumenten som används till utrustningen oftast använder absorptionsteknik för att kunna mäta metangas i luften. Även vindhastigheten mäts, vilket sedan används för att beräkna flödet av emissioner från den mätta ytan. Storleken på ytan där emissioner kan uppmätas är beroende av hur högt upp som mätningarna sker, en större höjd ger mätningar som täcker en större areal. Mønster et al. (2019) skriver att ungefärlig area som mätningarna kan utföras för är 1000 m².

En fördel med metoden är att mätningarna kan ske kontinuerligt under längre perioder, vilket kan ge information om förändringar över tid och i samband med olika väderleksförhållanden (Mønster et al., 2019; Nemitz et al., 2018). Den främsta begränsningen med metoden är att det är en begränsad yta som täcks, det är därför förmodligen inte representativa resultat för hela deponin. Emissionerna mäts även från det håll varifrån vinden blåser, vilket innebär att det inte nödvändigtvis är samma yta som mäts hela tiden vid längre, kontinuerliga mätningar (Mønster et al., 2019). Ideala förhållanden för metoden är även en platt yta, vilket oftast inte är fallet för en deponi. Om deponin kan antas ha relativa homogena utsläppsförhållanden samt platta ytor så kan metoden dock vara ett bra alternativ (Mønster et al., 2019).

3.1.3 Stationär massbalans

Användningen av stationär massbalans för kvantifiering av metangasemissioner innebär att koncentrationer av metan mäts på olika höjder ovanför deponins yta, genom placeringen av flera mätinstrument på en hög påle på deponin (Mønster et al., 2019). Precis som för eddy covariance mäts även vindhastigheten, vilket möjliggör beräkning av flödet av metangas. Storleken på arean som kan mätas med metoden beror på höjden av mätningarna.

Mønster et al. (2019) beskriver för- och nackdelarna med metoden som liknande för eddy covariance, med skillnaden att vid användandet av stationär massbalans krävs inte lika avancerade analysinstrument som vid eddy covariance. Även mätningar med stationär massbalans kan sättas upp för kontinuerliga mätningar under längre perioder, vilket är en fördel med metoden. Författarna skriver dock att det finns få erfarenheter med att mäta emissioner från deponier med metoden. Begränsningar med metoden är att den inte mäter utsläpp från hela deponin, utan endast en del. Likt eddy covariance anger Mønster et al. (2019) storleken på ytan som mäts till 1000 m², men detta är beroende av hur mätningen

sker. Det kan även vara svårt att utvärdera varifrån på deponin som de uppmätta utsläppen kommer från (Mønster et al., 2019).

3.1.4 Radial plume mapping

Även radial plume mapping (RPM) använder en kombination av koncentrationsmätningar samt vindinformation för att utvärdera emissioner av metangas från deponin. Metoden kan delas in i två typer, horisontell (HRPM) eller vertikal (VRPM). HRPM ger kvalitativ information om platser för hot-spots för utsläpp, medan VRPM är den som ger kvantitativ information om utsläppen. Mønster et al. (2019) förklarar att utsläppen kan kvantifieras genom att man mäter massan av metan som korsar två vertikala plan, ett uppströms och ett nedströms rådande vindriktning vid deponin. Emissionerna från deponin kan sedan beräknas utifrån uppmätta koncentrationer samt vindhastighet vid de två mätpunkterna. Metankoncentrationerna uppmäts med hjälp av lasrar, där varje stråle bidrar med information om metankoncentrationen (Mønster et al., 2019).

En fördel är att metoden täcker in utsläpp från hot-spots på deponin som är svåra att fånga vid mätningar av mindre ytor, men en nackdel är att den ändå inte mäter utsläpp från hela deponin, utan endast delar av den. Arealen vars emissioner kan mätas med metoden begränsas av längden på laserstrålarna som används, men anges vara över 10 000 m² per mätning (Mønster et al., 2019). Det är dock svårt att avgöra exakt var på deponin som de uppmätta utsläppen härstammar från. Varje mätning utförs oftast även bara under någon timme, vilket gör att variationer i emissionerna över tid är svåra att fånga. Metoden är även arbetskrävande och det finns begränsade möjligheter för användning av den vid mer komplex topografi på deponin (Scheutz & Kjeldsen, 2019). Mønster et al. (2019) skriver att metoden inte använts särskilt frekvent under de senaste åren utan snarare blivit ersatt av metoder som exempelvis spårgasdispersionsmetoden, som beskrivs under avsnitt 3.1.6.

3.1.5 DIAL

Tekniken för DIAL (Differential Absorption LiDAR) använder laserstrålar för att kvantifiera metangasemissionerna. Två laserstrålar med olika våglängd används, där en av våglängderna absorberas av metan medan den andra inte gör det. Vid utsändning av laserstrålar i atmosfären reflekteras en del av atmosfäriska beståndsdelar, vilket sedan kan mätas. Genom att mäta skillnaden mellan strålarna som absorberas, eller inte absorberas, av metan kan metankoncentrationen beräknas. Mätningarna utförs normalt på deponins läsida, men görs även på motsatt sida av deponin för att identifiera eventuella störningskällor samt bakgrundshalter av metangas. Vid mätningen monteras ett system på en lastbil och Mønster et al. (2019)

skriver att väldigt få mätutrustningar finns tillgängliga i världen. Någon specifik areal som kan mätas har inte återfunnits mer än att det vid mindre deponier går att kvantifiera det totala gasflödet under en mätning, medan det för större deponier kan krävas flera mätningar för att täcka hela ytan (Mønster et al., 2019). I fallen där flera mätningar behöver utföras kan det vara komplicerat att avgöra vilka områden som bidrar till de uppmätta halterna.

En fördel med metoden är att det finns möjlighet att kvantifiera utsläppen från hela deponier, om deponin inte är för stor (Mønster et al., 2019). Enligt Mønster et al. (2019) är de största nackdelarna med metoden kostnaden för, samt komplexiteten på, utrustningen samt mätningarna med efterföljande databehandling. Eftersom mätutrustningen är monterad på ett fordon krävs även tillgång till vägar kring deponin vid mätningarna. Metoden kräver även stabila vindförhållanden och kan vara känslig för utsläpp från andra störningskällor i närheten. Eftersom mätningarna endast utförs under några timmar eller dagar är det svårt att fånga förändringar i gasutsläpp över tid (Mønster et al., 2019). Bourn et al. (2019) skriver att tekniken är passande till att kvantifiera de totala utsläppen från deponier, men att kostnaden är ett hinder för att metoden skulle vara lämplig att använda för rutinundersökningar.

3.1.6 Spårgasdispersionsmätning

Spårgasdispersionsmetoden bygger på antagandet om att en spårgas som släpps ut från specifika lokaliseringar på deponin kommer att sprida sig i atmosfären på samma sätt som utsläpp av metangas från deponin (Fredenslund et al., 2019). Spårgasen släpps alltså ut för att försöka simulera flödet av deponigas (Rees-White et al., 2019). Detta kräver en inledande läcksökning för att identifiera var på deponin som emissioner av metangas sker, för att utsläppen av spårgas sedan ska efterlikna metanemissionerna så mycket som möjligt (Rees-White et al., 2019). Koncentrationerna av spårgas samt metan mäts sedan på deponins läsida, vilket sedan möjliggör en kvantifiering av det totala utsläppet av metangas från deponin.

Användningen av metoden kräver ett antagande om en konstant vindriktning, en fullständig omblandning av spårgasen med metangasen samt ett konstant utsläpp av spårgas (Rees-White et al., 2019). Antagandet om att spårgasen och metangasen är omblandade är en viktig del för att metoden ska ge ett korrekt resultat. För att detta ska gälla behöver mätningen ske på ett tillräckligt långt avstånd från deponin. Avståndet som krävs är beroende av storleken på deponin, atmosfäriska förhållanden samt topografin mellan deponin samt mätpunkten (Rees-White et al., 2019). Kolmert Strickland et al. (2020) nämner också att mätningar på längre distanser försäkras bättre omblandning av metangas och spårgas, men för stora avstånd innebär dock även en ökad utspädning av gaserna och med detta ökade osäkerheter i mätningarna. Enligt Mønster et al. (2019) är vanliga avstånd för mätningen typiskt 500–3000 m från deponin, men kan även variera ytterligare.

Gällande användning av spårgas finns det flera möjliga gaser som går att använda. Mønster et al. (2019) skriver att svavelhexafluorid (SF_6) och lustgas (N_2O) tidigare har använts frekvent. Dessa gaser har dock en hög klimatpåverkan, vilket har fått senare studier att i stället använda acetylen (C_2H_2) som spårgas. Acetylen är inte en potent växthusgas, har en låg kostnad och är enkel att släppa ut med en konstant hastighet (Mønster et al., 2019). För att veta vilka lokaliseringar som är lämpliga för placering av spårgasen görs en inledande screening för kvalitativ information om hur spridningen av metangasen från deponin beter sig (Fredenslund et al., 2019).

Gällande den dynamiska versionen är en fördel att beräkningarna som görs efter utförd mätning är relativt enkla (Mønster et al., 2019). En fördel är även att metoden mäter utsläpp från hela undersökningsområdet och kan användas på deponier av alla storlekar. Nackdelar med metoden är att den är beroende av god kunskap om rådande vindriktning samt vindstyrka, för att de olika gaserna ska sammanblandas korrekt (Mønster et al., 2019). Det behöver även finnas tillgängliga vägar kring deponin för att kunna framföra fordonet med mätutrustningen. En nackdel med den statistiska varianten är att gasplymen kan vara svår att lokalisera, en korrekt mätning kräver en konsekvent vindriktning, eftersom en förändrad vindriktning kan innebära att gasplymen flyttas från punkterna för mätning (Mønster et al., 2019). Ytterligare en nackdel med spårgasdispersionsmetoden generellt är att mätningarna ofta sker endast under några timmar eller ett antal dagar, vilket gör att tidsvariationen av deponigasutsläppen är svår att fånga (Kissas et al., 2022). Det kan även vara svårt att urskilja enskilda källor för utsläpp, vilket gör att andra närliggande källor till metanutsläpp kan bidra till osäkerheter i resultatet (Mønster et al., 2019) Kolmert Strickland et al. (2020) skriver att metoden kräver speciell kompetens och sällan kan utföras av deponiägaren själv, men att det ändå är en rekommenderad metod för kvantifiering av de totala metanemissionerna från deponier. Spårgasdispersionsmetoden rekommenderas även som en lämplig metod av den danska miljöstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2015).

3.1.7 Invers modellering

Att kvantifiera ytemissioner med invers modellering är enligt Fredenslund et al. (2019) en modifierad variant av spårgasdispersionsmetoden. Till skillnad från spårgasdispersionsmetoden är invers modellering enligt författarna mindre arbetsintensiv, snabbare samt billigare. Dock är metoden inte lika exakt som spårgasdispersionsmetoden och Fredenslund et al. (2019) benämner metoden som "semi-kvantitativ". Invers modellering skiljer sig även från spårgasdispersionsmetoden genom att det inte används något spårgasutsläpp. Metoden baseras på koncentrationsmätningar av metangas nedströms deponin, för att med hjälp av information om meteorologiska förhållanden samt beräkningar uppskatta utsläppet från källan, alltså deponin (Huang et al., 2022).

Metoden kan delas upp i stationär eller dynamisk invers modellering (Mønster et al., 2019). Den statiska varianten innebär att mätningar utförs på bestämda platser på deponins läsida. Den dynamiska varianten kan liknas vid den dynamiska spårgasmetoden, med skillnaden att ingen spårgas släpps ut. Mätningar sker normalt sett 500 meter till flera kilometer från deponin (Mønster et al., 2019).

Fördelar med metoden är att den dynamiska varianten kan kvantifiera de totala utsläppen från en hel deponi, oavsett storlek. Vid metoden inkluderades även utsläpp från till exempel deponins kanter eller utsläpp från läckande gas- och lakvattensystem vilket kan vara svårt att täcka in vid mätningar direkt på deponin (Mønster et al., 2019). Nackdelar med metoden är att den kräver speciell analysutrustning, och god kunskap om de atmosfäriska förhållandena under mätningen. Den stationära varianten är beroende av stabila vindförhållanden, eftersom en förändring i vindriktning ger missvisande resultat. Vid den dynamiska varianten krävs även tillgång till vägar på lämpligt avstånd från deponin (Mønster et al., 2019). Mønster et al. (2019) skriver även att metoden ofta ger upphov till ett resultat med stora osäkerheter. Duan et al. (2021) menar att metoden kan påverkas så mycket av meteorologiska eller platsspecifika omständigheter att det är svårt att uppskatta osäkerheten för mätningarna. Fredenslund et al. (2019) anger att metoden kan vara användbar för en första uppskattning av emissioner från en deponi.

3.1.8 Flygbaserade plymmätningar

Emissioner av metangas kan även kvantifieras med hjälp av mätningar utförda av flygfordon, bemannade eller obemannade. Mätningar av metankoncentration sker då på flera olika höjder nedströms deponin och kan i kombination med uppgifter om vindhastighet och vindriktning användas för att beräkna emissionerna. Bemannade, och alltså större, flygfordon har möjligheten att mäta utsläppen från deponin på ett större avstånd från deponin, eftersom dessa har möjlighet att bära med sig mer avancerad, och tyngre, utrustning. De obemannade flygfordonen, så som drönare, kan inte bära lika tung, och därför inte lika noggrann, utrustning som större, bemannade fordon. Kim et al. (2021) skriver dock att deponier är för små för att utföra mätningar med bemannade flygfordon, varför exempelvis drönare ändå kan vara att föredra. Drönarbaserade plymmätningar på deponier innefattar dock ett flertal mätosäkerheter (Kolmert Strickland et al., 2020). Dessa utgörs exempelvis av osäkerheter för själva instrumentet, osäkerheter som följd av omgivande faktorer så som bakgrundshalter av metangas samt vindhastighet, samt ett flertal systematiska fel så som vilka höjder som gasplymen kan mätas på och antaganden som görs om hur metangasen omblandas i luften. Instrument för noggrann kvantifiering av metangas kan vara för tunga för att användas på mindre flygfordon, men det sker en snabb utveckling av både mätutrustningen samt flygfordonen (Scheutz & Kjeldsen, 2019).

