



Sveriges
lantbruksuniversitet

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter

Emissions of greenhouse gases and ammonia
from home composting

Alexander Johansson

REFERAT

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter

Alexander Johansson

De hushåll som hemkomposterar bidrar på flera sätt till minskad miljöbelastning. Den färdiga komposten kan användas som jordförbättringsmedel i den egna trädgården och hemkompostering underlättar sophanteringen och minskar avfallstransporterna vilket medför lägre utsläpp av till exempel koldioxid. De negativa effekter som uppstår i samband med hemkompostering är att det under processen bildas växthusgaser och ammoniak som inte fångas upp och behandlas lika effektivt som vid vissa centrala anläggningar.

Syftet med denna rapport var att öka kunskapen om hur stora utsläppen av växthusgaser och ammoniak är från hemkomposter. Undersökningen omfattade 19 hemkomposter i södra Uppsala och provtagningar på de utvalda komposterna har gjorts mellan juni och december 2010. Vid mätningarna samlades gasprover in som senare analyserades i gaskromatograf med avseende på koldioxid, metan och lustgas. I fält mättes också halten ammoniak direkt under locket på komposterna med en gasspåringspump. Det togs även prover av kompostmaterialet för att i labbet analysera vattenhalt, askinnehåll och pH-värde. Kompostprotokoll har regelbundet delats ut till ägarna av de undersökta komposterna där de ombetts fylla i hur de sköter sin kompost. Syftet med dessa protokoll var att få information om vilka mängder avfall som tillförts komposterna, hur ofta material tillförts, vilken typ av material de tillfört samt om komposterna blandats om på något sätt.

Analyserna av datamaterialet visade att utsläppen av ammoniak från komposterna var låga till mycket låga. I de flesta fall kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget. För metan och lustgas har kvoter i förhållande till koldioxid studerats. Kvoten mellan metan och koldioxid var för de allra flesta komposterna lägre än 0,3 % vilket är avsevärt lägre jämfört med en liknande studie av hemkompostering som gjorts i Danmark. Kvoten mellan lustgas och koldioxid var i de flesta fall lägre än 0,2 % vilket är i samma storleksordning som i den danska studien. Den statistiska analys som gjorts visade att vattenhalten, kompostens temperatur och antal familjemedlemmar hade signifikant påverkan på CH₄:CO₂-kvoten. Analysen visade också att vattenhalten, kompostmaterialets volym samt antal familjemedlemmar signifikant skulle inverka på N₂O:CO₂-kvoten.

Nyckelord: hemkompostering, växthusgaser, ammoniak, avfallshantering

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Ulls väg 30 A, SE-756 51 Uppsala, Sverige
ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Emissions of greenhouse gases and ammonia from home composting

Alexander Johansson

Households that do home composting contribute in several ways to reduce the environmental impact. The finished compost can be used as soil fertilizer in the garden and home composting facilitates waste disposal and reduces waste shipments resulting in lower emissions, such as carbon dioxide. The negative effects arising in connection with home composting are that during the process greenhouse gases and ammonia are emitted and will not be captured and processed as efficiently as in some central facilities.

The purpose of this report was to increase knowledge about which amounts greenhouse gases and ammonia are emitted from home composts. The survey covered 19 home composts in southern Uppsala and samplings on the selected composts were made between June and December 2010. Gas samples were collected for later analysis in the gas chromatography with respect to carbon dioxide, methane and nitrous oxide. In the field levels of ammonia were measured directly under the lid of the composts using a gas tracer pump. Samples were also taken of the compost material and brought to the lab to analyze moisture content, ash content and pH. Compost protocols were regularly distributed to the owners of the investigated composts where they were asked to fill in how they manage their composts. The purpose of these protocols was to obtain information on the quantities of waste put into the compost, how often material was added, which type of material was involved and whether the compost material was mixed or not.

Analyses of the data material showed that the emissions of ammonia from the composts were low to very low. In most cases, no ammonia was detected at all. For methane and nitrous oxide ratios in relation to carbon dioxide were studied. The ratio between methane and carbon dioxide were lower than 0,3 % for most of the composts which is significantly lower compared to a similar study of home composting performed in Denmark. The ratio between nitrous oxide and carbon dioxide were in most cases lower than 0,2 % which is in the same order as in the Danish study. The statistical analysis that was carried out showed that water content, compost temperature and number of family members had significant influence on the CH₄:CO₂ ratio. The analysis also showed that water content, compost material volume and number of family members significantly affect the N₂O:CO₂ ratio.

Keywords: home composting, greenhouse gases, ammonia, waste disposal

Department of energy and technology, Swedish university of agricultural sciences, Ulls väg 30 A, SE-756 51 Uppsala, Sweden

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och är den avslutande delen i civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Examensarbetet utfördes på Institutionen för Energi och Teknik vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).Handledare var Evgheni Ermolaev, Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, ämnesgranskare var Håkan Jönsson, Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet och examinator var Allan Rodhe, Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Främst vill jag tacka min handledare Evgheni Ermolaev för hans hjälpsamhet, engagemang och värdefulla tips under detta projekt. Jag vill också rikta ett stort tack till Håkan Jönsson som bidragit med en oerhörd expertis och många bra ideer under arbetets gång. Tack också till Cecilia Sundberg vid Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, för viktiga synpunkter på mitt arbete. Jag vill även tacka Mikael Pell och Jamal Abubaker, båda vid Institutionen för Mikrobiologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, för värdefull hjälp i samband med analyserna i gaskromatografi.

Jag vill tacka Catarina Östlund på Naturvårdsverket som medverkat till att göra detta examensarbete genomförbart. Tack även till Björn Kempe, som var med när detta projekt startade och också skrev sitt examensarbete i ämnet, för hans hjälpsamhet angående många praktiska detaljer.

Ett stort tack riktas också till ägarna av de studerade hemkomposterna för deras engagemang och samarbetsvilja.

Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner för stöd och uppmuntran under arbetets gång.

Uppsala, februari 2011

Alexander Johansson

Copyright © Alexander Johansson och Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet

UPTEC W11 009, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala, 2011

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter

Alexander Johansson

Mängden hushållsavfall har i Sverige ökat med 27 % från 1999 till 2008. Av hushållsavfallet klassas nästan fyra femtedelar som biologiskt lättnedbrytbart, som exempelvis trädgårdsavfall och matrester. För att underlätta sophantering och på samma gång minska avfallsmängderna kan man som privatperson hemkompostera. Fördelarna med detta är att den färdigkomposterade jorden med fördel kan användas i till exempel det egna trädgårdslandet men samtidigt minskas även avfallstransporterna vilket därmed bidrar till lägre utsläpp av till exempel koldioxid. De negativa effekterna som hemkompostering medför är att det kan bildas ammoniak och växthusgaser vid processen. Dessa miljöfarliga gaser fångas inte upp och behandlas som vid vissa av de stora centrala anläggningarna.

Syftet med detta examensarbete var att undersöka hur stora utsläppen är av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter eftersom forskningen kring detta är ganska begränsad i dagsläget. Studien genomfördes vid Institutionen för Energi och Teknik vid Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala under hösten 2010. Undersökningen omfattades av 19 hemkomposter belägna i de södra delarna av Uppsala. De första mätningarna gjordes under våren 2010 och de sista i december samma år. Totalt har åtta mätomgångar genomförts.

Vid provtagningarna togs först gasprover under locket på komposterna och gasen fördes sedan över till glasampuller i vilka den förvarades i väntan på analys i labbet. Prover på bakgrundshalter togs också från den omgivande luften på cirka 5-6 meters avstånd från komposterna. Vid tre mättillfällen togs prover på ammoniakhalter i komposterna vilket gjordes med en gasspåringspump och resultatet erhöles direkt i fält. Även temperaturen hos kompostmaterialet mättes och därefter togs till sist prover på kompostmaterialet för senare analys i labbet. För att bestämma koncentrationerna av metan, koldioxid och lustgas i ampullerna kördes proverna i en gaskromatograf. Med hjälp av kända standardlösningar och linjär regression kunde sedan halterna för respektive gas fastställas. I labbet analyserades också kompostmaterialet med avseende på pH-värde, vattenhalt och askinnehåll. Vissa osäkerheter finns i de uppmätta halterna av koldioxid, lustgas och metangas på grund av faktorer som vindförhållanden vid mättillfället och kompostbehållarens täthet. Av denna anledning ansågs det mer givande att studera hur stora halterna av metan och lustgas är i relation till halten koldioxid, eftersom detta förhållande bör vara oberoende av hur tät behållaren är.

Kompostprotokoll har kontinuerligt delats ut till ägarna av de komposter som deltagit i studien. I dessa har de blivit ombedda att anteckna vad de gör med sin kompost. Exempel på information från dessa protokoll är vilken typ av avfall de tillfört, vilken mängd det rört sig om samt om de blandat om kompostmaterialet i någon utsträckning. Resultaten från dessa protokoll har sammanställts och därefter legat till grund för den

statistiska analys av datamaterialet som gjorts i programvaran SAS. Denna analys gjordes för att undersöka om det förekommer några signifikanta samband mellan skötselrelaterade parametrar och storleken på kvoten mellan metan och koldioxid respektive lustgas och koldioxid.

Resultaten från analyserna visade att kvoterna för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ för de flesta komposterna var lägre än 0,3 % vilket är avsevärt lägre jämfört med liknande studier av hemkomposter som gjorts i Danmark. Kvoten mellan lustgas och koldioxid var i de flesta fall lägre än 0,2 % vilket är i samma storleksordning som i den danska studien. I några enstaka fall har kvoter på 2-5 % mellan metan och koldioxid samt 0,4-1,8 % mellan lustgas och koldioxid observerats. Dessa komposter är dock inte representativa för den stora gruppen av komposter då de ansetts vara specialfall på grund av behållarens utformning och att de tillförts väldigt stora mängder material.

För de tre mätningarna som gjordes av ammoniak var halterna väldigt låga. Vid det sista mättillfället kunde ingen ammoniak alls detekteras, vilket troligen berodde på den låga temperatur som rådde under dessa mätningar. En möjlig koppling mellan den högsta uppmätta koncentrationen på 12 ppm och stora tillsatser av kväverikt material såsom fisk och kött kunde observeras.

Det förväntades att vattenhalten skulle inverka på utsläppen av metangas på så sätt att när vattenhalten blir hög blir syrehalten låg och då kan anaeroba bakterier producera metangas. En vattenhalt på 40-60 % brukar rekommenderas i litteraturen och vattenhalterna i denna studie är därmed ganska höga då de legat kring 70 % i de flesta fall. Den statistiska analys som gjorts visade att vattenhalten, kompostens temperatur och antal familjemedlemmar hade signifikant påverkan på $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten. Analysen visade också att vattenhalten, kompostmaterialets volym samt antal familjemedlemmar signifikant skulle inverka på $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE OCH OMFATTNING AV EXAMENSARBETET	2
2. TEORI.....	3
2.1 DEFINITION AV KOMPOST/KOMPOSTERING	3
2.2 KOMPOSTERINGENS FASER.....	3
2.2.1 Initial fas.....	3
2.2.2 Mesofil fas (20-45° C).....	3
2.2.3 Termofil fas (45-70° C).....	3
2.2.4 Avkylnings- samt mognadsfas	4
2.3 KOL/KVÄVEKVOT	4
2.4 VÄXTHUSGASER OCH KLIMATPÅVERKAN	5
2.5 AMMONIAKUTSLÄPP.....	5
3. MATERIAL OCH METODER	7
3.1 UTVALDA PROVPLATSER.....	7
3.2 PROVTAGNINGAR OCH MÄTNINGAR I KOMPOST	7
3.3 TEMPERATUR	8
3.4 pH.....	8
3.5 VATTENHALT OCH ASKINNEHÅLL.....	8
3.6 MÄTNING AV VÄXTHUSGASER	9
3.7 ANALYS AV GASPROVER PÅ GASKROMATOGRAF	9
3.8 MÄTNING AV AMMONIAK	10
3.9 ANALYS AV KOL- OCH KVÄVEINNEHÅLL.....	11
3.10 STATISTISK ANALYS	11
3.10.1 Multipel regression i SAS	11
4. RESULTAT	13
4.1 TEMPERATUR	13
4.2 pH.....	15
4.3 VATTENHALT	16
4.4 ASKINNEHÅLL.....	17
4.5 AMMONIAKUTSLÄPP.....	18
4.6 KOLDIOXID	19
4.6.1 Bakgrundshalter	19
4.6.2 CO ₂ i kompostgas.....	20

4.7 METAN.....	22
4.7.1 Bakgrundshalter	22
4.7.2 CH ₄ i kompostgas.....	23
4.8 LUSTGAS.....	25
4.8.1 Bakgrundshalter	25
4.8.2 N ₂ O i kompostgas.....	26
4.9 BERÄKNADE KVOTER	27
4.9.1 CH ₄ :CO ₂	28
4.9.2 N ₂ O:CO ₂	29
4.11 UTVÄRDERING AV KOMPOSTPROTOKOLL	30
4.12 STATISTISK ANALYS	31
4.12.1 Multipel regression i SAS	31
5. DISKUSSION	42
5.1 KOMPOSTPROTOKOLL.....	42
5.2 TEMPERATUR, VATTENHALT, pH OCH ASKINNEHÅLL	42
5.3 VÄXTHUSGASER FRÅN KOMPOSTERNA	44
5.3.1 Koldioxid.....	44
5.3.2 Metangas	44
5.3.3 Lustgas	45
5.3.4 Kvoter.....	45
5.4 AMMONIAK.....	47
5.5 STATISTISK ANALYS	47
5.5.1 Multipel regression i SAS	47
6. SLUTSATSER.....	51
7. REFERENSER.....	53
BILAGA 1.....	57
BILAGA 2.....	61
BILAGA 3.....	65

1. INLEDNING

I Sverige har mängden hushållsavfall ökat med 27 % från 1999 till 2008. Det producerades 4 731 660 ton hushållsavfall under 2008 vilket beräknat per invånare blir 511 kg per person (Avfall Sverige, 2010). Nästan fyra femtedelar av hushållsavfallet klassas som biologiskt lättnedbrytbart, som till exempel matrester och trädgårdsavfall (Sveriges avfallsportal, 2010a). Dock måste det biologiskt lättnedbrytbara hushållsavfallet sorteras ut innan det kan skickas till rötning eller kompostering eftersom materialet i dessa processer måste vara rent. Om denna sortering av avfallet inte skulle göras finns det stor risk att slutprodukten vid den biologiska behandlingen blir förorenad och därmed blir den färdiga komposten eller biogödseln inte lämplig att använda.

År 2008 behandlades ca 20 % av hushållsavfallet biologiskt, antingen genom kompostering eller genom rötning (Miljömål, 2011a). Ur dessa processer utvinns man näring och energi och slutprodukten, antingen kompost eller biogödsel, kan certifieras. Proceduren kontrolleras noggrant för att minimera riskerna att tungmetaller, smittämnen eller ogräs ska spridas (Avfall Sverige, 2010).

Materialåtervinningen, vilken inkluderar biologisk behandling, har de senaste åren ökat till 48 % men samtidigt har mängden avfall ökat. Sveriges riksdag har satt upp en rad olika miljömål gällande avfallshantering där ett av delmålen är att senast år 2010 ska minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till både hemkompostering och central behandling (Sveriges avfallsportal, 2010b). Eftersom delmålet om matavfall inte var möjligt att uppnå inom den uppsatta tidsramen har delmålet justerats till att istället heta ”minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker tas omhand så att växtnäringen utnyttjas” (Miljömål, 2011b).

