

Rapport 2026:07

Avfall Sveriges Utvecklingsatsning
ISSN 1103-4092

UTREDNING OM KLIMATUTSLÄPP FRÅN LAGRING AV BRÄNNBART AVFALL



AVFALL SVERIGE

Författare

Simone Andersson, Niclas Bornold, Henric Lassesson och
Jan-Olov Sundqvist, samtliga från IVL Svenska
Miljöinstitutet

Fotograf

Niclas Bornold, där inget annat angivits.

Avfall Sveriges utvecklingsatsning

Avfall Sverige bedriver utvecklingsverksamhet inom hela avfallsområdet. Detta sker genom utvecklingsatsningen. Syftet med Avfall Sveriges utvecklingsatsning är att genom samordnade insatser främja medlemmarnas verksamhetsutveckling för en miljösäker och långsiktigt hållbar avfallshantering. Utvecklingsatsningen finansieras genom att Avfall Sveriges kommunmedlemmar betalar en särskild utvecklingsavgift.

Förord

Under 2024 tog Avfall Sverige fram en strategi för att arbeta med att minska utsläpp av metangas inom den kommunala avfallsbranschen. Under arbetets gång dök det upp frågor kring lagring av brännbart restavfall inför energiåtervinning och huruvida dessa utsläpp var av betydelse.

Därför initierades detta projekt, för att belysa och utreda frågan om klimatutsläpp från lagring av brännbart restavfall inför energiåtervinning. Syftet var också, om utsläppen skulle visa sig vara av vikt, initiera en fortsättning på projektet för att utreda hur utsläppen kan minskas.

Projektet har finansierats av Avfall Sveriges energiåtervinningssatsning och har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet med Simone Andersson som projektledare.

Malmö i maj 2026

Christer Lundgren
Ordförande Avfall Sveriges
Energiåtervinningssatsning

Tony Clark
Vd, Avfall Sverige

Summary

The storage of combustible waste prior to energy recovery is a necessary part of operations at many Swedish waste-to-energy plants and is mainly carried out in the form of baled waste or loose stockpiles. To date, knowledge of the extent to which climate-impacting gases are formed and released during storage has been limited. There is also a lack of established gas measurement methods specifically designed for waste storage. Against this background, Avfall Sverige initiated an investigation aimed at mapping storage practices at facilities in Sweden, increasing knowledge of gas formation in stored waste, and providing guidance to actors within the sector.

The study is based on a combination of literature review, interviews, a survey, and practical measurements at four reference facilities. As existing methods for measuring diffuse emissions were not considered fit for purpose, an exploratory measurement methodology was developed within the project. The method is based on sampling gases inside waste bales and loose waste piles using a specially designed sampling probe connected to an instrument that analyses carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O). The method provides source-specific information on gas formation in stored combustible waste but is not intended to directly quantify actual emissions to the atmosphere within the scope of this study.

The results show that gas formation occurs in both baled and loose storage. In general, higher concentrations of carbon dioxide and methane were measured inside the bales than inside loose stockpiles, but there were lower concentrations directly outside the bales than outside the loose stockpiles. This demonstrates that waste storage systems are heterogeneous, where material composition, storage configuration, storage duration, and local conditions play a significant role in gas formation. It also shows that the plastic barrier around the bales helps contain the gas longer. Nitrous oxide was consistently measured at low concentrations and is not considered to constitute a significant contribution to climate impact from waste storage under the conditions studied.

Overall, the study indicates that storage of combustible waste in most cases results in relatively limited climate emissions compared with other parts of the waste and energy system. At the same time, the findings show that certain storage conditions may entail a greater potential climate impact than others, highlighting the importance of informed handling and reasonable operational trade-offs.

Guiding recommendations include, among other things, that advanced and costly methods for measuring diffuse emissions during storage should not be prioritised at this stage. Instead, the focus should be on:

- Preventing moisture ingress, for example by keeping wrapping plastic intact, storing waste under cover where possible, and placing waste on surfaces with proper drainage.
- Minimizing the amount of easily biodegradable waste in stored material, for example by deprioritizing municipal waste and controlling the composition of the waste, including imported waste.
- Avoiding loose storage as far as possible. Where loose storage cannot be avoided, it should only take place for shorter periods.

In addition, good operational practice is recommended, including clear routines for quality control of incoming waste and follow-up with customers/suppliers, as well as risk-aware management of waste storage and continued knowledge development.

This report constitutes the first consolidated knowledge base on gas formation during storage of combustible waste in Sweden. Its purpose is to support both practical work at facilities and Avfall Sverige's continued guidance and development activities.

Sammanfattning

Lagring av brännbart avfall inför energiåtervinning är en nödvändig del av driften vid många svenska energiåtervinningsanläggningar och sker i huvudsak i form av balar eller löslagrade högar. Kunskapen om i vilken omfattning klimatpåverkande gaser bildas och avges under lagringen har hittills varit begränsad. Det saknas även etablerade metoder för gasmätning som är specifika för avfallslager. Mot denna bakgrund har Avfall Sverige initierat en utredning med syfte att kartlägga lagerhantering vid anläggningar i Sverige, öka kunskapen om gasbildning i lagrat avfall samt ge vägledning till branschens aktörer.

Studien bygger på en kombination av litteraturstudier, intervjuer, en enkät samt praktiska mätningar vid fyra referensanläggningar. Eftersom befintliga metoder för mätning av diffusa emissioner inte bedömdes vara ändamålsenliga, utvecklades inom projektet en explorativ mätmetodik. Metoden bygger på provtagning av gaser inne i balar och löslagrade avfallshögar med hjälp av en särskilt utformad provtagningslans, kopplad till ett instrument som analyserar koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (N₂O). Metoden ger källspecifik information om gasbildning i lagrat brännbart avfall, men är inte avsedd för direkt kvantifiering av faktiska emissioner till atmosfären inom ramen för denna studie.

Resultaten visar att gasbildning förekommer vid både balad och löslagrad lagring. Generellt uppmättes högre halter av koldioxid och metan inuti balar än inuti löslager samtidigt som det uppmättes lägre halter direkt utanför balarna än utanför löslagren, men variationerna var stora både inom och mellan lager. Detta visar att avfallslager är heterogena system där materialets sammansättning, lagringsform, lagringstid och lokala förhållanden har stor betydelse för gasbildningen. Det visar också att plastbarriären runt balarna hjälper till att hålla kvar gasen längre. Lustgas uppmättes i genomgående låga halter och bedöms inte utgöra ett betydande bidrag till klimatpåverkan från lagring av avfall under de förhållanden som studerats. Då alla gaserna antas komma från biogena (förnyelsebara) källor bidrar inte heller koldioxiden med någon klimatpåverkan från lagring av avfall.

Sammantaget indikerar studien att lagring av brännbart avfall i de flesta fall ger upphov till relativt begränsade klimatutsläpp jämfört med andra delar av avfalls- och energisystemet. Samtidigt visar resultaten att vissa lagringsförhållanden kan innebära en större potentiell klimatpåverkan än andra, vilket understryker vikten av medveten hantering och rimliga avvägningar i driften.

Vägledande rekommendationer omfattar bland annat att i nuläget inte prioritera avancerade och kostsamma metoder för mätning av diffusa emissioner vid lagring. I stället bör fokus ligga på att:

- Avvisa fukt, genom att exempelvis hålla emballageplasten intakt, placera avfallet under tak då det går och placera avfallet på ytor med avrinningsmöjligheter.
- Minimera mängden lätt nedbrytbart avfall i det som lagras, genom att exempelvis prioritera bort kommunalt avfall och kontrollera avfallets sammansättning, vilket även gäller det importerade avfallet.
- Undvik löslagring så långt det går, men om det inte går att undvika löslagring bör det endast ske under kortare perioder.

Utöver det rekommenderas en god driftpraxis, exempelvis med tydliga rutiner för kvalitetskontroll av inkommande avfall samt uppföljning mot kund/leverantör, samt en riskmedveten hantering av avfallslager och fortsatt kunskapsuppbyggnad.

Rapporten utgör ett första samlat kunskapsunderlag om gasbildning vid lagring av brännbart avfall i Sverige. Syftet är att ge stöd i både det praktiska arbetet vid anläggningar och i Avfall Sveriges fortsatta väglednings- och utvecklingsarbete.

Förkortningar

- KA Kommunalt restavfall. Restavfall från hushåll och liknande avfall från verksamheter som till art och sammansättning liknar avfall från hushåll. Vanligtvis inkluderas brännbart grovavfall från återvinningscentraler i definitionen av KA, men det har i denna studie inte fullt ut identifierats om grovavfall har inkluderats i KA eller VA (se definition nedan).
- VA Verksamhetsavfall. Avfall som härstammar från verksamheter, vilket i den här studien har tolkats som det avfall som inte har klassats som KA.
- IA Importerat avfall. Avfall som har importerats från andra länder, där det inte fullt ut har gått att avgöra om det ska räknas som KA eller VA.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1.	Frågeställningar inom uppdraget	3
2.	Metod	4
2.1.	Litteratur- och skrivbordsstudie	5
2.2.	Intervjuer och enkät	5
2.3.	Referensanläggningar för provtagning	5
2.4.	Mät- och provtagningsutrustning	6
2.5.	Provtagningsutförande	8
2.6.	Avgränsningar för uppdraget	9
3.	Resultat och diskussion	10
3.1.	Litteratur och skrivbordsstudie	11
3.1.1.	Mätmetodik	11
3.1.2.	Studier om klimatpåverkande emissioner	13
3.1.3.	Rötning av avfall	14
3.1.4.	Nedbrytningsförlopp i avfallsdeponier	15
3.1.5.	Kompostering	17
3.1.6.	Bildning av lustgas, N ₂ O	18
3.1.7.	Jämförelse med ensilage av jordbruksgrödor	19
3.1.8.	Övrigt som påverkar nedbrytningen	20
3.1.9.	Diskussion – tillämpning på avfallslagring	20
3.2.	Intervjuer och enkät	22
3.2.1.	Avfallslagring vid tolv energi-/förbränningsanläggningar	22
3.2.2.	Lagringsrutiner vid de fyra referensanläggningarna	25
3.3.	Mätning	26
3.3.1.	Provtagningstillfällen	26
3.3.2.	Bakgrundsvärden	28
3.3.3.	Balar	28
3.3.4.	Löslager	36
3.3.5.	Ventilationsmätning	38
3.4.	En skattning av totala utsläpp från lagringen	41
3.5.	Metodutveckling och mätinstrument	42

4. Analys och slutsatser	44
4.1. Faktorer som påverkar gasbildningen.....	45
4.1.1. Ytterligare faktorer som påverkar utsläppen	46
4.2. Möjligheter och risker.....	47
4.3. Utveckling av metodik för provtagning.....	48
4.3.1. Vidare metodikutveckling.....	48
4.4. Rekommendationer	49
4.5. Har projektets mål och syfte uppnåtts?.....	50
5. Referensförteckning.....	52
Bilagor	56
Bilaga 1, Enkätfrågor till avfallsförbränningsanläggningar	57
Bilaga 2, Flygbilder, referensanläggningar	58
Bilaga 3, Provtagningsrutin, utsläpp från avfallslager	60
Bilaga 4, Intervjuer med referensanläggningarna.....	61
Bilaga 5, Foton från mättillfällen	66
Bilaga 6, Mätvärden balar	70
Bilaga 7, Mätvärden löslager och tillfälliga lager	73

1

Inledning

Syftet med projektet redovisat i denna rapport var att utreda om lagring av brännbart avfall inför energiåtervinning är en betydande källa till klimatpåverkan genom emissioner eller om utsläppen är försumbara. Ett förslag till metangasstrategi har lagts fram inom Avfall Sverige, och utifrån devisen ”vi ska vara först med att veta själva” har Verksamhetsgrupp Avfallsbränsle därigenom velat utreda frågan om emissioner från avfallslager.

De huvudsakliga klimatpåverkande gaser som förväntas släppas ut från avfallslagring är metan, koldioxid, freoner och lustgas. Specifika mätmetoder för utsläpp från avfallslagring finns dock inte beskrivna och behöver därmed också utredas.

Utfallet av utredningen önskas kunna användas till utbildning och vägledning för personal på energi- och avfallsanläggningar för att informera om vilken klimatpåverkan olika typer av avfallslagring kan innebära.

För att undvika brandrisker, lukt och skadedjur strävar avfallsförbränningsanläggningarna i regel mot att minska syretillgången vid mellanlagring, främst genom kompaktering eller balning. En nackdel med detta är att metan bildas från lättnedbrytbart organiskt material under syrefattiga, anaeroba, förhållanden. Vid tillgång till syre gynnas istället aeroba bakterier, som bildar koldioxid istället för metan.

En ytterligare fördel med att minimera nedbrytningen av det lagrade avfallet och därigenom också bildandet av växthusgaser är att avfallet förlorar energi vid nedbrytningen. Avfallet förlorar i värmevärde. Detta märks bland annat genom att det lagrade avfallet blir varmt under lagringen, som en effekt av nedbrytningen. Om nedbrytningen kan minimeras finns det mer energi kvar som kan utnyttjas för att skapa fjärrvärme och elektricitet.

Andra gaser såsom lustgas, kvävebaserade gaser och vätesulfid kan också bildas under olika nedbrytningsfaser. Lustgas kan även frigöras från avfall som felsorterats, exempelvis lustgaspatroner. Utöver detta kan andra felsorterade avfall komma med och bidra till utsläpp vid lagring.

Med hjälp av en utredning och kartläggning kan det finnas möjligheter att minska utsläpp till luft och eventuellt även tillvarata energi till återvinning. Med uppgifter från referensanläggningar runtom i Sverige kan olika lagringsplatser och lagringsförutsättningar jämföras för mer information.

1.1. FRÅGESTÄLLNINGAR INOM UPPDRAGET

Avfall Sverige har definierat följande huvudfrågeställningar:

1. Vilka mängder gas emitterar från avfall som lagras inför energiåtervinning?
2. Under vilken tidsperiod sker mest utsläpp?
3. Finns det möjlighet att samla in och ta vara på eller oskadliggöra emissionerna?
4. Går det att göra en beräkning för utsläppen från Sverige i helhet?

Avfall Sverige önskar genom detta projekt även få:

1. Kartlagt hur avfall som lagras inför energiåtervinning förvaras, genom referensanläggningar.
2. Förslag på metoder för övervakning och mätning av emissioner från avfall som lagras inför energiåtervinning.
3. Kunskap om
 - a. vilka avfallsslag som har störst potential att bilda klimatpåverkande gaser från avfall som lagras inför energiåtervinning.
 - b. det finns några klimatsänkor i avfall som lagras inför energiåtervinning, exempelvis koldioxid.
4. Förslag på åtgärder som kan minska klimatpåverkande utsläpp från avfall som lagras inför energiåtervinning.
5. En sammanfattning av vilka möjligheter och risker som finns med att försöka minska klimatpåverkande utsläpp från avfall som lagras inför energiåtervinning.

2

Metod

2.1. LITTERATUR- OCH SKRIVBORDSSTUDIE

En litteraturgenomgång och skrivbordsstudie har gjorts för att få förståelse för de processer som kan ske i lagrat avfall och som kan ge upphov till klimatpåverkande utsläpp. De växthusgaser som varit i fokus är koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (N₂O).

2.2. INTERVJUER OCH ENKÄT

Under projektets gång har expertis hos IVL inom luftemissioner, avfallshantering, markförorening och avloppsrening konsulterats internt och projektgruppen har också sökt information via externa experter för jämförelse av olika mätmetoder, lagringsrutiner och erfarenhet av emissioner från deponier.

Med hjälp av Avfall Sverige sattes en projektgrupp samman med medlemmar, tillika representanter från de fyra referensanläggningarna för provtagning. Regelbundna projektmöten och enskilda samtal med dem har genomförts för insamling av uppgifter, kunskapsdelning och diskussion med IVL:s projektmedlemmar.

Avfall Sverige: Fredrika Stranne, Rådgivare deponier och avfallsanläggningar

Bodens Energi: Tommy Vikström, Bränslechef

Mälarenergi: Jennie Uhrman, Enhetschef Värme Bränsle & Råvaror
Bränsleförsörjning

Renova: Jonas Axner, Produktionschef Energiåtervinning, Lia Detterfelt,
Utvecklingsstrateg och Kenneth Hägerlo, Miljöteknisk provtagare

Sysav: Jessica Bemlar, Enhetschef Spillepeng, Återvinningsanläggningar

En enkät skickades via Avfall Sverige ut i januari 2025 till fjorton avfallsförbränningsanläggningar i Sverige. Syftet var att få en bredare, översiktlig bild av avfallsmängder och lagringsrutiner. Åtta svar inkom, vilka har sammanställts med svar från de fyra referensanläggningarna under sektion 3.2.1. Enkätfrågorna återfinns i Bilaga 1.

2.3. REFERENSANLÄGGNINGAR FÖR PROVTAGNING

Fyra referensanläggningar för provtagning och deltagande i projektgrupp valdes ut av Avfall Sverige, utifrån bland annat geografisk spridning, storlek och hanteringsförutsättningar. De fyra anläggningarna inkluderar en stor variation av lagringsförutsättningar; inomhus/utomhus, löst/balat, KA/VA/IA samt varierande klimat i norra/södra Sverige. Översiktliga avfallsmängder som hanteras på anläggningarna ges i Tabell 1, och översiktbilder av anläggningarnas avfallslager finns i Bilaga 2.

Tabell 1. Översikt avfallsmängder vid projektets referensanläggningar, där “lagrad mängd per år” bör motsvara den största mängden avfall som ligger i lager i början av vintersäsongen innan lagret börjar utnyttjas för extra värmeproduktion.

	Mälarenergi/ Västerås	SYSAV/ Malmö	Renova/ Göteborg	Bodens Energi/ Boden
Lagringsutrymme	Inomhus	Utomhus	Utomhus	Utomhus
Tonnage till förbränning per år (medel)	425 000 ton	600 000 ton	550 000 ton	130 000 ton
Lagrad mängd per år	Varierande mängd Kapacitet 15-19 000 ton. Enbart balat IA.	100 000 ton/år Balat IA. Löslagrat VA.	38 000 ton Balat lokalt VA och IA.	25 000 ton Balat lokalt KA och IA. Löslagrat VA, mindre volym KA under höst.

2.4. MÄT- OCH PROVTAGNINGSTRUSTNING

Mätinstrumentet som användes var ett Fresenius GA 320 som vanligtvis används för att mäta gaser vid industrier och övervaka processteg/-strömmar, främst i ventilation. Haltmätning av koldioxid, lustgas och metan görs genom att mätinstrumentet pumpar in luft i mätkyvetter som analyserar den tillförda luften på lustgas- och metanfraktioner med NDIR-teknik. Mätningarna sker sekventiellt och görs cirka en gång i minuten med cirka en liter luft per gång. Instrumentet är av betydande storlek och kräver strömförsörjning. Det ena av IVL:s två instrument är monterat inuti skåpbil och det andra är lösmonterat för att vara mer mobilt och kunna förflyttas på en kärra, se Bild 1.

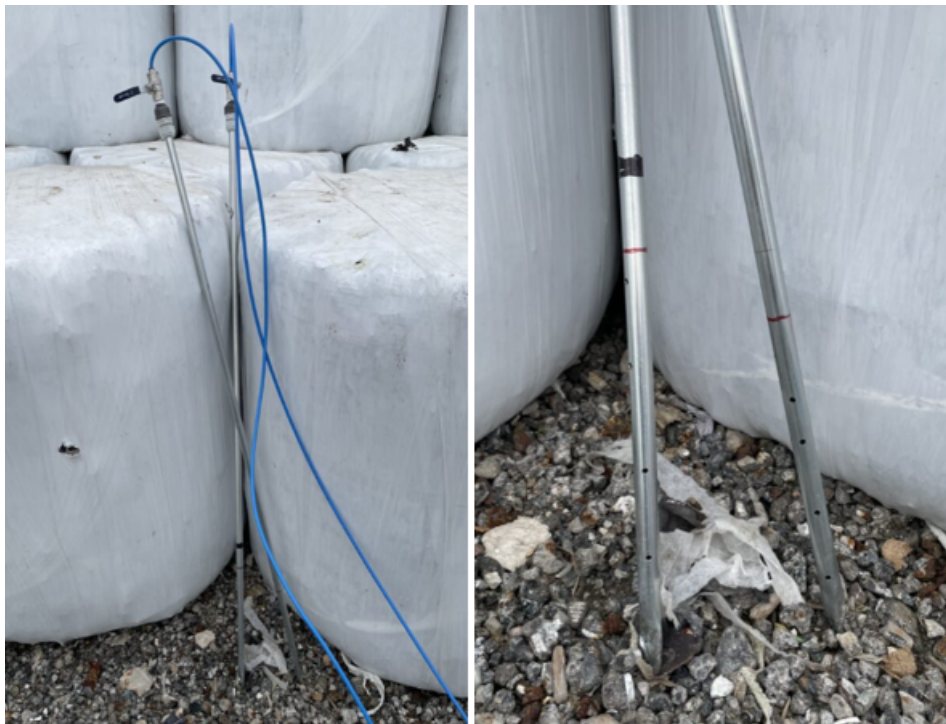
Bild 1. Mätinstrument Fresenius GA 320, ett monterat i bil och ett löst för montering på kärra.



För att kunna genomföra provtagning i balar och i löslager tillverkades en särskild lans, se Bild 2, vilket beskrivs närmre i sektion 3.5. Detta för att penetrera en bal eller ett löslager och dra ut gaser till mätinstrumentet. För tillverkning av lansen användes ett 1,8 meter långt stålrör med diameter 1,9 millimeter. Röret fick en smidd spets och cirka 15 hål upp till 30 centimeter av lansen ovanför spetsen. I den andra änden placerades en kulventil samt snabbkoppling för provtagnings slang för att ha möjlighet att försluta lansen så ingen luft kan ta sig ut genom den innan provtagning.

Ett initialt provtagningsförsök utfördes på Mälarenergis avfallsbränslelager i Västerås för att utreda möjliga osäkerheter med metoden. Vid varje prov-mät punkt gjordes ca tio provtagningar och volymfraktioner av växthusgaser hittades direkt i balarna samt i omgivande luft.