Fördelar med flygbaserade mätningar är att det snabbt kan ge en överblick över situationen av ett stort område (Huang et al., 2022). Till skillnad från andra mobila mätningar som kräver exempelvis en bil eller lastbil är även fördelen vid flygbaserade mätningar att det inte behöver finnas tillgängliga vägar kring deponin (Kim et al., 2021). Metoden möjliggör även identifiering av eventuella hot-spots från deponier, vilket är viktigt för en korrekt utvärdering av de totala utsläppen (Kim et al., 2021). Begränsningar med metoden är att det inte är möjligt att urskilja individuella metankällor i närheten av varandra samt att tillgång krävs till de fordon och instrument som används, och de kostnader som dessa medför (Mønster et al., 2019). Avfall Sverige rekommenderar användningen av drönbaserade plymmätningar både för att kvantifiera de totala metanemissionerna från en deponi, samt för att lokalisera specifika utsläppskällor på deponin (Kolmert Strickland et al., 2020).

3.1.9 Satellitmätningar

Det är även möjligt att kvantifiera metanutsläpp med hjälp av satelliter (Cusworth et al., 2020; Tu et al., 2022). Mätningarna görs med hjälp av spektrometrar och identifierar metanplymer genom infraröd strålning (Cusworth et al., 2019). Väldigt förenklat mäts hur mycket solljus som reflekteras tillbaka från jordens yta som absorberats av metan, vilket sedan möjliggör en kvantifiering av metanutsläpp (Hu et al., 2018).

Med nyare tekniker kan bättre och bättre upplösning fås vid användningen av satelliter (Ayasse et al., 2019). Cusworth et al. (2020) skriver att metoden kan vara ett effektivt sätt för att undersöka den temporala variationen av emissioner från deponier, och att denna kapacitet kommer att öka med fortsatt utvecklad teknik. Begränsningar med metoden är att mätningarnas precision är beroende av exempelvis hur homogen den mätta ytan är, hur ljus ytan är, samt väderleksfaktorer som molnighet och vind (Ayasse et al., 2019; Cusworth et al., 2019). Vinden vid marknivå påverkas av topografin på ytan, och felaktigheter i använd vinddata leder till osäkerhet i mätresultatet (Tu et al., 2022). Då metan är en långlivad gas i atmosfären kan det finnas höga bakgrundshalter som måste bestämmas först för ett korrekt mätresultat (Tu et al., 2022).

3.1.10 Sammanfattning av de olika mätmetoderna

Tabell 2. Sammanfattning av de presenterade mätmetodernas för- och nackdelar.

Metod	Fördelar	Nackdelar
Fluxbox (sluten eller öppen kammare)	<ul style="list-style-type: none"> • Vanlig metod som rekommenderas av brittiska Environment Agency • Relativt enkel att utföra, kräver ingen avancerad utrustning • Inte känslig för närliggande källor till metanutsläpp • Kan användas för att identifiera hot-spots 	<ul style="list-style-type: none"> • Arbetsintensiv • Felkällor kan uppstå som följd av tryckförändringar vid användning av slutna kammare • Mäter punktutsläpp och inte hela deponins emissioner • Mätningarna utförs under kortare perioder och fångar inte emissionsförändringar över tid
Eddy covariance	<ul style="list-style-type: none"> • Möjliggör kontinuerlig mätning av ytemissioner 	<ul style="list-style-type: none"> • Kan endast mäta emissioner från en begränsad yta • Felkällor kan uppstå som följd av en deponis varierande topografi samt varierande väderleksförhållanden
Stationär massbalans	<ul style="list-style-type: none"> • Möjliggör kontinuerlig mätning av ytemissioner 	<ul style="list-style-type: none"> • Finns få erfarenheter av att mäta ytemissioner från deponier med metoden • Kan endast mäta emissioner från en begränsad yta • Det kan vara svårt att identifiera var på deponin som uppmätta emissionerna kommer från
Radial plume mapping	<ul style="list-style-type: none"> • Kan identifiera hot-spots på deponin 	<ul style="list-style-type: none"> • Kan endast mäta emissioner från en begränsad yta • Det kan vara svårt att identifiera var på deponin som uppmätta emissionerna kommer från • Felkällor kan uppstå som följd av en deponis varierande topografi • Mätningarna utförs under kortare perioder och fångar inte emissionsförändringar över tid

Metod	Fördelar	Nackdelar
DIAL	<ul style="list-style-type: none"> • Kan kvantifiera de totala utsläppen från mindre deponier 	<ul style="list-style-type: none"> • Kan inte kvantifiera emissionerna från hela deponin om den är för stor • Kostsam metod som innefattar komplex utrustning och komplex databehandling • Mätningarna utförs under kortare perioder och fångar inte emissionsförändringar över tid
Invers modellering (statisk och dynamisk)	<ul style="list-style-type: none"> • Den statiska varianten möjliggör mätningar under längre perioder • Den dynamiska varianten kan kvantifiera emissionerna från hela deponin 	<ul style="list-style-type: none"> • Kräver komplex analysutrustning • Kräver stabila atmosfäriska förhållanden • Ofta stora osäkerheter gällande resultatet
Spårgasdispersionsmetoden (statisk och dynamisk)	<ul style="list-style-type: none"> • Relativt enkla beräkningar att utföra • Kan kvantifiera emissionerna från hela deponin • Rekommenderas av danska Miljøstyrelsen samt Avfall Sverige 	<ul style="list-style-type: none"> • Påverkas av atmosfäriska förhållanden • Mätningarna utförs under kortare perioder och fångar inte emissionsförändringar över tid
Flygbaserade plymmätningar	<ul style="list-style-type: none"> • Kan ge en snabb överblick av ett stort område • Möjliggör identifiering av hot-spots på deponin Avfall Sverige anger drönbaserade plymmätningar som en rekommenderad metod för kvantifiering av deponigasemissioner 	<ul style="list-style-type: none"> • Svårigheter med att urskilja metankällor som är närliggande • Kräver tillgång till särskild flygutrustning
Satellitmätningar	<ul style="list-style-type: none"> • Stor potential vid fortsatt teknikutveckling • Går att följa den temporala variationen av ytemissioner 	<ul style="list-style-type: none"> • Felkällor kan uppstå som följd av väderleksfaktorer samt beroende på den mätta ytans egenskaper • Metoden är ny för mätning på deponier och under utveckling

3.2 Fallstudie på Filbornadeponin

Avfallsverksamhet har bedrivits på Filbornaanläggningens område sedan 1951 (NSR, 2005). Majoriteten av allt avfall, bestående både av hushållsavfall och industriavfall, deponerades tillsammans fram till slutet av 1980-talet. Då delades deponeringen upp efter typ av avfall, med syfte att skapa bättre förutsättningar för gasutvinning ur de delar av deponin där avfall med en hög andel biologiskt nedbrytbart material skulle deponeras (Bergström & Fråne, 2011). Deponin kan delas upp i olika så kallade deponiceller, beroende på exempelvis avfallstyper, metoder för förbehandling samt under vilka tidpunkter avfallet har deponerats. För uppdelningen av de olika deponicellerna se figur 5 och för en förklaring kring avfallstyper samt aktiva år för de olika cellerna, se tabell 3. Ett aktivt deponigassystem implementerades på deponin 1985 (Sweco, 2018). Deponin togs ur bruk 2017 och i dagsläget är delar av Filbornadeponin sluttäckt (Sweco, 2018).

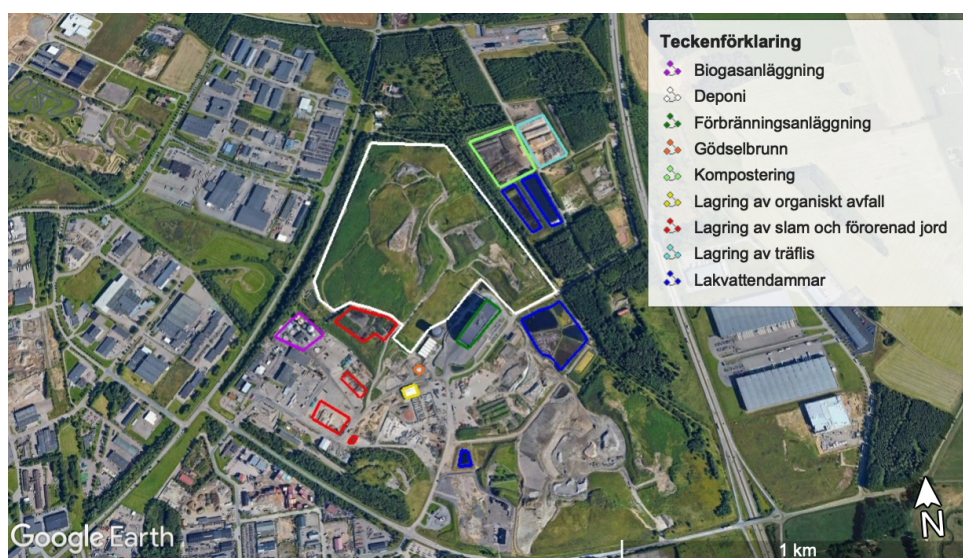


Figur 5. Indelning av olika deponiceller på Filbornadeponin. Indelningen förklaras närmre i tabell 3. Bild erhållen från NSR. Använd med tillstånd.

Tabell 3. De olika deponicellernas aktiva år för deponering samt avfallstyper. Information från Sweco (2020) samt Bergström & Fråne (2011).

Deponicell	Dokumenterade aktiva år	Avfallstyper
BC 200-500	1951-2000	Hushållsavfall, industriavfall, aska, ARV-slam, bioslam, fettavskiljarslam
BCR1	2001-2002	Hushållsavfall, industriavfall
BCR2	2002-2004	Hushållsavfall, industriavfall
BC2003	2003-2005	Hushållsavfall, industriavfall
Övriga deponiceller	1951-2009, 2010, 2014-2015	Hushållsavfall, industriavfall, aska, ARV-slam, bioslam, fettavskiljarslam, förorenade massor

På anläggningen finns utöver deponin även ett flertal andra källor till metanemissioner (Kolmert Strickland et al., 2020). Dessa utgörs av en biogasanläggning, ytor för hantering av reningsverksslam och förorenade massor, en gödselbrunn, ytor för hantering av kompost, lagring av organiskt avfall, lagring av träflis samt ett flertal lakvattendammar, se figur 6.



Figur 6. Flygbild med utmärkta potentiella källor för metanemissioner på Filbornaanläggningen. Bild modifierad från ©Google Earth 2022.

Fallstudiens resultat presenteras i form av mätdata från tidigare utförda mätningar av metanemissioner från Filbornadeponin. Mätningar av metanemissioner från Filbornadeponin utfördes för första gången år 2001 (NSR, 2001). Kvantitativa

mätningar av metanemissionerna från deponin har sedan skett med spårgasdispersionsmetoden i princip årligen, med några undantag. För vissa år saknas mätningar, medan det under andra år har utförts mätningar fler än en gång.

Kvantifiering av metanemissioner från Filbornadeponin har även skett med andra metoder, dessa utgörs av fluxbox, drönbaserad plymmätning samt satellitmätningar. I följande avsnitt presenteras resultaten från de tidigare utförda mätningarna. Resultatet är uppdelat efter de olika metoderna som har använts. I samband med respektive presentation av tidigare mätresultat förs även en diskussion kring vilka felkällor som mätningarna kan ha fört med sig samt vilka konsekvenser detta kan medföra.

3.2.1 Spårgasdispensionsmätningar på Filborna

Mätningar med spårgasdispersionsmetoden på Filbornadeponin har utförts av två olika företag. Mellan åren 2001–2017 utfördes de av det svenska företaget FluxSense, 2019 utfördes mätningarna av det danska företaget FORCETechnology inom ramen av ett forskningsprojekt (Kolmert Strickland et al., 2020), och FORCETechnology har även genomfört de senaste mätningarna år 2020 och 2021.

Då en redovisning av lufttryckstrenden innan mättillfällena saknas i samtliga rapporter, förutom i den av Kolmert Strickland et al. (2020), har denna information i detta arbete kompletterats av författaren i efterhand med hjälp av historiska väderdata från SMHI (u.å.). Resultatet från de utförda mätningarna med kompletterad information om rådande lufttryckstrend innan mättillfällena presenteras i tabell 4. Information gällande lufttryckstrend saknas för ett flertal årtal, detta beror antingen på att något exakt datum för utförande av mätningen inte presenterats i tidigare rapporter eller att resultatet är ett medelvärde av mätningar utförda under flera dagar. Även felmarginal saknas för ett antal årtal då detta inte har presenterats i befintliga rapporter.

Tabell 4. Mätresultat från mätningar med spårgasdispersionsmetoden på Filbornadeponin.