För att underlätta sophantering och minska avfallsmängderna kan man som privatperson till exempel kompostera. De hushåll som hemkomposterar bidrar på flera sätt till minskad miljöbelastning. I första hand kan det färdiga kompostmaterialet användas som jordförbättringsmedel i den egna trädgården men hemkompostering minskar även avfallstransporterna och bidrar därmed till lägre utsläpp av koldioxid. De negativa effekterna med hemkompostering är att det under processen bildas växthusgaser som inte fångas upp och renas bort på samma sätt som vid vissa av de stora centrala anläggningarna.

1.1 SYFTE OCH OMFATTNING AV EXAMENSARBETET

Syftet med denna rapport var att erhålla ökad kunskap om i vilken omfattning växthusgaser samt ammoniak avges från hemkomposter. Målet med den större undersökning vari denna studie är en del, var också att ge rekommendationer för hur en hemkompost bör skötas för att minimera utsläppen av växthusgaser. De rekommendationer som kommer att ges grundas på resultaten från de utförda mätningarna, tidigare experiment på SLU samt på litteraturen.

Examensarbetet var en fortsättning på ett projekt som startades under våren 2010. De provtagningar och mätningar som gjordes under den första delen av projektet, som utfördes av Björn Kempe, har använts och analyserats tillsammans med de data som samlats in under denna fortsättning av projektet.

2. TEORI

2.1 DEFINITION AV KOMPOST/KOMPOSTERING

För att definiera begreppet kompostering ur ett vetenskapligt perspektiv kan följande citat användas: ”*Kompostering är biologisk nedbrytning och stabilisering av organiskt substrat, under förhållanden som tillåter utveckling av termofila temperaturer som ett resultat av biologiskt producerad värme, för att producera en stabil produkt fri från patogener och frön och som med fördel kan användas på mark*” (Haug, 1993).

Epstein (1997) definierar vidare begreppet kompostering som ”*biologisk nedbrytning av organiskt material under kontrollerade, aeroba former till en humusliknande stabil produkt*”. Med kontrollerad menas att processen sköts och optimeras i syfte att nå de mål som önskas.

2.2 KOMPOSTERINGENS FASER

Det som sker under komposteringen är att syreförbrukande mikroorganismer bryter ned det organiska materialet varvid kol, kväve, fosfor och andra näringsämnen mineraliseras och en mindre del blir till nya mikroorganismer. I processen produceras koldioxid, värme, vatten, kompost och diverse olika gasformiga biprodukter (Stoffella och Kahn, 2001). Komposteringsprocessen kan delas in i fyra faser:

2.2.1 Initial fas

Den inledande delen av komposteringen kännetecknas av låg mikrobiell aktivitet. Under initialfasen sjunker ofta pH-värdet vid kompostering av organiskt material och i synnerhet för lättnedbrytbart och energirik material som matavfall. Orsaken till det låga pH-värdet under denna fas är närvaron av organiska fettsyror (Smårs m. fl., 2002).

2.2.2 Mesofil fas (20-45° C)

Under den andra fasen av komposteringsförloppet börjar den mikrobiella aktiviteten långsamt att öka och temperaturen hos det organiska materialet höjs. Om förhållandena i komposten är goda har de mesofila mikroorganismerna god tillgång till lågmolekylära, lätt nedbrytbara, kolföreningar och deras tillväxt är hög. Aminosyror, sockerarter och lågmolekylära organiska syror är exempel på lätt nedbrytbara föreningar. Den mesofila fasen varar oftast endast under någon eller några få dagar (Beck-Friis m. fl., 2003) och den optimala temperaturen för de mesofila organismerna är 45° C om pH-värdet är över 6,5, men om pH är lägre skall temperaturen helst inte stiga över 40° C (Sundberg m. fl., 2004; Smårs m. fl., 2002).

2.2.3 Termofil fas (45-70° C)

När temperaturen i komposten stiger och når över 45° C överlever inte längre mesofila organismer och de mer värmeanpassade (termofila) organismerna konkurrerar ut de mesofila. Vid 60° C dör svamparna och komposten domineras nu av bakterier. När temperaturen stiger upp emot 70-80° C dör mikroorganismerna och därför kan kompostens temperatur sägas vara självstyrd (Sundberg m. fl., 2004).

2.2.4 Avkylnings- samt mognadsfas

Den biologiska aktiviteten avtar när tillgången på nedbrytbart material minskar vilket innebär att temperaturen i avkylningsfasen återgår till en mesofil nivå.

Mikroorganismerna består nu mestadels av svampar och actinomyeceter som klarar av att bryta ned det svårnedbrytbara material som är kvar. Det kan också vara så att förändrade livsförhållanden för mikroorganismerna är orsaken till dess minskade aktivitet under denna fas. Exempelvis kan förändringar i tillgången på syre eller vatten orsaka minskad mikrobiell aktivitet.

Under mognadsfasen börjar kompostmaterialets färg och struktur alltmer likna jord och kompostmassans temperatur är den samma som omgivningens. Tusenfotingar, insekter och kvalster är exempel på organismer som lever i komposten. Det mogna kompostmaterialet har en mörk färg som orsakas av de höga halterna av humus och mullsubstanser. En fullt utvecklad och lyckad kompostering innebär ofta att det färdiga kompostmaterialet har ett pH-värde kring 8-9 (Sundberg m. fl., 2004).

2.3 KOL/KVÄVEKVOT

För att komposteringen ska vara effektiv är det viktigt att de nedbrytande mikroorganismerna har tillgång till de näringsämnen de behöver. De ämnen som är av störst vikt när det gäller mikroorganismernas effektivitet är organiskt kol, som nedbrytarna behöver för energiförsörjning och celltillväxt, och kväve, som behövs för proteinsyntesen (Epstein, 1997). För att komposteringen ska fungera optimalt är det också viktigt att proportionerna av kol och kväve i det tillförda substratet är de rätta. Om kvoten mellan kol och kväve är för hög hämmas kompostprocessens hastighet medan en för låg kol/kväve-kvot kan innebära att kväve avgår i form av ammoniak. I många fall finns ett överskott av kväve i det ingående materialet, särskilt när det gäller matavfall, vilket kan leda till betydande utsläpp av kväve, till exempel i form av ammoniak. Generellt sett är en kol/kväve-kvot på 25-30 att betrakta som optimalt för kompostering (Kumar m. fl., 2010).

Exempel på avfall som är rikt på kol är flis, sågspån, trädgårdsavfall, äggkartonger och papper. Avfall rikt på kväve är matavfall (i synnerhet kött, fisk och ägg), gödsel och gräsklipp (Haug, 1993).

Materialets nedbrytbarhet är en avgörande faktor för hur mycket av det organiska materialet i hushållsavfall som mikroorganismerna kan utnyttja. Hur mycket energi som finns tillgänglig för att driva kompostprocessen bestäms av den sammanlagda nedbrytbarheten hos de ingående substraten i materialet. Det organiska kolet som avfallet innehåller föreligger i ett antal olika former som bryts ned med olika hastighet. De former som är av störst vikt är cellulosa, hemicellulosa, protein, socker, stärkelse, fett samt lignin. De fraktioner som bryts ned snabbast är enligt Haug (1993) socker och stärkelse. Om syre finns närvarande bryts vanligen också protein och fett ned relativt bra. Cellulosa och hemicellulosa är uppbyggda av ett antal sockerarter och har till uppgift att bygga upp fibrerna i växter. Lignin bildar ett fysiskt skydd, särskilt för cellulosa, eftersom det kapslar in molekylerna och gör dem svåråtkomliga för

mikroorganismer. Lignin är en starkt förgrenad och komplex molekyl som gör nedbrytningen långsam.

2.4 VÄXTHUSGASER OCH KLIMATPÅVERKAN

Olika växthusgaser har olika stor inverkan på den förstärkta växthuseffekten. Idag är människans utsläpp av fossil koldioxid den gas som bidrar mest till att förstärka växthuseffekten men när det gäller hemkompostering är koldioxid inte att betrakta som växthusgas eftersom det organiska materialet från början härstammar från växtriket.

Hur stor inverkan respektive gas har på klimatet beror på deras livslängd i atmosfären, relativa utsläppsvolymer samt förmåga att absorbera värmestrålning i olika våglängder. Metangas har en relativt kort livslängd i atmosfären på ca 12 år medan lustgas har en betydligt längre livslängd på ungefär 114 år (IPCC, 2007). För att kunna jämföra olika växthusgaser med varandra används parametern GWP (Global Warming Potential) vars enhet koldioxidekvivalenter anger hur stark växthuseffekt en viss massa av gasen har jämfört med samma mängd koldioxid. Oftast används ett hundraårsperspektiv för att beräkna GWP-värdet vilket anger hur många gånger starkare en viss växthusgas är jämfört med koldioxid sett över en hundraårsperiod (Naturvårdsverket, 2010). IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), som tagit fram detta system, har enligt de senaste siffrorna satt GWP_{100} för metan till 25 och GWP_{100} för lustgas till 298 (IPCC, 2007).

Om syrehalten under komposteringen är för låg kommer anaeroba bakterier att orsaka produktion av metangas (Hellmann m. fl., 1997). En syrefattig miljö i komposten kan uppstå då strukturen hos kompostmaterialet är för dålig, vattenhalten är för hög eller om kompostbehållaren har för liten lufttillförsel.

För bildandet av lustgas i komposten svarar främst två processer: nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation, som kräver tillgång till syre, är en process där bakterier omvandlar ammonium till nitrat. Detta sker i två steg där först ammonium oxideras till nitrit medan nitrit i det andra steget oxideras till nitrat. Lustgas bildas som en biprodukt under nitrifikationsprocessen och produceras i huvudsak under senare delen av kompostprocessen när det lättillgängliga kolet har förbrukats (Boldrin m.fl., 2009).

Denitrifikation, som inte kräver tillgång till syre, utförs under anoxiska förhållanden av bakterier som i vanliga fall har syre som oxidationsmedel men som även kan använda nitrat som oxidationsmedel. Vid ofullständig denitrifikation, vilket kan inträffa vid låga pH-värden, låga temperaturer eller vid låga halter av syre, reduceras inte kvävet helt till kvävgas utan nitrit eller lustgas blir slutprodukt istället (Greppa Näringen, 2010).

2.5 AMMONIAKUTSLÄPP

En stor del av substratet som tillförs komposten är rikt på kväve och den snabba mineraliseringen (organiskt material bryts ned till oorganiskt) av proteiner i det tidiga stadiet av komposteringen medför att ammonium (NH_4^+) bildas. Om det råder basiska förhållanden under den termofila fasen kan gasformig ammoniak (NH_3) avges från komposten vilket är negativt ur miljösynpunkt eftersom denna gas bidrar till både

försurning och övergödning (Jarvis m.fl., 2008). Om komposten avger ammoniak innebär detta dessutom att kväveinnehållet blir lägre och ett lågt innehåll av kväve betyder att kompostmaterialets egenskaper som gödningsmedel försämras.

I en studie gjord av Eklind m. fl. (2007) för en kompostreaktor fann man att ammoniakutsläppen ökade med stigande temperatur i komposten. I samma studie visades också att emissioner av ammoniak observerades först då pH ändrats från surt till basiskt vilket beror på den pH-beroende jämvikt som finns mellan ammonium-jonen (NH_4^+) och ammoniak (NH_3).

3. MATERIAL OCH METODER

3.1 UTVALDA PROVPLATSER

Provtagningar har gjorts på 19 utvalda hemkomposter, samtliga belägna i de södra delarna av Uppsala. Hemkomposterna som deltog i studien ägs av privatpersoner som frivilligt bekräftat ett intresse att få vara delaktiga i detta projekt. Det geografiska läget för komposterna valdes också med hänsyn tagen till att det är nära till institutionen för Energi och Teknik på SLU, varifrån projektet utfördes. Ytterligare information angående de utvalda hushållen samt de frågeformulär som de fyllde i finns att få i rapporten *”Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter”* av Björn Kempe (2010).

De hushåll som deltagit i projektet har tillhandahållits kompostprotokoll där de enligt instruktioner ombetts att fylla i hur komposten sköts. Uppgifter som lämnats i dessa protokoll är exempelvis: när tillsats av nytt material gjorts, vilken typ av material det handlar om, i vilka mängder det tillsatts samt om komposten blandats om på något sätt. Dessa protokoll har regelbundet samlats in för analys samtidigt som nya har delats ut. Efter mättillfälle fyra, vilket var ungefär tre månader efter starten av studien, gjordes en mindre justering i utformningen av protokollen i syfte att erhålla mer detaljerad information om hur komposten sköts. Den nya versionen av protokollen innehöll förutom kolumner för tillsats av avfall och avfallets innehåll nu även egna kolumner för mängd tillsatt avfall och om kompostmaterialet blandats om på något sätt.

Eftersom gasutsläppen från komposterna i stort sett beror på hur komposten har sköts och behandlats har regelbundna utvärderingar av protokollen gjorts mellan tidpunkterna för respektive provtagning. Syftet med detta har varit att kunna relatera de uppmätta gasemissionerna vid varje mättillfälle till hur komposterna har sköts under perioden före mätningen.

3.2 PROVTAGNINGAR OCH MÄTNINGAR I KOMPOST

Totalt har åtta provtagningar på respektive kompost gjorts. De fyra första mätningarna genomfördes av Björn Kempe som del i hans examensarbete (Kempe, 2010) medan jag har gjort de fyra senaste mätningarna. Tidpunkter för respektive provtagning visas i tabell 1.

Tabell 1 Tidpunkter för provtagningarna. Ett datumintervall anges för mätningarna eftersom varje mätomgång har tagit mellan tre och åtta dagar att genomföra.

Provtagning nr	Datum
1	2-9 juni
2	24 juni-5 juli
3	26-28 juli
4	16-18 augusti
5	29 september-6 oktober
6	21 oktober-2 november
7	10-17 november
8	29 november-3 december

3.3 TEMPERATUR

I närheten av, ca 5-6 m från, varje kompost mättes först utomhustemperaturen med ett termoelement av modell K. Termoelement av typen K är den vanligast förekommande typen av termoelement och består av två ledare: Chromel (Nickel-Krom-legering) och Alumel (Nickel-Aluminium-legering). Inuti själva kompostmaterialet mättes därefter temperaturen med hjälp av två termoelement (modell K) med längderna 13 centimeter respektive 20 centimeter. Termoelementen kopplades till en Fluke K/J termometer för avläsning av temperaturvärden. Under projektets gång utfördes regelbundet kalibrering av instrumentet med två-punkts kalibrering.

Termoelementen fördes ner i mitten av kompostbehållaren (uppifrån sett) och mätningarna gjordes på 13 respektive 20 centimeters djup. De uppmätta temperaturerna under provtagningarna har korrigerats efter den kalibreringskurva som erhållits från två-punktskalibreringen.

3.4 pH

För att mäta pH-värdet i komposterna togs prov av kompostmaterialet som togs med till laboratoriet där kompostprovet placerades i 50 milliliters plaströr. Provet blandades sedan ut med avjonat vatten i viktsproportionen 1:5 och ställdes i skakmaskin en stund för att därefter lämnas att vila i minst 30 minuter.