Bild 2. Lans tillverkad för penetration av avfallsbalar och löslager, för att extrahera gas till mätinstrument.



2.5. PROVTAGNINGSAUTFÖRANDE

Provtagningar planerades under hösten 2024 och senare till hösten 2025 för alla de fyra referensanläggningarna. Varje bal-prov beräknades ta cirka 20 minuter, utifrån förberedelser samt två provpunkter per bal och fem minuters mätperiod per provpunkt för att få tillräckligt många värden i instrumentet att dra medelvärde ifrån. En provtagningsrutin upprättades, se Bilaga 3.

Provtagning i balar gjordes genom att slå eller trycka in lanser i balen. Varje bal mättes i mitten samt i toppen av balen. Val av balar bestämdes på plats genom att överse bäst tillgänglighet, utifrån instrumentets strömförsörjning med förlängningssladdar eller elverk till mätinstrumentet.

Bakgrundsmätningar utfördes vid varje mättillfälle uppströms lagret i vindriktning mot tänkta provtagningsbalar eller område. Provslangen och dess luftintag var då placerad på en teleskopinne cirka fyra meter upp i luften och lutat eller tejpade mot en pirra eller bil.

Gasavgångsprovtagning nära avfallslagret, så kallad "sniffning", utfördes vid varje mättillfälle, då med teleskopinne mellan och ovanför balarna samt ovanför löslager. Dessa mätningar gjordes cirka fem centimeter från balarna samt lagret och då med samma slang och teleskop som vid bakgrundsmätningarna.

Provtagning i ventilationstrumma: Ytterligare en metod togs fram specifikt för Mälarenergi. Då de förvarar avfallsbränslet inomhus i en ventilerad lagerhall, fanns där möjlighet att mäta direkt i frånluftstrumman för hela lagret. För detta användes samma analysinstrument och mätningarna kunde här utföras kontinuerligt under en längre tid. Ett åtta millimeters hål borrades för provtagningsslangen i närheten av ventilationskanalens utlopp. Mätinstrumentet placerades i en vagn och kopplades ihop med slangen från ventilationen för att pumpa in analyser från ventilationen. Vid de två mättillfällena gjordes även sniffningar inne i lagret samt bakgrundsmätning utomhus, direkt vid ventilationens tilluftsdon.

Provtagning av löslager gjordes med lans-metod för att mäta gashalten i högarna, samt med sniffning för att mäta gashalten strax över högarna. Detta gjordes i Boden och Malmö samt vid ett tillfälligt löslager i Göteborg.

2.6. AVGRÄNSNINGAR FÖR UPPDRAGET

Uppdraget beräknades pågå under två år, från mars 2024 till februari 2026 med fokus på Sveriges lagringsplatser av avfallsbränsle för energiåtervinning. Det avfall som avses är kommunalt restavfall (KA) och verksamhetsavfall (VA). Alltså ej utsorterat organiskt avfall.

Avfall Sverige förmedlade kontakt med referensanläggningar för diskussion om praktisk genomförbarhet av planerad metod och de förutsattes bidra med tid samt erforderlig maskinell utrustning (till exempel lastmaskin) och yta, för att genomföra praktiska prover på anläggningarna.

Freoner var inledningsvis inkluderat i utredningen, men utgick från antalet mät-parametrar, baserat på att antagandet om CFC-emissioner (klorfluorkarboner) via felsorterat avfall i bränslelager utger en osäker och oregelbunden källa. Dess relevans vid mätning, för vidare skalning till ett medelvärde i Sverige, kan inte antas ge tillförlitliga resultat.

3

Resultat och diskussion

Detta kapitel sammanfattar och diskuterar projektets resultat utifrån tre kompletterande underlag. Först redovisas resultaten från litteratur- och skrivbordsstudien, med fokus på tidigare erfarenheter av mätning av diffusa emissioner och vad kunskap från deponering, rötning och kompostering kan säga om möjliga processer vid avfallslagring. Därefter presenteras resultat från intervjuer och enkät, som ger en översiktlig bild av lagringsmängder, lagringsrutiner och variationer mellan anläggningar. Avslutningsvis redovisas mätresultaten från provtagningar i balar, löslager och ventilation, samt en översiktlig skattning av den potentiella klimatpåverkan från avfallslagring. Resultaten diskuteras löpande i relation till osäkerheter, metodbegränsningar och möjliga förklaringar till observerade skillnader mellan avfallstyper och lagringsförhållanden.

3.1. LITTERATUR OCH SKRIVBORDSSTUDIE

3.1.1. Mätmetodik

De utsläpp som kan förekomma från lagrat avfall kan klassas som diffusa, det vill säga att de förekommer i relativt små halter, och kan spridas från stora areor. Mätningar av diffusa utsläpp av potentiella växthusgaser i avfallssammanhang har tidigare gjorts från exempelvis rötnings-/biogasanläggningar och deponier samt från avloppsanläggningar. Mätmetoderna kan vara kvalitativa, dvs mäta gaskoncentrationer, eller kvantitativa, där gasmängden kvantifieras i ett flöde och i följande tolkning av resultat behöver flertalet faktorer räknas in (Kolmert Strickland, 2024).

Rötningsanläggningar

Vid rötningsanläggningar (biogasanläggningar) sker utsläpp främst vid:

- Rötrestlager
- Mottagning och förbehandling
- Läckage i processen
- Restgas vid uppgradering

Det har gjorts ett omfattande mätprogram (EgMet – Egenkontroll metangasmätning) sedan 2007 som omfattar flertalet av de anläggningar som rötar avfall (Holmgren, M. 2025a). Det finns även en mätguide med riktlinjer för hur metanutsläpp bör mätas (Holmgren, M. 2025b).

- Man anger där att metanhalt bör mätas med FID-instrument (flamjonisationsdetektor). Denna mätmetod är etablerad, internationell standard finns och har ett brett koncentrationsområde från ppm-nivå till flera procent. Instrumentet ger ett värde på koncentrationen just vid mätögonblicket.
- Vid högre halter kan man ta påsprov (den luft som ska provtas samlas upp i plastpåsar) och analysera med gaskromatografi på laboratorium.
- Det finns också olika läcksökningsinstrument baserade på kalvledarsensorer eller katalytiska sensorer. De ger osäkrare mätresultat än FID.

Mätningar kan göras exempelvis i ventilationskanaler, och man kan då om luftflödet är känt kvantifiera utsläppet. För mätning i lager (rötrestlager) kan användas huvar som samlas upp gaser från lagret. Det finns olika typer av huvmätning: sluten huv där man mäter koncentrationsökningen under en viss tid för att kvantifiera metanflödet, och öppen huv där man suger igenom en kontrollerad mängd luft/avgas och mäter koncentration och flöde. För att kvantifiera ett punktutsläpp kan man samla in läckaget genom att suga in utsläppet i ett känt luftflöde och mäta koncentrationen.

Deponier

Mätning av metanläckage från deponier finns exempelvis beskrivet i en rapport från Svenskt Gastekniskt Centrum (Ljungberg et al., 2009) och i rapporter från Avfall Sverige, exempelvis Kolmert Strickland m. fl. (2020) och Kolmert Stickland (2024).

Utmaningen när det gäller att kvantifiera metanutsläpp är att en deponi har en stor yta och metanbildningen skiljer sig mellan olika delar av deponin. Det har också visat sig att även om man har deponigasinsamling finns det risk för att endast en del av det bildade metanet samlas in medan resten läcker ut till omgivningen.

De mätmetoder som finns tillgängliga är (Ljungberg et al., 2009):

- Laser skall användas för att skanna översiktligt, detektera läckagekällan och kvantifiera metangaskoncentrationen ovan avfallsupplagsytor.
- IR-kamera skall användas för att detektera utsläppskällan (s.k. pinpointing) och visualisera metangasens rörelser och metangasavgången från upplagsytor. Metoden bygger på att läckande metan på grund av nedbrytningsprocessen har högre temperatur än omgivningen.
- Kombinationen av mätningar med laser och IR-kamera skall kunna användas för att förbättra uttagssystem för deponigas.
- Kombination av laser och IR-kamera skall kunna användas för att bestämma deponigasavgång vid upplag med och utan uppsamlingssystem för deponigas. Emissionens storlek kan här variera inom vida gränser.
- Geoelektricitet skall användas i kombination med laser och IR-kamera med syfte att förstå gasrörelser i upplag och i gränssnittet mot atmosfären.

Kolmert Strickland m. fl. (2020) nämner också metoder för att kvantifiera metanutsläpp från deponier, exempelvis:

- Statiska kammare, fluxbox: Boxar placeras på deponins yta. Läckande gas från deponin anrikas i boxen och man mäter koncentrationsökningen över tiden.
- Det finns också dynamiska boxar som fungerar på liknande sätt men där man har ett konstant luftflöde genom boxen och mäter koncentrationen i luften.

- Plymmätningar. Genom att mäta metankoncentration ”uppvinds” och ”nedvinds” deponin kan man få ett kvantitativt värde på metanflöden från deponin. Problemet är att det behövs ett stort antal mätpunkter i plymen, både i sidled och höjddled. Tidigare användes bil med sensor placerad på en mast, men numera används drönare för att kunna göra effektiva mätningar i ett rutnät runt deponin.

Kompostering

Mätning av metan, lustgas och koldioxid vid kompostering har gjorts av Ermolaev (2015). Försök gjordes i en särskild försöksreaktor där man kunde ta luftprover på tilluft, frånluft och process. Försök gjordes också i 18 ”hemkomposter” (volym 200 – 400 liter). Man sög då ut prover från det inre av komposten. Likaså gjordes vid mätningar i en större strängkompost. I samtliga fall gjordes analyserna i gaskromatograf, med prover som samlats upp i påsar.

Övrigt

IVL gjorde under slutet av 1990-talet försök med kompostering av oljehaltigt slam. Försöket gjordes på uppdrag av ett avfallsbolag och resultatet är inte publikt. Man anlade en kompostbädd i ett särskilt byggt växthus, där man mätte koncentrationen av VOC (flyktiga organiska ämnen) i frånluften från växthuset. Man tog pås-prover som analyserades på laboratoriet.

3.1.2. Studier om klimatpåverkande emissioner

Vi har inte hittat någon relevant litteratur kring utsläpp från lagring av brännbart avfall specifikt, eftersom det verkar vara en ganska ny problemställning som börjat diskuteras endast under de senaste åren. Utmaningarna kring lagring av avfall har hittills mer fokuserats kring problematiken med bränder i avfallslager och hur man kan förebygga dessa. Därför har litteraturstudien inriktats mer mot vad som händer med avfallsmaterial i andra typer av avfallsbehandlingsprocesser såsom deponering, kompostering och rötning. Vi har även översiktligt tittat på vad som händer i ensilagebalar i jordbruket.

Bildning av metan från avfall har studerats åtminstone sedan 1970-talet, både metanbildning i deponier och bildning av biogas vid mer styrda röttningsprocesser. Under 1970-talet var fokuset mycket på att utvinna metan (i form av deponigas eller rötgas) som energikälla, och det var egentligen inget fokus på miljöaspekterna, i synnerhet inte klimataspekterna. Diskussionen om klimatgaser började först under 1980-talet, och blev en hetare fråga först under 1990-talet.

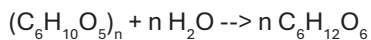
Det är i samband med rötning och deponering som metanbildning studerats, men det är en viktig skillnad mellan de två processerna:

- Rötning görs vanligen på utsorterat avfall med hög andel nedbrytbart organiskt material i en reaktor där man kan styra och kontrollera reaktionerna. Rötningen görs vanligen i flytande fas med hög vattenhalt.
- I äldre deponier för kommunalt avfall lades blandat avfall som innehåller både nedbrytbara och icke-nedbrytbara material. I dag deponeras inte längre nedbrytbart kommunalt avfall. Fukthalten i det deponerade avfallet var normalt 25–35 viktprocent men kunde variera beroende på vad det är för avfall. Initialt uppskattas det finnas luft i avfallet: 1 m³ deponerat avfall kan gissningsvis innehålla 0,25 – 0,5 m³ luft som kan ge upphov till en initial aerob nedbrytning.

3.1.3. Rötning av avfall

Anaerob nedbrytning av avfall kan bättre förstås om nedbrytningsprocessen beskrivs som serier av på varandra följande reaktioner. Det finns flera reaktioner inblandade, men den viktigaste är följande, se även Figur 1.

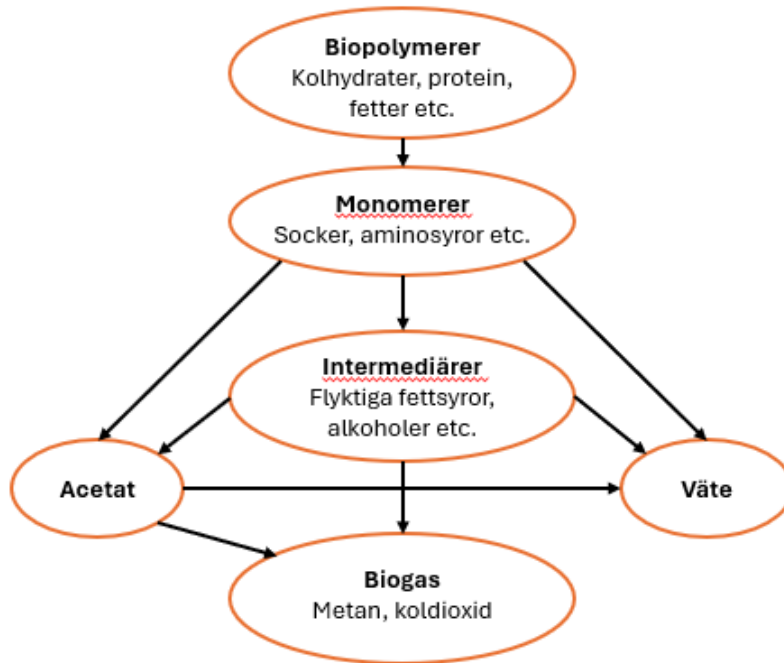
1. Större organiska molekyler delas upp i enklare molekyler. Hydrolys är ett exempel på reaktion som äger rum. Till exempel ger hydrolys av cellulosa olika sockerarter:



Cellulosa Socker

2. De mindre molekylerna bryts sedan ned mikrobiellt till mellanliggande föreningar, såsom fettsyror, ketoner, aldehyder, alkoholer. Från början kan finnas en del syre som ger aeroba förhållanden under en kort period, men huvuddelen av nedbrytningen kommer att ske under anaeroba förhållanden utan tillgång till luft.
3. Dessa bildade mellanprodukter bryts sedan ytterligare ned under anaeroba förhållanden, först till acetat och väte, som båda i slutänden omvandlas till metan och koldioxid.
4. När det organiska materialet bryts ned finns humus, lignin, plaster och andra relativt stabila material kvar, som kan brytas ned mycket långsamt. Nedbrytningen kan ske under aeroba förhållanden om omgivande lufts syre diffunderar in i avfallet eller om löst syre i det sipprande regnvattnet överförs till avfallet. De anaeroba förhållandena kommer dock troligen att finnas kvar i större delen av deponin under mycket lång tid.

Figur 1. Nedbrytningsvägar vid bildning av biogas ur organiskt material (Dalemo 1996).



3.1.4. Nedbrytningsförlopp i avfallsdeponier

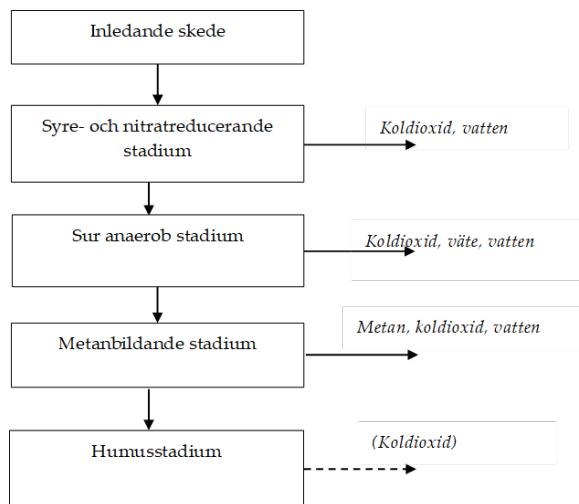
På 1970- och 1980-talet gjordes flera forskningsprojekt där man analyserade nedbrytningsprocesser i avfallsdeponier, i synnerhet av deponier för blandat kommunalt avfall. Denna forskning gjordes till större delen innan miljödebatten börjat fokusera på klimatförändringarna, och syftet var att förstå och möjligen styra nedbrytningsprocesserna, dels för att minska lakvattenutsläpp, dels för att kunna utvinna deponigas (metan) som energikälla.

I en deponi med blandat kommunalt avfall sker flera nedbrytningsreaktioner parallellt med varandra. Studerar man hela deponin kommer utsläppen från deponin att ha olika egenskaper beroende på vilka reaktioner som dominerar. Vanligtvis går det att identifiera flera stadier i nedbrytningsförloppet. De stadier som normalt kan identifieras är (Öman, 1991) följande, se även Figur 2.

1. Inledande skede, tills processerna börjar. Längden på det inledande skedet kan vara från en vecka upp till ett år. Längden beror mycket på avfallets innehåll av nedbrytbara ämnen, fukthalt, och lufttillgång.
2. Syre- och nitratoxiderande stadium: fritt syre och nitrat i det deponerade avfallet oxiderar organiskt material. Eftersom det finns begränsade mängder fritt syre och nitrat kommer detta skede att vara mycket kort, ofta några veckor. De huvudsakliga nedbrytningsprodukterna är vatten och koldioxid. Nedbrytningen gör att temperaturen stiger.

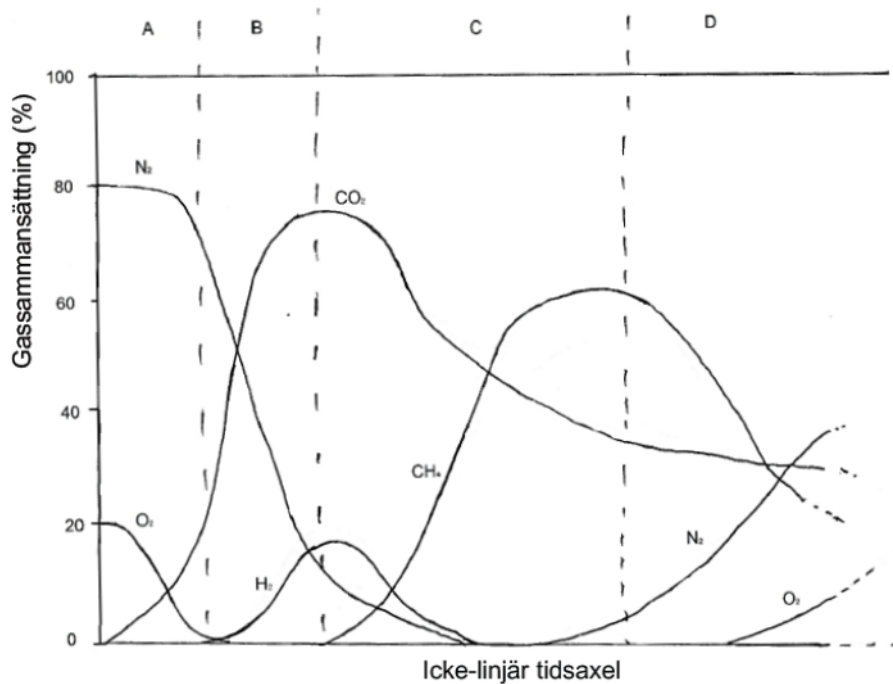
3. Surt anaerobt stadium, kännetecknas av bildning av flyktiga fettsyror och ättiksyra. Den gas som bildas innehåller väte och koldioxid. Det höga innehållet av fettsyror kommer att sänka pH, vilket kan orsaka upplösning av metaller som ger höga halter av metaller i lakvattnet. Avfallet börjar också att lukta, exempelvis av smörsyra.
4. Metanbildande stadium: metan och koldioxid bildas, främst från de tidigare bildade fettsyrorna. Svavel omvandlas till sulfid som kommer att binda metaller. Svavel omvandlas också till svavelväte H_2S och olika organiska svavelföreningar såsom merkaptaner. pH är stabilt ungefär neutralt. Metallläckaget till lakvatten är mycket lågt. Den bildade gasen innehåller koldioxid och metan i ungefär lika delar – förhållandet mellan metan och koldioxid beror på det nedbrutna materialets sammansättning, men kvoten CH_4/CO_2 brukar vara omkring 50:50 till 60:40.
5. Humusstadiet. De relativt stabila humusprodukterna bryts långsamt ned eller mineraliseras. Omgivande lufts syre kommer att börja diffundera in i deponin. Syretillförseln kommer att orsaka en ökning av redoxpotentialen, vilket kan orsaka en oxidation av sulfider, och leda till ett ökat läckage av metaller som har bundits som sulfider.

Figur 2. Nedbrytningsstadier i en deponi med kommunalt avfall (Öman 1991).



Bildningen av olika gaser under deponins olika stadier kan också illustreras genom följande Figur 3.

Figur 3. Deponigasens sammansättning över tid. A: Initial samt syre- och nitratreducerande fas. B: Sur anaerob fas. C: Metanbildande anaerob fas. D: Humusbildande fas. Figuren är hämtad från Arvidsson (2016), som tagit fram den efter förlagor i Bozkurt et al. (2000) och Farquhar och Rovers (1973).



De inledande stadierna i deponin bör också vara tillämpbara för avfallslagring. Det man bör observera är:

1. Nedbrytningsförloppet enligt ovan ska mer ses i "mikroformat" än i "makroformat". Eftersom det varken i en deponi eller ett lager sker någon omblandning av material kan flera av stadierna förekomma parallellt. Även i en och samma avfallsbal kan flera av stadierna förekomma samtidigt eftersom olika delar av balen inte står i kontakt med varandra.
2. Bildning av lustgas har inte berörts vid de tidigare deponistudierna utan fokus har varit på metanbildning och lakvatten.