Tidpunkt	Emissioner från deponin (kg CH ₄ /h)	Emission (x10 ⁶ kg CO ₂ -ekv/år) ^c	Gasuttag (kg CH ₄ /h)	Luftrycksförändring (dP/dt 12h innan mätning) ^f	Luftrycksförändring (dP/dt 6h innan mätning) ^f
2021, okt ^a	85,0±15	18,6	48,6	0,1	0,05
2020, juli ^a	65,2±9,9	14,3	47,4	0,03	0,01
2019, okt ^b	140±22	30,6	Information saknas	-0,08	-0,08
2017, nov ^c	60,4 ±6,2	13,2	64,9	-0,33	-0,55
2017, okt ^c	81,5±3,5	17,9	37,7	-0,008	-0,17
2016, dec ^c	44,0±5,8	9,6	100	0,48	0,5
2016, okt ^c	54,7±6,7	12,0	104	-0,017	-0,017
2015, dec ^c	73,5±7,4	16,2	123	-0,04	-0,18
2015, maj ^c	64,6±7,9	14,2	117	0,33	0,37
2014, dec ^c	84,7±8,0	18,6	146	0,17	0,48
2014, aug ^c	54	11,8	166	0,18	0,15
2013, nov ^c	169±10,3	37,0	208	-0,98	-1,08
2013, maj ^c	92,6±10,2	20,4	209	-0,22	-0,38
2012, sep ^c	88,0±8,0	19,3	325	-0,2	-0,32
2012, mar ^c	102±11,0	22,3	310	0,13	-0,12
2011, nov ^c	130±13,0	28,5	343	-0,017	-0,2
2011, mar ^c	171±38,0	37,4	329	-0,8	-0,9
2007, dec ^c	184±24,0	40,3	604	-0,34	-0,6
2006, maj ^c	198	43,4	519	Saknas	Saknas
2005 ^c	235	51,5	745	Saknas	Saknas
2003, mars ^d	403±69,0	88,3	939	Saknas	Saknas
2002, juli ^d	346±59,0	75,8	806	Saknas	Saknas
2001 ^d	350	76,7	900	Saknas	Saknas

^aData från FORCETechnology (2020, 2021)

^bData från Kolmert Strickland et al. (2020)

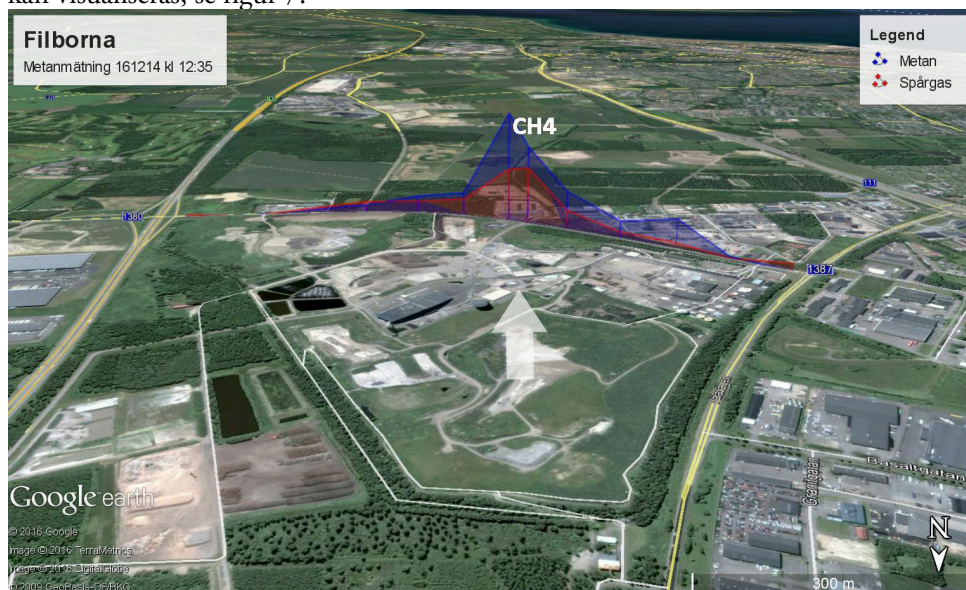
^cData från FluxSense (2006, 2008, 2011a, 2011b 2012a, 2012b, 2013a, 2013b, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018)

^dData från Samuelsson et al. (2005)

^eVid användning av ett GWP-värde på 25 för metan

^fHistoriska väderdata från SMHI (u.å.)

En faktor som kan påverka hur representativt resultatet blir för själva deponin är att emissioner från andra potentiella metankällor på området, se figur 6, kan inkluderas vid emissionsmätningarna. Om och hur stor mängd emissioner från de övriga delarna av anläggningen som inkluderas i mätningen av deponins utsläpp är beroende av vindriktningen under mätningen. För exempel på hur ett resultat från en mätning kan visualiseras, se figur 7.



Figur 7. Resultat från mätning med spårgasdispersionsmetoden utförd av FluxSense december 2016, där koncentration av spårgasen samt metangas visas. Pilen markerar vindriktningen vid mätfallet. Bild från FluxSense (2017). Använd med tillstånd.

Som kan urskiljas i figur 7 är det möjligt att det vid mätningar som denna inkluderas metanutsläpp från andra källor på området än enbart deponin. Det som dock gjorts vid spårgasdispersionsmätningar där övriga källor kan ha en påverkan på det totala utsläppet från deponin är att de enskilda källorna kvantifierats för sig (FluxSense, 2017). I mätningen som presenteras ovan (FluxSense, 2017) gjordes individuella mätningar av anläggningens gödselbrunn samt biogasanläggning, för att kunna särskilja dessa emissioner från deponin. För en uppfattning om storleken på övriga metankällor kvantifierades denna mätning gödselbrunnens utsläpp till ca 19 kg CH₄/h och biogasanläggningen till ca 14 kg CH₄/h i jämförelse med deponins emissioner som kvantifierades till ca 44 kg CH₄/h.

Återkommande i tidigare utförda mätningar är att biogasanläggningen och/eller gödselbrunnen på anläggningen kvantifierats separat, om utsläppen från dessa har inkluderats i mätningen av deponins utsläpp, som följd av rådande vindriktning. De platser som Kolmert Strickland et al. (2020) markerar ut som potentiella metankällor på området, och som kan ses i figur 6, är dock fler än enbart biogasanläggningen och

gödselbrunnen. Anledningen till att inga andra metankällor kvantifieras separat framgår inte i de tidigare utförda rapporterna. Det kan givetvis vara så att vindriktningen vid mätningar har varit sådan att några andra källor inte täcks in, och att det då inte finns någon anledning att mäta metanemissioner från separata källor. I tidigare rapporter av FluxSense förekommer det information både om att lokalt förhöjda metanhalter har kunnat påvisas vid anläggningens område för kompostering (FluxSense, 2006), men i senare rapporter anges det att varken komposteringsplattan eller lakvattendammarna anses bidra med några betydande metanemissioner (FluxSense, 2007; 2011a; 2011b; 2012a). Enligt Å. Strickland (personlig kommunikation, 20 april 2022) har NSR dock utfört enstaka mätningar vid komposteringsytan och kunnat uppmäta läckage av metan från komposthögar. I rapporter från de senaste årens mätningar med spårgasdispersionsmetoden diskuteras inte några övriga metankällor utöver gödselbrunnen och biogasanläggningen. Eftersom det saknas en diskussion gällande anledningar till att övriga metankällor inte kvantifieras, eller en diskussion om att de tagits i beaktning men att det utelämnats ur rapporten, är det svårt att bedöma om dessa potentiella källor kanske hade behövts kvantifieras separat eller ej.

Ännu en aspekt som inte diskuteras särskilt utförligt i rapporterna är lufttryckstrendens möjliga påverkan på det uppmätta resultatet. I rapporten från en mätning utförd i november 2013 (FluxSense, 2013b) diskuteras det att den höga uppmätta metanemissionen kan bero på ett kraftigt lufttrycksfall som skedde dygnet innan utförd mätning. Vid genomgång av historiska väderdata från SMHI (u.å.) under detta arbete har dP/dt för 12 respektive 6 timmar innan FluxSense utförda mätning november 2013 beräknats till -0,98 respektive -1,08. Lika stora lufttrycksförändringar har bara noterats vid en övrig mätning, utförd mars 2011 (Fluxbox, 2011a), se tabell 4. I rapporten för mätningen från 2011 är lufttryckstrendens påverkan dock inte något som diskuteras.

För övriga mätningar har inte lika kraftiga lufttrycksförändringar återfunnits, vid genomgång av historiska data från SMHI (u.å.) samt med tidsaspekten 12 respektive 6 timmar innan utförd mätning, se tabell 4. Det finns dock exempel på mätningar där dP/dt har beräknats till ca 0,5 respektive ca -0,5 för ett flertal mätningar. Något som skulle kunna ställas som en fråga är därför hur stort fall eller hur stor ökning av lufttrycket som krävs för att uppmätta resultat ska vara "avvikande" från vad som kan anses vara representativa mängder metanemissioner. I rapporten för de första utförda spårgasdispersionsmätningarna (Samuelsson et al., 2005) har lufttrycksgradientens påverkan på uppmätta emissioner studerats, med slutsatsen att det inte har någon påverkan eftersom Filbornadeponin har ett aktivt gasuttagsystem. Rapporten från 2013 där det kraftigt sjunkande lufttrycket dygnet innan mätning beskrivs ha påverkat resultatet från mätningen är alltså motsägande informationen om att lufttryckstrenden inte skulle ha någon påverkan på metanemissionerna från deponin. Gällande argumentet om att det aktiva gasuttagsystemet gör att lufttryckstrenden inte har någon påverkan på emissionerna

menar Å. Strickland (personlig kommunikation, 20 april 2022) att gasuttagssystemet på Filbornadeponin inte är heltäckande och att utsläppen från vissa delar av deponin därför kan påverkas mer av ett förändrat lufttryck än andra. Frågan kanske därför inte enbart ska vara om lufttryckstrenden har någon påverkan på emissionerna från deponin eller ej, utan hur stora lufttrycksförändringar som krävs för att det ska innebära en påverkan på emissionerna från olika delar av deponin.

3.2.2 Fluxboxmätningar på Filborna

Två olika mätningar gällande ytemissioner av metangas på Filbornadeponin har utförts med fluxboxmätningar. 2018 utförde konsultbolaget Sweco mätningar där ytemissionerna kvantifierades genom utplacering av 93 statiska kammare på deponin (Sweco, 2019). Den andra fluxboxmätningen utfördes 2019 i ett forskningsprojekt för Avfall Sverige (Kolmert Strickland et al., 2020). Den här mätningen baserades till stor del på den tidigare mätningen utförd 2018, och flertalet av de platser där kammare tidigare placerats ut återanvändes. Antalet utplacerade kammare var dock bristfällig på grund av tidsbrist, totalt 30 kammare placerades ut på deponin.

Både under mätningarna 2018 samt 2019 utfördes mätningarna under flera dagar, vilket innebär att lufttryckstrenden innan mätningen varierade mellan de olika dagarna. Resultatet från kvantifiering av metangas för de båda mätningarna med fluxbox samt variationen i lufttryckstrend timmarna innan utförda mätningar presenteras i tabell 5. Någon information om rådande gasuttag från deponin under tidpunkten för mätningarna saknas dock.

Tabell 5. Sammanställning från fluxboxmätningar utförda av Sweco (2019) samt Kolmert Strickland et al. (2020).

Tidpunkt	Emission av CH ₄ (kg/h)	Emission (x10 ⁶ kg CO ₂ -ekv/år) ^b	Gasuttag (kg CH ₄ /h)	Lufttrycksförändring (dP/dt 12h innan mätning) ^c	Lufttrycksförändring (dP/dt 6h innan mätning) ^c
2018, nov	224	49,1	Information om gasuttag under mätningen saknas	Varierande inom intervallet -0,16 till 0,5 ^a	Saknas
2019, okt	310 ± 104	67,9	Information om gasuttag under mätningen saknas	Varierande inom intervallet -0,06 till 0,16 ^a	Varierande inom intervallet -0,03 till 0 ^a

^aVarierande eftersom mätningen skedde under flera dagar

^bVid användning av ett GWP-värde på 25 för metan

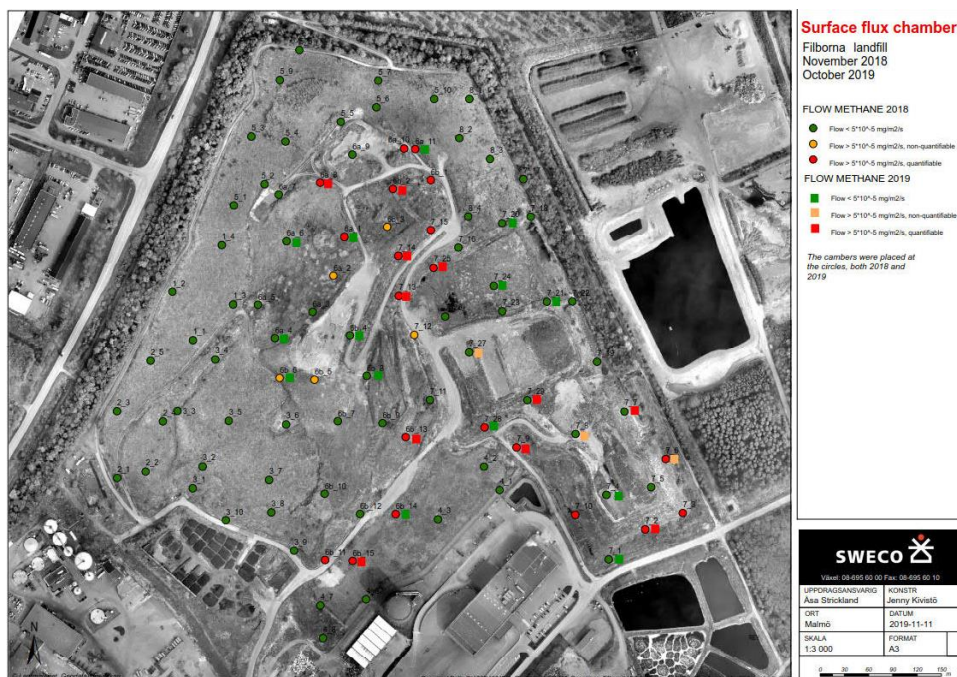
^cHistoriska väderdata från SMHI (u.å.)