Samtidigt som provet lämnades att vila förbereddes pH-mätaren och dess elektrod genom att ställa den ungefär 30 minuter i en lösning innehållande 3 M kaliumklorid för att balansera jonerna. Därefter kalibrerades pH-mätaren med hjälp av standardlösningar på 4,00, 7,01 samt 10,00.

3.5 VATTENHALT OCH ASKINNEHÅLL

Prover av kompostmaterialet togs för att på laboratoriet bestämma materialets vattenhalt och askinnehåll. Proverna togs från mitten av komposten på ett djup av ungefär 10-15 centimeter, d.v.s. ungefär där temperaturen mättes. På labbet fördelades kompostprovet i tre porslinskålar vars vikt utan innehåll först bestämts genom vägning på en våg av märket Mettler Toledo (modell: PB1502-S). De tre skålarna vägdes sedan med innehåll

för att därefter placeras i torkskåp med temperaturen 105 °C i 14 timmar. När torkningen var avklarad fick skålarna svalna i en desiccator och därefter vägdes de inklusive innehåll igen och därmed kunde vattenhalten för kompostproverna beräknas. För bestämning av askinnehåll placerades de tre skålarna i en föraskningsugn med temperatur 550 °C i fyra timmar enligt Eklind m.fl., 2007. Efter avsvälning i desiccator vägdes skålarna en sista gång och kompostprovernas askinnehåll beräknades som förhållandet mellan askvikt och det torkade provets vikt.

3.6 MÄTNING AV VÄXTHUSGASER

För varje kompost gjordes gasmätningar med hjälp av en 60 ml injektionsspruta kopplad till en cirka 50 cm lång plastslang som fördes in under locket på komposten. Systemet testades för lufttätethet i labbet innan provtagningarna inleddes. Volymen för plastslangen som var kopplad till sprutan bestämdes i labbet till 3 ml. Plastslangen var utrustad med en sidoventil som innebar att gas som sugits in i sprutan kunde ledas ut genom sidoventilen. Detta gjordes i syfte att spola igenom slangen med provgas innan själva mätningen började. Före varje provtagning sköljdes slangen med 10 ml provgas två gånger. Därefter sögs 60 ml provgas in varpå sprutan kopplades loss från slangen och en nål istället fästes på sprutan. 10 ml provgas trycktes sedan ut i luften för att fylla nålen med provgas. I nästa steg tömdes sprutans innehåll i en 20 ml glasampull som förberetts genom att ytterligare en nål redan stuckits igenom ampullens gummitätning. Sprutans innehåll tömdes inte helt utan 5 ml sparades och sedan togs den extra nålen bort och därefter kunde de sista 5 ml tömmas i ampullen. Detta gjordes för att skapa ett övertryck i ampullen i syfte att undvika att luft tränger in under tiden mellan provtagning och analys.

Prover på kompostgasen togs på detta vis i fyra uppsättningar. För att bestämma bakgrundshalterna av de gaser som analyserats togs också prov från den omgivande luften. Dessa prover togs i dubbla uppsättningar och provtagningen gjordes 5-6 meter ifrån respektive kompost.

3.7 ANALYS AV GASPROVER PÅ GASKROMATOGRAF

För att analysera gasproverna med avseende på innehåll av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas användes en gaskromatograf. Det första steget i analysen var att preparera standardlösningar med kända koncentrationer av ovan nämnda gaser.

I labbet fanns tre standarder (S1-S3) av låga koncentrationer förpreparerade. För de fem standarderna (S4-S8) av högre koncentration bereddes dessa koncentrationer baserat på de halter av växthusgas som uppmätts under tidigare provtagningar. För de fem höga standarderna användes fem glasflaskor, vars volymer var kända, som först evakuerades och därefter fylldes med kvävgas. När detta var färdigt fylldes flaskorna med extra kvävgas eftersom 50 ml av standardgasen senare skulle användas till var och en av de fyra uppsättningarna av standarder.

Flaskorna fylldes därefter, enligt beräkningar, med olika mängder av koldioxid, metan och lustgas för att ge standarder av olika koncentration av respektive gas. Slutligen togs

gas ut från flaskorna med hjälp av en injektionsspruta som därefter tömdes i 20 ml glasampuller. Detta gjordes i fyra uppsättningar för samtliga av de höga standarderna.

För analysen av gasproverna användes två gaskromatografer (Perkin Elmer Claus 500), en för analys av koldioxid och metan med hjälp av flam-jonisationsdetektor, FID och elektroninfångningsdetektor, ECD samt en för lustgas och metan med hjälp av flam-jonisationsdetektor, FID och värmekonduktivitetsdetektor, TCD. Eftersom fyra gasprover tagits på varje kompost innebar detta att två gasprover från respektive kompost analyserades på varje kromatograf. Sekvenser skapades sedan där standarderna placerades ut i två serier med jämna mellanrum. Nollprover, prover utan koldioxid, metan och lustgas, placerades också ut i början av varje sekvens samt mellan gasprov och standarder. Detta gjordes i syfte att undvika kontaminering mellan standarder och gasprov och för att undvika att gasprov skulle förstöras vid eventuella fel i början av körningen, vilket är den vanligaste typen av fel. Det övertryck som fanns i glasampullerna släpptes ut före körningen för att inte riskera störningar under körningen. Datorprogrammet TotalChrom användes under körningen samt för att analysera resultaten. I TotalChrom analyserades responskurvorna från körningarna och integrerades för både standarder och gasprover och kurvornas ytor erhöles. I programvaran Excel plottades därefter de kända koncentrationerna mot ytorna för standardlösningarna och det linjära sambandet kontrollerades och bestämdes. Med hjälp av linjär regression och med de från TotalChrom uppmätta ytorna kunde till sist koncentrationerna i gasproven beräknas.

3.8 MÄTNING AV AMMONIAK

Mätning av ammoniakemissioner från komposterna var av sekundärt intresse i denna studie och därför har endast tre mätomgångar med avseende på ammoniak genomförts. Dessa mätningar genomfördes i samband med provtagning 1, 3 och 6. Datum för dessa provtagningar framgår av tabell 1.

För mätningarna av ammoniak användes samma plastslang som vid provtagningarna av växthusgas. Innan ammoniakmätningarna kunde börja användes en spruta för att suga in provgas genom plastslangen och på så vis fylla systemet med provgas innan mätningen började.

För att mäta ammoniakkoncentrationen användes reagensrör från Kitagawa. Ändarna på rören, som från början var förslutna, bröts av före mätningen. Reagensrören innehåller ett ämne som ändrar färg från lila till gult då ammoniakgas passerar röret och halten avläses i ppm där gränsen mellan gult och lila går. Reagensröret kopplades till silikonslangen och i andra änden anslöts en gasspåringspump av märket Kitagawa, modell AP-20. Provgas sögs in från komposten genom reagensröret och eftersom ammoniakhalten i de flesta fall var extremt låga utfördes ett flertal pumpningar varpå avläst koncentration dividerades med antal pumpningar.

Eftersom det vid projektets början var förväntat att detektera relativt höga emissioner av ammoniak användes reagensrör med en detektionsgräns på 5-260 ppm under de första mätningarna. Det var också möjligt att öka känsligheten till 1 ppm genom att öka mängden gas som sögs genom reagensröret. Efter mätningar med detta detektionsintervall på sex komposter observerades att koncentrationerna var lägre och därför började känsligare reagensrör med mätintervallet 0,2-20 ppm istället att användas. Genom att öka antalet pumpslag kunde känsligheten för dessa reagensrör ökas till 0,1 ppm.

3.9 ANALYS AV KOL- OCH KVÄVEINNEHÅLL

Från varje kompost togs också prov på kompostmaterialet i syfte att analyseras med avseende på kol- och kväveinnehåll. Dessa prover togs i duplikat och placerades i frybox i väntan på analys. På grund av tidsbrist har dessa analyser inte genomförts inom detta examensarbete och kommer därför inte att behandlas mer i denna rapport.

3.10 STATISTISK ANALYS

3.10.1 Multipel regression i SAS

Statistiska analyser av datamaterialet har gjorts för att undersöka om det finns några signifikanta samband mellan gasemissioner och någon eller några av de parametrar som beskriver skötseln av komposterna. Analyserna är gjorda i datorprogrammet SAS (Statistical Analysis System, version 9.2) som är ett program som består av en kombination av DATA-steg och PROC-steg (procedursteg). I DATA-steget kan data läsas in och omformas genom vanlig programmering och i PROC-steget används färdiga procedurer för bland annat statistisk analys (SAS, 2010). I analysen har skötselrelaterade parametrar satts som oberoende variabler medan relativa gasemissioner satts som beroende variabler. Som metod för analysen har linjära regressionsmodeller med hjälp av programfunktionen PROC REG (Regression) använts. I denna programfunktion har två olika modeller använts och resultaten av dessa har sedan jämförts.

Först gjordes körningar med funktionen stegvis eliminering (Stepwise selection) som kan beskrivas som en modell baserad på en kombination av baklänges- och framlängeseliminering. Det första funktionen gör är att hitta och lägga till den variabel som ger den optimala envariabelsmodellen. Därefter undersöker programmet den resulterande ekvationen för att se om någon koefficient har ett p-värde som är högre än vad signifikansnivån är satt till. Om något sådant p-värde existerar tar programmet bort den variabel med högst p-värde ur modellen och därefter upprepas proceduren igen tills endast variabler med signifikant inverkan på den parameter som satts som beroende variabel finns kvar i modellen. Signifikansnivån som använts i dessa körningar var satt till 0,05.

Den andra modellen som användes kallas för R^2 -metoden (R^2 -selection) och denna funktion listar samtliga variabler efter störst R^2 -värde. Först listar programmet R^2 -värden för modellen med endast en ingående variabel. Därefter listas R^2 -värden för modellen med två ingående variabler och på detta vis fortsätter programmet att lista

variabler och variabelkombinationer med dess respektive R^2 -värden. För att bestämma vilka variabler som har signifikant inverkan på de beroende variablerna kontrolleras först det högsta R^2 -värdet för en variabel i modellen, därefter går man vidare och läser av det högsta R^2 -värdet för två variabler och fortsätter på detta vis tills ökningen av R^2 -värdet blir alltför liten varpå man avbryter och därmed erhålls resultatet. För de körningar som gjorts i detta projekt har en ökning av R^2 -värdet på mindre än 0,02 ansetts vara alltför liten ökning för att inte lägga till fler variabler till modellen. Värdet på 0,02 valdes efter ett antal testkörningar i syfte att erhålla de 2-3 mest signifikanta variablerna.

I de SAS-körningar som genomförts har kvoterna för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ och $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ använts som beroende variabler. Som oberoende variabler har följande parametrar använts: antal tillsatser sedan förra mätningen (NA), antal dagar från senaste tillsats (DA), mängd tillsatt matavfall i kg sedan förra mätningen (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall i kg sedan förra mätningen (GW), mängd tillsatt strukturmaterial i kg sedan förra mätningen (SA), antal omblandningar sedan förra mätningen (MI), antal familjemedlemmar (FM), kompostmaterialets volym i behållaren (MV), kompostmaterialets temperatur (T_{in}), kompostmaterialets vattenhalt (H_2O), kompostmaterialets pH-värde (pH), den omgivande luftens temperatur (T_{out}) samt total mängd tillsatt material i kg från senaste mätningen (TW). De förkortningar som använts för de oberoende variablerna grundar sig på deras engelska motsvarigheter, NA (number of additions), DA (days from addition), FW (food waste), GW (garden waste), SA (structural amendment), MI (mixing), FM (family members), MV (material volume), T_{in} (temperature inside), T_{out} (temperature outside) och TW (total waste).

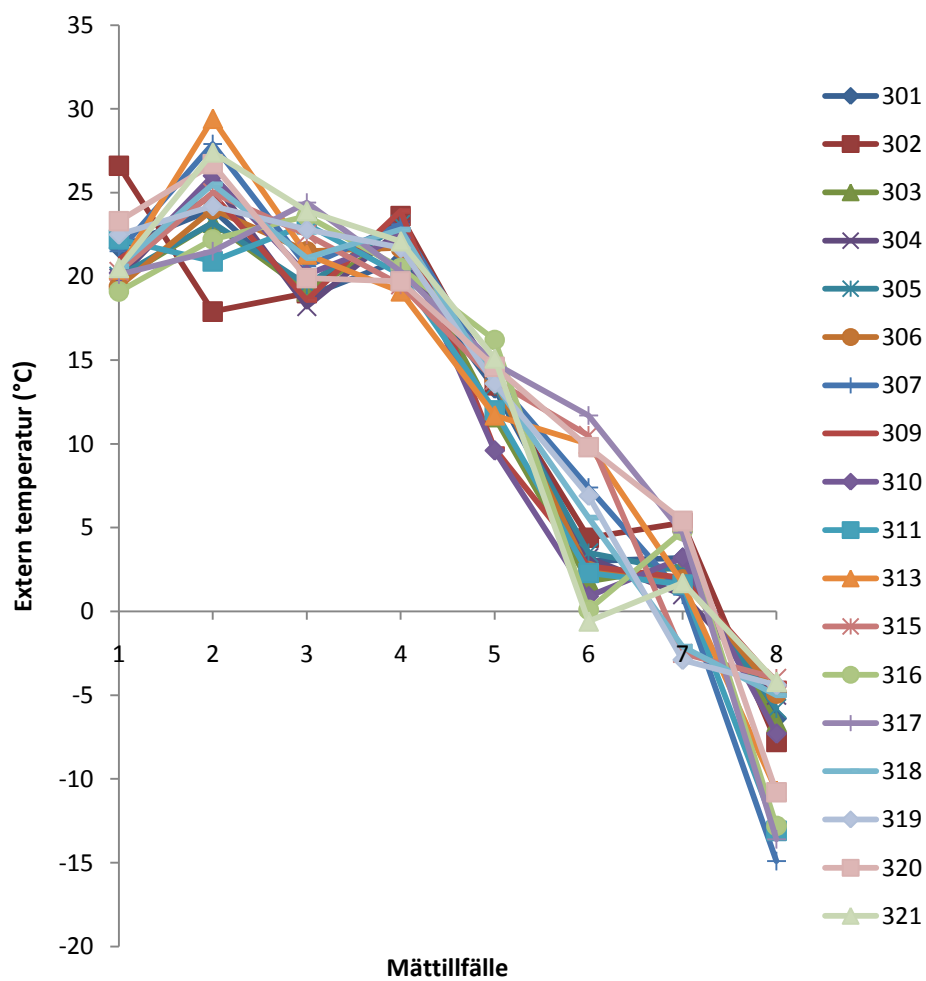
Eftersom kompost 309 visade sig vara något av ett specialfall när det gäller skötseln av komposterna gjordes även en SAS-körning, med $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ som beroende variabel, av datamaterialet där denna kompost exkluderats från modellen. Eftersom även komposterna 318V och 321 uppvisade några enstaka extremvärden i fallet för $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten gjordes också här en extra körning där dessa två komposter exkluderats ur modellen.

4. RESULTAT

I många av de figurer som redovisas i detta kapitel är datapunkterna sammanbundna med linjer trots att mätningarna har gjorts med oregelbundna mätintervall. Anledningen till att linjer använts är för att göra det enklare att studera respektive kompost.