3.1.5. Kompostering

Kompostering kan i princip liknas vid det syre- och nitratreducerande stadiet vid deponering, med skillnaden att man försöker få så god tillgång till syre som möjligt.

Bildning av lustgas, metan och ammoniak vid kompostering har undersökts av SLU under 2010-talet. Kvoterna som därigenom framkommit, enligt nedan, fungerar som referensramar vid jämförelse med lagrat avfall i denna studie.

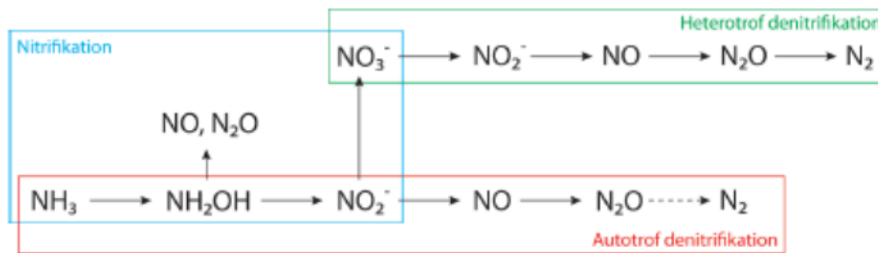
- Mätningar från 18 hemkomposter (Ermolaev et al., 2011) visade att emissionerna av metan och lustgas var i medeltal 0,38 procent respektive 0,15 procent av halterna koldioxid. Av samtliga uppmätta CH₄:CO₂-kvoter var 77 procent lägre än 0,3 procent vilket är lägre jämfört med vad som erhöles i en tidigare liknande studie av hemkompostering i Danmark. Regressionsanalysen med metan- och lustgaskvoterna som beroende variabler visade att antal omblandningar hade signifikant effekt. I övrigt hade kompostens vattenhalt och dess temperatur signifikant påverkan på CH₄:CO₂-kvoten, medan antal familjemedlemmar och antal dagar från senaste tillsats påverkade N₂O:CO₂-kvoten.
- Fördjupade studier (Ermolaev 2015) omfattande även mätningar från strängkompostering och reaktorkompostering. Mätningar från strängkompostering visade CH₄:CO₂ = 1 procent och N₂O/CO₂ = 0,003 procent. Mätningar från reaktorkompostering varierade mer och var mer svårtolkade för CH₄:CO₂ = 0,006 – 1,59 procent, och N₂O/CO₂ = 0,001 – 0,004 procent.
- Ökad fukthalt i avfallet ökade bildningen av CH₄ (Ermolaev 2015). En ökning av fukthalten från 44 till 66 procent i en laboratoriereaktor ökade metanbildningen med en faktor 1000. Också minskad syrgashalt i komposten (laboratoriereaktor) ökade metanbildningen med en faktor 100. Termofil kompostering (temperatur 60 – 70 °C) gav mindre metanbildning än mesofil kompostering (30 – 40 °C).
- För bildning av lustgas gav minskad fukthalt ökad N₂O-bildning (Ermolaev 2015). Med betydligt mindre nitrat (NO₃⁻) tillgängligt minskade de initiala emissionerna, före den termofila fasen, av N₂O. Lustgasbildningen påverkades endast lite av temperaturer mellan 40 och 67 °C.
- Som generell slutsats drogs att för att minska utsläppen av klimatgaser från kompostering av matavfall och trädgårdsavfall är det viktigt att minska mängden nitrat i avfallet och undvika för höga fukthalter under den aktiva termofila fasen, men samtidigt undvika att komposten torkar ut vid slutet av den aktiva fasen (Ermolaev 2015).

3.1.6. Bildning av lustgas, N₂O

Den forskning som gjorts kring rötning och deponering har inte berört hur lustgas bildas. Det är först under 2000-talet som man börjat uppmärksamma att lustgas kan bildas i olika avfalls- och avloppsprocesser. Lustgas, N₂O, kan vara av betydelse i klimatsammanhang för att den har en hög CO₂-ekvivalens (CO₂e). Under ett tidsspann på 100 år kommer 1 kg lustgas ha samma klimatpåverkan som 273 kg fossil CO₂, medan 1 kg metan (av biologiskt ursprung) motsvarar 27 kg fossil CO₂ (IPCC 2024) (anmärkning: dessa karaktäriseringsfaktorer har ändrats flera gånger under 2000-talet).

Både vid kompostering och avloppsrening kan lustgas bildas på flera sätt, se Figur 4 (Arnell 2013, Ermolaev 2015). Lustgas kan bildas både vid nitrifikation och denitrifikation.

Figur 4. Bildningsvägar för lustgas, N₂O, vid nitrifikation och denitrifikation (Arnell, 2013).



Enligt Ermolaev (2015) bildas lustgas vid kompostering av organiskt avfall (matavfall och trädgårdsavfall) både vid nitrifikation (från ammoniak NH₃) och från färdig kompost genom denitrifikation. Ammoniak bildas främst ur aminosyror och brukar till större delen avgå från komposten. Kväve mineraliserar också i det organiska materialet. Vid anaerob nedbrytning (rötning) är ammoniakavgången till gasen mindre och mer kväve mineraliserar i det fasta materialet (rötrest).

I avloppsreningsverk har enligt Arnell (2013) uppmätts att den bildade mängden lustgas kan motsvara 0,01 – 11 procent av inkommande kväve, det vill säga det kan variera mycket. Lustgasbildningen anges också vara störst i nitrifikationssteget vid kvävereduktion. Hög halt av ammonium och ackumulering av nitrit leder till lustgasproduktion framför allt vid nitrifikation.

3.1.7. Jämförelse med ensilage av jordbruksgrödor

Ensilagefermentering är processen där vallfoder konserveras genom att skapa syrefria (anaeroba) förhållanden, vilket gör att mjölksyrebakterier omvandlar växternas socker till mjölksyra och ättiksyra, vilket sänker pH-värdet (<4,5) och konserverar fodret som ett näringsrikt, lagringsstabil djurfoder med lägre näringsförluster jämfört med hö. För bra kvalitet på ensileringsprodukten krävs snabb fyllning, bra packning för att eliminera luft, täckning (plastning) och ofta tillsats av särskilda ensileringsmedel. Det finns flera olika ensileringsmetoder såsom balning, plansilos, och tornsilos.

Det finns forskning som visar att ensilering kan ge upphov till utsläpp av klimatgaser, exempelvis en studie av Schmithausen et al. (2022). Man visade i studien bland annat:

- Både metan och lustgas bildades under de 4 första dagarna.
- Smörsyrabildning (som är en icke önskad bi-reaktion) ger upphov till metan.

Den reaktion som sker vid ensilering är i stort jämförbar med den process som sker under sur anaerobt stadium vid deponering. Skillnaderna är mest att avfallet består av blandade material, medan ensileringen sker av mer homogent material som är halvnedbrytbart.

3.1.8. Övrigt som påverkar nedbrytningen

Ovanstående om deponering, kompostering och rötning har till större delen fokuserat på när och hur klimatgaser bildas. Det är också andra faktorer som påverkar med vilken hastighet som nedbrytningen sker.

1. Biologiskt nedbrytbart material måste finnas tillgängligt. Olika material bryts ner olika lätt. Exempelvis lignin och humus är svårnedbrytbara, cellulosa är medelnedbrytbart och matrester är lätt nedbrytbara. Plast anses normalt vara icke nedbrytbart, även om en mycket liten del av plasten utgörs av bionedbrytbar plast.
2. Tillgång till mikroorganismer. Blandat avfall brukar ha ett "naturligt" innehåll av mikroorganismer. Vid rötning och kompostering brukar man vid behov tillföra rötrest respektive färdig kompost för att få rätt mikroorganismer från början.
3. Tillgång till näringsämnen, främst fosfor och kväve (i former som är tillgängliga för mikroorganismerna).
4. Fukthalt. För aerob nedbrytning (kompostering) brukar anges att fukthalten i avfallet ska vara 40 – 60 vikt-procent, och för anaerob nedbrytning (rötning) så hög som möjligt nära ~100 procent (det finns dock exempel på "torrötning" av exempelvis växtavfall, gödsel och matrester med omkring 50 – 60 procent fukthalt).

3.1.9. Diskussion – tillämpning på avfallslagring

Vid tillämpning på avfallslagring utgås från deponimodellen (avsnitt 3.1.4.) i följande resonemang. Deponering (av kommunalt avfall på 1980-talet) och avfallslagring (av brännbart avfall på 2020-talet) har stora likheter. Det är blandat avfall med en blandning av lättnedbrytbart, svårnedbrytbart och inert material i avfallet. Initialt är avfallet halvtorr (normalt under 40 procent fukthalt). En viktig skillnad är dock att det deponerade kommunala avfallet sannolikt innehöll mer matrester och mindre plast än det avfall som lagras idag.

Det som kan antas ske i en avfallsbal eller i ett löslager under lagring är:

1. Initialt skede. Inga märkbara reaktioner. Hydrolys och liknande processer kan börja starta.
2. Syre- och nitratoxiderande skede. Aerob nedbrytning startar med det syre som finns i balen. En avfallsbal med en volym på exempelvis 1 m³, kan innehålla kanske 0,25 – 0,5 m³ luft. Vid nedbrytningen bildas framför allt koldioxid, men även lustgas kan börja produceras.
3. Surt anaerobt skede. Nedbrytningen blir anaerob. Koldioxid och väte bildas. Metanbildning har inte påbörjats. Lustgasproduktion kan förväntas gå ned.
4. Metan. Den egentliga rötningsprocessen startar. Det är möjligt att lustgas kan bildas i samband med denitrifikation, men bör vara i mindre mängden än vid det syreoxiderande skedet. Den bildade gasen innehåller ungefär lika mängder koldioxid och metan.

Det kan vara en skillnad mellan ballagrat och löslagrat avfall. I balat avfall bör inte ske någon större inträngning av nederbörd eller luft från omgivningen (om inte plasten skadats). Det vatten som bildas vid nedbrytningen har å andra sidan svårt att avges till omgivningen så att fukthalten ökar.

Den nedbrytning som sker bör följa ovanstående schema ganska väl. I ett löslager ligger avfallet mer öppet för omgivningen och kan påverkas av regn och vind och luftsyre på ett annat sätt. Det kan leda till:

- Det aeroba skedet kan bli längre eftersom luft kan tillföras från omgivningen. Det skulle kunna leda till ökad bildning av lustgas.
- Samtidigt kan den anaeroba nedbrytningen också starta tidigare – och hämma det aeroba skedet – om avfallet blir vått av nederbörden. I så fall skulle metanbildning dominera och lustgasbildningen undertryckas.

Det går inte att säga något exakt om tidsaspekterna. Erfarenheter från deponier visar exempelvis att metanbildning i större omfattning ibland kan starta inom ett eller två år, men ibland kunde det dröja 10 år eller mer innan metanbildning startade (exempelvis om avfallet var deponerat torrt och tätt) och metanbildningen kan pågå i åtskilliga sekler. Å andra sidan, i en rötningsanläggning där avfallet är mycket lättnedbrytbart och där optimala betingelser för metanbildning råder blir avfallet utrotat på ungefär tre veckor. Kompostering (det aeroba syreoxiderande skedet) brukar ske under 3 – 6 månader.

3.2. INTERVJUER OCH ENKÄT

En av metoderna som övervägdes för projektet var en så kallad ”plymmätning”, eller ”spårgasmätning”, som främst används för storskaliga diffusa utsläpp och läcksökning. Den baseras på optiska metoder med spårgas för att fånga flöden i nedvind (lä om anläggningen) med en rörlig sensor som sitter på till exempel en bil, eller en drönare. Huvudfaktorer som behöver tas hänsyn till är hur anläggningen ser ut, var utsläppspunkterna är belägna, vilka andra utsläppskällor som är närliggande, vind och väderförhållanden (S. Brohede, personlig kommunikation, 18 april 2024). Denna metod valdes bort, dels på grund av referensanläggningarnas olika karaktär med placering av avfallslager nära andra potentiella utsläppskällor, dels på grund av hög kostnad för varje mätningstillfälle, vilket med satt budget skulle begränsa till att möjligen enbart kunna genomföras på den anläggning som låg närmast Göteborg.

3.2.1. Avfallslagring vid tolv energi-/förbränningsanläggningar

I januari 2025 skickades en enkät ut via Avfall Sverige till fjorton avfallsförbränningsanläggningar i Sverige. Syftet var att få en bredare, översiktlig bild av avfallsmängder och lagringsrutiner. Åtta svar inkom, vilka har sammanställts nedan tillsammans med svar från projektets fyra referensanläggningar, se översikt i Tabell 2 Tabell 1. Enkätfrågorna återfinns i Bilaga 1.

De tolv anläggningarna skiljer sig åt vad gäller storlek, geografiskt läge och typ av avfall som förbränns. Uppgiftslämnarna har utgått från ett snitt av de tre senaste åren (2022–2024), alternativt 2024 om det bedömts representativt för anläggningen.

Anläggningsstorlek och behandlade avfallsmängder

De årliga mängderna avfall som tillförs energiåtervinning varierar kraftigt mellan anläggningarna. Spannet sträcker sig från omkring 40 000 till 960 000 ton per år. Vid de flesta utgör kommunalt restavfall en betydande andel av inflödet i kombination med olika typer av verksamhetsavfall. För vissa anläggningar anges en relativt stabil årlig mängd, medan andra uppvisar större årsvariationer.

Tabell 2. Översiktlig jämförelse av avfallslagring vid tolv avfallsförbränningsanläggningar i Sverige (KA=kommunalt restavfall, VA=verksamhetsavfall).

Totalmängd till energi-återvinning (ton)	Totalmängd lagring (ton)	Löslager el balar	Lagrings-tid	Under tak	Tid för störst lagrings-mängd	Vetskap om tidpunkt för balning och utsorterings-grad i import-balar (IA)
40-60 000 ton (3 anl)	5-6 000 ton (1 anl lagrar ej)	KA i bal, VA och flis löslagras	1 h-12 mån	Nej	Jun-jul Feb (flis)	Har inget IA.
130-360 000 ton (5 anl)	10-50 000 ton	Både KA och VA i lös- och ballager, större andel löslagrat	1 dag-3 år	Delvis (5-10 %) (3 anl) Nej (2 anl)	Sep-dec	Låg vetskap (3 anl) Kännedom om tidpunkt. (2 anl) Stick-prover görs av samtliga, men med olika regel-bundenhet.
400-600 000 ton (3 anl)	15-100 000 ton	Störst andel balat – både KA och VA	1 mån-2 år	Nej (2 anl) Inomhus (1 anl)	Sep (2 anl) Storhelger (1 anl)	Stor spridning pga. flertalet olika leverantörer. Oklar kunskaps-nivå.
Ca 960 000 ton (1 anl)	Externt lager (i annans regi)	Balar	-	-	Sep	Vet hur länge det varit balat.

Lagringsmängder och rutiner

Andelen av det inkommande avfallet som läggs på lager varierar tydligt mellan anläggningarna och över tid. För vissa anläggningar rör det sig om begränsade lagerhållningar, medan andra uppger lagringsmängder på tiotusentals ton per år. Variationerna påverkas bland annat av säsong, driftförhållanden, tillgång till avfall och behov av bränslebuffert. I flera fall anges att lagerhållningen kan skilja sig markant mellan olika år, beroende på exempelvis revisioner av förbränningsanläggningen, förändrade inflöden eller marknadsförhållanden.

En tydlig skillnad görs mellan balat och löst lagrat avfall. Några anläggningar uppger att de inte lagrar löst avfall alls, medan andra har både balad och lös lagring parallellt.

- Balat avfall utgörs i huvudsak av importerat brännbart avfall och till en mindre del av avfall som har balats lokalt på anläggningarna. Detta avfall lagras ofta separat och anges i flera fall vara det enda avfall som lagras i balad form.
- Löst avfall består främst av kommunalt restavfall och inhemskt verksamhetsavfall. Detta lagras ofta i öppna eller halvöppna upplag (under tak eller jord).

Lagring sker både under tak och utomhus, beroende på avfallstyp. Balat avfall lagras oftare under mer kontrollerade former, ibland på externa lagringsplatser i annans regi. Löst avfall lagras i regel kortare tid och hanteras mer kontinuerligt i anslutning till förbränningen.

Lagringstider och omsättning

Lagringstiderna varierar betydligt där de kortaste lagringstiderna anges vara från en dag upp till någon månad, ofta för färskt kommunalt restavfall. De längsta lagringstiderna uppges i vissa fall vara upp till ett till tre år, främst för vissa typer av verksamhetsavfall.

De flesta anläggningar strävar efter principen att använda det äldsta lagrade avfallet först, men flera påpekar att detta inte alltid är möjligt, till exempel på grund av säsongsvariationer, driftsäkerhet eller bränslekvalitet.

Importerat avfall (IA)

Alla, utom de tre minsta anläggningarna, hanterar importerat avfall, vilket till exempel kommer från Irland, Italien, Storbritannien, Frankrike och Norge. Det framgår tydligt att importerat avfall i regel är balat och i vissa fall anges uttryckligen att endast importerat avfall lagras, just eftersom det är balat.

Kommentarer och observationer

Enkätkommentarer indikerar att hanteringen i hög grad är anpassad efter lokala förutsättningar, snarare än standardiserad mellan anläggningar. Mixning av avfall sker oftast först i bränslebunker snarare än i lagringsledet, däremot krossas visst avfall innan balning och/eller matning till bunkern.

Det nämns att standardiserade lagringssätt, tips och råd har sökts för att underlätta arbetet med lagerhantering, tillstånd och brandsituation, men att det är svårt att hitta något sammanställt och användbart.

Det är på flera håll en stor variation mellan år vad gäller lagringsmängder, vilket oftast är kopplat till driftstopp, revisioner eller förändrade avfallsflöden. Extern lagring, dvs i annans regi, används i vissa fall som flexibilitetslösning.

Sysav anger att de gjorde en drönarmätning av metangas, september 2023, över hela Spillepeng deponi, där även avfallslagret är beläget, men på grund av omkringliggande deponi så ansågs inte den mätning representativ och relevant för lagret. Deponigas analyseras löpande på de anläggningar som har insamling av sådan.

3.2.2. Lagringsrutiner vid de fyra referensanläggningarna

Intervjuer genomfördes med representanter för fyra energi- och avfallsanläggningar, Bodens Energi, Mälarenergi (Västerås), Renova (Göteborg) och SYSAV (Malmö), vilket sammanfattats nedan och återges i Bilaga 4.

Bodens Energis avfallslager är beläget på en tidigare deponi, cirka 6 km från förbränningsanläggningen. Både verksamhetsavfall och kommunalt restavfall hanteras. Den största delen kommunalt restavfall balas snabbt efter ankomst för att begränsa lukt och skadedjur, medan verksamhetsavfall kan lagras både löst och balat efter krossning och sortering. Lagringen är säsongsberoende, med huvudsaklig ballagring under sommaren och löslagring under hösten. Balar används först efter minst 5–6 månaders lagring. Uttag från lagret styrs inte enbart av ålder utan även av behovet av ett jämnt och tillräckligt högt värmevärde.

Vid Mälarenergi (Västerås) sker all lagring inomhus i ventilerade hallar med undertryck, där luften leds till pannan för att begränsa luktutsläpp. Inhemskt avfall tippas antingen direkt i bränslebunkern, eller förbehandlas genom krossning och sortering (främst verksamhetsavfall med låg andel lättnedbrytbart material). Ingen balning sker på plats, utan det är framför allt importavfall som är balat och lagras. Lagret är uppdelat i celler och lagringstiden är begränsad. Mängd och placering av balar dokumenteras, liksom luftflöden från lokalen. Anläggningen är utrustad med detektorer för kolmonoxid och metan samt temperaturmätning och IR-kamera för övervakning av värmeutveckling.

Renovas (Göteborg) lagring sker vid Tagene, ovanpå en gammal, delvis sluttäckt deponi med god exponering för vind. Endast verksamhetsavfall från sorteringsanläggningar balas och lagras, huvudsakligen under sommarmånaderna. Avfallet sorteras och krossas före balning, och lagras i staplar med brandgator emellan. Inget hushållsavfall lagras. Lagrade mängder uppgår till cirka 25 000–35 000 ton per säsong, och uttag sker i huvudsak enligt principen ”äldst först”. Deponigas övervakas kontinuerligt avseende metan och koldioxid.

SYSAV i Malmö hanterar både balat och löst lagrat avfall vid Spillepeng avfallsanläggning, som även innefattar en aktiv deponi. Balat avfall importeras och lagras året runt, med begränsad information om balarnas innehåll och ålder. Stickprovskontroller genomförs, och balar med tecken på nedbrytning prioriteras till förbränning. Löslagring används främst för sorterat verksamhetsavfall. Materialet lagras i celler, kompakteras och täcks temporärt med lera. Lagringstiden är begränsad till maximalt två år. Området övervakas med värmekameror och drönarflygningar, främst av brandsäkerhetsskäl. En tidigare drönarbaserad emissionsmätning indikerade att kompostering och trädgårdsavfall var större utsläppskällor än själva avfallslagren.

3.3. MÄTNING

I detta avsnitt redovisas upplägg och genomförande av de mätningar som utfördes för att undersöka förekomst och variation av klimatpåverkande gaser vid avfallslagring. Mätningarna omfattade provtagning inuti balar samt i löslager vid fyra referensanläggningar, kompletterat med bakgrundsmätningar för att kunna särskilja lokala bidrag från atmosfäriska halter. Vid Mälarenergi i Västerås genomfördes även längre ventilationsmätningar, vilket möjliggjorde en mer kvantitativ uppskattning av gasflöden under kontrollerade förhållanden. Avsnittet beskriver provtagningstillfällena, mätpunkter och hantering av mätdata, samt de metodrelaterade begränsningar som är viktiga för tolkningen av resultaten. Foton från mättillfällena återfinns i Bilaga 5.