Vid en jämförelse av resultaten mellan de två mätningarna kan det konstateras att de ligger i samma storleksordning, med ett hundratal kilo metanemissioner per timme. En felmarginal för mätningen från 2018 saknas dock, och felmarginalen för mätningen år 2019 är stor. Vid en jämförelse med utförda spårgasdispersionsmätningar visar resultaten från fluxboxmätningarna på högre metanemissioner.

Som det nämnts i litteraturen finns det en risk att fluxboxmätningar antingen kan överskatta eller underskatta resultatet, beroende på om placeringen av de använda kamrarna sker på punkter där lokalt kraftiga metanutsläpp sker (Kolmert Strickland et al., 2020). Vid mätningen 2019 sattes medvetet fler fluxboxar ut på platser där det fanns kännedom om att utsläpp skedde (Kolmert Strickland et al., 2020). Enligt rapporten kompenserades det dock för detta vid den slutliga beräkningen av emissionerna, genom ett tillägg av ett antal fiktiva, representativa, värden.

Lufttryckstrenden innan utförda mätningar redovisas och diskuteras i båda rapporterna från fluxboxmätningarna. För Swecos (2019) mätning nämns det att lufttrycket var stigande under tre av fyra dagar, och att det egentliga medelflödet förmodligen ligger någonstans mellan resultatet vid ett sjunkande respektive stigande lufttryck. Att de meteorologiska faktorerna kan vara varierande som en följd av att mätningen sker under flera dagar är något som nämnts som en nackdel i litteraturen (Mønster et al., 2019).

Även om mätningar med fluxbox rekommenderas av Environment Agency (2010), samt beskrivs av Mønster et al. (2019) som den vanligaste metoden för kvantifiering av metanemissioner från deponier, rekommenderar inte Mønster et al. (2019) eller Kolmert Strickland et al. (2020) fluxbox som en metod för att kvantifiera de totala utsläppen från en deponi. Något som den däremot rekommenderas för är att upptäcka hot-spots på deponin. Gällande resultaten från mätningarna från Filborna ger fluxboxmätningarna ett visuellt resultat över var på deponin som utsläpp av metangas sker, se figur 8.



Figur 8. Samlade resultat från utförda fluxboxmätningar på Filbornadeponin år 2018 och 2019. Röda punkter är platser där metangas har kunnat uppmätas samt kvantifieras, orangea punkter är platser där platser där metangas har kunnat uppmätas men inte kvantifieras och gröna punkter är platser där ingen metangas har kunnat uppmätas. Bild använd med tillstånd från Kolmert Strickland et al. (2020).

En viktig slutsats i den utförda mätningen 2018 var att inga flöden kunde kvantifieras från de sluttäckta delarna av deponin (Sweco, 2019). Detta var även fallet för mätningen 2019, men då placerades endast två kamrar på sluttäckta delar av deponin (Kolmert Strickland et al., 2020). Även om den totala metanplymen, alltså hur stor mängd metan som vid en tidpunkt emitteras från hela deponin, inte kan kvantifieras med metoden (Kolmert Strickland et al., 2020) ger resultatet värdefull information gällande var på deponin som metanemissioner sker.

3.2.3 Drönbaserade plymmätningar på Filborna

En mätning genom drönbaserad plymmätning utfördes på Filbornadeponin under hösten 2019 av företaget ReSource och resultaten finns presenterade i rapporten av Kolmert Strickland et al. (2020). Mätningen utfördes genom flygande med drönare i ett förprogrammerat mönster, på ca 30 meters höjd över markytan på deponin. Den totala mängden emissioner av metangas från deponin kvantifierades i mätningen till ca 130 kg CH₄/h se tabell 6. Resultatet från mätningen presenteras visuellt genom en översikt av uppmätta metankoncentrationer på höjden där drönaren flög, se figur 9.

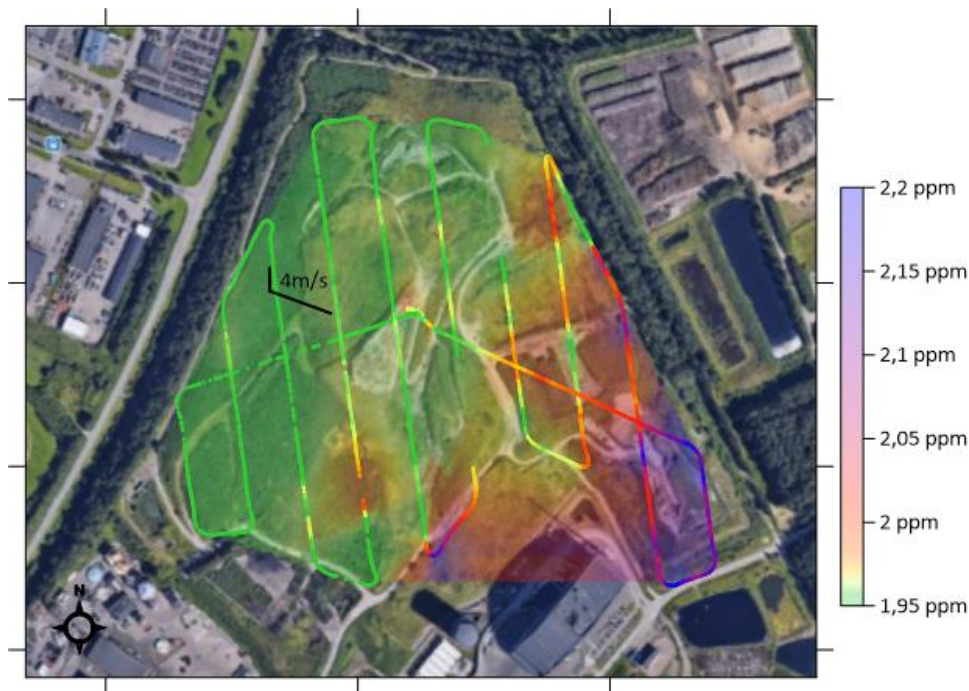
Lokaliseringen för ursprunget av de uppmätta metanhalterna behöver dock inte vara rakt under där de har uppmätts, eftersom visualiseringen inte har kompenserat för rådande vindhastighet och därmed förflyttning av gasen (Kolmert Strickland et al., 2020). Enligt bilden var det vid mättillfället en nordvästlig vind på 4 m/s, vilket innebär att emissionerna skulle kunna ha sitt ursprung lite nordväst om den faktiskt uppmätta platsen.

Tabell 6. Resultat från drönbaserad plymmätning vid Filbornadeponin (Kolmert Strickland et al., 2020).

Tidpunkt	Emissioner från deponin (kg CH ₄ /h)	Emission (x10 ⁶ kg CO ₂ -ekv/år) ^a	Gasuttag vid mätning (kg CH ₄ /h)	Luftrycksförändring (dP/dt 12h innan mätning) ^b	Luftrycksförändring (dP/dt 6h innan mätning) ^b
2019, okt	130,7 ± 22,6	28,6	Saknas	-0,13	-0,22

^aVid användning av ett GWP-värde på 25 för metan

^bHistoriska väderdata hämtad från SMHI (u.å.)



Figur 9. Översiktbild av uppmätta metankoncentrationer vid drönbaserad plymmätning på Filbornadeponin. Bild använd med tillstånd från Kolmert Strickland et al. (2020).

Eftersom endast en mätning med drönbaserad plymmätning har utförts på Filbornadeponin går det inte att jämföra olika mättillfällen med varandra. I jämförelse med spårgasdispersionsmetoden samt mätningar med fluxbox ligger dock resultaten ungefär i samma storleksordning med ett hundratals kilo metangasutsläpp per timme. Resultatet är väldigt likt det för mätningen med spårgasdispersionsmetoden år 2019, vilken utfördes samma dag som mätningen med drönbaserad plymmätning.

Gällande påverkan från faktorerna lufttryckstrend samt gasuttag så diskuteras detta i rapporten av Kolmert Strickland et al. (2020). Lufttryckstrenden timmarna innan mätningen var sjunkande, se tabell 6, och det faktum att ett högre värde på metanemissionerna då kan uppmätas i jämförelse med ett stabilt eller ökande lufttryck poängteras. Information om storleken på det aktiva gasuttaget från deponin under tidpunkten för mätningen saknas dock.

Den eventuella felkällan gällande andra metankällor på området som har diskuterats vid spårgasdispersionsmetoden gäller även för den drönbaserade plymmätningen (Kolmert Strickland et al., 2020). Det är alltså möjligt att emissionerna av metangas från deponin kan vara lite överskattade till följd av detta.

3.2.4 Satellitmätningar på Filborna

Filbornadeponin är för närvarande även testanläggning för kvantifiering av metangas från deponin med hjälp av satellitmätningar. Företaget som tillhandahåller mätresultaten är Orbio Earth. Mätningar över området sker var fjärde dag och på grund av den höga upplösningen på den data som erhålls av företaget kan metanemissionerna som har sitt ursprung just från specifika anläggningar bestämmas (Orbio Earth, u.å.).

Även om mätningar sker frekvent är det inte alltid som metanemissioner kan kvantifieras, och för närvarande finns det tio mätresultat från satellitmätningarna från Filbornadeponin, se tabell 7. Anledningar till att det finns ett så fåtal mätresultat tillgängliga, trots att mätningar sker var fjärde dag, är dels att metodens detektionsgräns är beroende av hur stora utsläppen är i förhållande till rådande vindhastighet (Orbio Earth, personlig kommunikation 6 april 2022). Hur detta förhållande har sett ut under mätningarna kan alltså ha påverkat om potentiella emissioner har gått att kvantifiera eller ej. För att ett mätresultat ska kunna erhållas behöver det även vara en klar himmel utan molntäcken. Det verkar även vara så att storleken av emissionerna från Filbornadeponin är på gränsen till vad metoden för närvarande har möjlighet att detektera (Orbio Earth, personlig kommunikation 6 april 2022).

Tabell 7. Resultat från satellitmätningar av OrbioEarth^a.

Datum	Uppmätta emissioner (kg CH ₄ /h)	Emission (x10 ⁶ CO ₂ -ekv/år) ^b
2021, 25 dec	3286 ±1165	720
2021, 17 dec	20 648 ±7324	4500
2020, 27 nov	484±135	106
2020, 23 sep	2831±953	620
2020, 18 sep	11 017±4293	2412
2020, 21 apr	1816±585	398
2020, 27 mar	2437±857	534
2020, 21 feb	18176±7878	3980
2020, 17 jan	6983±2981	1530
2020, 12 jan	6062±2631	1328

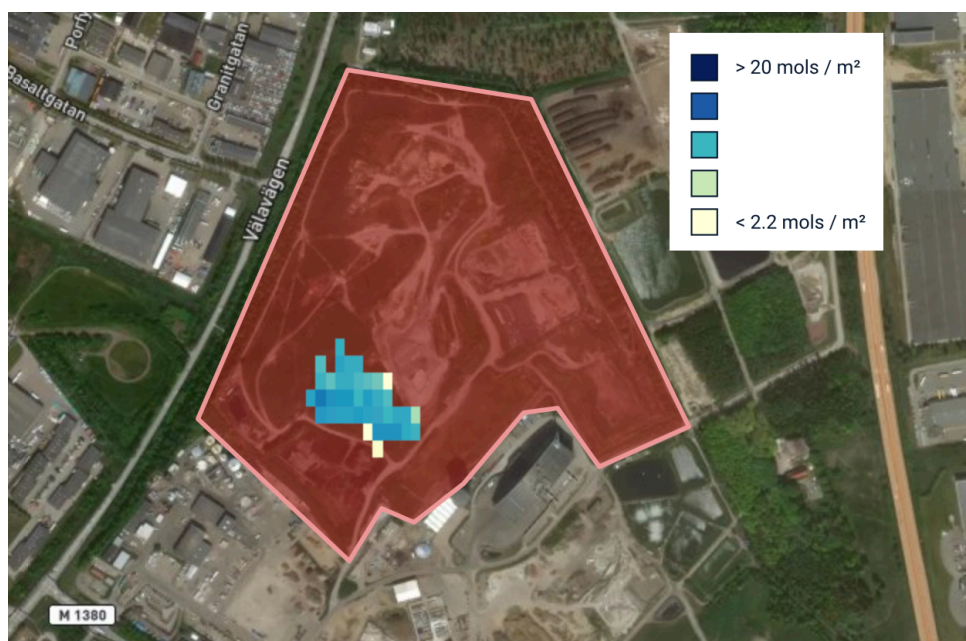
^aPresenterad data har erhållits från Orbio Earth:s plattform och är endast tillgänglig via NSR:s privata inloggning, därför presenteras ingen länk till plats där angivna data hämtats

^b Vid användning av ett GWP-värde på 25 för metan

För resultatet saknas det information gällande aktuellt gasuttag från deponin när mätningen skedde, samt information om rådande lufttryckstrend innan och under mätningen. Detta beror på att det endast finns information om vilket datum som mätningen skedde, och inte någon exakt tid.