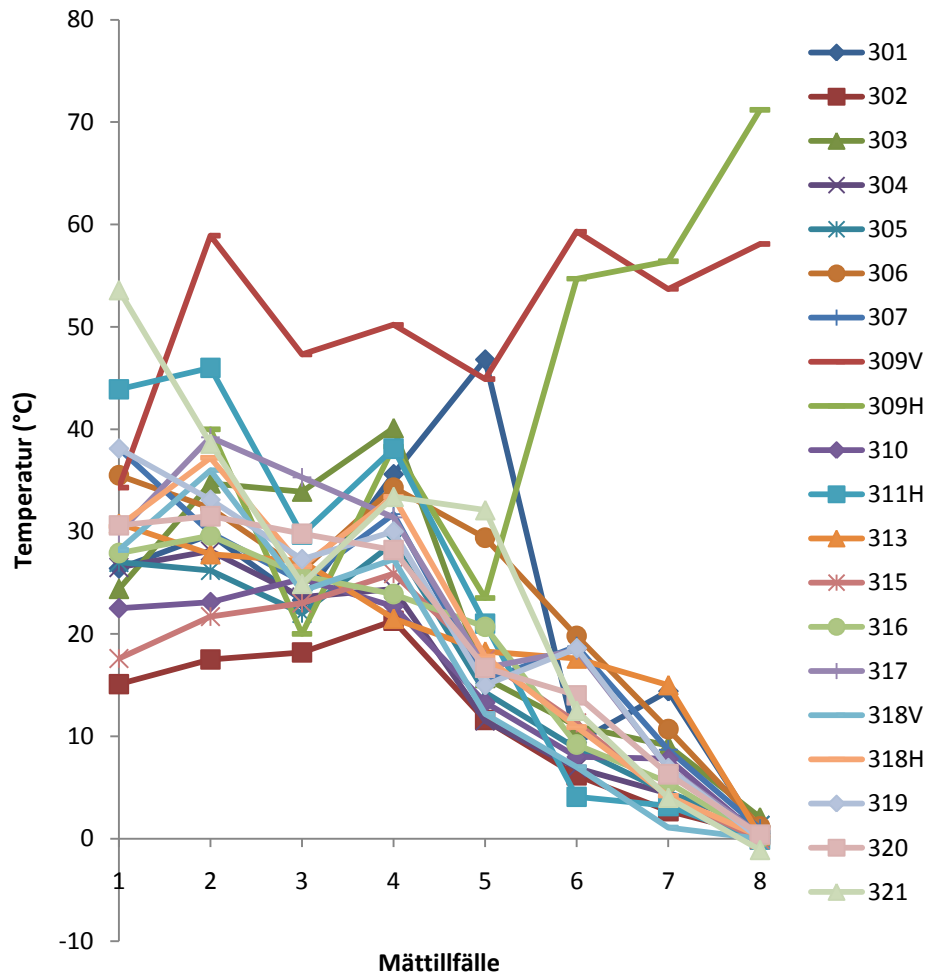
4.1 TEMPERATUR

Medelvärdet för utomhustemperaturen vid mättillfälle 1 var 21,0 °C och vid det sista mättillfället -7,8 °C (figur 1). Störst variation hade mättillfälle 8 med en standardavvikelse på 3,8 °C. De tidpunkter respektive mättillfällen ägde rum ses i tabell 1.



Figur 1 Temperatur hos den omgivande luften vid varje kompost under mätperioden.

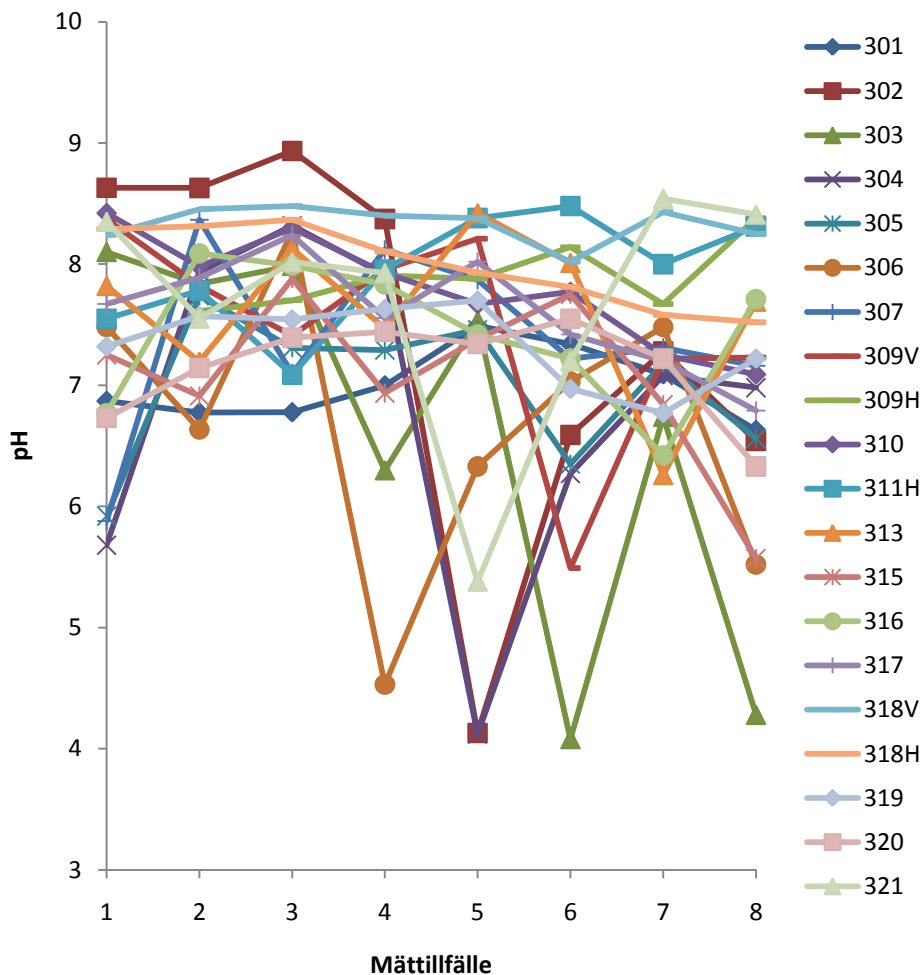
Mätningar av temperaturen i komposterna gjordes på 13 cm respektive 20 cm djup. Eftersom det i en del fall inte var möjligt att mäta temperaturen på 20 centimeters djup på grund av att kompostmaterialets djup i vissa fall var mindre än 20 cm är det temperaturen på 13 centimeters djup som visas i figur 2.



Figur 2 Temperatur på 13 cm djup för samtliga komposter under mätperioden.

4.2 pH

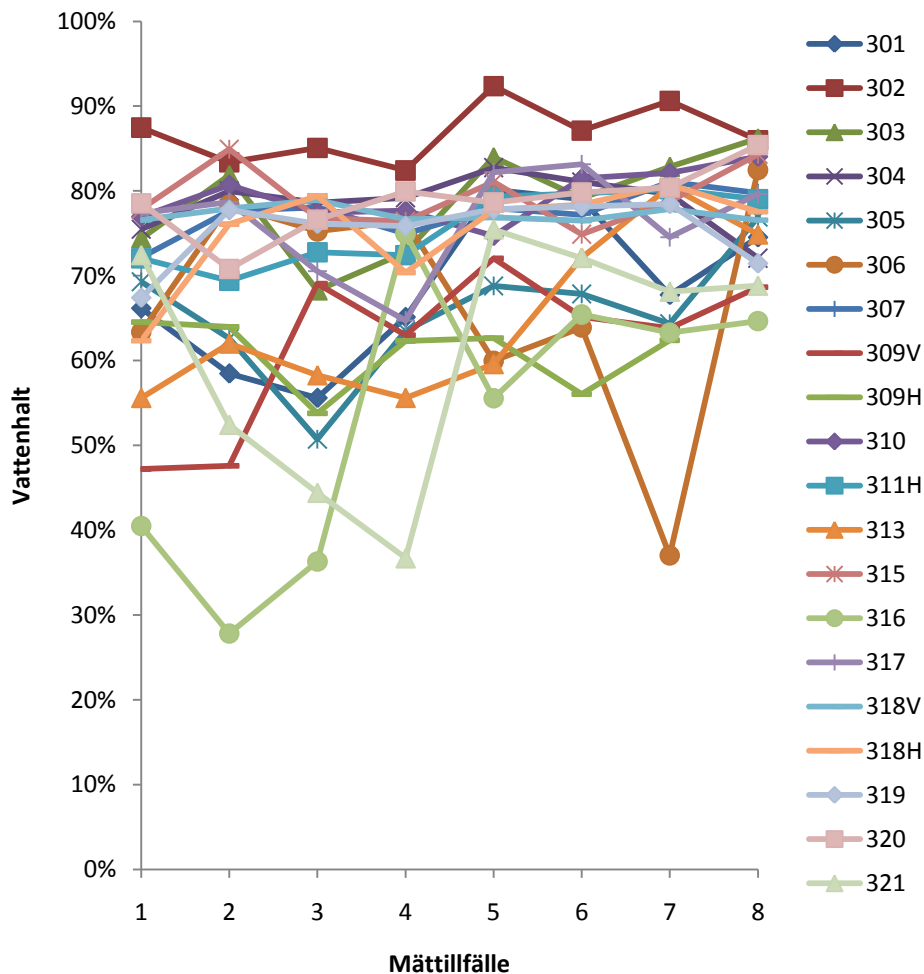
Komposternas pH-värden är överlag svagt basiska (figur 3). Av samtliga kompostprov hade 52 % ett pH-värde som översteg 7,5 medan 77 % av kompostproven hade ett pH-värde över 7,0. Endast 7 % av samtliga kompostprov hade ett pH-värde lägre än 6,0. Det enskilt högsta pH-värdet under mätningarna var 8,93 (kompost 302) och uppmättes under mätomgång 3 vilken för övrigt också är den mätomgång med högst medelvärde när det gäller pH (figur 3).



Figur 3 Samtliga komposters pH-värden under mätperioden.

4.3 VATTENHALT

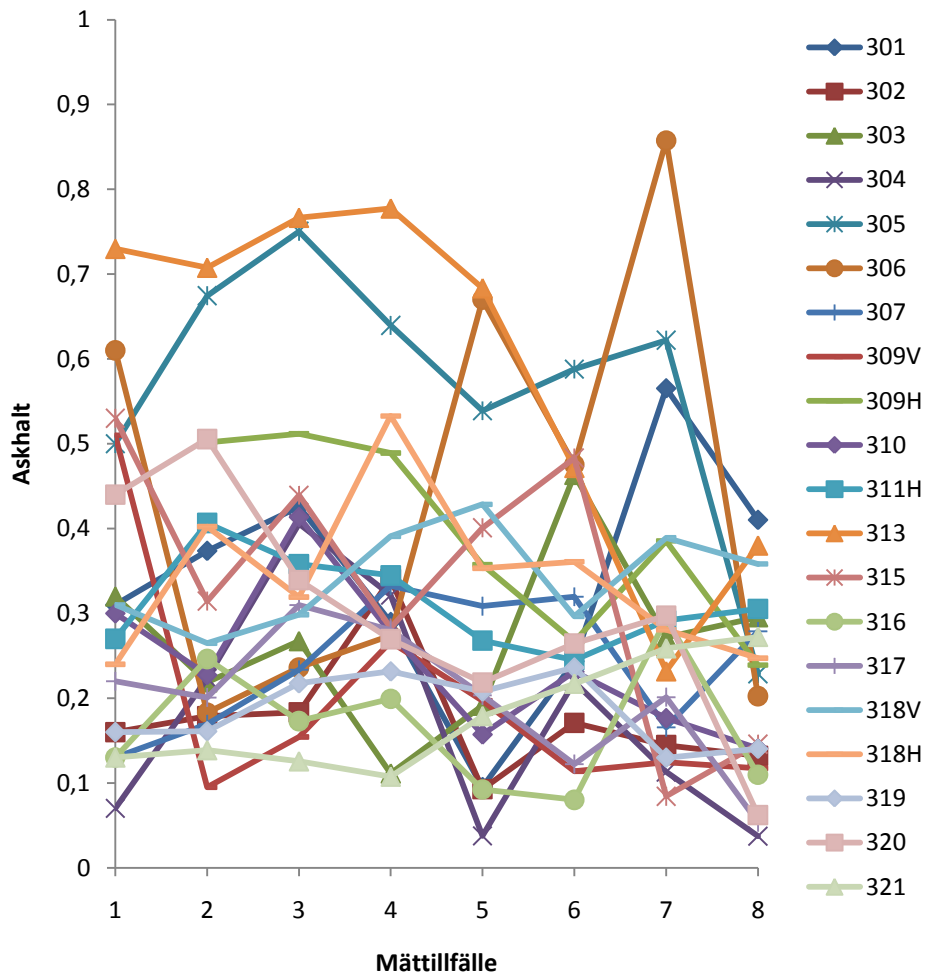
Generellt sett var komposternas vattenhalt hög (figur 4). Av samtliga kompostprov hade 86 % en vattenhalt över 60 % medan 66 % av kompostproven hade en vattenhalt högre än 70 %. Den genomsnittliga vattenhalten för varje mätomgång höll sig, till skillnad från temperaturen, relativt konstant under mätperioden. Kompost 316 utmärkte sig med en vattenhalt på omkring 30-40 % under de tre första mättillfällena. Den enskilt högsta vattenhalten var hela 92 % och uppmättes under mätomgång 5 hos kompost 302. För övrigt översteg vattenhalten hos kompost 302 80 % för samtliga genomförda mättillfällen.



Figur 4 Vattenhalt hos samtliga komposter under mätperioden.

4.4 ASKINNEHÅLL

Askinnehållet i kompostmaterialet uttrycks som viktfraction i förhållande till torrsubstansen och värdena varierar kraftigt mellan komposterna (figur 5). Askhalterna varierar mellan 0,04 och 0,85.



Figur 5 Askhalt hos samtliga komposter under mätperioden.

4.5 AMMONIAKUTSLÄPP

I många fall kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget och ”U.d”, som betyder: under detektionsgräns, har då använts i tabell 2. Vid mätningarna visade kompost 316 högst NH₃-koncentration; 3,5 respektive 12 ppm. Det näst högsta värdet, 5 ppm, uppmättes i kompost 303 vid mätomgång 3 (tabell 2). Vid mättillfälle 6 gav ingen av komposterna något utslag för ammoniak.