3.3.1. Provtagningstillfällena

3.3.1.1. Bodens Energi

I Boden togs prover 10-11 september 2024, respektive 24-25 september 2025 från balar och löslager, se Bild 10 och Bild 11. Den första mätningen gjordes under två dagar där tretton balar mättes, sex stycken från vad som där definierades som industriavfall och sju från hushållsavfall. Dessa balar var balade ca en vecka innan mätningen och hade ursprung från Sverige samt Norge. Då det inte gick att identifiera vilka balar som kom från Sverige respektive Norge klassades alla balar med industriavfall som verksamhetsavfall oavsett om de var importerade eller inte. Gruppen döptes till Boden Industriavfall. Balarna med hushållsavfall klassades som kommunalt avfall, men döptes till Boden Hushåll. Vidare mättes även bakgrund, löslager samt sniffning. Vid detta tillfälle var löslagret uppdelat i industriavfall (VA) och hushållsavfall (KA) vilket möjliggjorde att även dela upp löslagermätningarna efter detta. Tre mätningar gjordes i varje hög. Första dagen var vädret klart, ca 16 grader dygnsmedeltemperatur och något blåsigt. Den andra dagen hade lite lätt nederbörd och fortsatt blåsigt med dygnsmedeltemperatur på ca 15 grader.

Vid andra tillfället mättes tolv balar, tanken var att mäta på samma som året innan men några av dessa hade gått till förbränning. Fyra balar med verksamhetsavfall var samma som året innan. Övriga balar som mättes hade balats vid samma tidpunkt som de mätta balarna från året innan. Även denna gång mättes det i två dagar, en för balar och en för löslager. Det här året var löslagret blandat och nio mätpunkter mättes i löslagret. Vädret var liknande för båda dagarna, mullet med uppehåll, lite vind och ca 15 grader dygnsmedeltemperatur.

Vid projektets början fanns det en tanke att det var positivt att ha med Boden för att se om det kallare klimatet påverkade gasbildningen i avfallet. Tyvärr blev det ungefär samma väder och temperatur vid mättillfällena i Boden som vid övriga mättillfällena. Vad som händer vid betydligt svalare väder än 15 grader är alltså inte testat i det här projektet.

3.3.1.2. Sysav, Malmö

I Malmö gjordes mätningarna 17-18 september 2024, och 9-10 september 2025, även här under två dagar. Tolv balar mättes vid båda dessa tillfällen och båda åren gjordes mätningarna på importerat avfall från Irland. Första året mättes balar som ankom under vecka åtta, nio och tio samma år. Året efter mättes på balar som ankom vecka 14 och 15 från samma år som mätningen. Det antogs här att alla balar packats en vecka innan ankomst och grupperna av balar (en grupp för varje år) fick en gemensam ålder som var ett snitt av alla de balar som ingick i gruppen. Vidare mättes samma löslager båda åren då inget förbränts från lagret under vintern. Noterbart är att vid andra mätningen var löslagret täckt av lera. I löslagret gjordes tre länsmätningar första året och tio året efter samt bakgrund och sniff. Vädret var vid mätningen 2024 molnigt och ca 15 grader dygnsmedeltemperatur samt andra dagen något blåsigt, molnigt och även då runt 15 grader dygnsmedeltemperatur. Året efter var det 20 grader dygnsmedeltemperatur med högre vindstyrka samt klart.

3.3.1.3. Renova, Göteborg

Mätningarna gjordes 19-20 september 2024 och 11 september 2025 i Göteborg, där det var soligt och varmt väder, med ca 17 grader dygnsmedeltemperatur vid första mätningen och regnigt med 15 grader året efter. Här mättes importerade balar från England samt balat inhemskt verksamhetsavfall som dels hade balats dagen innan mätningen dels under maj månad samma år. Verksamhetsavfallet delades upp i två grupper, en som kallas Nypackat och en som kallas Maj, där gruppen Maj antogs ha balats i mitten av maj månad. De importerade balarna från England antogs ha packats cirka en månad före första mätningen. Alla balar sparades och mättes på igen året efter. Här mättes även första året ett tillfälligt löslager som skulle balas upp under den veckan då mätningen pågick och som också låg till grund för de balar som var nybalade.

3.3.1.4. Mälarenergi, Västerås

Mätningarna i Västerås utfördes inomhus och temperaturen fluktuerade där mellan 15 och 30 grader. Här fanns även data från Mälarenergis egna mätare som luftflöde, temperatur, lagersaldo, portöppning, kolmonoxid och liknande. Förutom den initiala provmätningen för att testa den nya metodiken, gjordes en balmätning samt sniffning 6 november 2024, på 12 balar, hälften från Irland och hälften från England. Alla balar hade noterats med datum då de anlände till hamnen i Sverige. De antogs ha packats en vecka före ankomst.

Vid Mälarenergi utfördes även två mätningar i lagerhallens ventilationstrumma. Den första mätningen pågick under en vecka, med start 27 mars, 2025, och den andra skulle ha samma tidslängd, start 6 november 2025, men avbröts efter fyra dagar då anläggningen drabbades av ett strömavbrott. Vid bägge tillfällen gjordes även bakgrunds- och sniff-mätning.

3.3.2. Bakgrundsvärden

Vid alla mättillfällen utfördes bakgrundsmätningar för att det ska vara möjligt att särskilja bakgrunden från de mätningar som utfördes på och vid det lagrade avfallet. Flera av lagringsplatserna låg på eller vid deponier vilket ökade sannolikheten för högre bakgrundshalter av någon av växthusgaserna som mättes. Medelvärden från bakgrundsmätningarna går att se i Tabell 3. Alla tre gaserna ligger relativt nära de globala medelvärden som registrerats i atmosfären; 0,3 ppm N₂O, 420–430 ppm CO₂ och 1,9 ppm CH₄ (NOAA, 2026). Det är dock förväntat att se variationer över tid och mellan olika platser.

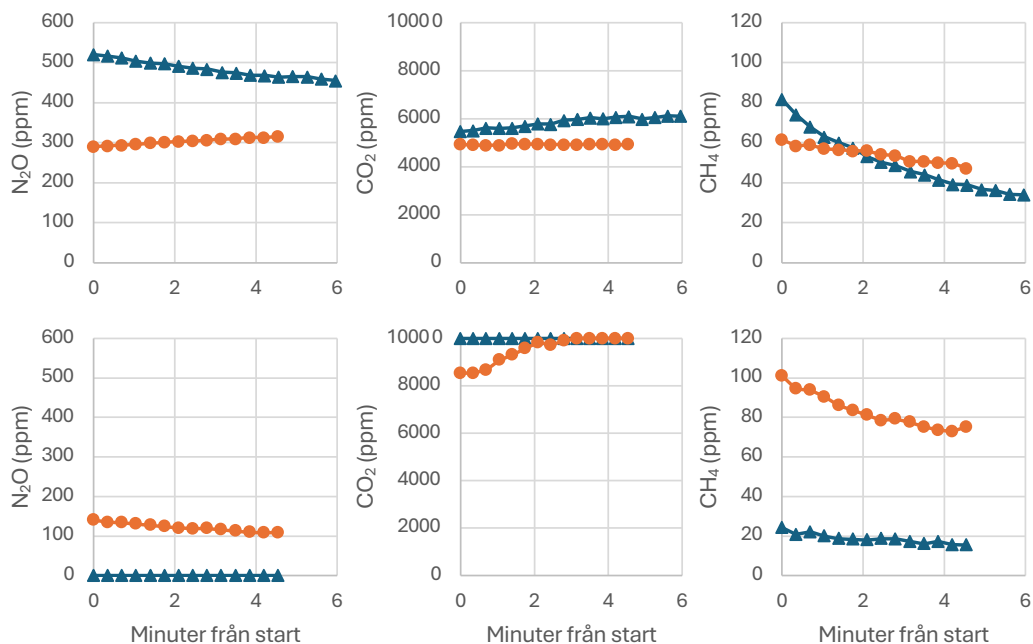
Tabell 3. Gashalter uppmätta i bakgrunden vid två mättillfällen vardera på fyra lagringsplatser. Alla mätningar utfördes utomhus.

Bakgrund	N ₂ O (ppm)	CO ₂ (ppm)	CH ₄ (ppm)
Boden 2024	0,2	416,3	1,8
Boden 2025	0,5	432,5	1,5
Göteborg 2024	0,6	419,9	2,9
Göteborg 2025	0,2	430,1	6,7
Malmö 2024	0,4	431,6	2,5
Malmö 2025	0,3	390,9	3,0
Västerås mars 2025	0,3	464,5	3,5
Västerås nov. 2025	0,4	448,7	3,2

3.3.3. Balar

Till att börja med utfördes en kontroll av mätdata där det kontrollerades om resultaten påverkades av mätmetoden. Varje mätning skedde under en tidsperiod där ett flertal mätvärden registrerades, vilket skapade frågan om huruvida gashalterna ökade eller minskade under tidsperioden. Fanns det exempelvis risk att det läckte in luft utifrån under tiden som mätningen utfördes. Det gick inte att se något som tydde på att det läckte in någon luft utifrån. Om det hade läckt in luft utifrån skulle alla tre gaser minskat i koncentration (eller närmat sig bakgrundsvärdet). Vid de flesta mätningar där det gick att se en minskning av en av gaserna var det samtidigt minst en av de andra gaserna som ökade. Likadant var det sällan som alla tre gaserna ökade samtidigt. Det gick inte att se något tydligt mönster i hur de betedde sig. Två exempel på hur mätvärden varierade över tid illustreras i Figur 5, där varje bal har två mätpunkter vardera.

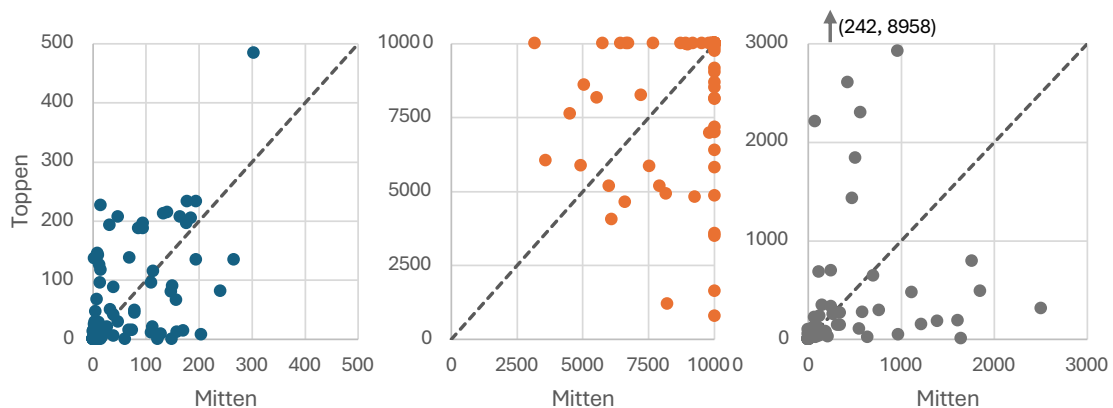
Figur 5. Exempel på hur gashalterna från mätsonden, inne i balarna, förändrades över tid (0-6 minuter). De tre översta figurerna visar gaskoncentrationerna i Bal 8, Göteborg, 2024. De tre nedre visar Bal 4, Göteborg, 2025. De två figurerna till vänster visar koncentrationerna av lustgas, de i mitten visar koldioxid och de till höger visar metan. Blå linje med trianglar visar koncentrationerna i översta mätpunkten (toppen av balen) och de orangea linjerna med cirklar visar koncentrationerna i nedre mätpunkten (mitten av balen).



Som synes i figuren är det relativt markant skillnad mellan de två mätpunkterna i respektive bal. En mätpunkt sitter i övre delen av balen och den andra i mellersta delen av balen. Ibland var skillnaden ännu större än vad som syns i Figur 5. Den här skillnaden mellan de två mätpunkterna, samt variationen över tid i en och samma mätpunkt tyder på att gasen inne i en bal är inhomogen. Troligtvis finns det fickor av gas inne i balen som har markant högre eller lägre koncentration av någon eller några av de tre uppmätta gaserna. Under tiden som mätinstrumentet analyserar gasen sugas det in gas i instrumentet, vilket resulterar att det efter ett tag även sugas in gas från omkringliggande gasfickor. Det är troligtvis detta som resulterar i variationen. Att avfallet är inhomogent var väl väntat, där exempelvis en påse med matrester förväntas resultera i helt andra gaser än vad andra, mer inerta avfall, gör. Resultaten här visar att även gasen tenderar att vara inhomogen och eventuell blandning av gaser sker långsamt.

Det analyserades även om det eventuellt fanns någon skillnad mellan de två mätpunkterna. Var det eventuellt så att någon gas steg inuti balen och ackumulerades i toppen? Vid en jämförelse mellan de två punkterna gick det inte att se någon tydlig tendens mellan de två mätvärdena, vilket illustreras i Figur 6 där mätvärdet för en mätpunkt (toppen) syns längs y-axeln och mätvärdet för den andra mätpunkten (mitten) syns längs x-axeln. Som synes varierade gaserna kraftigt mellan de två mätpunkterna. Om gasen hade varit väl mixad inne i balarna skulle punkterna ha legat längs diagonalen som syns som en streckad linje i graferna i figuren. Om någon gas hade ackumulerats i övre eller undre delen av balarna skulle en majoritet av punkterna legat ovan eller under diagonalen. Den fördelning av punkter som syns i figuren tyder på en inhomogen men slumpmässigt fördelad gas.

Figur 6. Variationen i gaskoncentration i de två mätpunkterna. Varje punkt motsvarar en bal, där den övre mätpunkten (toppen) plottats längs y-axeln och nedre mätpunkten (mitten) plottats längs x-axeln. Lustgas syns i grafen till vänster, koldioxid i mitten och metan ligger till höger. I grafen för metan saknas ett mätvärde som illustrerats med en pil då det registrerades rekordhöga halter metan (8958 ppm) i toppen av balen. Den streckade linjen är en diagonal som visar var mätvärdena skulle ligga om gasen var homogent mixad i balarna.

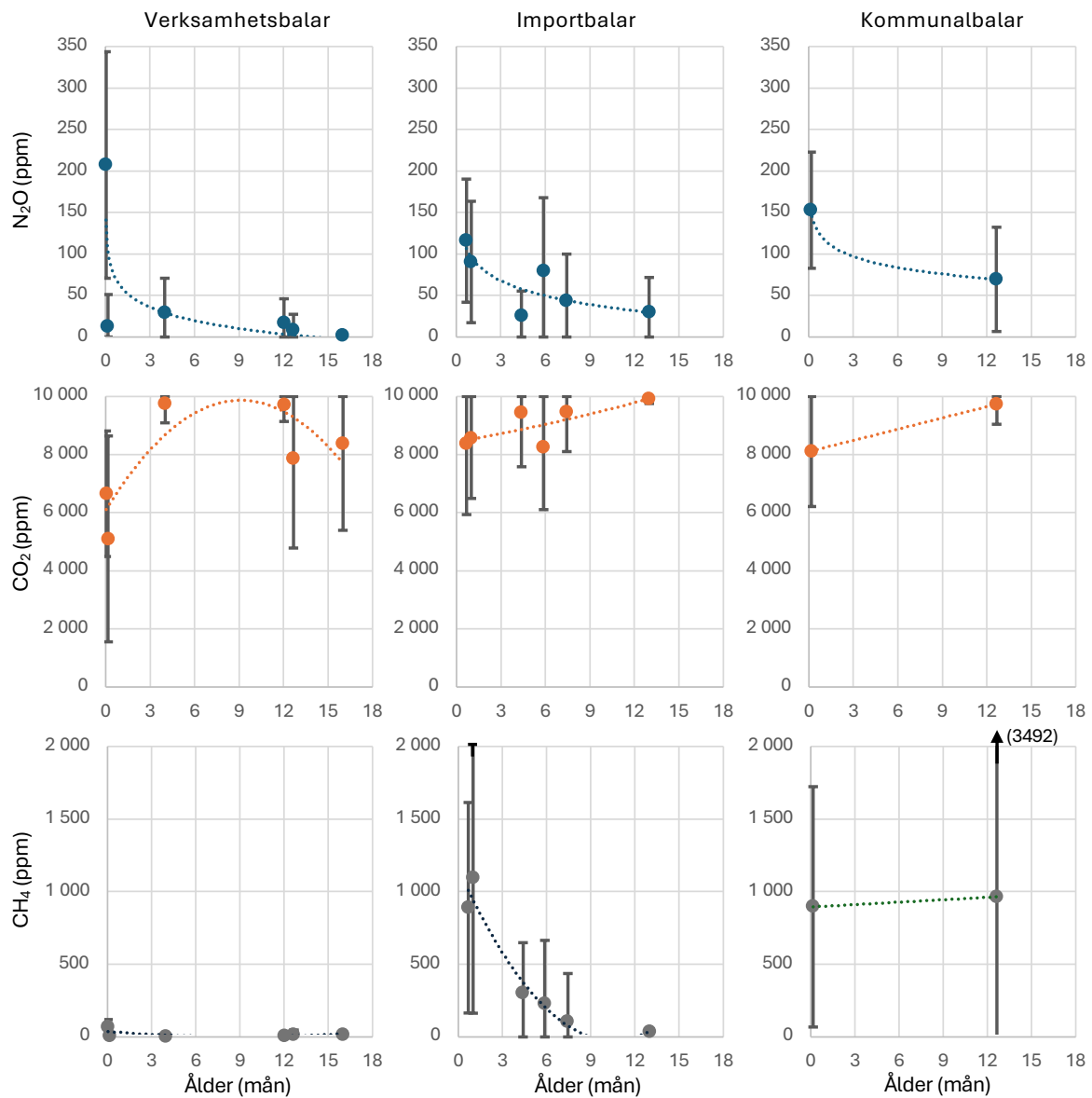


Då det inte syntes någon tydlig trend i hur gasen varierade över tid eller hur gasen varierade mellan de två mätpunkterna antogs det att ett lämpligt tillvägagångssätt vore att ta ett medelvärde över hela tidsperioden för att få fram ett enda mätvärde för respektive mätpunkt. Det antogs dessutom att en rimlig skattning för en enstaka bal är ett medelvärde av de två mätpunkterna. För de fyra balar som saknade mätvärden från mitten av balen togs mätvärdet från toppen av balen som ett medelvärde för hela balen.

Värt att notera här är att koldioxiden ofta registrerades som 10 000 ppm, vilket var det maximala värdet som instrumentet kunde registrera. Detta tyder på att koldioxiden ofta fanns i högre koncentrationer än så, och alltså undervärderades vid de tillfällen då den registrerades som exakt 10 000 ppm eller strax där under. Ett exempel där medelvärdet hamnade strax under 10 000 ppm trots att den genomsnittliga koldioxidhalten troligtvis var högre än så syns i nedre delen av Figur 5 (Bal 4, Göteborg, 2025), där en mätpunkt visar konstant 10 000 ppm och den andra stiger till 10 000 ppm innan den stannar där. Medelvärdet av de två mätpunkterna beräknades där till 9 756 ppm.

Alla medelvärden per mätpunkt från alla balar beräknades och går att hitta i Tabell 8 i Bilaga 6. Tiden som balarna lagrats, från packtillfället, estimerades med varierande noggrannhet men så gott det gick. Balarna delades upp i grupper utifrån packtillfälle och ursprung. Figur 7 visar hur gassammansättningen varierar mellan grupperna, där åldern (från packtillfället) illustreras längs x-axeln och gashalten illustreras som ett medelvärde av gruppen med konfidensintervall. Konfidensintervallet visar en standardavvikelse, där varje mätpunkt i en bal räknas som ett mätvärde men konfidensintervallet har begränsats så att det inte kan vara lägre än 0 ppm och inte högre än 10 000 ppm. Märk väl att både medelvärden och maxvärden för koldioxiden troligtvis är påverkade av begränsningarna i instrumentet som inte kunde registrera koncentrationer över 10 000 ppm. Gassammansättningarna i Figur 7 har delats upp i tre kategorier utifrån deras ursprung; verksamhetsavfall, importerat avfall och kommunalt restavfall.

Figur 7. Medelvärde och konfidensintervall (en standardavvikelse) av gaskoncentrationer i grupperingarna av balar, med ålder av balarna (från packdatum) längs x-axeln. Lustgas längst upp, koldioxid i mitten och metan längst ner. Grupper av balar med verksamhetsavfall ligger till vänster, importerat avfall i mitten och kommunalt restavfall till höger. Konfidensintervallet för metan i en av grupperna av kommunalt avfall ligger långt utanför maxvärdet för diagrammen vilket illustreras av en pil och konfidensintervallets övre värde (3492 ppm).



Utöver vad som går att se i Figur 7 analyserades även grupperna av balar var för sig. Fyra grupper, med totalt 30 mätpunkter, analyserades vid två tillfällena vardera. Det var alltså exakt samma balar som analyserades med ungefär ett års mellanrum. Det var dock inte exakt samma punkt i balen som analyserades, bara en ungefärlig placering av mätpunkten i toppen eller mitten av respektive bal (se bildexempel i Bilaga 5). Från denna analys går det att utläsa några trender som har till viss del summerats i Tabell 4 för de balar som var exakt samma vid båda mättillfällena och Tabell 5 för de grupper av balar som ansågs vara jämförbara med varandra.

Tabell 4. Antalet mätpunkter som ökat respektive minskat i koncentration för de balar som var exakt samma vid två provtillfällena. Tiden anger hur många månader som passerat mellan provtillfällena. För CO₂ har några punkter räknats som "samma" om de har registrerats som 10 000 ppm vid båda tillfällena.

Balar	Tid (mån)	N ₂ O (ppm)	CO ₂ (ppm)	CH ₄ (ppm)	Antal mätpunkter
Boden Industri	12,5	2 ökat 4 minskat	4 ökat 1 minskat 1 samma	2 ökat 4 minskat	6
Göteborg Nypackat	12,0	0 ökat 8 minskat	6 ökat 1 minskat 1 samma	2 ökat 6 minskat	8
Göteborg Maj	12,0	0 ökat 8 minskat	2 ökat 3 minskat 3 samma	8 ökat 0 minskat	8
Göteborg England	12,0	2 ökat 6 minskat	3 ökat 2 minskat 3 samma	0 ökat 8 minskat	8

Tabell 5. Grupper av balar som har ansetts vara jämförbara med varandra. Tiden anger hur många månader som skiljer mellan de yngsta och äldsta balarna, vid provtillfällena. De grupper där det gemensamma medelvärdet är högre för de äldre balarna har markerats med "ökat". De grupper där det gemensamma medelvärdet är lägre för de äldre balarna har markerats med "minskat".