Som kan urskiljas i tabell 7 så skiljer sig resultaten från satellitmätningarna markant från resultaten från övriga metoder som använts på Filbornadeponin. Varför skillnaden är så stor är inte fastställt, men det finns några faktorer som skulle kunna vara bidragande till diskrepansen. Först och främst bör det poängteras att NSR har varit testanläggning för mätmetoden i ett väldigt tidigt stadiet av Orbio Earths utveckling (Orbio Earth, personlig kommunikation, 6 april 2022). Tjänsten som företaget erbjuder är alltså under fortsatt utveckling, och det är inte en slutgiltig version som har bidragit till de uppmätta resultaten på NSR. Som tidigare beskrivits i litteraturen är precisionen av metoden även beroende av faktorer som hur homogen den mätta ytan är, samt väderleksfaktorer som molnighet och vind (Ayasse et al., 2019; Cusworth et al., 2019). Gällande vindförhållanden på Filbornadeponin kan dessa skilja sig mycket åt lokalt, på grund av varierande topografi samt ett flertal byggnader inne på anläggningsområdet. Orbio Earth använder sig av globala väderleksdata, som förmodligen inte är så precis att den är helt representativ för de förhållanden som faktiskt råder på Filbornadeponin (Orbio Earth, personlig kommunikation 6 april 2022). Eftersom tidpunkt för när mätningen skett inte är tillgänglig går det inte att kontrollera de värden som Orbio angett med lokala väderdata från SMHI (u.å.). Även om detta hade funnits tillgängligt är det inte heller säkert att tillgängliga data från SMHI hade varit representativ, eftersom den befintliga väderleksstationen är belägen 5 km från Filbornadeponin.

Resultaten från mätningarna presenteras väldigt lättöverskådligt, med en visualisering av lokaliseringen av uppmätt metanplym, se figur 10 för ett exempel från en mätning på Filbornadeponin av Orbio Earth. Något som dock inte är helt fastställt är om den uppmätta och visuellt presenterade plymen representerar det faktiska området som antas vara ursprunget för metanemissionen, eller om det är den plats där emissionerna uppmätts, och källan till emissionerna snarare är någonstans uppströms den uppmätta plymen. Detta gör det även svårt att uppskatta om de uppmätta metanemissionerna kommer från enbart deponin, eller möjligtvis andra metankällor på eller utanför anläggningen.

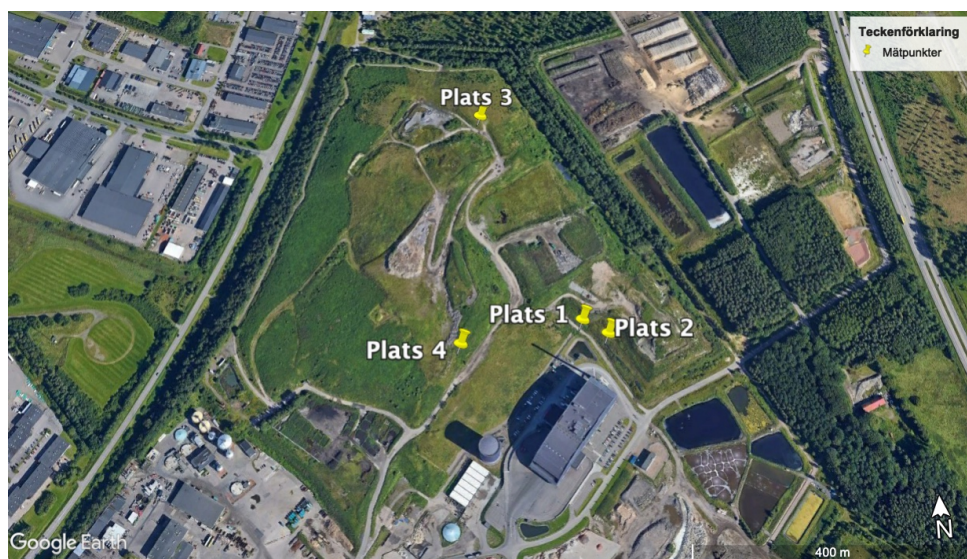


Figur 10. Exempel på ett mätresultat från en satellitmätning vid Filbornadeponin, utförd 21 april 2020. Det röda området markerar lokaliseringen för deponin. Det blåmarkerade området representerar uppmätt metanplym, där de olika färgerna representerar olika koncentrationer av metangas. Under mätningen rådde enligt Orbio Earth en nordostlig vind på ca 2 m/s. Bild erhållen av Orbio Earth. Använd med tillstånd.

I jämförelse med exempelvis spårgasdispersionsmetoden, som är den metod som använts under längst tid på Filbornadeponin för att kvantifiera metanemissionerna, så visar satellitmätningarna på en betydligt större mängd metangas som emitteras per timme från anläggningen. Resultaten från satellitmätningarna sticker särskilt ut eftersom samtliga av de tre övriga metoderna, spårgasdispersionsmetoden, mätningar med fluxbox samt drönarbaserade plymmätningar, har gett resultat i någorlunda samma storleksordning, ett hundratal kilo metan per timme eller strax under. En intressant aspekt som kräver vidare utredning och förståelse är alltså varför mätresultaten för de olika metoderna skiljer sig åt så markant. Det finns egentligen ingen fakta idag som säger att resultaten från satellitmätningarna är fel, men samtidigt inte något som säger att dessa mätningar ger mer korrekta resultat än de tre övriga metoderna. Däremot visar de tre övriga metoderna mer likvärdiga resultat, vilket kan tyckas ökar trovärdigheten av övriga metoders resultat.

3.2.5 Lufttryckstrendens påverkan på metanemissioner på Filborna

Som förklarat under avsnitt 2.2.2 har ett antal mätningar av metanemissioner på Filbornadeponin utförts under arbetets gång. Mätningarna har inte syftat till att kvantifiera några mängder utsläpp, utan har endast uppmätt metankoncentrationen ovan mark vid fyra specifika punkter på deponin. För en överblick över punkternas lokalisering, se figur 11. Erhållen mätdata har sedan analyserats statistiskt för att undersöka om något samband mellan den uppmätta metankoncentrationen och förändringen i lufttryckstrend har kunnat påvisas. För komplett mätdata som använts för analyserna, se tabell 1 i bilaga 1.



Figur 11. Lokalisering för valda punkter för mätning av metankoncentrationen i luft på Filbornadeponin. Bild modifierad från ©Google Earth 2022.

Den statistiska metod som valdes för att analysera datan var multipel linjär regression. Inga statistiskt signifikanta samband ($p < 0,05$) mellan uppmätt metankoncentration och storleken på förändring av lufttrycket 12 eller 6 timmar innan utförd mätning, med tillämpning av gasuttaget som en kontrollvariabel, har återfunnits för någon av platserna, se tabell 8.

Tabell 8. *p*-värden för samband mellan uppmätta metankoncentrationer på de utvalda platserna och lufttryckstrenden 12 respektive 6 timmar innan utförd mätning.

Plats	Samband dP/dt 12h (<i>p</i> -värde)	Samband dP/dt 6h (<i>p</i> -värde)
1	0,364	0,941
2	0,656	0,236
3	0,617	0,189
4	0,378	0,417

3.2.6 Felkällor för utförda gasmätningar

Även för den praktiska delen av fallstudien där gasmätningar har utförts finns flera felkällor. Till att börja med är det metankoncentrationen och inte kvantifierade metanemissioner som har uppmätts, vilket inte är direkt jämförbart. I den litteratur som återfunnits är det korrelationen mellan just de kvantifierade emissionerna och lufttryckstrenden som har diskuterats, och inte metankoncentrationen i luften. Liknande mätningar som utförts här skulle i stället kunna utföras genom mätningar med exempelvis fluxbox, för att se hur flödet snarare än koncentrationen på de olika platserna förändras över tid.

Det är dessutom endast ett fåtal mätningar som har utförts, vilket var så många som hanns med under arbetets gång. Det är möjligt att ett större antal mätningar hade kunnat täcka in större variationer i lufttryckstrenden samt i gasuttaget, som inte fångades under de utförda mätningarna. Mätningarna utfördes på samma punkter under samtliga mätningar, för en bättre jämförelse av resultatet. Det behöver dock inte vara så att metangasen alltid läcker ur samma punkt, utan att emissionerna kan förflytta sig beroende på var den lättaste vägen för gasen att tränga ut är för tillfället.

De statistiska analyser som genomfördes behandlade dessutom endast uppmätt metankoncentration, rådande lufttryckstrend 12 samt 6 timmar innan utförd mätning samt aktuellt gasuttag. Påverkan från flera andra faktorer så som absolut lufttryck, temperatur och nederbörd inkluderades inte i analysen, vilket förmodligen är den största felkällan.

3.3 Skillnader och felkällor för de olika mätningarna

3.3.1 Skillnader mellan olika mätmetoder

Efter en genomgång av samtliga emissionsmätningar som utförts på Filbornadeponin är det tydligt att resultaten kan variera både mellan olika mätmetoder, men även mellan olika mätningar med samma metod. Gällande resultaten för antalet kilo metan som släpps ut per timme från Filbornadeponin har spårgasdispersionsmetoden, den drönarbaserade plymmätningen samt mätningar med fluxbox gett ett resultat som ligger i ungefär samma storleksordning på ett hundratal kilo metanemissioner per timme. De satellitbaserade mätningarna sticker däremot ut med resultat på metanemissioner på upp till tiotusentals kilo per timme. Varför denna diskrepans finns är något som behöver utvärderas vidare tillsammans med företaget som utför satellitmätningarna; antingen för att kunna justera de felkällor som gör att resultatet skiljer sig så mycket åt, eller för att faktiskt validera att det är korrekta resultat. I figur 10 syns det även att satellitmätningarna visar på stora lokala variationer, men det är osäkert hur stor noggrannhet den här metoden faktiskt har för tillfället. Som tidigare nämnt är det viktigt att poängtera att satellitmätningarna som utförts har gjorts i ett tidigt skede i utvecklingen av den tjänst som använts (Orbio Earth, personlig kommunikation, 6 april 2022).

För en mer översiktlig jämförelse över hur resultatet från de olika mätmetoderna kan skilja sig åt presenteras i tabell 9 mätresultaten från mätningarna som utförts på Filbornadeponin under 2019 och 2020. Mätningarna med spårgasdispersionsmetoden, fluxbox samt drönare utfördes under oktober 2019 av Kolmert Strickland et al. (2020). Inga resultat för satellitmätningar finns att erhålla från år 2019 och i stället visas mätdata från januari 2020, vilket är den mätning som ligger närmast i tid till övriga presenterade mätningar. I tabell 9 sticker värdet för satellitmätningen tydligt ut jämfört med de tre övriga metoderna.

Tabell 9. Översikt över mätningar utförda på Filbornadeponin under 2019–2020. Resultat från Kolmert Strickland et al. (2020) samt Orbio Earth.

Metod	Tidpunkt för mätning	Uppmätta emissioner (kg CH ₄ /h)
Spårgasdispersionsmetoden	2019, okt	140±22
Fluxbox	2019, okt	310±104
Drönbaserad plymmätning	2019, okt	130,7±2,6
Satellitmätning	2020, jan	6062±2631

Det som kan konstateras efter både litteraturgenomgång samt genomgång av mätningar som har utförts på Filbornadeponin är att samtliga metoder för ytemissionsmätning av metangas från deponier innefattar flera felkällor. Detta gäller både de metoder som är relativt nya för kvantifiering av metanemissioner från deponier, som de drönbaserade plymmätningarna samt satellitmätningar, men även de metoder som är välkända och har använts under längre tid, som spårgasdispersionsmetoden samt mätningar med fluxbox. Det finns inte en metod som fungerar i alla lägen, eller någon som fungerar helt felfritt. För flera av metoderna sker det dock fortsatt utveckling, vilket förhoppningsvis kan leda till färre eller minskade felkällor i framtiden. Den drönbaserade plymmätningen omnämns som en ny metod med ett stort antal felkällor, och satellitmätningarna utförda av Orbio Earth har av NSR:s testats vid ett väldigt tidigt stadi i metodens utveckling. De nackdelar och felkällor som nämns för metoderna i detta arbete är alltså inte definitiva, utan kan komma att förändras i takt med att metoderna utvecklas.

3.3.2 Resultatet ges i form av ögonblicksbilder

Den felkälla som är gemensam för samtliga metoder är det faktum att de ger resultat i form av ögonblicksbilder. Resultatet säger alltså något om hur utsläppen från deponin ser ut just vid den tidpunkten som mätningen utförs. Gällande mätningarna som utförts på Filborna har spårgasdispersionsmetoden använts en eller två gånger på ett år, vilket sedan har använts för att estimerar hur de totala utsläppen under ett helt års tid ser ut. Det samma gäller när mätningar har utförts med fluxbox eller med drönare. Om mätningar då utförs under en dag med, exempelvis, onormalt högt lufttrycksfall eller en stor lufttryckshöjning, så kommer värdena förmodligen inte att vara representativa för hela året. Om dessa värden då används för att beskriva hela årets emissioner, finns det en stor risk att värdena antingen kommer att bli väldigt under- eller överskattade (Kissas et al., 2022).

För de satellitbaserade mätningarna kan det finnas en bättre möjlighet till en större mängd mätningar, eftersom det anges att mätningar över deponin sker var fjärde dag (Orbio Earth, u.å.). Dock finns det i dagsläget endast tio resultat att tillgå

där emissionerna från deponin har kvantifierats, och det finns alltså ett stort antal mätningar där metanemissioner inte har kunnat detekteras eller kvantifieras. Det är möjligt att detta kan komma att förbättras vid en fortsatt utvecklad produkt från företaget som utför mätningarna på Filbornadeponin. I litteraturen har det hittats väldigt lite information om satellitbaserade mätningar för kvantifiering av metanemissioner från enskilda deponier, och att metoden används på försök på Filbornadeponin kan vara en bra möjlighet för att utvärdera hur väl den i dagsläget fungerar för deponier.