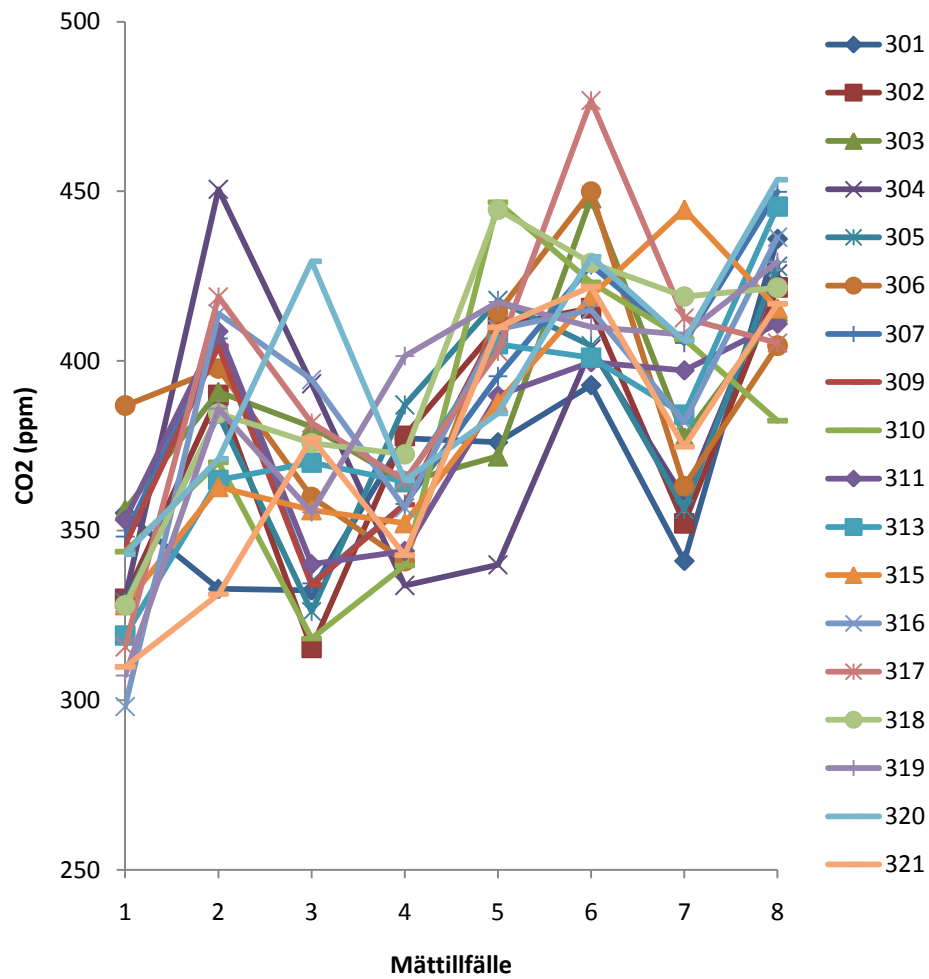
Tabell 2 Koncentration av ammoniak i de olika komposterna (ppm). U.d. betyder under detektionsgräns (1 ppm för mättillfälle 1 och 0,1 ppm för mättillfälle 3 och 6).

Kompost	Mättillfälle 1	Mättillfälle 3	Mättillfälle 6
301	U.d.	U.d.	U.d.
302	3	0,3	U.d.
303	1,7	5	U.d.
304	2	0,8	U.d.
305	U.d.	U.d.	U.d.
306	U.d.	1,8	U.d.
307	U.d.	U.d.	U.d.
309	U.d.	U.d.	U.d.
310	U.d.	U.d.	U.d.
311H	U.d.	U.d.	U.d.
313	2	1,5	U.d.
315	2,5	2	U.d.
316	3,5	12	U.d.
317	0,3	0,3	U.d.
318V	U.d.	U.d.	U.d.
318H	U.d.	U.d.	U.d.
319	U.d.	U.d.	U.d.
320	1	U.d.	U.d.
321	U.d.	3	U.d.

4.6 KOLDIOXID

4.6.1 Bakgrundshalter

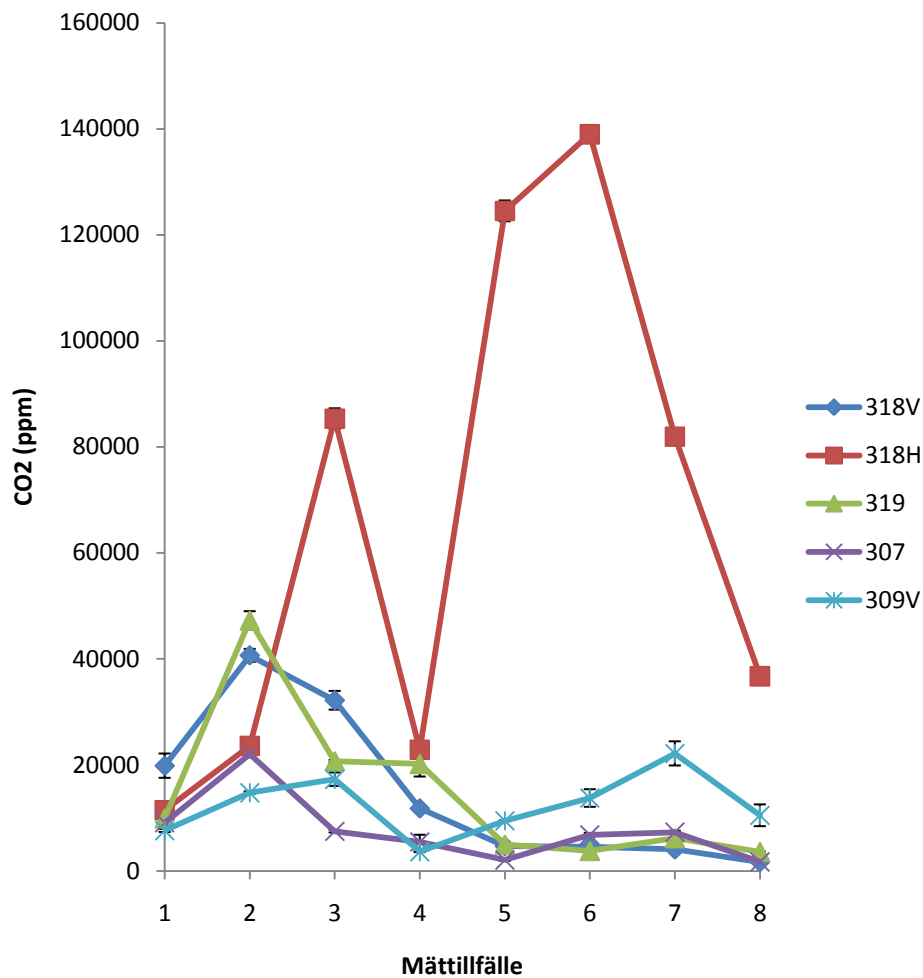
Samtliga värden för bakgrundshalter av koldioxid ligger mellan 298 och 476 ppm (figur 6). Medelvärden för mätillfälle 1-8 var: 334, 387, 361, 362, 404, 422, 390 och 422 ppm.



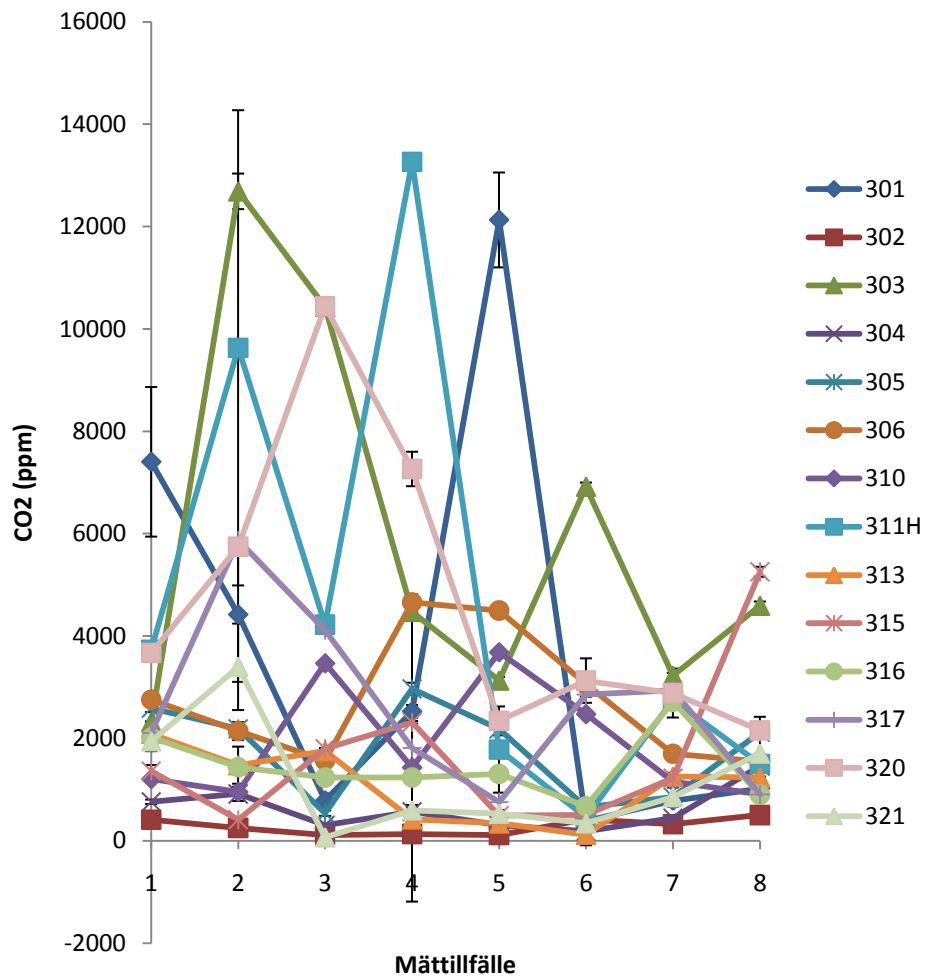
Figur 6 Bakgrundshalter av CO₂ (ppm) för samtliga komposter.

4.6.2 CO₂ i kompostgas

De uppmätta halterna av CO₂ i kompostgasen varierade kraftigt mellan såväl komposter som mellan mätomgångar (figur 7 och 8). CO₂-halterna varierar från 69 ppm (kompost 321, mätomgång 3) och upp till 138988 ppm (kompost 318H, mätomgång 6). Av de uppmätta halterna var 84 % lägre än 10000 ppm. På grund av de stora variationerna i CO₂-halt har resultaten fördelats på två diagram där figur 7 visar komposter med högre halter medan figur 8 visar komposter vars CO₂-halt var något lägre. Standardavvikelser har beräknats för varje mättillfälle och förts in i diagrammen. För halterna av CO₂ i figur 7 och 8 har bakgrundshalterna subtraherats. Observera också skillnaden i skala mellan figur 7 och figur 8.



Figur 7 Uppmätta halter av CO₂ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

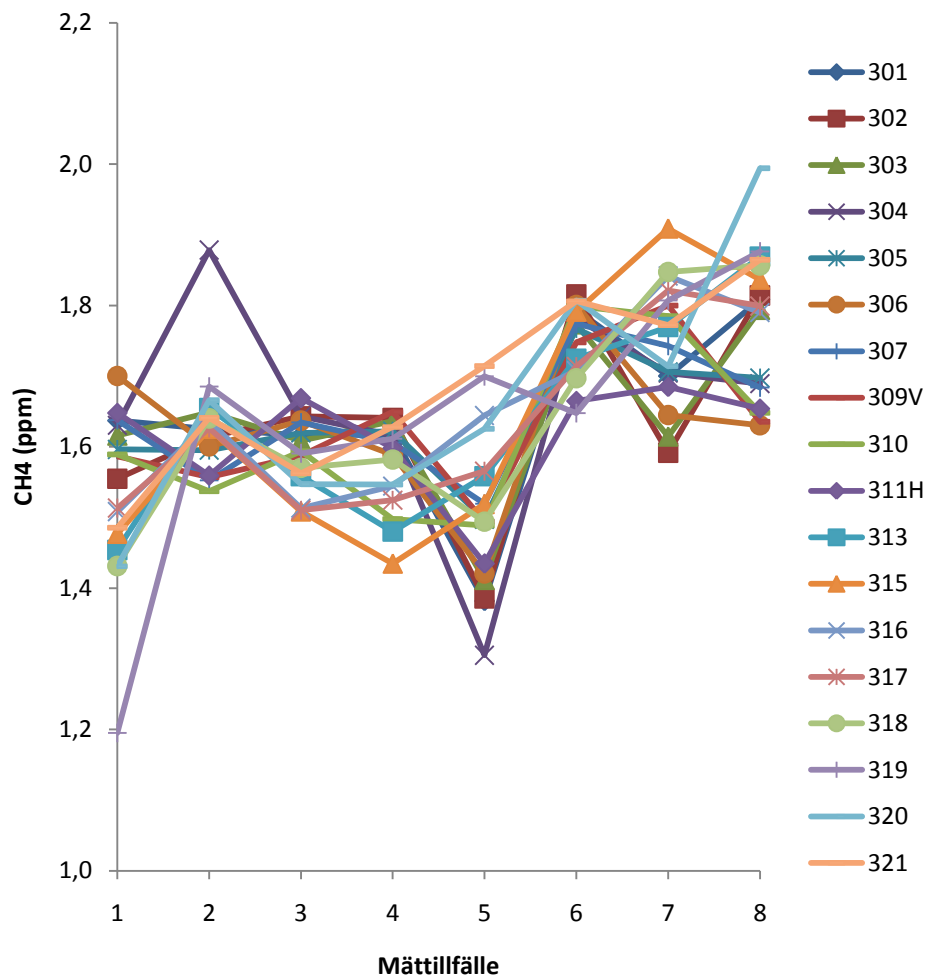


Figur 8 Uppmätta halter av CO₂ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

4.7 METAN

4.7.1 Bakgrundshalter

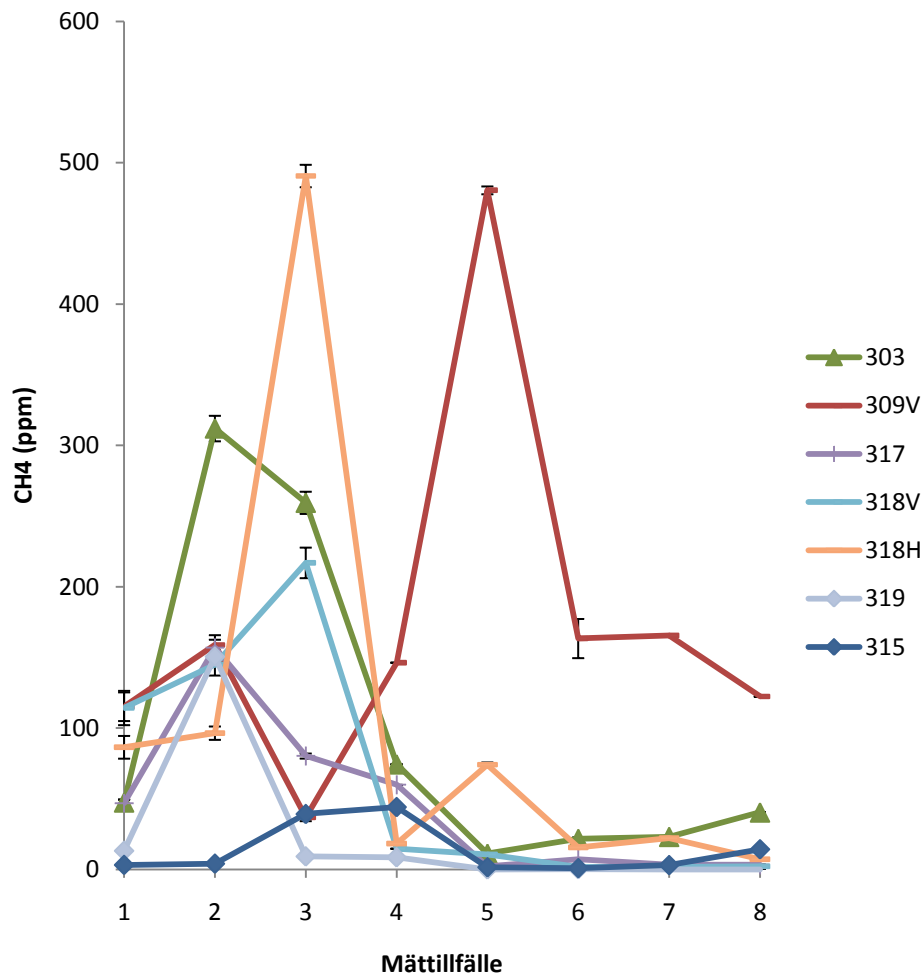
Samtliga värden för bakgrundshalter av metangas ligger mellan 1,19 och 1,99 ppm (figur 9). Medelvärden för mättilfälle 1-8 var: 1,54, 1,63, 1,59, 1,58, 1,51, 1,76, 1,75 och 1,77 ppm.