Balar	Tid (mån)	N ₂ O (ppm)	CO ₂ (ppm)	CH ₄ (ppm)
Boden Industri	12,5	minskat	ökat	ökat
Göteborg Nypackat	12,0	minskat	ökat	minskat
Göteborg Maj	12,0	minskat	minskat	ökat
Göteborg England	12,0	minskat	ökat	minskat
Malmö Import	1,6	minskat	ökat	minskat
Västerås Irland & England	3,7	minskat	ökat	minskat
Boden Hushåll	12,5	minskat	ökat	ökat

Lustgasen ser, generellt sett, ut att vara lägre i de äldre balarna än i de yngre balarna. Exempelvis uppmättes de högsta mätvärdena av lustgas i en grupp av balar som packades dagen innan mättillfället. Dock uppmättes betydligt lägre halter lustgas i en annan grupp av balar som var bara några dagar äldre. Åldern är alltså inte den enda faktor som spelar roll. För de 16 balar som testats vid två tillfällen uppmättes en minskning av lustgas i 26 av totalt 30 mätpunkter. För de grupper av balar som ansetts jämförbara med varandra har det setts en minskning av gruppens medelkoncentration av lustgas i alla sju grupperna, vilket då även inkluderar de balar som testats vid två tillfällen. Detta ligger i linje med vad som gick att utläsa ur litteraturen, att lustgasen bildas tidigt i processen genom nitrifikation. De (lägre) halter av lustgas som uppmättes senare i lagringen kan komma från nitrifikation eller denitrifikation men det är svårt att ur denna studie avgöra vilket som är den primära bildningsvägen.

Koldioxiden har inte en lika tydlig trend som lustgasen, men den ser ut att ha ökat i fler fall än den har minskat. Utifrån Figur 7 ser det ut som att den kanske ökar under de första månaderna för att senare minska igen, men det är svårt att säga säkert då ingen bal har testats vid mer än två tillfällen. För de 16 balar som testats vid två tillfällen uppmättes en ökning av koldioxid i 15 av totalt 30 mätpunkter. Åtta mätpunkter hade 10 000 ppm vid båda mättillfällena och har därför markerats som "samma" i Tabell 4. I de mätpunkterna går det alltså inte att avgöra om det skedde en ökning eller minskning. De sju mätpunkter som minskade mellan mättillfällena hade höga halter koldioxid vid första mättillfället, där sex mätpunkter registrerade 10 000 ppm vid första mättillfället och den sjunde mätpunkten registrerade 9 992 ppm.

För de grupper av balar som ansetts jämförbara med varandra har det setts en ökning av gruppens medelkoncentration av koldioxid i sex av sju grupper. Den enda gruppen som hade en ökning av gruppens medelkoncentration var Göteborg Maj, som hade en hög medelkoncentration på 9 752 ppm vid första tillfället, vilket sänktes till 8 388 ppm vid andra tillfället. De minskningar som observerades inträffade alltså i mätpunkter/balar/grupper som redan hade relativt höga halter koldioxid vid första mättillfället. Detta stämmer väl med teorin att balarna (eller snarare punkter i balarna) går igenom de fyra stadier som beskrivs i avsnitt 3.1.9 där det under stadie 2 och 3 bildas mest koldioxid, men när det börjar uppstå syrebrist och nedbrytningen går in i stadie 4 minskar koldioxidbildningen och det är i stället mer metan som bildas. Syrgashalten mättes inte vid något tillfälle men om teorin stämmer verkar balen eller mätpunkten gå över till syrebrist (stadie 4) ungefär när koldioxidhalten registrerades som 10 000 ppm eller mer, vilket då ledde till att koldioxiden sakta började sjunka igen (troligtvis på grund av läckage).

Metan har också en något otydlig trend, men den ser ut att ha minskat i andelen fler fall än den har ökat. För de 16 balar som testats vid två tillfällen uppmättes en minskning av metan i 18 av totalt 30 mätpunkter, där övriga 12 mätpunkter visade en ökning. I gruppen Göteborg Maj syntes ökning i alla åtta mätpunkter, vilket skiljer sig kraftigt från den övriga trenden. Grupperna Boden Industri och Göteborg Nypackat hade två mätpunkter vardera som visade ökning. I de flesta (11 av 12) mätpunkter där det syntes en ökning av metan uppmättes höga halter (mer än 8 000 ppm) av koldioxid vid minst ett av mättillfällena.

För de grupper av balar som ansetts jämförbara med varandra har det setts en minskning av gruppens medelkoncentration av metan i fyra av sju grupper. En ökning syns i tre grupper; Boden Industri, Göteborg Maj och Boden Hushåll. Göteborg Maj hade höga halter koldioxid i alla mätpunkter vid minst ett mättillfälle, så som beskrevs ovan. Boden Industri hade framför allt en bal som bidrog till att dra upp snittet, vilket var en bal som endast testades 2025. Den balen hade en medelkoncentration på 75 ppm metan till skillnad från övriga balar som tillsammans hade en medelkoncentration på 3 ppm metan, vilket skulle ha varit en minskning jämfört med 2024 om den balen hade exkluderats. Den utstickande balen hade en koldioxidhalt som visade 10 000 ppm i båda mätpunkterna.

I den tredje gruppen som visade tecken på ökning av metanhalten var det också just en bal som stack ut ur mängden. Där uppmättes rekordhöga 8 958 ppm metan i en mätpunkt, vilket gav ett medelvärde på 4 600 ppm metan för balen. Resten av gruppen skulle ha ett medelvärde på 238 ppm om den balen hade exkluderats, vilket i så fall skulle vara en sänkning jämfört med mättillfället 2024. Ingen av balarna i gruppen var exakt samma vid båda mättillfällena. Mätpunkten som visade extremt hög halt metan hade också en koldioxidhalt som visade 10 000 ppm. Inga extrema balar eller mätpunkter noterades i dessa grupper under mättillfällena 2024, varken extremt höga eller extremt låga. Metan har bildats tidigt i processen, vilket tyder på att enstaka punkter i balen snabbt har passerat de tre första lagringsstadierna och gått in i det fjärde, metanproducerande, stadiet. Dessa punkter präglas troligtvis av hög (lokal) fukthalt med lättnedbrytbart material, exempelvis livsmedelsavfall. Det syns även tecken på att metan bildas igen senare i processen när det uppstår en mer generell syrebrist i större delar av balen, där en hög koldioxidhalt kan vara tecken på syrebrist då inga syremätningar utfördes.

Det går också att se skillnader mellan de tre kategorierna av balar, om balar av motsvarande ålder jämförs med varandra. Verksamhetsavfallet ser ut att bilda lägst halter av växthusgaser. Hushållsavfallet ser ut att bilda högst halter av växthusgaser. Det importerade avfallet ser ut att ligga någonstans däremellan. Tydligast skillnad syns för metan. Detta tyder på att det finns varierande halt lättnedbrytbart material i det balade avfallet, med mest i hushållsavfallet och minst i verksamhetsavfallet. Detta stämmer väl med de plockanalyser av inhemskt avfall som har utförts, som visar på omkring 5 procent livsmedelsavfall i det

verksamhetsavfall som går till förbränning medan det hittats omkring 25 procent livsmedelsavfall i hushållens restavfall (Lassesson et al., 2025). Utifrån de gashalter som registrerats från de testade balarna av importerat avfall, så verkar andelen lättnedbrytbart material ligga någonstans mellan de som finns i inhemskt verksamhetsavfall och hushållens restavfall.

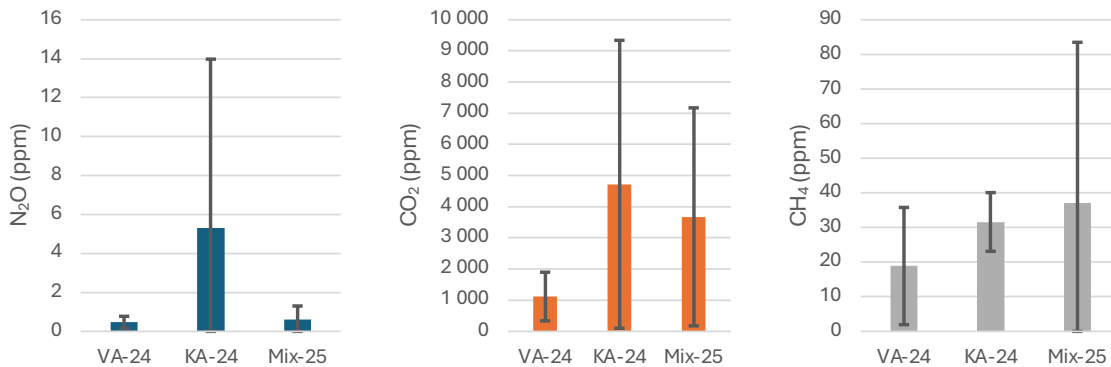
I samband med att gashalten mättes i balarna utfördes också mätningar av luften i direkt anslutning till balarna. De halter av lustgas, koldioxid och metan som uppmättes var ungefär samma som vid bakgrundsmätningarna, ofta var de faktiskt aningen lägre. Resultaten har troligtvis påverkats av ett flertal faktorer så som storlek på ballagret, närhet till andra utsläppskällor (exempelvis deponier) och vindhastighet. Dessa mätningar går inte använda för att kvantifiera läckaget från balarna, men det tyder på att läckaget inte är särskilt stort. Läckaget har inte varit tillräckligt stort för att det ska ge utslag vid en utomhusmätning alldeles intill ballagret, jämfört med en bakgrundsmätning som inte ska ha påverkats av ballagret.

3.3.4. Löslager

På två av anläggningarna lagras en del avfall i lösa lager, utan att balas. Dessa "löslager" undersöktes också för att få en bild av hur gaser bildas även där. Alla löslager testades i minst tre punkter vardera där det beräknades medelvärden per mätpunkt över hela mätperioden i varje mätpunkt, på samma sätt som för balarna. Dessa medelvärden, uppdelat på mätpunkter och de tre testade gaserna, redovisas i Tabell 9 i Bilaga 7.

Det fanns två mindre löslager i Boden vid mättillfället 2024, ett med verksamhetsavfall och ett med kommunalt avfall. Under mätperioden 2025 var dock båda dessa avfallsslag mixade i samma löslager. Gashalterna i de tre testade löslagren (i Boden) var generellt sett lägre än vad som registrerades i balar med motsvarande typ av avfall. Medelvärden av gashalter och variationen (en standardavvikelse) av samma gashalter i testade löslager i Boden går att se i Figur 8. Löslagret med verksamhetsavfall (testat 2024) hade lägre halt lustgas och koldioxid än vad balarna med verksamhetsavfall hade (både 2024 och 2025, i Boden), men högre halt metan. Löslagret med kommunalt avfall (testat 2024) hade lägre halt av alla tre gaserna än vad balarna med kommunalt avfall hade (både 2024 och 2025, i Boden). Löslagret med mixat avfall (testat 2025) hade gashalter som låg i närheten av någon av de andra testade löslagren, men det är svårt att ge en exakt jämförelse då det också observerades en hel del variation. Den generellt sett lägre halten av gaser i löslagret jämfört med balarna kan vara ett tecken på att det läcker ut mer gas ur ett löslager än ur balar, vilket kan vara ett rimligt antagande då ett syfte med att bala avfallet är just för att minska gasflödet mellan avfallet och omkringliggande luft.

Figur 8. Gashalter i Bodens löslager; verksamhetsavfall (2024), kommunalt restavfall (2024) och mixat avfall (2025). *Staplarna visar medelvärden för mätpunkterna i respektive löslager med lustgas i vänstra diagrammet, koldioxid i mittendiagrammet och metan i högra diagrammet. Konfidensintervallet visar en standardavvikelse, begränsad till att bli minst 0 ppm och max 10 000 ppm.*



Göteborg har inget löslager men det fanns ett tillfälligt lager vid balstationen i väntan på att balas. Det mellanlagret hade ett snabbt utbyte av material vilket innebar att avfallet inte låg där mer än några dagar innan det balades. Det var alltså max några dagar gammalt då det testades. I det lagret uppmättes betydligt lägre halter koldioxid och metan än i alla de tre lager som testades i Boden. Lustgasen var dock aningen högre (i medeltal) i Göteborg än vad exempelvis löslagret med verksamhetsavfall i Boden hade. Den aningen högre halten lustgas kan vara kopplat till att mellanlagret i Göteborg hade lagrats en betydligt kortare tid och var i så fall ett tecken på det snabba bildandet av lustgas som observerades i analyserna av balarna.

Malmö hade ett stort löslager med verksamhetsavfall, betydligt större än det löslager och tillfälliga lager som testades i Boden och Göteborg. Avfallet var dessutom betydligt hårdare packat. Lagret testades i tre mätpunkter 2024 och tio mätpunkter 2025. Vid det andra tillfället var det fortfarande samma material som låg kvar (det hade inte fullt ut hunnit förbrännas under den gångna vintern) men då hade det dessutom täckts med ett tunt lager av jord (se bilder i Bilaga 5). Löslagret i Malmö visade vid första mättillfället mätvärden som var betydligt högre än vad som hittades i avfallslagren i Boden och Göteborg. Metanhalten var till och med högre än någon av de testade grupperna av balar. Alla tre mätpunkter i löslagret hade en metanhalt över 3000 ppm. Bland alla (85) testade balar hittades endast en mätpunkt (av 166 testade mätpunkter) som var högre än 3000 ppm. Vid mättillfället 2025 hade alla tre gaser sjunkit i medelkoncentration jämfört med året innan men metanhalten var fortfarande, i snitt, högre än övriga testade löslager. Det syntes

dock en extremt stor variation i de mätpunkter som testades 2025. Av tio testade mätpunkter var det tre som hade en metanhalt som var högre än 2000 ppm och tre mätpunkter som hade lägre än 1 ppm. Resterande fyra varierade mellan 29 och 207 ppm. De mätpunkter som hade högst halt metan hade också högst halt koldioxid. Korrelationen mellan hög halt metan och hög halt koldioxid stämmer väl med vad som observerades i balarna, där koldioxidhalten kan vara ett tecken på både biologisk aktivitet och på syrebrist.

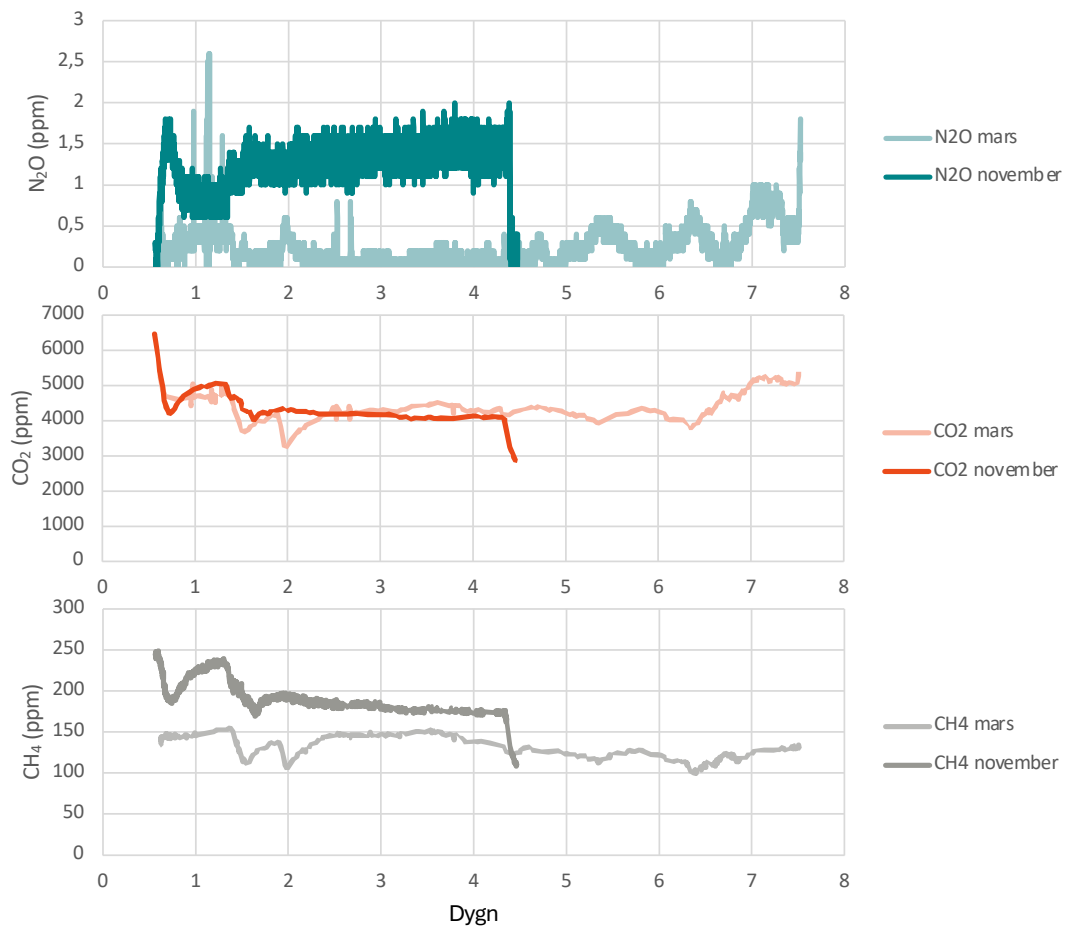
Det har inte gått att helt avgöra varför löslagret i Malmö hade så pass höga halter metan jämfört med nästan allting annat som testades. En teori är att det kan bero på en högre fukthalt, men det har inte testats under projektets gång. Väderobservationer från de tre städerna visar att det regnade i Malmö strax innan båda mättillfällena, men det regnade även i Boden 2025. En jämförelse av väderdata (nederbörd, temperatur, vindhastighet, lufttryck och lufttrycksförändring) säger att väderförhållandena i Boden 2025 var nästan identiska med Malmö 2024. Regnet kan alltså inte fullt ut förklara gashalten i löslagret. Det kan ändå vara så att nederbörden lättare dräneras ut från löslagret i Boden än i Malmö då det finns en del skillnader i exempelvis storlek, packningsgrad och underlag. Den teorin har dock inte testats i detta projekt.

I samband med att gashalten mättes inuti löslagren utfördes också mätningar av luften i direkt anslutning till löslagren i Boden och Malmö. De halter av lustgas och koldioxid som uppmättes i Boden var ungefär samma som vid bakgrundsmätningarna, med en något högre halt koldioxid vid löslagret av kommunalt avfall. Halten metan var något högre vid Bodens löslager än vid bakgrundsmätningarna. Vid mättillfället 2024 i Malmö var alla tre gashalterna märkbart högre i luften strax ovan löslagret än i bakgrunden. Vid mättillfället 2025 märktes det inte lika tydligt men då var det väldigt blåsigt vilket troligtvis påverkade mätningen. Dessa mätningar går inte använda för att kvantifiera läckaget från löslagren, men det tyder på att läckaget är större från löslager än från balar.

3.3.5. Ventilationsmätning

För att göra en kvantifiering av läckaget testades ballagret hos Mälarenergi i Västerås under två längre kontinuerliga mätningar. Då balarna är instängda i en byggnad med undertryck, där luften leds ut via ett ventilationsrör som leder vidare in till pannan, gick det att mäta både flöde och koncentration i ventilationen. Planen var att låta mätningen pågå en vecka åt gången, men det andra tillfället avbröts efter cirka fyra dygn på grund av ett elavbrott. Gashalterna under hela mätperioderna går att se i Figur 9.

Figur 9. Gashalter som uppmättes i ventilationen vid Mälarenergi under två kontinuerliga mätperioder, mars och november 2025. Längst upp visas lustgas (N_2O), i mitten visas koldioxid (CO_2) och längst ned visas metan (CH_4). De vertikala markeringarna varje dygn markerar midnatt (sommartid för mars och vintertid för november).



Det syns små variationer i gaskoncentration under mätperioderna. Några av variationerna kan förklaras av att en eller flera portar stod öppna en lite längre tid, vilket då syns som en plötslig minskning av framför allt koldioxid och metan. Det syns exempelvis som två tillfälliga sänkningar under de första dyggen vid båda mätperioderna och som en kraftig nedgång precis innan den andra mätperioden (november) avbröts på grund av elavbrottet. Lustgasen visar inte riktigt samma korrelation med öppnandet av portar. Ibland ser det snarare ut som att lustgashalten ökar när portarna öppnas, vilket kan tyda på att det (vid de tillfällena) var högre halt lustgas utanför byggnaden än inuti byggnaden.

Medelvärden och maxvärden för luftflöde och gaskoncentrationer har sammanfattats i Tabell 6, där det även har inkluderats lagersaldo.

Tabell 6. Medelvärden samt maxvärden av gashalter och luftflöden som uppmättes i ventilationen vid Mälarenergi samt motsvarande värden för lagersaldot under två kontinuerliga mätperioder, mars och november 2025.

	N ₂ O (ppm)	CO ₂ (ppm)	CH ₄ (ppm)	Luftflöde (m ³ /s)	Lagersaldo (ton)
Mars medel	0,2	4 334	132	4,5	13 600
Mars max	2,6	5 433	156	5,4	14 950
Nov. medel	1,2	4 297	188	4,4	18 128
Nov. max	2,0	6 496	251	4,8	19 184

Baserat på medelvärden motsvarar detta att det sögs ut cirka 1 kg lustgas under mätveckan i mars och 6 kg lustgas om den andra mätperioden (november) hade fått pågå i en hel vecka. Då har det bortsetts från att utomhusluften troligtvis redan innehöll en del lustgas. Motsvarande beräkningar av koldioxid och metan ger ett flöde på 20 ton koldioxid per vecka under båda mätperioderna och cirka 200 respektive 300 kg metan per vecka under de respektive mätperioderna. Om alla tre gaser omvandlas till koldioxidekvivalenter¹ (CO₂e) för att beräkna den totala växthuspåverkan motsvarar det 7 ton CO₂e per vecka under mars och 11 ton CO₂e per vecka i november. Det motsvarar cirka 0,5 kg CO₂e per ton lagrat avfall för varje vecka som det lagras i mars och 0,6 kg CO₂e per ton lagrat avfall per vecka i november. Det största bidraget till klimatpåverkan kommer från metan vid båda mätperioderna. Skillnaden som syns i gashalterna i ventilationen (särskilt metan) verkar vara relaterat till den totala mängden avfall som är på lagret vid mättillfället. Denna klimatpåverkan har inte tagit i beaktande av den gas som läcker ut vid öppnandet av portarna, men har å andra sidan inte heller tagit i beaktande av den bakgrundshalt av gaser som släpps in i byggnaden utifrån.