Ett alternativ till enskilda mätningar under ett fåtal dagar per år är att utföra kontinuerliga mätningar under en längre period. Kontinuerliga mätningar kan leda till en bättre kännedom om hur metanemissionerna påverkas av yttre faktorer, som exempelvis lufttryckstrenden (Kissas et al., 2022). I litteraturstudien har mätmetoderna eddy covariance samt stationär massbalans nämnts vara möjliga för längre, kontinuerliga emissionsmätningar (Mønster et al., 2019). Det återfanns dock även att det finns få erfarenheter av att använda metoden för stationär massbalans på deponier, och Kolmert Strickland et al. (2020) nämner eddy covariance som den enda metoden som är möjlig för kontinuerliga mätningar. Eddy covariance har använts för kontinuerliga mätningar av metanemissioner från deponier i ett flertal studier, exempelvis Kissas et al. (2022), Xu et al. (2014) samt Lohila et al. (2007). Tidslängden på de kontinuerliga mätningarna har i nämnda artiklar då varit omkring ett halvår. Lohila et al. (2007) och Kissas et al. (2022) jämförde under sina studier mätningarna med eddy covariance med andra metoder för emissionsmätningar. Lohila et al. (2007) gjorde under perioden med kontinuerliga mätningar även ett fåtal mätningar med fluxboxar och fann att de uppmätta emissionerna från de två metoderna var överensstämmande. I Kissas et al. (2022) studie utfördes spårgasdispersionsmätningar under perioden som emissionerna mättes med eddy covariance. Här stämde emissionerna från de olika metoderna inte särskilt bra överens, vilket Kissas et al. (2022) förklarar med skillnader i hur metoderna mäter emissioner; eftersom eddy covariance mäter emissionerna från det område varifrån vinden blåser kan resultatet variera kraftigt om emissionerna från deponin varierar mellan olika områden.

Några kontinuerliga mätningar på Filbornadeponin har inte utförts, och eddy covariance skulle kunna vara en möjlig metod att testa och utvärdera. En stor brist med metoden är dock det faktum att den enbart kan mäta en begränsad yta, och därför inte kvantifiera de totala utsläppen från en deponi. I dagsläget saknas det alltså en heltäckande metod för att under längre perioder, representativt för hela deponin, kvantifiera de totala metanemissionerna från deponier. Mønster et al. (2019) nämner att det därför är en utmaning att planera hur ofta enskilda mätningar behöver utföras för att resultaten ska kunna skalas upp och vara representativa för längre perioder.

3.3.3 Emissionernas egentliga ursprung

Att veta varifrån på deponin eller anläggningen som de kvantifierade emissionerna härstammar är viktigt för att effektivt kunna utvärdera eller implementera eventuella åtgärder (Scheutz et al., 2011). Gällande de metoder som har använts för att kvantifiera emissionerna från Filbornadeponin finns det en risk att spårgasdispersionsmetoden, mätningar med drönbaserad plymmätning samt satellitmätningar inkluderar emissioner från andra metankällor på anläggningen än deponin. Den enda metoden som inte riskerar att inkludera andra metankällor är mätningar med fluxbox, där nackdelen i stället är att metoden inte kan kvantifiera den totala gasplymen från deponin (Kolmert Strickland et al., 2020).

När övriga källor riskerar att inkluderas i kvantifieringen av utsläppen från deponin, är det viktigt att metoderna i efterhand kan särskilja på var de uppmätta utsläppen faktiskt kommer från. Detta är mer eller mindre möjligt för samtliga metoder som använts på Filbornadeponin. För spårgasdispersionsmätningarna går det att skala ned metoden och göra mätningar för olika kända metankällor omkring deponin (Scheutz et al., 2011). Detta har gjorts i tidigare mätningar på Filbornadeponin, då metanemissionerna från anläggningens biogasanläggning samt gödselbrunn har kvantifierats separat för att särskiljas från deponin. Detta är dock endast ett fåtal av de potentiella metankällorna som finns på anläggningens område. Det har i tidigare mätningar argumenterats för att övriga källor inte anses medföra några betydande metanemissioner. Det saknas dock information om hur stort utsläpp av metangas (kg/h) som anses vara icke betydande. Dessutom kan det vara så att en utsläppsmängd som inte var betydande för 20 år sedan när metanemissionerna var tio gånger så stora som de är idag, kan vara betydande idag. De övriga bidragande källorna kan då bli en mycket större andel av det totala utsläppet än vad de tidigare varit, då dessa har varit relativt konstanta medan utsläppen från själva deponin har minskat med tiden. Att fortsatt kvantifiera metanemissioner även från övriga källor på anläggningen är även ett viktigt steg i att utvärdera och eventuellt implementera åtgärder för att minska dessa.

För den drönbaserade plymmätningen samt de satellitbaserade mätningarna finns det också en möjlighet att övriga metankällor tas med i kvantifieringen för deponins emissioner. Dessa metoder är dock under utveckling (Ayasse et al., 2019; Mønster et al., 2019) och det är alltså möjligt att bättre urskiljning av separata metankällor kan komma med detta. Gällande emissionernas egentliga ursprung är de drönbaserade plymmätningarna som utförts på Filbornadeponin inte vindkompenserade, och där emissionerna har uppmätts behöver inte nödvändigtvis vara exakt den plats som är källan för ursprunget. Huruvida detta är fallet eller ej även för de satellitbaserade mätningarna är inte fastställt. Säkert är dock att företaget som utför de satellitbaserade mätningarna använder globala väderdata snarare än lokal, vilket innebär att vindhastigheterna som används förmodligen inte är korrekta. Om det hade funnits en egen mindre väderstation på Filbornaanläggningen hade det

varit intressant att jämföra hur resultatet ser ut med användningen av den lokala väderdata i stället för den data som företaget använder i dagsläget.

När det gäller mätningarna utförda med fluxbox riskerar dessa inte att inkludera övriga metankällor i mätningarna, eftersom mätningarna sker direkt på deponins yta. Hur väl det går att identifiera vilka områden på deponin som bidrar till uppmätta ytemissioner beror alltså på hur många mätningar som görs, och hur stor yta dessa täcker. Det går att få en bra överblick över områden där utsläpp verkar ske, se figur 8, men med en risk att missa potentiella läckage från exempelvis gasuttagssystemet eller andra platser där mätningar inte går att genomföra (Mønster et al., 2019).

Ännu en skillnad mellan metoderna är att de uppmätta utsläppen vid mätningar med fluxboxar kommer från just den specifika plats där mätningen sker. För övriga metoder som inte mäter utsläppen direkt vid ytan krävs det en extra tolkning av varifrån utsläppen borde ha sitt ursprung, om de uppmätts på en viss plats vid specifika väderleksförhållanden.

3.4 Vilka lärdomar kan dras från Filbornadeponin?

3.4.1 Resultaten kan variera med samma metod

Förutom att resultaten från Filbornadeponin varierar mellan olika metoder, kan de även variera mellan olika mätningar med samma metod. Givetvis är fallet så för mätningar som skett under olika år, eftersom metanproduktionen i deponin förändras över tid (FluxSense, 2016), men resultatet varierar även mellan mätningar som har skett i närliggande tid. Detta är särskilt fallet för satellitmätningarna, där resultaten kan variera med flera 100 procent från en månad till en annan, medan variationerna för spårgasdispersionsmätningar som utförts under samma år är betydligt mindre. En möjlig faktor till att resultatet för samma metod, i detta fall spårgasdispersionsmätningarna, kan variera över tid nämner FluxSense (2016) kunna vara under vilken säsong som mätningen sker. Argumentet är att det under vinterhalvåret ofta är högre emissioner till följd av en kallare temperatur och därmed en lägre metanoxidation, vilket resulterar i att mer metangas emitteras. På somrarna när en högre temperatur råder sker en ökad metanoxidation, och lägre emissioner uppmäts därför (FluxSense, 2016). Även Kissas et al. (2022) påvisade högre emissioner under sommaren i jämförelse med under vintern vid användningen av mätningar med spårgasdispersionsmetoden. I stället för att förklara den här variationen enbart med temperaturförändringar argumenterar Kissas et al. (2022) att detta kan bero på kraftigare väderleksförändringar under vinterhalvåret än under sommarhalvåret. Som kraftiga väderleksförändringar nämns exempelvis mer extrema lufttrycksfall under vinterhalvåret, vilket skulle kunna ge upphov till de högre

emissionerna. Det ska dock poängteras att Kissas et al. (2022) studie utfördes på en deponi utan något aktivt gasuttagssystem.

3.4.2 Yttre faktorerers påverkan på emissionerna

En ständigt återkommande fråga är vilka yttre faktorer som egentligen påverkar resultatet av de uppmätta emissionerna på Filbornadeponin, och hur stor denna påverkan i så fall är. Det konstaterades i tidigare utförda mätningar vid deponin att faktorer som lufttryck inte har någon påverkan på emissionerna eftersom deponin har ett aktivt gasuttagssystem (Samuelsson et al., 2005). Under senare enstaka mätningar har det dock konstaterats att lufttrycket kan ha haft en påverkan på resultatet (FluxSense, 2013b). För deponier utan ett aktivt gasuttagssystem finns det litteratur som påvisar en stark påverkan på emissionerna till följd av en förändrad lufttryckstrend (Kissas et al., 2022; Xu et al., 2014). Xu et al. (2014) poängterar dock att om en deponi har ett aktivt gasuttagssystem, så kan detta se helt annorlunda ut eftersom tryckgradienten från gasuttagssystemet då kan vara större än lufttrycksförändringen. Som tidigare nämnt gällande Filbornadeponin finns det visserligen ett aktivt gasuttagssystem, men som inte är heltäckande (Å. Kolmert Strickland, personlig kommunikation, 20 april 2022). Det kan alltså finnas områden på deponin som kan påverkas mer eller mindre av yttre faktorer så som ett förändrat lufttryck, eftersom det inte finns någon övrig tryckgradient från gasuttagssystemet på platsen.

Vad som är den egentliga anledningen till variationerna i mätresultat på just Filbornadeponin går bara att spekulera om i efterhand, och förmodligen är det flera faktorer som tillsammans påverkat resultatet. Något som dock har kunnat uttydas från historiska väderdata är att lufttryckstrenden timmarna innan mätningarna inte alltid har varit stabil, utan lufttrycksförändringar av olika storlekar har förekommit, se exempelvis tabell 4. En intressant fråga är alltså hur stor lufttrycksförändring som krävs för att det ska anses ha en påverkan på det uppmätta resultatet. I litteraturen har det inte heller återfunnits någon information om det enbart är lufttryckstrenden under mätningens gång som har en påverkan, eller hur många timmar innan som det kan behövas ta hänsyn till vid utförande av emissionsmätningar. Rees-White et al. (2019) menar att det inte nödvändigtvis endast är lufttryckstrenden timmarna precis innan eller under den utförda mätningen som har en påverkan på mängden emissioner, utan att även den mer långsiktiga förändringen och även exempelvis under hur lång tid som tryckförändringen har skett. Som ett exempel nämns det att emissionerna förmodligen är som störst i början av ett lufttrycksfall, men kan minska efter hand eftersom det inte kan emitteras mer gas än vad som faktiskt produceras (Rees-White et al., 2019). Xu et al. (2014) noterade i sin studie en respons på ökade emissioner efter ett lufttrycksfall på enbart några minuter. Snabba förändringar som dessa blir givetvis svåra att fånga med enstaka och kortvariga mätningar.

Lufttryckstrenden är som tidigare nämnt även bara en möjlig påverkande faktor. Även andra väderleksfaktorer som temperatur, nederbörd och vindhastighet kan ha en påverkan på flödet av deponigasemissioner (Rachor et al., 2013; Rees-White et al., 2019). Även metanoxidationens påverkan har diskuterats mindre utförligt i detta arbete. Likt emissionerna påverkas även metanoxidationen av faktorer som fuktighet och temperatur, men även exempelvis pH-värde, hur mycket metan som bildas i deponin samt befintlig vegetation på platsen (Bohn et al., 2011; Scheutz et al., 2009). Att främja metanoxidationen genom exempelvis passiva gashanteringssystem är en möjlig åtgärd för att minska eventuella metanemissioner från deponier.

Att få en klarhet i vilka faktorer som kan påverka flödet av emissioner från deponin, samt hur stor denna påverkan är, kan dock vara en viktig pusselbit i hanteringen av emissionerna från deponin. Genom en bättre förståelse för hur emissionerna kan variera över tid, och med en möjlig uppfattning om hur stora flöden som kan förväntas vid olika förhållanden och från olika delar av deponin, skulle mer riktade åtgärder kunna implementeras för att minska emissionerna. Detta genom en utökning eller implementering av ett aktivt eller passivt system för hantering av gasen. Vid en kännedom om när förändringar i emissionerna kan förväntas, kan exempelvis regleringen av gasuttagssystemet anpassas för ett mer effektivt uttag (Aghdam et al., 2019). Eftersom även ett aktivt gasuttagssystem, likt lufttrycksförändringar, bidrar till tryckskillnader finns det förmodligen även en samverkan mellan dessa faktorer. Ett gasuttagssystem som suger ut gasen ur deponin på ett ineffektivt sätt borde därför leda till högre emissioner i samband med ett lufttrycksfall i jämförelse med ett mer effektivt gasuttagssystem som kan balansera upp tryckskillnaden. Vid utvärdering av metanemissionerna från just Filbornadeponin är det även viktigt att ha i åtanke att deponin i dagsläget inte är helt sluttäckt. Vid en färdig sluttäckning kan det förväntas att emissionerna minskar ytterligare, vilket förhoppningsvis kan bekräftas med fortsatta ytemissionsmätningar.