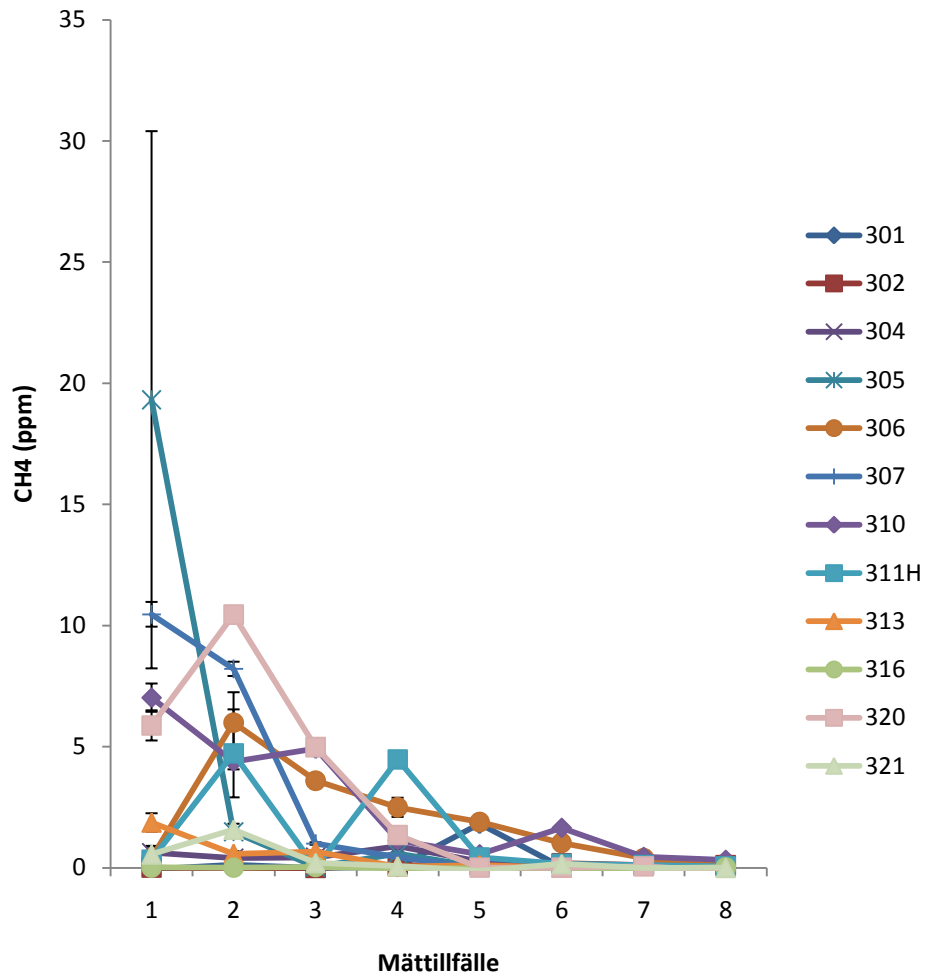
Figur 9 Bakgrundshalter för metangas för samtliga komposter.

4.7.2 CH₄ i kompostgas

När det gäller koncentrationer av metangas uppmättes de två enskilt högsta värdena hos kompost 309V (mätomgång 5) och kompost 318H (mätomgång 3) med halter på 480 respektive 490 ppm (figur 10). Dessa värden är dock extremvärden och halterna av CH₄ i kompostgasen låg i 74 % av fallen under 10 ppm. I syfte att göra diagrammen tydligare har resultaten för metangashalterna fördelats på två diagram där figur 10 visar de komposter med något högre halter och figur 11 visar de komposter med lägre CH₄-halter. Standardavvikelser har beräknats för varje mättillfälle och förts in i diagrammen. För halterna av CH₄ i figur 10 och 11 har bakgrundshalterna subtraherats.



Figur 10 Uppmätta halter av CH₄ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

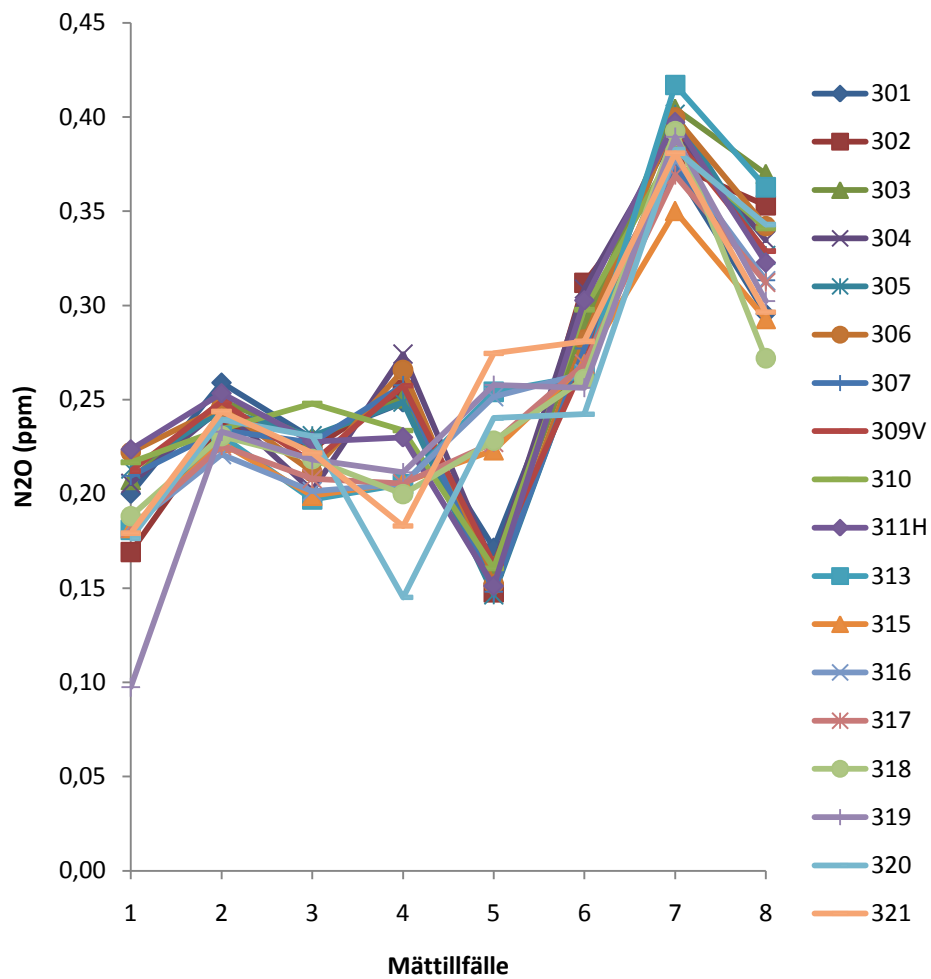


Figur 11 Uppmätta halter av CH₄ (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

4.8 LUSTGAS

4.8.1 Bakgrundshalter

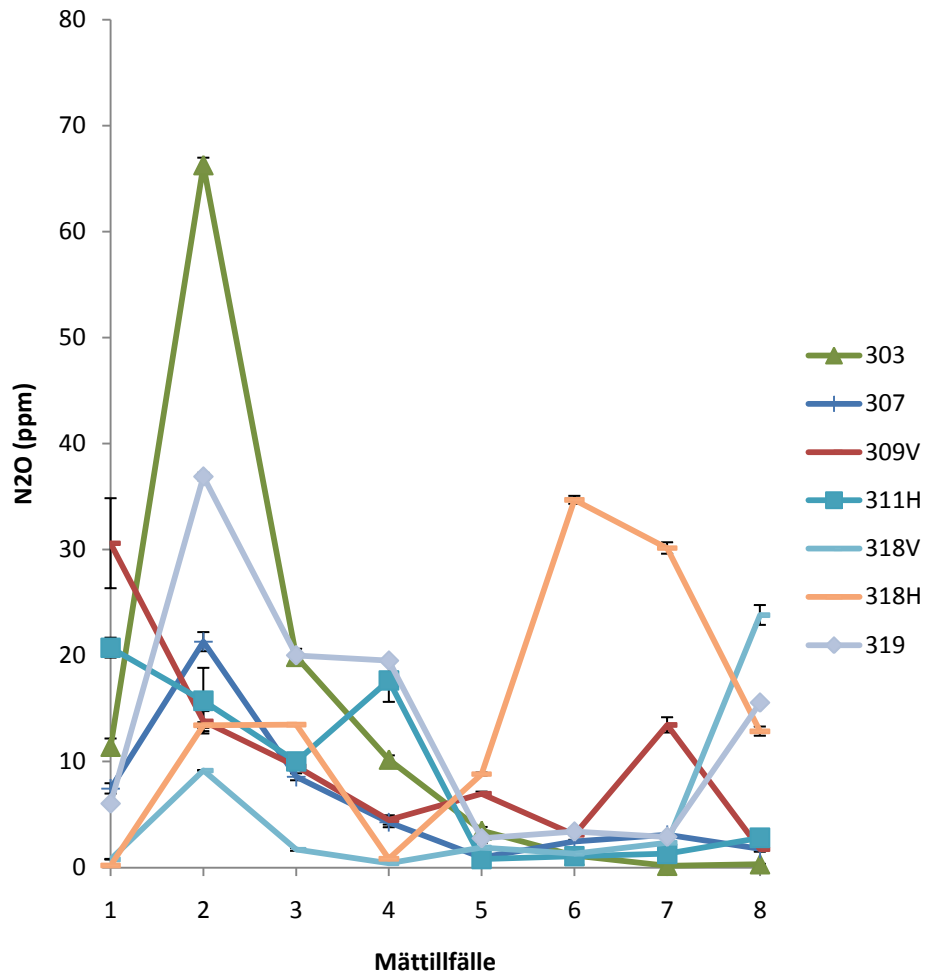
Samtliga värden för bakgrundshalter av lustgas ligger mellan 0,09 och 0,42 ppm (figur 12). Medelvärden för mättilfälle 1-8 var: 0,19, 0,24, 0,22, 0,23, 0,20, 0,28, 0,39 och 0,32 ppm.



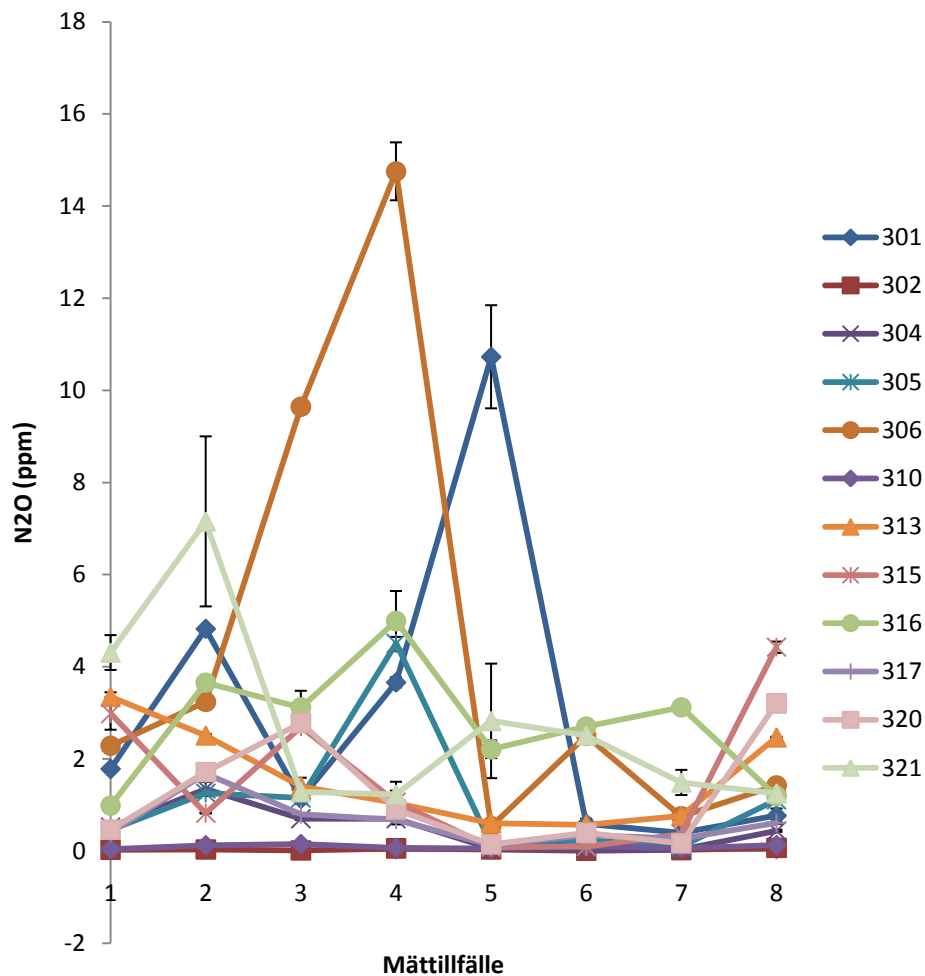
Figur 12 Bakgrundshalter för lustgas för samtliga komposter.

4.8.2 N₂O i kompostgas

För N₂O finns det högsta uppmätta värdet hos kompost 303 (mätomgång 2) på 66 ppm (figur 13). Av samtliga uppmätta halter är 83 % lägre än 10 ppm. Med avsikten att redovisa resultaten så tydligt som möjligt har uppmätta halter fördelats på två diagram (figur 13 och 14). Standardavvikelser har beräknats för varje mättillfälle och förts in i diagrammen. För halterna av lustgas har bakgrundshalterna subtraherats.



Figur 13 Uppmätta halter av N₂O (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.