Vid en bedömning enligt försiktighetsprincipen baserat på höga koncentrationer gas, höga luftflöden och låga lagersaldon går det att säga att klimatpåverkan inte borde vara högre än 1,4 kg CO₂e per ton avfall per vecka som det lagras. Det ska dock påpekas att denna klimatpåverkan inte inträffar från lagret i Västerås just på grund av att den sugts ut via ventilationen och förbränns sedan i ugnen ihop med avfallet. Beräkningen är endast tänkt som en skattning av vad som släpps ut om gasen får komma ut i atmosfären.

Dessa mätningar utfördes i en varm lokal, men baserat på mätningarna av gasen inuti balarna verkar inte den omgivande temperaturen ha spelat någon större roll. De balar som testades inomhus följde samma mönster utifrån ålder och avfallstyp som de balar som testades utomhus (se Figur 7). Det har därför antagits att dessa mätvärden går att använda för att påvisa ett genomsnittligt läckage av balar av motsvarande avfallstyp och ålder, även för balar som står utomhus, åtminstone vid de omkringliggande temperaturer som var under projektets mätperioder.

¹ Gaserna har i den här studien antagits komma från biogent (icke-fossilt) ursprung, vilket medför att de har en global uppvärmningspotential på 273 kg CO₂e per kg lustgas, 0 kg CO₂e per kg koldioxid och 27 kg CO₂e per kg metan.

3.4. EN SKATTNING AV TOTALA UTSLÄPP FRÅN LAGRINGEN

Utifrån enkätsvaren (Tabell 2) ser det ut som om det lagras cirka 250 000 ton avfall runtomkring i Sverige. Med ett antagande att avfallet lagras i genomsnitt ett halvt år (26 veckor) och med de utsläpp som uppmättes i ventilationen i Västerås kan de totala mängderna växthusgaserklimatpåverkande gaser från lagringen beräknas till omkring 3 000 ton CO₂e per år eller 9 000 ton CO₂e per år enligt försiktighetsprincipen (dvs maxvärden från ventilationsmätningen). Dessa beräkningar baseras dock på mätningar utförda vid balat avfall. Det har observerats att utsläppen från löslager kan vara betydligt högre, men de utsläppen har inte kunnat kvantifieras.

I studien som ligger till grund för Avfall Sveriges metanstrategi (Forsgren et al., 2024) gjordes en teoretisk beräkning att de förväntade metanutsläppen från lagring var nästan 100 000 ton CO₂e/år från lagring av träavfall och cirka 170 000 ton CO₂e/år från ”bulk waste”, det vill säga verksamhetsavfall, sorteringsrester och kommunalt avfall. Man förutsatte en lagringstid på 6 månader och utgick från avfallsmängder 2018. Beräkningarna grundar sig på en modell från IPCC som används för att modellberäkna utsläpp från avfallsdeponier för internationell rapportering till IPCC. Denna modell är härledd för deponier som alstrar metanutsläpp under många år, och den utgår från att metanbildningen är maximal redan vid start och därefter avklingar exponentiellt som en första ordningens reaktion (IPCC, 2019). Vi anser att denna modell inte är tillämplig på lagring, eftersom den inte tar hänsyn till de tre första stadierna i nedbrytning: inledande fas, aerob fas och sur anaerob fas. Istället antas det i modellen att nedbrytningen redan är i full gång och syret (luften) redan tagit slut, vilket inte stämmer med mätresultaten från den här studien. Exempelvis förutsätts i modellen att trä börjar brytas ned på en gång, medan trä normalt behöver tid innan nedbrytningen sätter igång (Jean O'Dwyer et al, 2018). Liknande kritik mot IPCC:s modell har även framförts för pappersavfall (Ximenes, 2010). De uppskattningar som presenteras i Avfall Sveriges underlags-rapport verkar därför vara betydligt överskattade. De kan, om möjligt, ses som ett ”worst case scenario” om allt avfall skulle lagras på ett sätt som maximerar metanbildandet; väl mixat, med god tillgång till mikroorganismer och näringsämnen (i alla delar av avfallet) och med hög fuktighet som har trängt bort syret.

De utsläpp som beräknats från denna studie (ca 3000 ton CO₂e/år) kan sättas i jämförelse med förbränningen av själva avfallet. Verksamhetsavfallet som går till förbränning innehåller typiskt sett 25 procent plast och 1 kg plast orsakar omkring 3 kg CO₂ vid förbränning. Det innebär att utsläppen från förbränningen av samma mängd avfall (250 000 ton) orsakar ett utsläpp på cirka 188 000 ton fossil CO₂. Om lagringen av avfall släpper ut klimatgaser i mängder liknande det som mättes från

ballagret i Västerås kommer utsläppen från lagringen alltså vara i storleksordningen av några enstaka procent av vad som släpps ut vid förbränningen av exakt samma avfall. Däri ligger dock en del osäkerheter, bland annat hur stora utsläppen från löslager verkligen är.

Om förbränningen av allt avfall tas in i jämförelsen blir skillnaden mellan lagring och förbränning ännu större. Energisektorns utsläpp av klimatgaser uppgår till omkring 4 miljoner ton CO₂e, där avfallsförbränningsanläggningar för fjärrvärme- och elproduktion beräknas stå för den största delen av de utsläppen med omkring 3 miljoner ton CO₂e per år (Naturvårdsverket, 2025a), där plasten är den största bidragande faktorn. Förbränningen av plast leder alltså till betydligt större utsläpp än lagringen av avfall men det är ändå värt att minska utsläppen från lagringen om åtgärderna är rimliga.

Fördelning mellan andra behandlingsmetoder av avfall är (Naturvårdsverket, 2025b):

- Biologisk behandling: 100 000 ton CO₂e. Emissionerna är mest metanläckage från biogasframställning, inklusive upparbetning av biogasen till metan, samt kompostering som ger vissa bidrag från lustgas (N₂O) och metan (CH₄).
- Förbränning av farligt avfall och krematorier: 110 000 ton CO₂e.
- Deponering: 400 000 ton CO₂e. Det är främst metan i läckage av deponigas som påverkar.
- Rening av avloppsvatten: 380 000 ton CO₂e. Det är framför allt metan som bildas i avloppsnätet.

Även dessa utsläpp är stora i jämförelse med vad som verkar rimligt för lagringen av balat avfall.

3.5. METODUTVECKLING OCH MÄTINSTRUMENT

Inga tidigare mätningar i eller kring just avfallslager (löst eller balat) återfanns, förutom ett fåtal spårgas- och drönmätningar över hela deponi- och avfallshanteringsområden. Då sådana ”plymmätningar” ansågs ha risk för många felkällor, vara väder- och terrängberoende samt kostsamma, så övergick valet av mätmetod till att fokusera på att förstå vad som händer just i avfallslagret.

Mätinstrumentet, Fresenius GA 320, visade sig vara begränsande då koldioxiden vid flertalet tillfällen uppgick till maxvärdet 10 000 ppm och därmed inte kunde mätas med exakt värde. Tack vare att det ena av IVL:s två instrument var lösmonterat och kunde förflyttas på en kärra gick provtagningarna bättre att genomföra, än om enbart det bilmonterade instrumentet hade funnits.

Bristen på kunskap om koldioxidhalter över 10 000 ppm ansågs från början vara mindre prioriterad i denna studie då den antogs ha biologiskt ursprung och därmed inte gav något bidrag till klimatpåverkan. Det visade sig däremot vara värdefullt för att förstå de biologiska processerna, en förståelse som gör att det är lättare att exempelvis avgöra vilka parametrar som påverkar gasbildningen. För att förstå de processerna lite bättre hade det även varit värdefullt att mäta syrehalten i den testade gasen, fukthalten på avfallet (eller gasen) och temperaturen inne i avfallet.

Provtagning i balar: Den tilltänkta metoden var att mäta förekomst av gas inuti balarna genom förborrade hål eller slå/hugga sig in i balen med en lans och med instrumentanalysatorns interna pump dra ut och analysera ett luftprov. Det visade sig att möjligheten att penetrera en bal med provtagningslansen varierade ganska kraftigt beroende på vilket avfall den innehöll. Vid mätningarna i Boden provades att borra hål innan lansens stacks in i balen, detta ledde till att borsten fastnade eller slog emot något inne i balen. Fortsättningsvis gjordes penetration uteslutande genom slag mot och tryck med lansens.

4

**Analys och
slutsatser**

Projektet har inhämtat mycket ny kunskap om bildandet av växthusgaser vid lagring av avfall. Framför allt har det inhämtats mycket data om gassammansättningen inne i balat avfall, vilket har visat sig vara varierande. Avfall är inhomogent och det har nu visat sig att även gasen är inhomogen, där två separata punkter i en och samma bal kan ge helt olika resultat. Det krävs många mätpunkter för att beräkna den genomsnittliga gassammansättningen någorlunda säkert.

4.1. FAKTORER SOM PÅVERKAR GASBILDNINGEN

Utifrån litteraturstudien och mätningarna på lagrat avfall kan det dras några slutsatser om vilka faktorer som påverkar bildandet av växthusgaser i avfallet.

- Tillgången till lättnedbrytbart material (typ av avfall). Om det saknas kväverikt material kan det inte bildas lustgas och om det saknas lättnedbrytbart organiskt material kommer bildandet av koldioxid och metan gå betydligt långsammare.
- Fukthalten. Gaserna som har testats bildas av biologisk aktivitet, vilket kräver tillgång till fukt. En låg fukthalt kommer troligtvis fördröja den biologiska processen och på så sätt minska de totala utsläppen. En medelhög fukthalt leder till bildande av koldioxid. En hög fukthalt leder till mer bildande av metan.
- Tillgången till syre. Hög tillgång till syre kan leda till hög biologisk aktivitet, vilket skapar mycket värme och mycket koldioxid. Låg tillgång till syre leder till anaeroba förhållanden, vilket leder till att mer metan bildas.
- Temperaturen. Den biologiska aktivitet som bildar gaserna i avfallet kräver en viss temperatur för att vara aktiv. Vid lägre temperaturer minskar aktiviteten. Det har under projektets gång inte observerats någon påverkan av den omkringliggande temperaturen, men det har å andra sidan inte heller testats vid låga utomhustemperaturer och det saknas data om temperaturen inne i avfallet. Nedbrytningen är en exoterm process som alstrar värme, vilket innebär att när nedbrytningen väl har börjat kan utomhustemperaturen ha mindre betydelse, särskilt i större lager där det endast är ytskikten som kyls ner av omkringliggande luft.
- Tillgång till näringsämnen. Biologiska processer kräver även näringsämnen i form av exempelvis fosfor och kväve. Rent papper bryts exempelvis ner långsammare än papper som har smutsats -ner med lite matrester.
- Lokala förhållanden. Den stora variation som uppmätts mellan olika punkter i balarna är ett tydligt tecken på att den biologiska aktiviteten i en punkt framför allt påverkas av de förhållanden som råder i just den punkten. Om det ligger en påse med fuktigt lättnedbrytbart material inne i balen kommer det bildas gas i den påsen även om genomsnittet i balen är helt annorlunda. Faktorer som fukt, syrehalt, temperatur och näringsämnen påverkar i lokala punkter. De lokala punkterna kan efter ett tag påverka sin omgivning genom att fukt, syrehalt, temperatur och annat sprids till omgivningen inne i avfallet.

- Tiden. Bildandet av lustgas och metan ser ut att ske relativt tidigt i lagringen, troligtvis på grund av att det finns ett antal lokala punkter inne i avfallet som har en tillräcklig nivå av alla de faktorer som redovisats i denna lista. Om den biologiska aktiviteten sedan leder till en mer omfattande förbrukning av syre inne i avfallet kan nedbrytningen övergå till en anaerob process i fler delar av avfallet vilket kan resultera i högre halter metan. Det ser dock ut som att de största utsläppen av växthusgaser sker under de inledande månaderna av lagringen.

4.1.1. Ytterligare faktorer som påverkar utsläppen

Utöver bildandet av växthusgaser under lagringen finns det några andra faktorer som kan påverka utsläppen mer generellt. Här nedan listas några sådana faktorer som har observerats under studiens gång.

- Eventuell infångning av gasen. Att lagra avfallet inomhus och nyttiggöra gasen genom att förbränna den, så som det görs i Västerås, kommer leda till lägre utsläpp. Dels oskadliggörs de gaser som har högst uppvärmningspotential, alltså lustgas och metan. Dessutom utnyttjas energin som gaserna innehåller, vilket då kan utnyttjas för att producera fjärrvärme eller el. Om det inte är möjligt att förbränna gasen kan en annan lösning vara att leda utgående luft till ett biofilter. Denna teknik är dock oprövad för just gaser från avfallslager. Annars finns biofilter för rening av förorenad luft från komposteringsanläggningar och avloppsanläggningar.
- Läckage av gasen. Det har noterats högre halter metan vid ”sniffning” strax ovanför löslager jämfört med ovanför ballager, trots att metanhaltin inne i löslagret var lägre än inne i balarna. Det tyder på att plasten runt balarna hjälper till att undvika läckage till omgivningen.
- Öppnandet av balar. Då balarna rivs upp för att sändas till förbränning kommer gasen inne i balen att läcka ut. Om balen öppnas inomhus, exempelvis i bunkern där avfallet ligger tillfälligt innan förbränningen, kan gasen fångas in och just det utsläppet undviks. Det utsläppet ser dock ut att vara relativt litet i jämförelse med läckaget. En rimlig gassammansättning vid öppnandet kan exempelvis vara 50 ppm lustgas och 400 ppm metan. Om det antas att balen innehåller cirka 0,5 m³ gas per ton avfall kommer öppnandet leda till en klimatpåverkan som är cirka 3 procent av en veckas lagring av samma avfall.
- Mängden som lagras. Mer avfall i lager leder till mer totala utsläpp från lagringen.
- Värmevärdet och energiinnehållet på avfallet. De växthusgaser som har bildats i det lagrade avfallet kommer från biologiska processer där materialet bryts ned. Bakterier och andra organismer utnyttjar energin i avfallet för att leva och fortplanta sig. Gaserna är biprodukter från dessa processer. Det leder till att det försvinner energi från avfallet, vilket är energi som på så sätt aldrig kommer

kunna utnyttjas för att skapa fjärrvärme och el. Avfallet tappar därför också en del av sitt värmevärde, vilket leder till att det måste blandas ut med nyare och torrare avfall för att upprätthålla en lagom temperatur i förbränningen. Värmevärdet minskar också om avfallet utsätts för fukt från nederbörd. Nederbörden ger således en dubbel effekt genom att sänka värmevärdet på grund av ökad fukthalt och ökade metanutsläpp på grund av anaerob nedbrytning.

- Mängden plast som används vid balandet. Plasten som används vid balandet kommer troligtvis brännas upp ihop med resterande avfall, vilket leder till utsläpp av fossil koldioxid. Det har från den här studien inte gått att kvantifiera hur mycket mer växthusgas som släpps ut från löslager jämfört med ballager, men vid en korrekt jämförelse bör även utsläppen från förbränningen av emballeringsplasten inkluderas.
- Mängden plast i avfallet. Klimatpåverkande utsläpp från förbränning av avfall är betydligt högre än utsläppen från lagring av balat avfall (även om emballageplasten inkluderas). Den absolut största påverkan kommer troligtvis från att minska den totala mängden plast som förbränns. Det kan dock vara värt att ha i åtanke att plasten i sig själv inte kommer leda till några utsläpp under själva lagringen och den är därför ett lämpligt avfall att lagra, förutsatt att den är fri från matrester och annat lättnedbrytbart material.

4.2. MÖJLIGHETER OCH RISKER

Den största möjligheten ligger troligtvis i att nyttja kunskapen som framkommit för att minska utsläppen från lagringen och därmed också bevara energin i avfallet. Energin som förloras av att växthusgaserna bildas kan i stället nyttjas för att producera värme och el. Det får också ses som en möjlighet att kunskapen kan nyttjas för att effektivisera arbetet med att minimera utsläppen, där fokus läggs på de ställen där risken för utsläpp är som störst.

Det ser inte ut att finnas några större möjligheter att nyttja gasen för energiändamål bortsett från där infrastrukturen redan finns (exempelvis Västerås). Koncentrationerna av metan är för låga för att motivera infångning om det inte går att göra med relativt enkla medel.

Det har identifierats några risker för högre utsläpp från lagring av avfall, vilka har listats i avsnitten här ovan. Det inkluderar att det finns en risk i att ett fokus på utsläpp av växthusgaser från lagring av avfall flyttar fokus från något annat som orsakar större utsläpp, exempelvis förbränningen av plast.

4.3. UTVECKLING AV METODIK FÖR PROVTAGNING

Det är viktigt att påpeka att detta är en initial mätning och skattning av emissioner av växthusgaser från avfallsbränslelager. Tolv balar vid varje mättillfälle ger endast en fingervisning av den genomsnittliga gassammansättningen. Metoden har möjliggjort en bredare insyn i mängden växthusgaser i balar samt utsläppsmängder från ett lager. Med mätningarna med lans blev det möjligt att mäta flera mätpunkter samt få mer förståelse för haltmängd eller om halterna varierar inne i balarna. Genom de två ventilationsmätningarna i Västerås (Mälarenergi) blev det möjligt att kvantifiera ett utsläpp över längre tid och jämföra dessa med platsspecifika förutsättningar. En variant av framtida mätningar skulle kunna utreda vidare korrelationen mellan lansmätning i balar och frånluftsmätning i ventilation för att lära mer om kvantifiering från balarnas gasinnehåll jämfört med vad som emitteras.

Ett förslag är att införliva provtagning av lageremissioner i övriga anläggningsrutiner och att sammanställa data nationellt för att kunna följa upp över tid och få allt säkrare statistik. Eftersom detta ännu är ett frivilligt åtagande vore det en möjlighet att t ex genomföra för ett antal anläggningar, koordinerat och delfinansierat av Avfall Sveriges verksamhetsgrupp Avfallsbränsle. Någon anläggning skulle då kunna fokusera på provtagning dagligen under kortare period för att följa nedbrytningsförlopp, medan en annan kan fokusera på provtagning för jämförelser mellan väderförhållanden/säsonger.

Metoder som använts i denna utredning:

- Provtagning i balar med lans.
- Provtagning i löslager med lans.
- Provtagning ovan ballager respektive ovan löslager genom så kallad ”sniffning” (även för bakgrundsvärden).
- Provtagning i ventilationstrumma.

4.3.1. Vidare metodikutveckling

Om en spårgas- eller drönarmätning planeras för angränsande avfallsverksamhet kan man i samråd med utföraren se om vindförhållanden och övriga faktorer lämpar sig för att försöka detaljstudera ett lagerområde. Eventuellt i kombination med haltmätningar inuti bal- eller löslager.

Vid mätningar av växthusgaser från reaktorer i reningsverk, markområden eller slamlager används ofta huvar, dessa är främst kända som fluxkammare. En låda eller huv placeras på tänkt mätyta som under tid samlar avgången i lådan. Luften i lådan analyseras och volymfraktionen kan bestämmas efter ökningen av halten i lådan över bestämd tid. Detta kan också göras genom kontinuerlig mätning från lådan genom spädluft som tillförs till lådan med kontrollerat flöde som senare kan beräknas till en masskoncentration. Detta är inte helt olik det som gjordes i lagret i Västerås då hela lagret fick samma funktion som lådan. Denna metod skulle

möjligtvis med fördel användas på exempelvis löslagret i Malmö för att över längre tid mäta avgången från olika punkter och då kunna göra en uppskattning av den totala avgången. Detta från hela löslagrets yta genom att multiplicera löslagrets verkliga yta med uppmätt medelvärde från mätytan.

Vad som också skulle kunna göras är att stänga in en eller flera balar i ett rum eller liknande med flödeskontrollerad ventilation och mäta kontinuerligt för en mer exakt avgång av vissa specifika balar. Om det är önskvärt att bättre förstå hur avfallens sammansättning påverkar resultaten kan avfall som har genomgått plockanalyser nyttjas genom att balas efter plockanalysen och därefter stängas in i ett rum med kontinuerlig mätning av avgiven gas.

4.4. REKOMMENDATIONER

Baserat på resultat och slutsatser i denna utredning rekommenderar vi följande vid lagring av avfall:

1. Undvik att avfallet blir fuktigt.
 - Håll emballage-plasten så intakt som möjligt. Undvik transport- och lastningsskador så långt det går. Det har vittnats om att skadegörelse från fåglar går att minimera genom att nyttja ljusgrön plast, då den ska locka färre fåglar än svart eller vit plast.
 - Det kan vara relevant att placera avfallet under tak om det finns möjlighet. Det är exempelvis relevant vid små tillfälliga löslager och balstationer som används för att skapa egna balar, för att minimera fukthalten innan balning.
 - Placera eventuellt löslagrat avfall på en yta med avrinningsmöjlighet.
2. Minimera mängden lättnedbrytbart avfall, exempelvis livsmedelsavfall.
 - Prioritera hellre lagring av verksamhetsavfall än kommunalt restavfall (hushållsavfall).
 - Gör uppföljningar och kolla avfallens sammansättning. Prioritera därefter avfallskällor med låg andel livsmedelsavfall.
 - Gör uppföljning även på importerat avfall.
3. Undvik löst lagrat avfall så långt det är möjligt.
 - Löst lagrat avfall bör endast lagras kortare perioder.