3.4.3 Korrekt information kan användas för förbättring

Att rapportera mängden metanemissioner från sin anläggning kan visserligen vara ett krav och något som ses som ett måste, vilket är fallet vid Filbornadeponin enligt *Europaparlamentets och Rådets förordning (EG) nr 166/2006 av den 18 januari 2006 om upprättande av ett europeiskt register över utsläpp och överföringar av föroreningar och om ändring av rådets direktiv 91/689/EEG och 96/61/EG*. Vid en korrekt uppskattning eller mätning kan dock resultaten användas till mer än enbart en obligatorisk rapportering. Vid bättre kännedom om storleken och lokaliseringen på utsläppen kan bättre åtgärder sättas in, antingen för att faktiskt utvinna gasen genom ett implementerat eller förbättrat system för gashantering. Vilken metod som ska användas för att uppskatta, modellera eller mäta metanemissionerna är ingen

själklarhet. Det finns inte en metod som passar alla situationer, och därför är det svårt att införa en nationell standard för vilken metod som ska användas. Något som blir en fråga i en sådan diskussion är även om den metod som anses vara ”bäst” är den som ska rekommenderas, eller om det är en metod som kan vara tillgänglig för alla. Ett exempel på detta är Environment Agency som rekommenderar fluxbox som metod, en metod som Avfall Sverige inte rekommenderar för kvantifiering av en hel plym från en deponi. Kolmert Strickland et al. (2020) förklarar dock att metoden rekommenderas av Environment Agency för att den faktiskt är tillgänglig för alla verksamhetsutövare, vilket den behöver vara om det ska ställas som ett krav att den ska utföras.

Något som rekommenderas av Mønster et al. (2019), samt tillämpas i Kissas et al. (2022) studie, är att kombinera kontinuerliga mätningar med korttidsmätningar. I Kissas et al. (2022) studie görs detta med hjälp av kontinuerliga mätningar med eddy covariance i kombination med ett antal mätningar med spårgasdispersionsmetoden under samma period. Detta menar Mønster et al. (2019) kan bidra med mätdata under längre perioder, som då dessutom kan valideras av mer korrekta enstaka mätningar.

3.5 Utveckling av arbetet & vidare studier

3.5.1 Avgränsningarnas påverkan

I diskussionen kring vad som kan påverka metanemissionerna eller ej har fokus i detta arbete främst varit på storleken på gasuttaget från deponin samt lufttryckstrenden timmarna innan utförda mätningar. Som nämnt i inledningen finns det dock ett flertal faktorer som kan ha en inverkan på metanemissioner från deponier. De som inte har diskuterats nämnvärt i detta arbete är exempelvis vindstyrka, det absoluta lufttrycket, metanoxidation, temperatur och nederbörd. Det saknas en heltäckande diskussion kring i vilken utsträckning olika faktorer, för sig själva eller i samverkan med varandra, påverkar metanemissionerna från Filbornadeponin. Arbetet hade alltså kunnat utvecklas genom att ta fler av dessa faktorer i större beaktning.

Det är även viktigt att poängtera att de emissioner som redovisas från Filbornadeponin inte utgör den fulla klimatpåverkan. Det som har uppmätts i mätningarna är mängden metanemissioner. Deponigasen på Filborna innehåller ca 33% metangas. Utöver metanemissionerna tillkommer även klimatpåverkan från resterande mängd koldioxid samt övriga potentiella gaser som emitteras. I de tidigare mätningar som erhållits har även metanutsläppens omvandling till CO₂-ekvivalenter gjorts med ett GWP-värde på 25 för metan, sett ur ett 100-årsperspektiv. Som

nämnts i inledningen anger IPCC (2014) numera GWP-värdet till 28, vilket innebär att den faktiska klimatpåverkan kan vara större än de CO₂-ekvivalenter som redovisas.

Utöver den generella litteraturstudien har arbetet varit avgränsat till ytemissionsmätningar på just Filbornadeponin i Helsingborg. Ingen information har inhämtats från övriga verksamhetsutövare om vilka metoder som har använts på andra deponier i Sverige. Avgränsningen till Filbornadeponin innebär även att det endast är erfarenheter från en deponi som presenteras i arbetet. Det är inte säkert att de erfarenheter som Filbornadeponin har med olika metoder är representativa för andra deponier. Det hade givetvis även varit intressant att jämföra resultat och erfarenheter mellan olika deponier. En intressant undersökning hade varit vilka metoder som är vanligast använda för uppskattning av metanemissioner från deponier, och hur vanligt det är att faktiskt utföra mätningar i jämförelse med att estimerar utsläppen med hjälp av modelleringar. Detta hade kunnat bidra med inledande information om vilka förutsättningar det finns för att implementera nationella riktlinjer om rekommenderade metoder för emissionsmätningar.

3.5.2 Framtida studier

Om fler väljer att utföra mätningar i stället för modelleringar, kan nationella riktlinjer för hur dessa mätningar ska utföras bli ännu viktigare. Det hade därför även varit intressant att utföra en branschundersökning för att försöka utvärdera hur branschen ställer sig till införandet av nationella riktlinjer kring emissionsmätningar från deponier. Som en jämförelse finns det tydliga riktlinjer för mätning av metanemissioner från biogasanläggningar (Avfall Sverige, 2016) och det hade kunnat diskuteras hur dessa riktlinjer har påverkat branschen, och om det även är något som skulle kunna underlätta för verksamhetsutövare som behöver mäta sina deponigasutsläpp. För en internationell blick hade det även varit intressant med en studie i någon av de länder där nationella riktlinjer för val av metod finns, för att utvärdera om införandet av dessa riktlinjer har underlättat för verksamhetsutövarna.

Det kan även anas att det inom EU kommer att läggas alltmer fokus på en minskning av metanutsläpp, inkluderat utsläpp från deponier. Enligt Europeiska kommissionen, *Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions on an EU strategy to reduce methane emissions, COM (2020) 663 final av den 12 oktober 2020* kommer Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om *deponering av avfall* att revideras till år 2024. Kommissionen kommer då att överväga flera åtgärder som relaterar till hanteringen av deponigas. Detta kan enligt strategin inkludera både nya tekniker för att reducera emissioner, samt förbättrad övervakning, rapportering och verifiering av emissioner (COM (2020) av den 12

oktober 2020). Kanske är det så att nya, potentiella, riktlinjer från EU inväntas innan nationella rekommendationer implementeras.

Vidare finns det ett behov att fortsatt utveckla nya eller befintliga metoder för kvantifiering av ytemissioner från deponier. Särskilt verkar det finnas ett behov av mer representativa metoder för kontinuerliga mätningar, men även efter kunskap gällande hur enstaka mätningar kan läggas upp på bästa sätt för att erhålla representativa resultat.

4 Slutsatser

- Det finns ett flertal olika mätmetoder för kvantifiering av ytemissioner av deponigas, samtliga innehållandes flera felkällor. Metoder som använts på Filbornadeponin är spårgasdispersionsmetoden, fluxbox, drönbaserad plymmätning samt satellitmätningar. Resultaten från de satellitbaserade mätningarna är de som särskiljer sig från övriga mätmetoder, med i vissa fall hundratals gånger så stora emissioner. Det kan vara en utmaning att utvärdera vilka yttre faktorer, så som väderleksfaktorer, som påverkar emissionerna vid mättillfället, samt att särskilja eventuella övriga metankällor som kan inkluderas i mätningen.
- I den fallstudie som utförts i arbetet kunde ingen korrelation mellan lufttryckstrend och uppmätt metankoncentration påvisas. Däremot finns litteratur som visar att det finns en korrelation mellan ett förändrat lufttryck och flödet av emissioner från deponier. I fallstudien var det dock metankoncentration och inte flöde av metangas som mättes.
- Lärdomar som kan dras från Filbornadeponin är att resultaten från mätningar av ytemissioner av deponigas kan variera både gällande vilken metod som används samt under vilka förhållanden som mätningen utförs. Det är viktigt att ta väderleksfaktorer som exempelvis rådande lufttrycksförändringar samt störningskällor som exempelvis övriga metankällor i närheten i åtanke.
- Vidare forskning krävs för att utveckla nya eller befintliga metoder för att möjliggöra bättre kontinuerliga mätningar av ytemissioner av metangas från deponier, alternativt rekommendationer för hur enstaka mätningar på bästa sätt kan skalas upp för att vara representativa för en längre period. Detta skulle exempelvis kunna göras genom kontinuerliga mätningar med exempelvis eddy covariance, i kombination med enstaka mätningar med exempelvis spårgasdispersionsmetoden.

Tack

Tack till Ludvig Landen, för förtroendet att få skriva ännu en uppsats hos NSR.

Tack till Martijn van Praagh, för att du tog på dig rollen som handledare, för noggranna genomläsningar samt givande feedback under hela arbetets gång. Det har varit väldigt värdefullt att ha en handledare vid universitetet med en så stor kompetens inom ämnet.

Tack till min andra handledare, Åsa Kolmert Strickland, för att du ville vara del av mitt arbete och för att du har öppnat en dörr in till deponigasvärlden! Tack för allt du har lärt mig, för att du alltid har funnits tillgänglig och för utlåning av humlan.

Tack till alla andra i Gula villan på NSR, för att ni alltid fått mig att känna mig välkommen på kontoret, och för alla jätteviktiga fredagsmöten.

Tack Julia, Julia & Andreas för alla zoom-samtal, genomläsningar och råd under både uppsatsskrivandet och hela studietidens gång.

Johan, tack för att du alltid tror på mig. Du är den bästa hejarklacken som går att få.

Referenser

- Aghdam, E. F., Fredenslund, A. M., Chanton, J., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2018). Determination of gas recovery efficiency at two Danish landfills by performing downwind methane measurements and stable carbon isotopic analysis. *Waste Management*, *73*, 220-229. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.049>
- Aghdam, E. F., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2019). Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. *Waste Management*, *87*, 905-914. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045>
- Allen, G., Hollingsworth, P., Kabbabe, K., Pitt, J. R., Mead, M. I., Illingworth, S., Roberts, G., Bourn, M., Shallcross, D. E., & Percival, C. J. (2019). The development and trial of an unmanned aerial system for the measurement of methane flux from landfill and greenhouse gas emission hotspots. *Waste Management*, *87*, 883-892. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.024>
- Arvidsson, I. (2016). *Deponigas – Mätmetoder för utsläpp och passiva gashanteringsystem. Med fältstudie på tre äldre nedlagda deponier*. Lund University Publications Student Papers. <https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/8626185>
- Avfall Sverige. (2016). *Handbok metanmätningar. Revidering 2016*. (Rapport 2016:17). https://www.svenskvtvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstromsarbete-och-kretslopp/biogas/2016-17-handbok_metanmatning.pdf
- Ayasse, A. K., Dennison, P. E., Foote, M., Thorpe, A. K., Joshi, S., Green, R. O., Duren, R. M., Thompson, D. R., & Roberts, D. A. (2019). Methane Mapping with Future Satellite Imaging Spectrometers. *Remote Sensing*, *11*(24), Artikel 3054. <https://doi.org/10.3390/rs11243054>
- Bergström, S., & Fråne, A. (2011). *Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier – fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg*. [Examensarbete, Lunds Tekniska Högskola]. Lund University Publications Student Papers. <https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/4468094>
- 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*(5), 854-863. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.009>
- Bryman, A. (2011). *Samhällsvetenskapliga metoder*. (2:e uppl). Liber AB.

- Bogner, J., & Spokas, K. (1993). Landfill CH₄: Rates, fates, and role in global carbon cycle. *Chemosphere*, 26(1), 369-386. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90432-5](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90432-5)
- Bourn, M., Robinson, R., Innocenti, F., & Scheutz, C. (2019). Regulating landfills using measured methane emissions: An English perspective. *Waste Management*, 87, 860-869. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.032>
- Bozkurt, S., Moreno, L., & Neretnieks, I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *Science of the Total Environment*, 250(1-3), 101-121. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(00\)00370-3](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00370-3)
- Cusworth, D. H., Duren, R. M., Thorpe, A. K., Tseng, E., Thompson, D., Guha, A., Newman, S., Foster, K. T., & Miller, C. E. (2020). Using remote sensing to detect, validate, and quantify methane emissions from California solid waste operations. *Environmental Research Letters*, 15(5), Artikel 054012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7b99>
- Cusworth, D. H., Jacob, D. J., Varon, D. J., Miller, C. C., Liu, X., Chance, K., Thorpe, A. K., Duren, R. M., Miller, C. E., Thompson, D. R., Frankenberg, C., Guanter, L., & Randles, C. A. (2019). Potential of next-generation imaging spectrometers to detect and quantify methane point sources from space. *Atmospheric Measurement Techniques*, 12(10), 5655-5668. <https://doi.org/10.5194/amt-12-5655-2019>
- Duan, Z., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2021). Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. *Waste Management*, 119, 39-62. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.015>
- Environment Agency. (2010). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions* (Rapport LFTGN07 v2 2010). https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/321614/LFTGN07.pdf
- Environment Agency. (2004). *Guidance on the management of landfill gas*. (Rapport LFTGN03). https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/321606/LFTGN03.pdf
- EPA. (2005). *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's guide*. (Rapport EPA-600/R-05/047)
- Europeiska kommissionen. (2020). *Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions on an EU strategy to reduce methane emissions, COM (2020) 663 final av den 12 oktober 2020*.
- Europaparlamentets och Rådets förordning (EG) nr 166/2006 av den 18 januari 2006 om upprättande av ett europeiskt register över utsläpp och överföringar av föroreningar och om ändring av rådets direktiv 91/689/EEG och 96/61/EG.