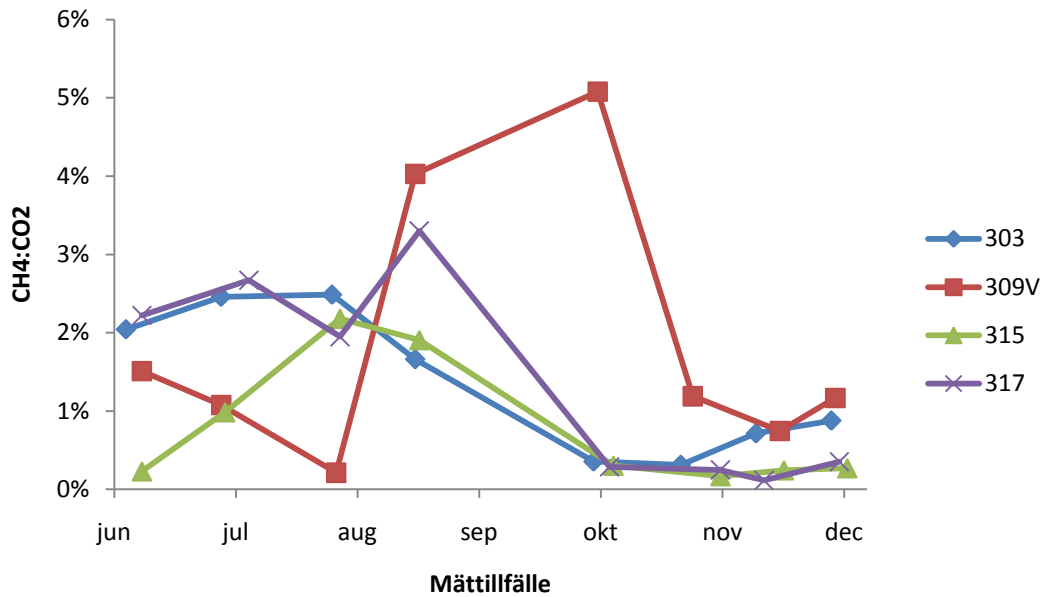
Figur 14 Uppmätta halter av N₂O (ppm) samt standardavvikelser hos komposter under mätperioden.

4.9 BERÄKNADE KVOTER

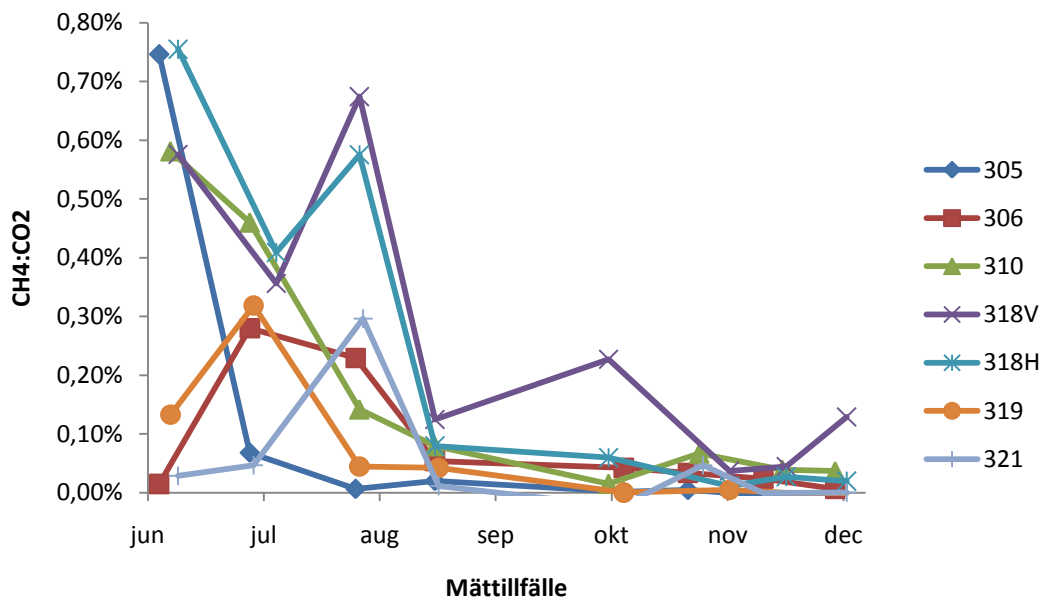
De uppmätta koncentrationerna av koldioxid, lustgas och metangas har en viss osäkerhet på grund av faktorer som kompostbehållarens täthet och vindförhållanden vid provtagningen. Kunskapen om huruvida locket till komposten nyligen varit öppnat eller inte har dessutom varit begränsad vilket också är ytterligare en källa till osäkerheter i de erhållna resultaten vad gäller halterna på gaserna. Av detta skäl är det mer givande att analysera hur stora halterna av metangas och lustgas är i förhållande till halten koldioxid, eftersom denna relation bör vara oberoende av hur tät behållaren är. Resultaten nedan visar därför kvoterna mellan metan och koldioxid (figur 15-17) samt lustgas och koldioxid (figur 18-20). För att kvoten skall beskriva emissionen från den enskilda komposten har bakgrundshalterna av de olika gaserna dragits från de halter som mättes upp i komposterna innan kvoten beräknades. Respektive kvot har också delats in i tre olika grupper i syfte att tydligare visa vilka nivåer de ligger på. För kvoterna har dessutom värdet för mätillfällena längs x-axeln gjorts om till datumformat för att tydligare visa när på året mätningen genomfördes.

4.9.1 CH₄:CO₂

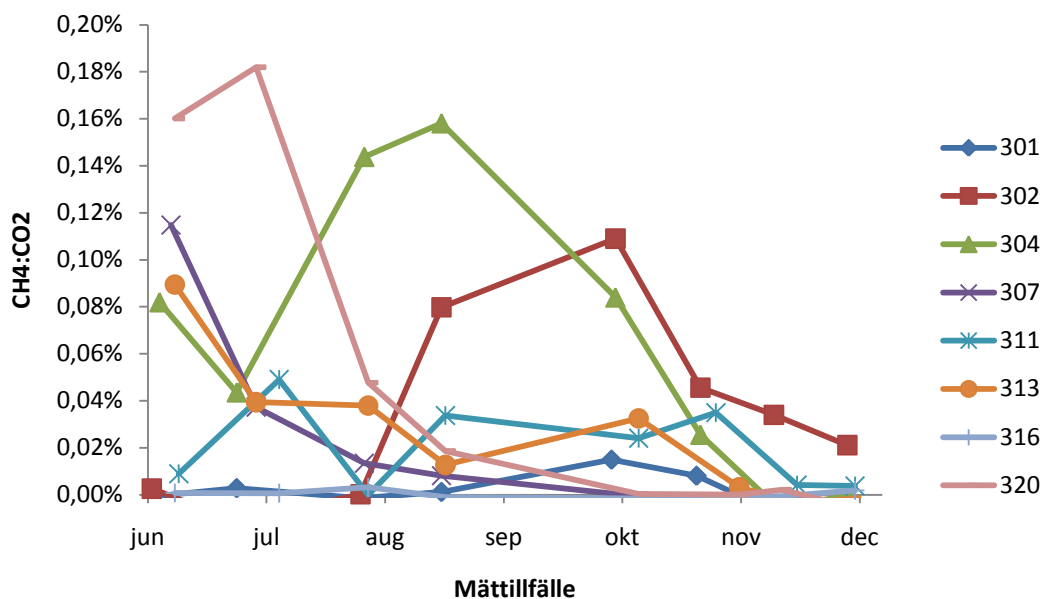
Merparten av komposterna hade en CH₄:CO₂-kvot som var lägre än 0,3 % (figur 15-17). Medelvärdet för samtliga mätomgångar var 0,33 % och medianvärdet var 0,04 %.



Figur 15 Relativa metangasemissioner för komposter under mätperioden.



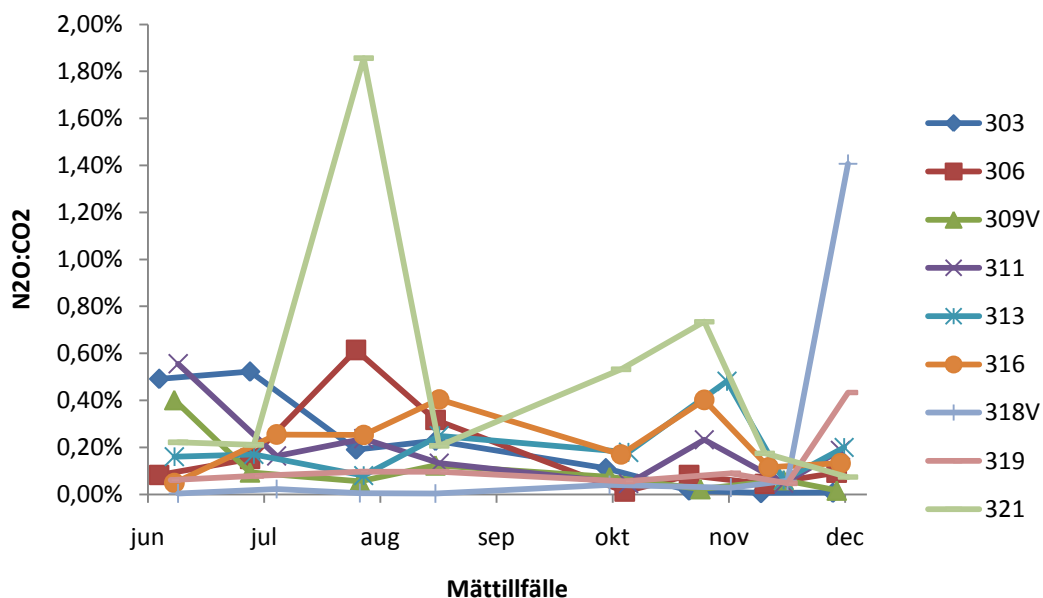
Figur 16 Relativa metangasemissioner för komposter under mätperioden.



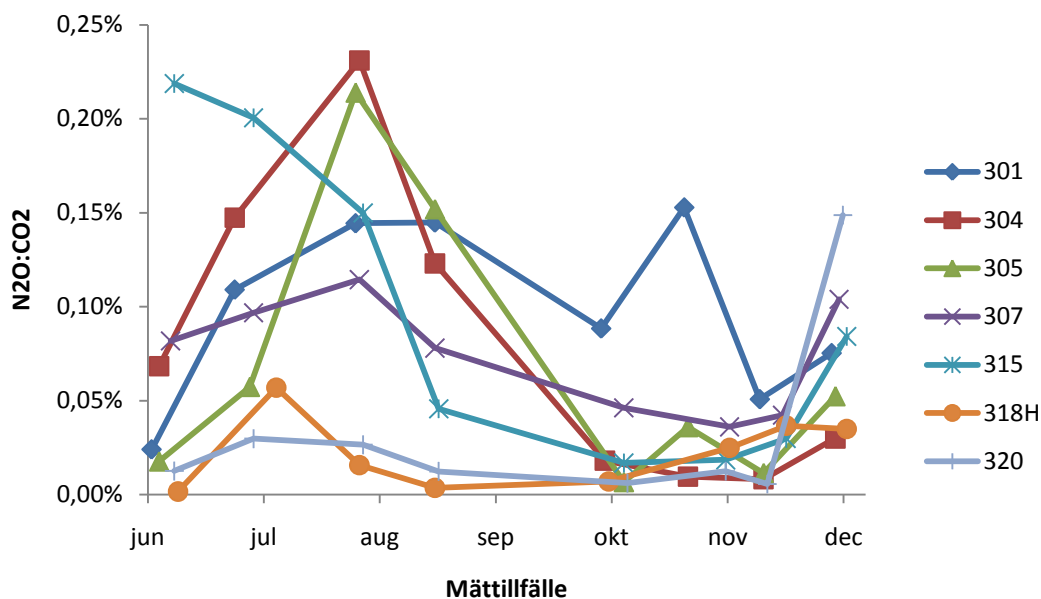
Figur 17 Relativa metangasemissioner för komposter under mätperioden.

4.9.2 N₂O:CO₂

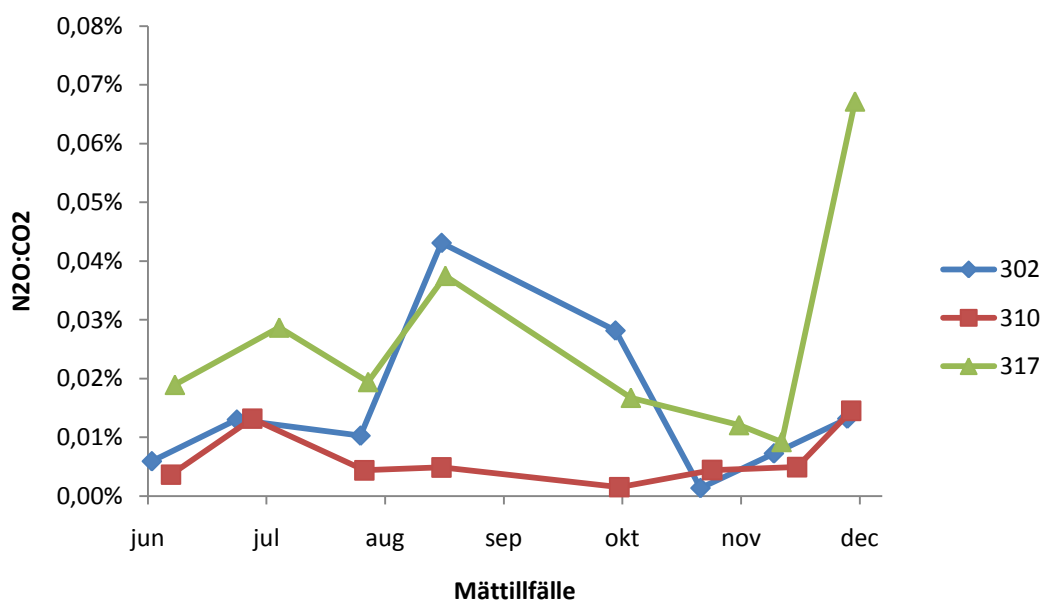
Av samtliga uppmätta N₂O:CO₂-kvoter i studien hade 64 % en kvot som var lägre än 0,1 % (figur 18-20). Medelvärdet för samtliga mätomgångar var 0,13 % och medianvärdet var 0,06 %. Komposterna 318V och 321 sticker ut med högst kvoter på 1,41 respektive 1,86 %.



Figur 18 Relativa lustgasemissioner för komposter under mätperioden.



Figur 19 Relativa lustgasemissioner för komposter under mätperioden.



Figur 20 Relativa lustgasemissioner för komposter under mätperioden.

4.11 UTVÄRDERING AV KOMPOSTPROTOKOLL

Den information som erhållits från de protokoll som komposterarna fyllt i under mätperioden har varierat gällande såväl kvantitet som kvalitet. Vissa av de deltagande hushållen har i början av mätningarna fyllt i protokollen enligt instruktioner men har efter ett tag låtit informera att de inte har tid att fylla i sina protokoll längre. Andra hushåll har under vissa perioder varit bortresta eller helt enkelt glömt att fylla i sina protokoll. Dessa förhållanden har medfört att de aktiviteter som rör komposterna i några

fall har fått uppskattas baserat på tidigare lämnade uppgifter eller från muntliga uppgifter. Merparten av protokollen fylldes dock i enligt instruktionerna.

När det gäller de uppgifter som lämnats om tillsatser till komposterna har dessa nästan alltid angivits i volymsenheter som sedan räknats om till massaenheter. För dessa beräkningar har skrymdensiteter enligt tabell 3 använts för de olika slag av material som tillförts komposterna. En sammanställning av resultaten från kompostprotokollen finns i bilaga 1.

Tabell 3 Skrymdensiteter för de material som har komposterats.