Använd också dessa tre punkter som en möjlighet att prioritera vilket avfall som först ska förbrännas. Så långt det är möjligt bör det avfall som inte kan uppfylla dessa tre punkter förbrännas först. Åldern på avfallet behöver inte vara något som prioriteras, förutsatt att det är torrt, balat och har en låg halt lättnedbrytbart material. Detta gäller dock utifrån de emissioner som har beräknats i denna studie. Det kan finnas andra anledningar till att prioritera ålder så som tillstånd, lagstiftning och annat.

Den strategi som flera anläggningar har i form av att bränna det äldsta avfallet först är troligtvis inte något som minskar utsläppen från lagringen. Det är däremot bra om lagret är tomt innan nästa lagringsperiod påbörjas, annars har lagringsmängden varit större än nödvändigt vilket har ökat utsläppen.

Eftersom standardiserade lagringssätt, tips och råd har efterfrågats, ser vi att detta bör vara ett fortsatt utvecklingsområde genom någon av Avfall Sveriges arbetsgrupper.

4.5. HAR PROJEKTETS MÅL OCH SYFTE UPPNÅTTS?

För överskådlighet redovisas svar på de frågeställningar som räknades upp i inledningen (avsnitt 1.1) i Tabell 7.

Tabell 7. Svar på uppdragets frågeställningar från Avfall Sverige.

Frågeställning	Svar
1. Vilka mängder gas kommer ut från avfall som lagras inför energiåtervinning?	Detta har besvarats genom ventilationsmätningarna, som resulterade i omkring 0,5 (max 1,4) kg CO ₂ e per ton balat avfall per vecka som lagringen sker. Löslagringen har inte kvantifierats men det har visats att löslagringen troligtvis ger högre utsläpp i genomsnitt och i värsta fall mycket högre utsläpp vid någon eller några lagringsplatser.
2. Under vilken tidsperiod sker mest utsläpp?	Det har visats att både metan och lustgas bildas mest i början av lagringsperioden, i lokala punkter inne i balarna. Troligtvis ökar metanbildningen igen när den genomsnittliga syrehalten i balen minskar. Utsläppen sker troligtvis i samband med, eller upp till några månader efter, att gasen bildats.
3. Finns det möjlighet att samla in och ta tillvara på eller oskadliggöra gasutsläppen?	Det finns möjlighet att samla in och tillvarata gasen på samma sätt som görs i referensanläggningen i Västerås (Mälarenergi), där avfallet lagras inomhus och gaserna leds ut via ventilationen till förbränningspannan. Då oskadliggörs gaserna och energin i gaserna tillvaratas. Det är däremot tveksamt om det är rimligt att göra så vid de stora lagren som inte ligger i anslutning till förbränningsanläggningen.
4. Går det att göra en beräkning för utsläppen från Sverige i helhet?	Om allt avfall hade lagrats i balar skulle utsläppen troligtvis från Sverige i helhet vara omkring 3 000 ton CO ₂ e per år, eller maximalt 9 000 ton CO ₂ e per år. Det löst lagrade avfallet gör dock att utsläppen i helhet är svårare att bedöma utan ytterligare mätningar.
5. Kartläggning hur avfall som lagras inför energiåtervinning förvaras, genom referensanläggningar.	Se beskrivningar i avsnitt 3.2 från de fyra referensanläggningarna och ytterligare åtta anläggningar.
6. Förslag på metoder för övervakning och mätning av emissioner från avfall som lagras inför energiåtervinning.	Förslag ges i avsnitt 4.3. Med tanke på resultaten från denna studie bör fokus läggas på att utveckla rutiner för lagerhantering och prioriteringsordning av olika avfallsslag, inte främst på emissionsmätningar.

Frågeställning	Svar
7. Under vilken tidsrymd och vid vilken temperatur sker utsläpp från avfall som lagras inför energiåtervinning.	Tidsrymden verkar vara huvudsakligen de första månaderna. Temperaturintervall har vi inte besvarat då vi inte testat mäta vid låga temperaturer, men det ser ut att bildas ungefär lika mycket i balar som står utomhus en dag i september (15 grader) som i balar som står inomhus i något som beskrivs som "tropiskt klimat" (varmt och fuktigt). Temperaturen inne i balen spelar större roll än omkringliggande luft. Hur kallt det behöver bli omkring balarna innan de börjar producera mindre mängd gas är svårt att säga i dagsläget. Det fanns från början en förhoppning om att få ett tydligare resultat kopplat till temperatur då det valdes referensanläggningar i norra respektive södra Sverige, men slumpen gjorde så att den omkringliggande temperaturen var i stort sett samma vid alla mätningar utom inomhusmätningen i Västerås.
8. Vilka avfalls slag har störst potential att bilda klimatpåverkande gaser från avfall som lagras inför energiåtervinning.	A. Kommunalt restavfall > importerat avfall > verksamhetsavfall B. Löst lagrat avfall > balat avfall <i>Där ">" betyder "större än" och verksamhetsavfall är brännbart verksamhetsavfall fritt från kommunalt avfall.</i>
9. Finns det några klimatsänkor i avfall som lagras inför energiåtervinning, exempelvis koldioxid.	Detta bedöms ej relevant om avfallet ska förbrännas. Möjligen lämpligt för LCA-studie. <i>En klimatsänka tolkas här betyda samma sak som kolsänka, vilket är en del av naturen/samhället som tar upp mer koldioxid från atmosfären än vad den släpper ut. Om avfallet som lagras ska ses som en kolsänka så är det en väldigt temporär sådan. Om avfallet lagras i några månader så kan klimatpåverkan från förbränningen fördröjas med lika många månader. Möjligtvis går det att se en minskning av de totala utsläppen ur ett livscykelperspektiv om energin i avfallet kan utnyttjas i högre grad under vintern än under sommaren, exempelvis att det går att utnyttja energin för uppvärmning i stället för att "elda för kråkorna". Där måste dock räknas med att avfallet tappar lite av sin energi genom nedbrytningsprocessen.</i>
10. Förslag på åtgärder som kan minska klimatutsläpp av gaser från avfall som lagras inför energiåtervinning?	Rekommendationer kring lagerhantering omfattar bland annat att avvisa fukt, minimera mängd lätt nedbrytbart avfall och, där det är möjligt, undvika löslagring.
11. Vilka möjligheter och risker finns med att försöka minska klimatutsläpp från avfall som lagras inför energiåtervinning?	Återges i avsnitt 4.2.
12. Vilka möjligheter finns att samla in och ta tillvara på eller oskadliggöra de gaser som avges från avfall som lagras inför energiåtervinning?	Detta har bemötts i ett flertal punkter. Det kan sägas vara lämpligt om det kan ske utan större insats, exempelvis genom redan existerande infrastruktur för gasuppsamling. Att stänga in 250 000 ton avfall för lagring inomhus är inte rimligt för de begränsade emissioner som avfallet ger upphov till.
13. En uppskattning om totalutsläpp på nationell nivå från avfall som lagras inför energiåtervinning och jämföra med andra utsläppskällor för gaser.	Ca 3000 ton CO ₂ e från lagring, att jämföra med ca 3 miljoner ton CO ₂ e från avfallsförbränning i energisektorn (fjärrvärme- och elproduktion).

5

Referens- förteckning

Arnell, M. (2013). Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem - En granskning av kunskapsläget. (Rapport Nr 2013-11). Svenskt Vatten Utveckling. <https://vattenbokhandeln.svenskvatten.se/produkt/svenskt-vatten-utveckling/utslapp-av-lustgas-och-metan-fran-avloppssystem-en-granskning-av-kunskapslaget/>

Arvidsson, I. (2016). Deponigas – Mätmetoder för utsläpp och passiva gashanteringsystem Med fältstudie på tre äldre nedlagda deponier. <https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=8626185&fileId=8627699>

Bozkurt, S., Moreno, L., & Neretnieks, I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *The Science of the Total Environment*. (250). 101-121. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00370-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00370-3)

Dalemo, M. (1996). The modelling of an anaerobic digestion plant and a sewage plant in the ORWARE simulation model. (Report 213). Sveriges Lantbruksuniversitet. <https://res.slu.se/id/publ/125807>

Ermolaev, E., Johansson, A., Jönsson, H. (2011). Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter – inverkan av temperatur, matning och skötsel. (Rapport 037). Sveriges Lantbruksuniversitet. https://pub.epsilon.slu.se/8615/1/ermolaev_e_etal_120306.pdf

Ermolaev, E. (2015). Greenhouse Gas Emissions from Food and Garden Waste Composting Effects of Management and Process Conditions. Sveriges Lantbruksuniversitet. <https://res.slu.se/id/publ/67079>

Farquhar, G. J., & Rovers, F. A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water Air Soil Pollut* 2, 483-495. <https://doi.org/10.1007/BF00585092>

Forsgren, M., Granstöm, L., Hamner, J., & Söderqvist, H. (2024). Kunskapssammanställning om metanutsläpp i avfallssektorn. (Rapport 2024:14). Avfall Sverige. <https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2024-14-kunskapssammanstallning-om-metanutslapp-i-avfallssektorn/?tab=download>

Holmgren, M. (2025a). Systembeskrivning Egenkontroll Metanemissioner. En beskrivning av systemet för inventering och reducering av metanemissioner från samrötningsanläggningar, avloppsreningsverk och biogasuppgraderingsanläggningar. EgMet rapport nr 1:2025. Avfall Sverige & Svenskt Vatten. https://www.svenskvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/metanemissioner/egmet/egmet-systembeskrivning-2025_final.pdf

Holmgren, M. (2025b). Mätandbok Egenkontroll Metanemissioner. EgMet rapport nr 2:2025. Avfall Sverige & Svenskt Vatten. https://www.svenskvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/metanemissioner/egmet/egmet-matandbok-2025_final.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5 – Waste. IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2024). IPCC Global Warming Potential Values, version 2.0, 2024. <https://ghgprotocol.org/sites/default/files/2024-08/Global-Warming-Potential-Values%20%28August%202024%29.pdf>

Kolmert Strickland, Å., Kivistö, J., Arvidsson, I. (2020). Ytemissioner av deponigas (Rapport 2020:11). Avfall Sverige. <https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2020-11-ytemissioner-av-deponigas/>

Kolmert Strickland, Å. (2024). Mätning av ytemissioner från avfallsanläggningar, Metodbeskrivning (Rapport 2024:12). Avfall Sverige. <https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2024-12-matning-av-ytemissioner-fran-avfallsanlaggningar/>

Lassesson, H., Due, L., Miliute-Plepiene, J., Hultén, J., & Johansson, J. (2025). Sammansättning av verksamhetsavfall som går till förbränning. - En plockanalysstudie på inhemskt verksamhetsavfall levererat till elva svenska avfallsförbränningsanläggningar. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4ac9bb/globalassets/media/publikationer-pdf/7200/978-91-620-7205-6.pdf>

Ljungberg, S-Å., Meier, J-E., Rosqvist, H., & Mårtensson, S-G. (2009). Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier. (Rapport SGC 203). Svenskt Gastekniskt Centrum. <http://sgc.camero.se/ckfinder/userfiles/files/SGC203.pdf>

Naturvårdsverket. (16 december 2025a). El och fjärrvärme, utsläpp av växthusgaser. <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/vaxthusgaser-utslapp-fran-el-och-fjarrvarme/>

Naturvårdsverket. (16 december 2025b). Avfall, utsläpp av växthusgaser. <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/vaxthusgaser-utslapp-fran-avfall/>

NOAA. (19 januari 2026). Trends in CO₂, CH₄, N₂O, SF₆. National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/>

O'Dwyer, J., Walshe, D., & Byrne, K. A. (2018). Wood waste decomposition in landfills: An assessment of current knowledge and implications for emissions reporting. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.002>

Schmithausen, A. J., Deeken, H. F., Gerlac, K., Trimborn, M., Weiß, K., Büscher, W., & Maack, G-M. (2022). Greenhouse gas formation during the ensiling process of grass and lucerne silage. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114142>

Ximenes, F. (2010). The decomposition of paper products in landfills. *Appita Annual Conference*. https://www.researchgate.net/publication/288600543_The_decomposition_of_paper_products_in_landfills

Öman, C. (1991). Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag. (IVL Rapport B1017). IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1550826&dswid=-9574>

B

Bilagor

BILAGA 1, ENKÄTFRÅGOR TILL AVFALLSFÖRBRÄNNINGS ANLÄGGNINGAR



250120

Lagring av brännbart avfall, Sverige

Hej!

Vi genomför en studie av klimatutsläpp från lagring av brännbart avfall på uppdrag av Avfall Sverige. För att få en mer heltäckande bild av mängder och rutiner ber vi er svara på nedanstående frågor. Vänligen ange medeltal utifrån de senaste tre åren (2022-2024), eller senaste året om det är representativt. *Tack på förhand!*

1. Årlig total avfallsmängd (ton) till förbränning?
 - a. Hushållsavfall
 - b. Verksamhetsavfall (~~inkl~~ matavfall fr verksamhet)
 - c. Verksamhetsavfall (~~exkl~~ matavfall)
 - d. Annat

2. Vilka avfallstyper och mängder lagras ni vid er anläggning?
 - a. Hushållsavfall
 - b. Verksamhetsavfall (~~inkl~~ matavfall fr verksamhet)
 - c. Verksamhetsavfall (~~exkl~~ matavfall)
 - d. Annat
 - e. Ingen lagring

3. Hur lagras olika avfall och hur är fördelningen (ton) mellan olika sätt (löslager, balar)?
4. Lagras något avfall under tak (ja, nej, delvis)?
5. Mixas olika inkommande avfallslag? Om ja, mixas det före eller efter lagring?
6. Kortaste, respektive längsta, lagringstid (vilket avfall)?
7. Tar ni det äldsta lagrade avfallet först till förbränning? Några undantag?
8. Vilka månader lagras avfallet främst?
9. Tidpunkt av störst lagringsmängd?
10. Om ni har importerat avfall, vet ni hur länge det varit balat innan det kommer till er och gör ni uppföljning på utsorteringsgrad av matavfall och/eller producentansvarsmaterial?
11. Vilka avfall/saker utgör störst problem/risk i avfallslagret? (Batterier, lustgastuber, ?..)
12. Gör ni egna gasanalyser/provtagningar vid anläggningen?
13. Finns kartbild och foto över lagringsytor? Skicka gärna lågupplöst bild till projektledaren.
14. Något annat som vi bör känna till eller beakta?
15. Kontaktperson, namn och e-post:

BILAGA 2, FLYGBILDER, REFERENSANLÄGGNINGAR

Bild 3. Avfallslager Bodens Energi, 2023 (källa: Tommy Vikström).



Bild 4. Avfallslager Renova (Göteborg), Tagene deponi, 2023 (källa: Jonas Axner).

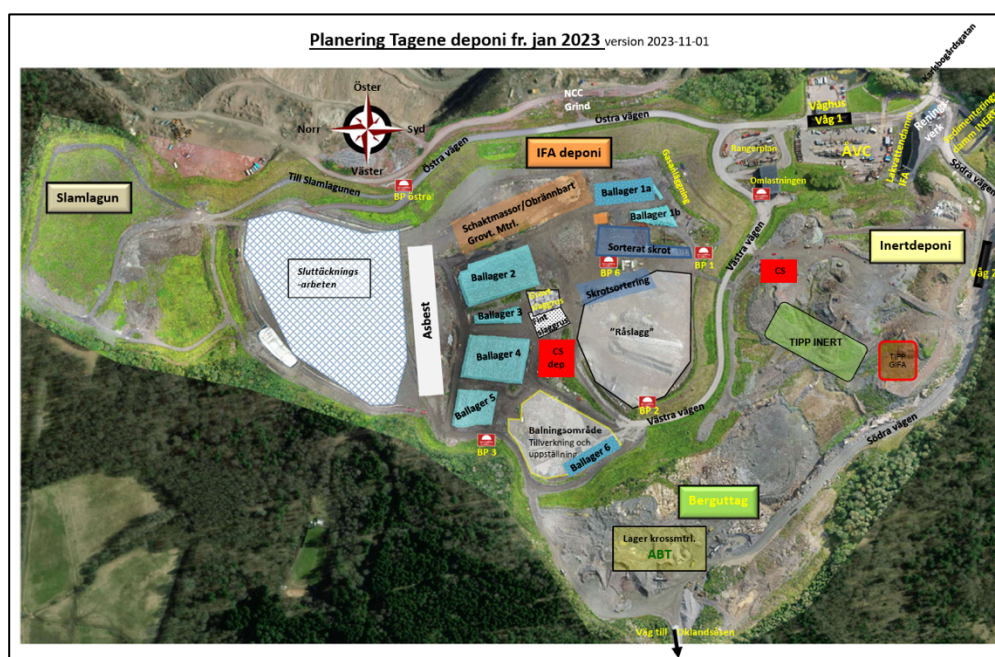


Bild 5. Avfallslager inomhus, Mälarenergi (Västerås) (källa: Google Maps).



Bild 6. Avfallslager SYSAV (Malmö), Spillepeng, 2024 (källa: Jessica Bemlar).



BILAGA 3, PROVTAGNINGSRUTIN, UTSLÄPP FRÅN AVFALLSLAGER



Provtagningsrutin – utsläpp från avfallslager

1. Säkerställ el-försörjning för instrument och att det går att komma åt lagret.
2. Notera tid, temp, tryck, väderlek
3. Förbered fotografering av provtagningsobjekt – på distans för översikt samt närbilder.
4. Notera avfallets komposition, ursprung och lagringstid vid provtagnings-tillfälle. Gör skiss av löslager och märk upp provpunkter.
Märk upp balar med bred tusch.
 - a) Provtagningsnr, t ex P1
 - b) Anläggning, t ex BOD för Bodens Energi
 - c) Packningsdatum, lämpligen veckonummer
 - d) Typ av avfall, t ex VH (verksamhetsavfall), KR (kommunalt restavfall)
 - e) Ursprungsland, t ex SE, IT, UK, IE
5. Notera provpunkters karaktär, inkl okulär observation på plats, t ex trasiga eller hela balar.
6. Mäta bakgrundsnivå på anläggningen, uppströms vind från lageryta.
(Mälarenergi: utanför samt inuti lagerlokalen.)
7. Utför snifvmätning 10 cm ovan balar och löslager.
8. Utför lansmätning i balar och notera om något fallerar pga ogenomträngligt eller annat. (Totaltid ca 20 min/bal inkl förberedelse.)
 - Två provpunkter per bal (topp/övre (a), mitt/nedre (b)).
 - Fem minuter per provpunkt (ger ca 9 st mätvärden per provpunkt som sedan tas ett medelvärde på)
9. Utför lansmätning i löslager och notera om något fallerar pga ogenomträngligt eller annat. (Totaltid ca 10 min/provpunkt inkl förberedelse.)

BILAGA 4, INTERVJUER MED REFERENSANLÄGGNINGARNA

Bodens Energi, intervju med Tommy Vikström, 22 april 2024

Hela området är en gammal deponi. Det ligger ca 6 km från förbränningsverket.

Bild 7. Bodens Energis avfallslager, 1 = Löslagrat, 2 = Ballager, 3 = Löslagrat.



Rutin inkommande material (ref till Bild 7):

- Krossat sorterat verksamhetsavfall, huvudsakligen importerat från Norge, anländer till område 1.
- Även hushållsavfall anländer till område 1.
- Hushållsavfallet balas så snabbt som möjligt efter ankomst för att minska lukt och skadedjur.
- Material från område 1 balas på plats och staplas i område 2.
- Vanligtvis dokumenteras inte materialet, men det kan dokumenteras för det här projektet så att vi kan skilja på verksamhets-/hushållsavfall och ålder på balarna.
- Icke-krossat verksamhetsavfall anländer till område 3 där det hanteras genom krossning, metallseparation och siktning. Det lagras sedan löst inom område 3.
- Även importerat färdigbalat avfall tas in, men det lagras direkt på förbränningsanläggningen.

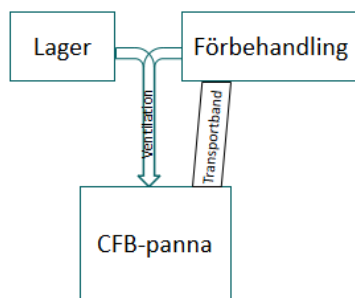
Rutin lagring:

- Löst avfall lagras in från slutet av maj till balningen startar vid midsommar fram till slutet av augusti, då det finns som mest balar på plats.
- Under september och oktober sker endast löslagring, vilket är det material som töms först (särskilt hushållsavfallet). Det finns som mest material lagrat på området i oktober.
- Balarna börjar användas först omkring februari. Då de har lagrats som minst 6-8 månader.
- Uttaget från lagringen prioriteras inte enbart utifrån ålder. Prioriteringen är att få ett jämnt värmevärde, gärna relativt högt under snösäsongen. Materialet tappar i värmevärde med ålder (pga. nedbrytning) så det tas gärna ut innan det blir för gammalt, men ibland behöver de prioritera torrt och nytt material för att hålla värmevärdet uppe.

Mälarenergi (Västerås), intervju med Jennie Uhrman, 3 april 2024

Mälarenergis anläggning behandlar och lagrar avfall i hallar, se Figur 10, med ventilation som styrs till pannan, med anledning av tät anslutning till Västerås stad och att lukter därför behöver begränsas.

Figur 10. Mälarenergis anläggning behandlar och lagrar avfall i hallar.



- Inhemskt avfall anländer till förbehandlingen där det krossas och sorteras (separation av metall och tungfraktion bestående av mestadels icke-brännbart) innan det skickas till pannan för förbränning.
- En del inhemskt avfall balas och körs in till lagret, framför allt verksamhetsavfall med låg andel lättnedbrytningbart material.
- Lagret är uppdelat i celler där material tas från en cell och lagras i en annan.
- Både lager och förbehandling har undertryck, där ventilationen styrs in till pannan.
- Lagret var tomt vid intervjun (3 april) men de vill börja lagra ungefär då. Lagret ska vara fullt i september, vilket inte är säkert att de lyckas med.
- Mängden balat avfall dokumenteras och i vilken cell de läggs. Det som tas ut dokumenteras också.