- Europaparlamentets och Rådets Direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall.
- Farquhar, G. J., & Rovers, F. A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 483-495. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00585092>
- Fjelsted, L., Christensen, A. G., Larsen, J. E., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2020). Closing the methane mass balance for an old closed Danish landfill. *Waste Management*, 102, 179-189. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.045>
- FluxSense. (2018). *Metanmätning med FTIR på Filborna avfallsanläggning okt-nov 2017 vid normaldrift och pilotförsök "Deponigas till fordonsgas"*. (Rapport FS180110-1).
- FluxSense. (2017). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 14 december 2016*. (Rapport FS170222-1).
- FluxSense. (2016). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 24 oktober 2016*. (Rapport FS-161124-1).
- FluxSense. (2015a). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 14 december 2015*. (Rapport FS-151230-1).
- FluxSense. (2015b). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 20 maj 2015*. (Rapport FS-150610-1).
- FluxSense. (2014a). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 24 oktober 2016*. (Rapport FS-161124-1).
- FluxSense. (2014b). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 16 augusti 2014*. (Rapport FS-140820-1).
- FluxSense. (2013a). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 18 november 2013*. (Rapport FS-140207-2).
- FluxSense. (2013b). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 11 maj 2013*. (Rapport FS-130901-1).
- FluxSense. (2012a). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 26 september 2012*. (Rapport FS-121022-1).
- FluxSense. (2012b). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 6 mars 2012*. (Rapport FS-20120426-1).
- FluxSense. (2011a). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 2 november 2011*. (Rapport FS-20111216-1).
- FluxSense. (2011b). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 8 mars 2011*. (Rapport FS-20110330-1).
- FluxSense. (2008). *Metanemissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 27 december 2007*.
- FluxSense. (2006). *Emissionsmätning och läcksökning med FTIR på Filborna avfallsanläggning 2-3 maj 2006*.

- FORCETechnology. (2022). *Läcksökning och metanemission på NSR Återvinning AB:s Filborna deponi 2021*. (Rapport 121-30741).
- FORCETechnology. (2020). *Läcksökning och metanemission på NSR Återvinning AB:s deponi 2020*. (Rapport 120-26848)
- Fredenslund, A. M., Mønster, J., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2019). Development and implementation of a screening method to categorise the greenhouse gas mitigation potential of 91 landfills. *Waste Management*, *87*, 915-923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.005>
- Gamez, A. F. C., Maroto, J. M. R., & Perez, I. V. (2019). Quantification of methane emissions in a Mediterranean landfill (Southern Spain). A combination of flux chambers and geostatistical methods. *Waste Management*, *87*, 937-946. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.015>
- GasSim. (U.å.). *GasSim 2.5*. Hämtad den 28 mars 2022 från <http://www.gassim.co.uk/index.html>
- Haro, K., Ouarma, I., Nana, B., Bere, A., Tubreoumya, G. C., Kam, S. Z., Laville, P., Loubet, B., & Kouliadiati, J. (2019). Assessment of CH₄ and CO₂ surface emissions from Polesgo's landfill (Ouagadougou, Burkina Faso) based on static chamber method. *Advances in Climate Change Research*, *10*(3), 181-191. <https://doi.org/10.1016/j.accre.2019.09.002>
- Helsingborgs stad. (2018). *Klimat- och energiplan för Helsingborg 2018-2024*. <https://helsingborg.se/wp-content/uploads/2019/11/kep-2018-2024.pdf>
- Hu, H., Landgraf, J., Detmers, R., Borsdorff, T., Aan de Brugh, J., Aben, I., Butz, A., & Hasekamp, O. (2018). Toward global mapping of methane with TROPOMI: first results and intersatellite comparison to GOSAT. *Geophysical Research Letters*, *45*. <https://doi.org/10.1002/2018GL077259>
- Huang, D. D., Du, Y., Xu, Q. Y., & Ko, J. H. (2022). Quantification and control of gaseous emissions from solid waste landfill surfaces. *Journal of Environmental Management*, *302*, Artikel 114001. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114001>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. https://archive.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf
- IPCC. (2000, maj). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/5_Waste-1.pdf
- Kim, Y. M., Park, M. H., Jeong, S., Lee, K. H., & Kim, J. Y. (2021). Evaluation of error inducing factors in unmanned aerial vehicle mounted detector to measure fugitive methane from solid waste landfill. *Waste Management*, *124*, 368-376. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.023>

- Kissas, K., Ibrom, A., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2022). Methane emission dynamics from a Danish landfill: The effect of changes in barometric pressure. *Waste Management*, *138*, 234-242. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.043>
- Kolmert Strickland, Å., & Arvidsson, I. (2016). *När är aktivt omhändertagande av deponigas inte längre nödvändigt? Om mätning, utvärdering och riskbedömning. En fördjupning av rapport 2015:13* (Rapport 2016:32). Avfall Sverige.
- Kolmert Strickland, Å., Kivistö, J., & Arvidsson, I. (2020, maj). *Ytemissioner av deponigas* (Rapport 2020:11). Avfall Sverige.
- Lohila, A., Laurila, T., Tuovinen, J. P., Aurela, M., Hatakka, J., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J., & Vesala, T. (2007). Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes at a municipal landfill. *Environmental Science & Technology*, *41*(8), 2717-2722. <https://doi.org/10.1021/es061631h>
- Miljøstyrelsen. (2015). *Håndbog i monitorering af gasemission fra danske affaldsdeponier* (Rapport Miljøprojekt nr. 1646, 2015). <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/01/978-87-93283-69-5.pdf>
- Mønster, J., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2019). Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills - A review. *Waste Management*, *87*, 835-859. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>
- Nemitz, E., Mammarella, I., Ibrom, A., Aurela, M., Burba, G. G., Dengel, S., Gielen, B., Grelle, A., Heinesch, B., Herbst, M., Hortnagl, L., Klemedtsson, L., Lindroth, A., Lohila, A., McDermitt, D. K., Meier, P., Merbold, L., Nelson, D., Nicolini, G., . . . Zahniser, M. (2018). Standardisation of eddy-covariance flux measurements of methane and nitrous oxide. *International Agrophysics*, *32*(4), 517-+. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0042>
- NSR. (2005). *Filborna återvinningsanläggning, Väla 7:4, Helsingborg Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken – Teknisk Beskrivning*.
- NSR. (2001). *Miljörapport 2001 Filborna Återvinningsanläggning*
- Orbio Earth. (U.å.). *Detect, Quantify, Reduce. Actionable methane intelligence to power the energy transition*. Hämtad den 21 april 2022 från <https://www.orbio.earth>
- Rachor, I. M., Gebert, J., Grongroft, A., & Pfeiffer, E. M. (2013). Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *European Journal of Soil Science*, *64*(1), 16-26. <https://doi.org/10.1111/ejss.12004>
- Rees-White, T. C., Monster, J., Beaven, R. P., & Scheutz, C. (2019). Measuring methane emissions from a UK landfill using the tracer dispersion method and the influence of operational and environmental factors. *Waste Management*, *87*, 870-882. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.023>
- Regeringen. (2016). *Godkännande av klimatavtalet från Paris* (Prop. 2016/17:16). <https://www.regeringen.se/4a75ca/contentassets/618f83b8918f4f34bb1ae06b62aae8f2/godkannande-av-klimatavtalet-fran-paris-prop.-20161716>

- Samuelsson, J., Galle, B., & Börjesson, G. (2005). *Slutrapport STEM projekt nr P10856-4 "Metan från avfallsupplag i Sverige"*. Chalmers Tekniska Högskola och Linköpings Universitet.
- SCB. (2021, 5 november). *Utsläpp av växthusgaser*. Hämtad den 19 januari från <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/miljo/utslapp-av-vaxthusgaser/>
- Scharff, H., & Jacobs, J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26(4), 417-429. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.015>
- Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2019). Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method. *Waste Management*, 85, 351-360. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.048>
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., De Visscher, A., 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(5), 409-455. <https://doi.org/10.1177/0734242x09339325>
- Scheutz, C., Samuelsson, J., Fredenslund, A. M., & Kjeldsen, P. (2011). Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique. *Waste Management*, 31(5), 1009-1017. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.015>
- Serti, S., & Rosqvist, H. (2013). *Handbok för deponigas* (Rapport D2013:02). Avfall Sverige.
- SFS 2001:512. *Förordning om deponering av avfall*. Miljödepartementet. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2001512-om-deponering-av-avfall_sfs-2001-512
- SMHI. (U.å.). *Ladda ner meteorologiska observationer*. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=airPressure.stations=all.stationid=62040>
- Sveriges miljömål. (2022a). *Begränsad klimatpåverkan*. Hämtad den 6 maj 2022 från <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/begransad-klimatpaverkan/>
- Sveriges miljömål. (2022b). Hämtad den 6 maj 2022 från <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/god-bebyggd-miljo/>
- Sweco. (2020). *GasSim-modellering*. Filborna Deponigas: Uppdragsnummer 13001384–100
- Sweco. (2019). *Fluxboxmätning*. Filborna Deponigas: Uppdragsnummer 13001384–100
- Sweco. (2018). *Besiktningrapport deponigassystem*. Filborna Deponigas: Uppdragsnummer 13001384–100
- Tu, Q. S., Hase, F., Schneider, M., Garcia, O., Blumenstock, T., Borsdorff, T., Frey, M., Khosrawi, F., Lorente, A., Alberti, C., Bustos, J. J., Butz, A., Carreno, V., Cuevas, E., Curcoll, R., Diekmann, C. J., Dubravica, D., Ertl, B., Estruch, C., Torres, C. (2022). Quantification of CH₄ emissions from waste disposal sites near the city of Madrid

using ground- and space-based observations of COCCON, TROPOMI and IASI. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(1), 295-317. <https://doi.org/10.5194/acp-22-295-2022>

Wahlgren, L. (2012). *SPSS steg för steg* (3:e uppl. Vol. 1). Studentlitteratur AB.

Xu, L. K., Lin, X. M., Amen, J., Welding, K., & McDermitt, D. (2014). Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(7), 679-695. <https://doi.org/10.1002/2013gb004571>

Östman, M. (2008). *Ageing Landfills – Development and Processes* [Doktorsavhandling, Sveriges Lantbruksuniversitet]. SLU:s Publikationsdatabas. <https://pub.epsilon.slu.se/1861/1/sam.pdf>

Bilagor

Bilaga 1. Mätdata använd för statistiska analyser

Tabell 1. Mätdata använd för statistiska analyser.

Plats	Datum	Uppmätt metankoncentration (%)	Gas-uttag (Nm ³)	Luftrycksförändring (dP/dt 6h innan mätning)	Luftrycksförändring (dP/dt 12h innan mätning)
1	220411	0,24	216	0,22	0,25
1	220412	1,2	212	-0,12	0,1
1	220413	0,084	216	-0,25	-0,3
1	220414	0,54	224	0,017	-0,017
1	220419	0,22	157	-0,033	0,058
1	220421	0,26	157	-0,033	-0,058
1	220422	0,18	153	-0,18	-0,225
1	220425	0,18	151	0,13	0,067
1	220426	0,62	157	0,23	0,17
1	220427	0,32	155	0,42	0,41
1	220428	0,3	153	-0,067	-0,017
1	220503	0,14	159	0,32	0,18
2	220411	0,24	216	0,22	0,25
2	220412	1,2	212	-0,12	0,1
2	220413	0,16	216	-0,25	-0,3
2	220414	0,14	224	0,017	-0,017
2	220419	0,22	157	-0,033	0,058
2	220421	1,2	157	-0,033	-0,058
2	220422	0,52	153	-0,18	-0,225
2	220425	0,16	151	0,13	0,067
2	220426	0,18	157	0,23	0,17

Plats	Datum	Uppmätt metankoncentration (%)	Gasuttag (Nm ³)	Luftrycksförändring (dP/dt 6h innan mätning)	Luftrycksförändring (dP/dt 12h innan mätning)
2	220427	0,24	155	0,42	0,41
2	220428	0,36	153	-0,067	-0,017
2	220503	0,14	159	0,32	0,18
3	220411	0,76	216	0,22	0,25
3	220412	2,7	212	-0,12	0,1
3	220413	0,9	216	-0,25	-0,3
3	220414	0,5	224	0,017	-0,017
3	220419	0,76	157	-0,033	0,058
3	220421	0,66	157	-0,033	-0,058
3	220422	1,8	153	-0,18	-0,225
3	220425	0,16	151	0,13	0,067
3	220426	0,46	157	0,23	0,17
3	220427	0,62	155	0,42	0,41
3	220428	0,82	153	-0,067	-0,017
3	220503	0,86	159	0,32	0,18
4	220411	0,024	216	0,22	0,25
4	220412	0,075	212	-0,12	0,1
4	220413	0,018	216	-0,25	-0,3
4	220414	0,075	224	0,017	-0,017
4	220419	0,075	157	-0,033	0,058
4	220421	0,12	157	-0,033	-0,058
4	220422	0,028	153	-0,18	-0,225
4	220425	0,062	151	0,13	0,067
4	220426	0,075	157	0,23	0,17
4	220427	0,075	155	0,42	0,41
4	220428	0,007	153	-0,067	-0,017
4	220503	0,075	159	0,32	0,18



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatvetenskap
Ekologihuset
223 62 Lund