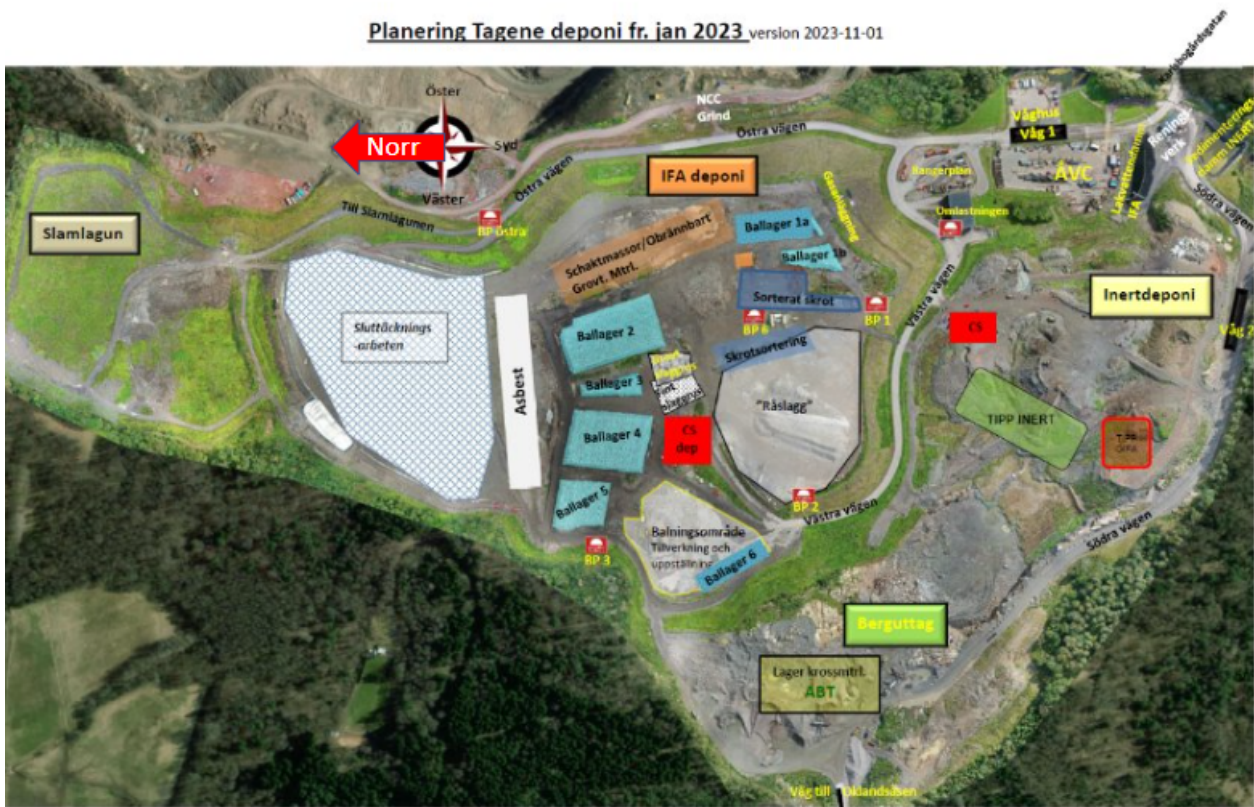
- Luftflödet (mängden luft) ut från lokalen dokumenteras.
- Alla celler är utrustade med detektorer för kolmonoxid (CO) och metan (CH₄). Inga mätare för CO₂ och inga mätare för ventilationsluften.
- Temperaturen i lokalen mäts.
- De har även en skannande IR-kamera för att detektera värmekällor.
- Instrument i hallen bör kunna hantera ett ”dammigt tropiskt klimat”.

Renova (Göteborg), intervju med Lia Detterfelt, 13 maj 2024

Tagene deponi ligger uppe på en kulle, se Bild 8. Det blåser ofta ordentligt, med mer vind ju högre från marken man kommer. Lagringen sker ovanpå en delvis sluttäckt gammal deponi.

Koldioxid (CO₂) och metan (CH₄) mäts kontinuerligt från deponigasen som tas ut. Kolmonoxid (CO) och svavelväte (H₂S) mäts någon gång i månaden.

Bild 8. Tagene deponi med lagrings- och behandlingsytor angivna, januari 2023.



Rutin inkommande material:

- Avfallet som balas är verksamhetsavfall från sorteringsanläggningar.
- Rundbalar med plast, plastnät samt 6 varv med plastfilm (ljusgrön, för att fåglarna inte hackar på den så som de gör på svart eller vit plast).
- Styrs till balning under sommaren (maj-september).
- Sorteringen sker manuellt med kranar, trä, metall, plast, tegel, sten, grus.
- Materialet krossas till max 500 mm. Efter krossen sitter även en magnetavskiljare. Efter det balas det i rundbal.
- Inget importerat avfall tas in till lagring i dagsläget, men de söker tillstånd.
- Inget hushållsavfall lagras. Inte heller något hushållsliknande verksamhetsavfall. Det drar till sig enormt många flugor.

Lagringsrutin:

- Balar läggs i stackar som är fem våningar höga med brandgator emellan.
- Lagras 25 000 – 35 000 ton per säsong.
- Balat avfall tas in för förbränning september-maj.
- Det är ibland några tusen ton balar kvar, som tas in som första avfall nästa säsong. Just nu är 3000 ton kvar från förra året.
- De har ungefär koll på inom vilka områden av ballagret som lagrades när. Inte exakt dag, men ungefärlig period. Grundprincipen är att de äldsta ska brännas först, om det inte är några omständigheter som exempelvis säger att ytan ska göras fri för något annat.
- Allt lagrat avfall är i princip samma typ av avfall. Ursprung i bulkigt verksamhetsavfall, men därefter sorterat och krossat.
- Mäter avfallet i kubikmeter där 1 m³ är ungefär 400 kg.

SYSAV (Malmö), intervju med Jessica Bemlar, 22 april 2024**Balat avfall:**

- De balar inget själva. Nya balar importeras hela året.
- Ballagret är i princip fullt redan, vilket det inte brukar vara. Speciellt för i år.
- Information om balarna är knapphändig, förutom vem som skickade dem.
- Stickkontroller görs av enstaka balar från enstaka (ffa nya) leverantörer.
- Kassa balar prioriteras till förbränningen. Hushållsavfall får oftast en säckigare form som är svår att stapla, vilket gör att de går snabbare till förbränning.
- Drönarflygningar över området för att identifiera hotspots, vilket kan medföra att varma balar snabbare går till förbränning.
- Balarna ligger på en gammal deponi.

Löst lagrat avfall:

- Denna lagring påbörjas ungefär nu (22/4).
- Det är framförallt sorterat industriavfall som lagras, tex. brännbart från ÅVC.
- De är ibland tvungna att lägga hushållsavfall på lager, men det prioriteras i så fall till pannan, alltså förbränns det tidigare.
- En halv cell används för löslagring av trädgårdsavfall (till förbränning). Här bildas en del gaser.
- Materialet läggs i celler, mellan lervallar (för att minska risken vid brand), kompakteras och täcks med lera som sen tas bort innan det skickas till pannan.
- Det egna avfallet har de bra koll på.
- Det sitter värmekameror över löslagret och görs drönarflygningar, för att hitta varma delar som prioriteras till pannan och för att snabbare upptäcka bränder (eller risk för bränder).
- De tre löslagercellerna ligger inte på deponi, men däremot direkt intill komposteringen.

Övrigt:

- Avfallet får ligga i max ett år.
- Det ligger en kompostanläggning på området, som är vattenfylld för tillfället pga. kraftig nederbörd senaste tiden.
- De har data på vad som har lagrats var och när, utifrån den information de har tillgänglig (skillnad på eget insamlat avfall och importerat).
- Det utfördes en emissionsmätning (med drönare) 2023. Komposten och trädgårdsavfallet såg då ut att vara de största utsläppskällorna. Bedömdes inte vara relevant för att definiera avfallslagringen specifikt.

Bild 9. SYSAVs lager- och behandlingsytor vid Spillepeng, Malmö, 2024.



BILAGA 5, FOTON FRÅN MÄTTILLFÄLLEN

Bild 10. Utrustning för bakgrunds- och sniffringsmätning, intill balat avfallslager i Boden, 2024.



Bild 11. Löslager i Boden, 2024.



Bild 12. Bal 10, 2024, till vänster och Bal 1, 2025, till höger i Malmö med lansar sittandes i de två mätpunkterna i toppen och mitten av balarna.



Bild 13. Löslagret i Malmö, 2024 till vänster och 2025 till höger. 2025 har lagret täckts med jord.



Bild 14. Bal 8, 2024, till vänster och samma bal (Bal 8) 2025, till höger i Göteborg med lansar sittandes i de två mätpunkterna i toppen och mitten av balarna.



Bild 15. Tillfälligt lager i Göteborg som väntade på att balas samma vecka, 2024.



Bild 16. Mätning i ventilationstrumma i Västerås, 2025.



Bild 17. Sniffning intill balar i Västerås, 2024.



BILAGA 6, MÄTVÄRDEN BALAR

Tabell 8. Mätvärden tagna med lans inuti balarna, i två mätpunkter (toppen och mitten), för de tre växthusgaserna lustgas (N₂O), koldioxid (CO₂) och metan (CH₄) där alla räknas i ppm av den totala gassammansättningen. Balarna har delats in i grupper där alla balar inom samma grupp borde vara jämförbara med varandra. Typ är uppdelat på verksamhetsavfall (VA), importerat avfall (IA) och kommunalt avfall (KA). Åldern (räknat i månader) är en uppskattning av tiden som passerat mellan packtillfället och mättillfället. En asterisk (*) vid en bals nummer indikerar att det är exakt samma bal som testats vid två tillfällena.

Ort	Bal	Grupp	Typ	Ålder (mån)	Toppen (ppm)			Mitten (ppm)		
					N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄
Boden	1*	Industri-24	VA	0,16	0,2	3930	1,2	-	-	-
Boden	2*	Industri-24	VA	0,16	0,7	3065	1,8	-	-	-
Boden	3*	Industri-24	VA	0,16	20,4	10000	19,9	112,4	9883	42,9
Boden	4	Industri-24	VA	0,16	0,5	3441	1,7	-	-	-
Boden	5*	Industri-24	VA	0,16	0,3	1625	0,8	13,9	10000	15,2
Boden	6	Industri-24	VA	0,16	0,3	4396	1,5	-	-	-
Boden	7	Hushåll-24	KA	0,16	233,2	4908	2301,4	194,4	8169	565,4
Boden	8	Hushåll-24	KA	0,16	212,3	5801	680,1	132,2	10000	119,6
Boden	9	Hushåll-24	KA	0,16	187,9	6394	331,2	94,0	10000	250,5
Boden	10	Hushåll-24	KA	0,16	7,9	10000	46,1	204,1	5746	969,1
Boden	11	Hushåll-24	KA	0,16	207,4	7175	2606,8	47,2	10000	424,7
Boden	12	Hushåll-24	KA	0,16	205,2	6968	1432,0	185,4	9823	472,6
Boden	13	Hushåll-24	KA	0,16	80,4	10000	486,6	147,6	8733	1854,0
Boden	1*	Industri-25	VA	12,66	0,0	10000	8,0	0,0	10000	8,8
Boden	2*	Industri-25	VA	12,66	1,6	5840	1,7	0,0	7536	1,5
Boden	3*	Industri-25	VA	12,66	0,0	10000	0,8	9,7	10000	0,5
Boden	4	Industri-25	VA	12,66	15,5	10000	35,0	67,6	10000	114,7
Boden	5*	Industri-25	VA	12,66	1,1	4043	1,6	0,0	6100	2,3
Boden	6	Industri-25	VA	12,66	0,1	780	2,7	0,0	10000	1,4
Boden	7	Hushåll-25	KA	12,66	13,7	10000	8958,3	170,0	7676	242,5
Boden	8	Hushåll-25	KA	12,66	0,2	10000	26,1	148,9	9175	212,9
Boden	9	Hushåll-25	KA	12,66	44,7	10000	65,7	78,7	10000	160,4
Boden	10	Hushåll-25	KA	12,66	2,9	9938	27,6	17,1	10000	50,4
Boden	11	Hushåll-25	KA	12,66	142,2	10000	642,8	9,6	10000	699,5
Boden	12	Hushåll-25	KA	12,66	95,7	10000	144,6	110,1	10000	345,3
Göteborg	1*	Nypackat-24	VA	0,03	206,9	4633	131,6	163,6	6614	99,5
Göteborg	2*	Nypackat-24	VA	0,03	196,4	5170	126,2	176,3	6007	88,2
Göteborg	3*	Nypackat-24	VA	0,03	48,9	10000	4,7	78,8	10000	2,2
Göteborg	4*	England-24	IA	1,00	145,4	6995	696,5	8,9	10000	248,3
Göteborg	5*	England-24	IA	1,00	12,2	10000	183,1	158,1	6655	1387,7
Göteborg	6*	England-24	IA	1,00	95,2	10000	1841,2	13,5	9993	508,1

Ort	Bal	Grupp	Typ	Ålder (mån)	Toppen (ppm)			Mitten (ppm)		
					N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄
Göteborg	7*	England-24	IA	1,00	195,9	4864	2924,5	94,0	10000	960,0
Göteborg	8*	Nypackat-24	VA	0,03	484,0	5862	50,4	303,4	4929	54,4
Göteborg	9*	Maj-24	VA	4,00	18,1	10000	9,0	13,2	10000	5,3
Göteborg	10*	Maj-24	VA	4,00	126,2	10000	1,0	11,8	9895	1,9
Göteborg	11*	Maj-24	VA	4,00	47,1	10000	1,3	5,3	10000	0,8
Göteborg	12*	Maj-24	VA	4,00	5,1	8122	1,6	8,7	10000	1,7
Göteborg	1*	Nypackat-25	VA	12,03	67,6	10000	6,7	7,3	10000	7,3
Göteborg	2*	Nypackat-25	VA	12,03	0,0	8507	7,0	0,0	10000	8,0
Göteborg	3*	Nypackat-25	VA	12,03	0,1	9155	7,3	2,1	10000	8,5
Göteborg	4*	England-25	IA	13,00	0,0	10000	18,6	121,7	9512	83,1
Göteborg	5*	England-25	IA	13,00	29,0	10000	36,2	47,5	10000	41,7
Göteborg	6*	England-25	IA	13,00	0,0	10000	35,9	0,0	9919	28,0
Göteborg	7*	England-25	IA	13,00	5,0	10000	13,5	38,3	10000	14,0
Göteborg	8*	Nypackat-25	VA	12,03	0,0	10000	8,4	59,9	10000	5,7
Göteborg	9*	Maj-25	VA	16,00	0,9	1190	9,9	0,2	8199	7,1
Göteborg	10*	Maj-25	VA	16,00	0,0	9029	6,8	4,1	10000	7,3
Göteborg	11*	Maj-25	VA	16,00	0,0	10000	8,5	0,9	10000	7,0
Göteborg	12*	Maj-25	VA	16,00	3,4	8682	42,6	3,7	10000	35,4
Malmö	1	Irland-24	IA	7,75	6,4	9959	3,7	4,4	8988	3,4
Malmö	2	Irland-24	IA	7,50	2,5	7624	3,6	2,4	4511	2,8
Malmö	3	Irland-24	IA	7,25	14,8	10000	26,6	2,8	9801	5,9
Malmö	4	Irland-24	IA	7,25	192,5	9852	79,8	30,9	10000	54,2
Malmö	5	Irland-24	IA	7,25	15,7	10000	6,3	73,3	10000	1645,9
Malmö	6	Irland-24	IA	7,25	136,2	10000	98,9	2,9	6435	3,1
Malmö	7	Irland-24	IA	7,25	24,7	10000	3,6	1,9	10000	4,7
Malmö	8	Irland-24	IA	7,50	137,8	10000	49,3	69,0	10000	17,3
Malmö	9	Irland-24	IA	7,50	20,7	10000	220,7	26,3	10000	68,8
Malmö	10	Irland-24	IA	7,50	116,6	10000	120,3	14,6	10000	57,1
Malmö	11	Irland-24	IA	7,50	15,0	10000	10,1	0,8	10000	5,3
Malmö	12	Irland-24	IA	7,75	8,7	10000	4,4	128,3	10000	6,1
Malmö	1	Irland-25	IA	5,75	90,1	10000	94,1	149,7	9999	123,0
Malmö	2	Irland-25	IA	5,75	0,0	8248	59,0	0,1	7204	21,5
Malmö	3	Irland-25	IA	5,75	13,0	10000	5,9	0,1	6737	3,4
Malmö	4	Irland-25	IA	5,75	8,3	10000	69,1	12,9	10000	192,2
Malmö	5	Irland-25	IA	5,75	187,0	8153	264,2	85,4	10000	283,3
Malmö	6	Irland-25	IA	5,75	40,8	10000	235,4	38,6	10000	124,6
Malmö	7	Irland-25	IA	6,00	226,2	3573	2208,0	14,8	10000	77,7
Malmö	8	Irland-25	IA	6,00	133,9	8600	253,0	265,7	5041	268,3
Malmö	9	Irland-25	IA	6,00	66,6	10000	265,2	157,5	8925	347,0
Malmö	10	Irland-25	IA	6,00	1,4	6045	53,5	1,5	3591	1,4
Malmö	11	Irland-25	IA	6,00	0,0	9992	4,2	0,0	8915	5,1
Malmö	12	Irland-25	IA	6,00	232,8	5189	347,8	177,9	7915	149,7

Ort	Bal	Grupp	Typ	Ålder (mån)	Toppen (ppm)			Mitten (ppm)		
					N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄
Västerås	1	Irland	IA	4,39	50,4	10000	152,7	33,0	10000	1214,9
Västerås	2	Irland	IA	4,39	27,7	10000	101,2	11,4	10000	553,5
Västerås	3	Irland	IA	4,39	1,7	10000	81,7	12,2	10000	184,1
Västerås	4	Irland	IA	4,39	9,7	10000	143,8	22,8	10000	319,5
Västerås	5	Irland	IA	4,39	8,0	10000	44,0	6,3	10000	173,6
Västerås	6	Irland	IA	4,39	10,8	3496	19,7	109,9	10000	638,2
Västerås	7	England	IA	0,68	114,4	9742	275,8	113,9	10000	586,1
Västerås	8	England	IA	0,68	214,3	4821	792,0	140,3	9264	1763,2
Västerås	9	England	IA	0,68	133,9	8165	315,7	194,7	5529	2501,6
Västerås	10	England	IA	0,68	29,0	10000	289,8	3,5	10000	764,4
Västerås	11	England	IA	0,68	88,0	10000	473,2	38,6	10000	1114,8
Västerås	12	England	IA	0,68	81,7	10000	188,6	240,8	3170	1608,4

BILAGA 7, MÄTVÄRDEN LÖSLAGER OCH TILLFÄLLIGA LAGER

Tabell 9. Mätvärden tagna med lans i löslager och tillfälliga lager, för de tre växthusgaserna lustgas (N₂O), koldioxid (CO₂) och metan (CH₄) där alla räknas i ppm av den totala gassammansättningen. Typ är uppdelat på verksamhetsavfall (VA) och kommunalt avfall (KA) samt en mix av båda. Lagret i Malmö var samma lager vid båda mättillfällena, men punkterna som testades skiljde sig åt mellan tillfällena.

Ort	Lager	Punkt	Typ	N ₂ O (ppm)	CO ₂ (ppm)	CH ₄ (ppm)
Boden	Industri-24	1	VA	0,4	1991	38,4
Boden	Industri-24	2	VA	0,2	486	10,0
Boden	Industri-24	3	VA	0,8	875	8,2
Boden	Hushåll-24	1	KA	0,2	1429	22,1
Boden	Hushåll-24	2	KA	0,4	2729	34,3
Boden	Hushåll-24	3	KA	15,3	10000	38,4
Boden	Mix-25	1	VA/KA	0,1	2626	27,5
Boden	Mix-25	2	VA/KA	0,0	9256	141,9
Boden	Mix-25	3	VA/KA	0,0	10000	86,4
Boden	Mix-25	4	VA/KA	1,2	1417	22,9
Boden	Mix-25	5	VA/KA	0,3	617	10,6
Boden	Mix-25	6	VA/KA	2,1	2311	8,7
Boden	Mix-25	7	VA/KA	1,2	3431	19,5
Boden	Mix-25	8	VA/KA	0,4	841	8,4
Boden	Mix-25	9	VA/KA	0,4	2577	8,2
Göteborg	Tillfälligt-24	1	VA	1,0	819	6,3
Göteborg	Tillfälligt-24	2	VA	0,3	426	6,7
Göteborg	Tillfälligt-24	3	VA	1,8	794	7,2
Malmö	Lös-24	1	VA	25,8	10000	9352,5
Malmö	Lös-24	2	VA	52,2	10000	4051,6
Malmö	Lös-24	3	VA	5,5	10000	3330,5
Malmö	Lös-25	1	VA	0,4	2058	0,8
Malmö	Lös-25	2	VA	0,9	1493	0,2
Malmö	Lös-25	3	VA	1,1	4975	2091,4
Malmö	Lös-25	4	VA	1,0	1810	0,4
Malmö	Lös-25	5	VA	0,0	816	29,2
Malmö	Lös-25	6	VA	0,0	784	206,5
Malmö	Lös-25	7	VA	0,0	9881	7297,9
Malmö	Lös-25	8	VA	0,0	721	39,1
Malmö	Lös-25	9	VA	0,0	10000	9767,2
Malmö	Lös-25	10	VA	0,1	3172	95,0

Avfall Sverige är kommunernas branschorganisation inom avfallshantering. Det är Avfall Sveriges medlemmar som ser till att avfall tas om hand och återvinns i landets alla kommuner. Vi gör det på samhällets uppdrag: miljösäkert, hållbart och långsiktigt. Vår vision är "Det finns inget avfall". Vi verkar för att förebygga att avfall uppstår, att mer återanvänds och att det avfall som uppstår återvinns och tas om hand på bästa sätt. Kommunen och deras bolag är ambassadör, katalysator och garant för denna omställning.



Avfall Sverige Utveckling 2026:07

ISSN 1103-4092

©Avfall Sverige AB

Adress Baltzarsgatan 25, 211 36 Malmö
Telefon 040-35 66 00
E-post info@avfallsverige.se
Hemsida www.avfallsverige.se