Material	Skrymdensitet (kg·L⁻¹)	Referens
Matavfall	0,352	Stoffella och Kahn (2001)
Stallgödsel	0,83	Klickitat County (2005)
Sågspån	0,241	Ahn m. fl. (2007)
Löv	0,04	Ahn m. fl. (2007)
Torv	0,1075	Minkkinen och Laine (1998)
Gräsklipp	0,133	Fritz och Graves (1992)
Jord	1,3	Simetric (2009)

4.12 STATISTISK ANALYS

4.12.1 Multipel regression i SAS

CH₄:CO₂ som beroende variabel

Den modell som använts vid stegvis eliminering och R²-metoden har som responsvariabel den relativa metangashalten. De oberoende variabler som har använts är dagar från senaste tillsats (DA), antal tillsatser sedan förra mätningen (NA), mängd tillsatt matavfall sedan förra mätningen (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall sedan förra mätningen (GW), mängd tillsatt strukturmaterial sedan förra mätningen (SA), antal omblandningar sedan förra mätningen (MI), antal familjemedlemmar (FM), materialvolym i komposten (MV), temperatur i komposten (T_{in}), kompostens vattenhalt (H₂O), kompostmaterialets pH-värde (pH) samt den omgivande luftens temperatur (T_{out}).

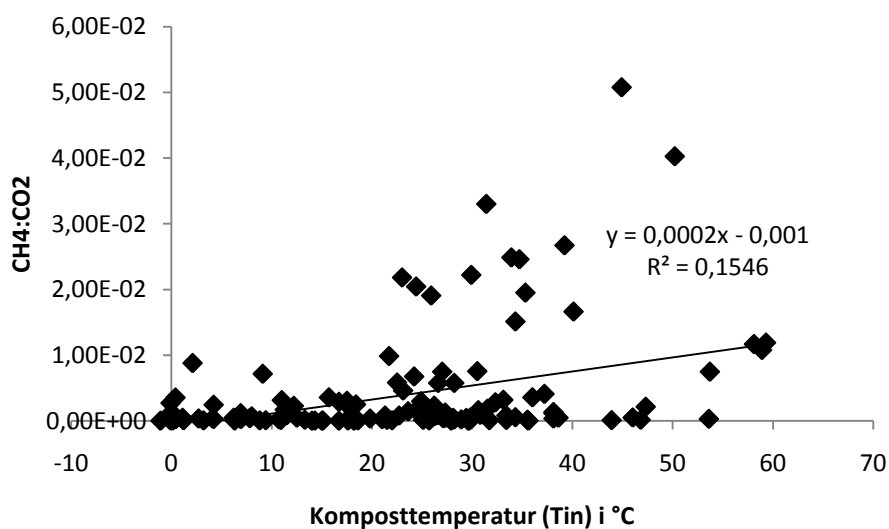
Efter stegvis eliminering av de ingående variablerna återstod mängd tillsatt matavfall (FW) och temperatur i komposten (T_{in}) som de variabler med signifikant inverkan på CH₄:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 4 samt figur 21 och 22).

Efter SAS-körning med R²-metoden bestämdes att då R²-värdets ökning vid införandet av nästa variabel är mindre än 0,02 skall den/de variabler betraktas som signifikanta för den givna modellen. Med dessa förutsättningar gav R²-metoden att mängd tillsatt matavfall (FW) och temperatur i komposten (T_{in}) hade signifikant inverkan på den relativa metangashalten (tabell 5).

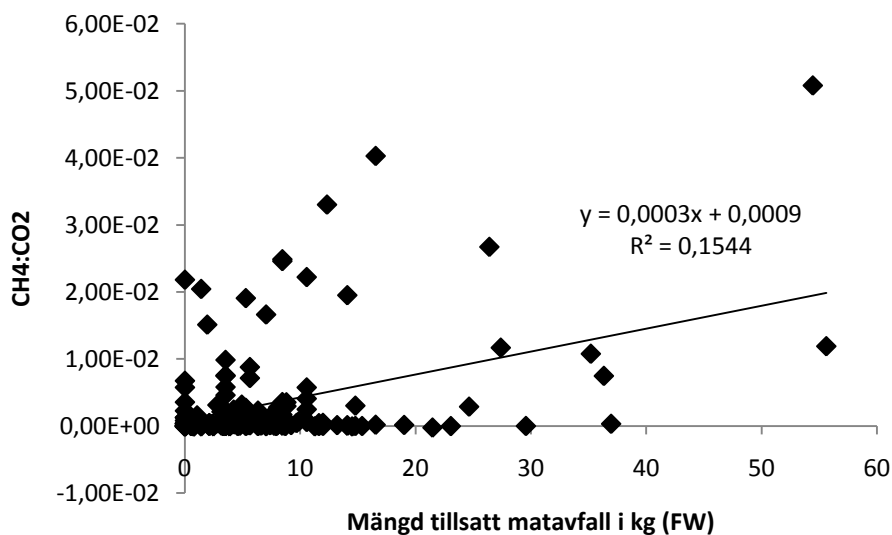
A. Stegvis eliminering

Tabell 4 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter stegvis eliminering.

<u>Resultat för stegvis eliminering</u>							
Steg	Tillsatt Variabel	Antal variabler	Partiellt R ² -värde	Modellens R ² -värde	C(p)	F-värde	p-värde
1	T _{in}	1	0.1546	0.1546	16.0547	27.42	<.0001
2	FW	2	0.0662	0.2208	5.2061	12.66	0.0005



Figur 21 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot komposternas temperatur.



Figur 22 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot mängd tillsatt matavfall.

A. R²-metoden

Tabell 5. Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter R²-metoden. Endast delar ur den fullständiga SAS-tabellen visas här.

Antal variabler i modellen	R ² -värde	Variabler i modellen
1	0.1546	T _{in}
2	0.2208	FW T_{in}
3	0.2376	FW T _{in} H ₂ O

Ytterligare en modell sattes upp, för både stegvis eliminering och R²-metoden, med den relativa metangashalten som beroende variabel. Vid dessa körningar användes samma oberoende variabler som vid föregående körningar förutom att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) togs bort och ersattes av total mängd tillsatt material till komposten (TW).

Efter stegvis eliminering av icke signifikanta variabler visade sig temperatur i komposten (T_{in}), antal omblandningar (MI), kompostens vattenhalt (H₂O) samt kompostmaterialets volym (MV) ha en signifikant inverkan på CH₄:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 6).

Med samma förutsättningar som tidigare gav R²-metoden efter denna körning att antal omblandningar (MI), kompostmaterialets volym (MV), temperaturen i komposten (T_{in}) och kompostens vattenhalt (H₂O) hade signifikant inverkan på den relativa metangashalten (tabell 7).

A. Stegvis eliminering

Tabell 6 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter stegvis eliminering då total mängd tillsatt material är inkluderad.

Steg	Tillsatt variabel	Resultat för stegvis eliminering					
		Antal variabler	Partiellt R ² -värde	Modellens R ² -värde	C(p)	F-värde	p-värde
1	T _{in}	1	0.1546	0.1546	12.1686	27.42	<.0001
2	MI	2	0.0485	0.2031	4.9724	9.08	0.0030
3	H ₂ O	3	0.0210	0.2241	3.0025	4.00	0.0474
4	MV	4	0.0207	0.2447	1.0902	4.02	0.0468

B. R²-metoden

Tabell 7 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter R²-metoden då total mängd tillsatt material är inkluderad. Endast delar ur den fullständiga SAS-tabellen visas här.

Antal variabler i modellen	R ² -värde	Variabler i modellen
1	0.1546	T _{in}
2	0.2031	MI T _{in}
3	0.2241	MI T _{in} H ₂ O
4	0.2447	MI MV T_{in} H₂O
5	0.2496	MI MV T _{in} H ₂ O pH

Kompost 309 skiljer sig markant från övriga komposter eftersom den tillförts väldigt stora mängder hushållsavfall vilket gör att denna kompost kan ses som ett specialfall bland de undersökta komposterna. Av denna anledning har ytterligare en körning i SAS gjorts där kompost 309 har exkluderats från modellen. Resultaten visas i tabell 8 och 9 samt figur 23 och 24.

A. Stegvis eliminering

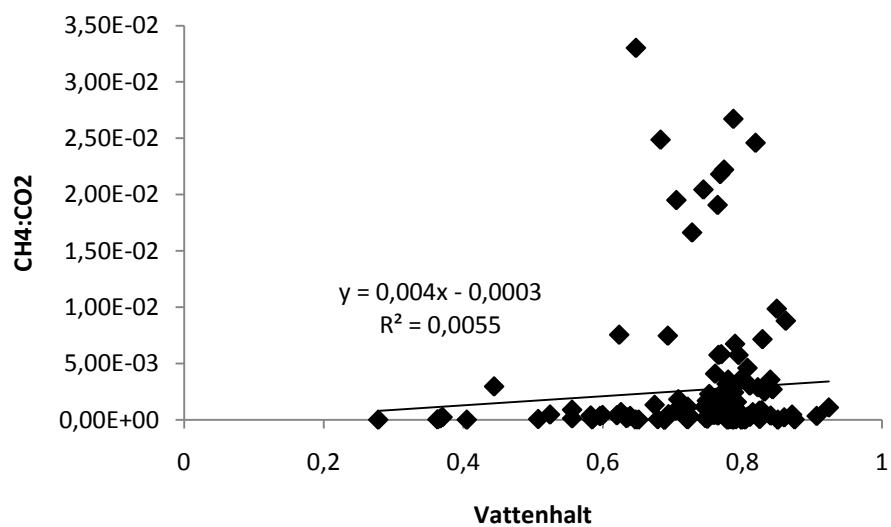
Tabell 8 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter stegvis eliminering då kompost 309 exkluderats.

<u>Resultat för stegvis eliminering</u>							
Steg	Tillsatt variabel	Antal variabler	Partiellt R ² -värde	Modellens R ² -värde	C(p)	F-värde	p-värde
1	T _{in}	1	0.0801	0.0801	16.1181	12.36	0.0006
2	H ₂ O	2	0.0274	0.1074	13.4731	4.32	0.0394
3	FM	3	0.0267	0.1341	10.9429	4.32	0.0396

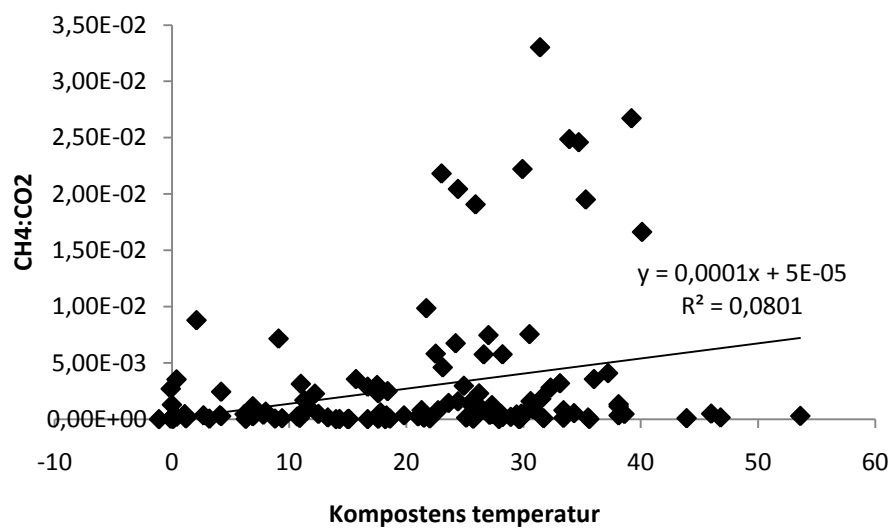
B. R²-metoden

Tabell 9 Regressionsmodell för CH₄:CO₂ efter R²-metoden då kompost 309 exkluderats.

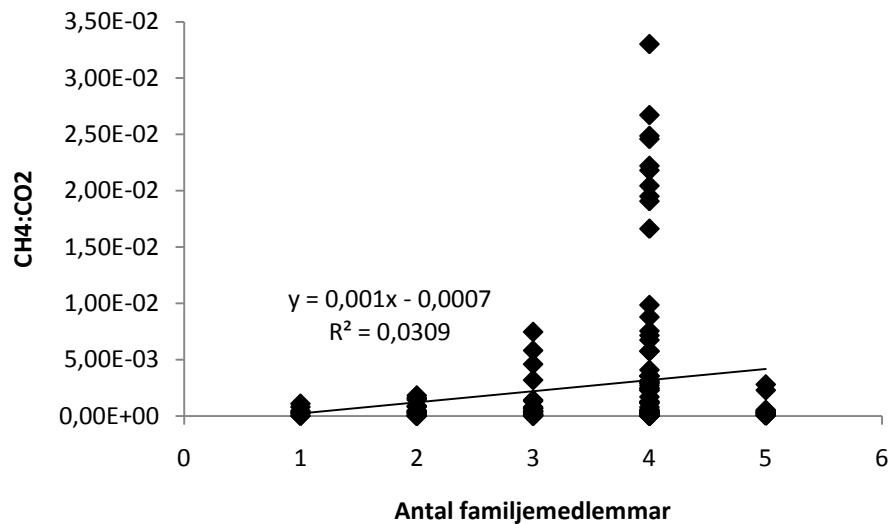
Antal variabler i modellen	R ² -värde	Variabler i modellen
1	0.0801	T _{in}
2	0.1074	T _{in} H ₂ O
3	0.1341	FM T_{in} H₂O
4	0.1469	FW FM H ₂ O T _{out}



Figur 23 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot vattenhalter då kompost 309 exkluderats.



Figur 24 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot komposternas temperatur då kompost 309 exkluderats.



Figur 25 CH₄:CO₂-kvoter plottade mot antal familjemedlemmar då kompost 309 exkluderats.

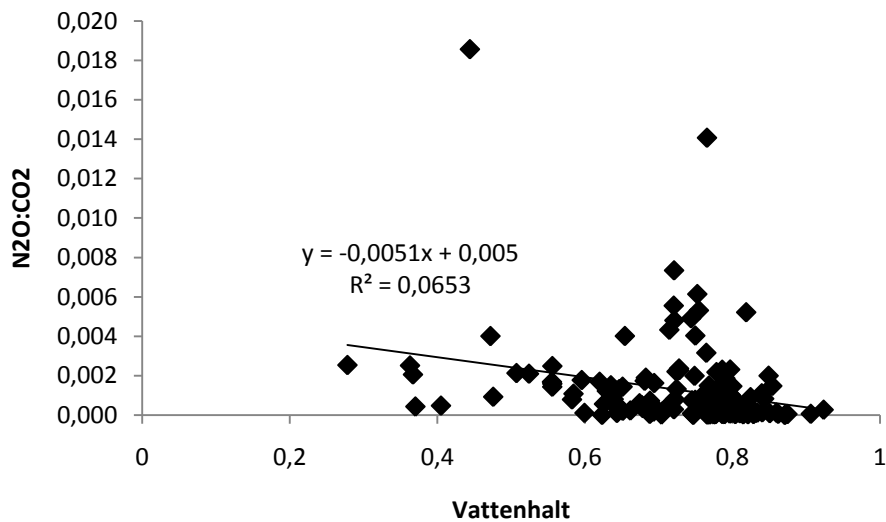
N₂O:CO₂ som beroende variabel

Den modell som använts vid stegvis eliminering och R²-metoden har som responsvariabel den relativa lustgashalten. De oberoende variabler som har använts är samma som de som användes vid analysen där CH₄:CO₂-kvoten var responsvariabel. Efter stegvis eliminering av de ingående variablerna återstod kompostens vattenhalt (H₂O) och antal dagar från senaste tillsats (DA) som de variabler med signifikant inverkan på N₂O:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 10 samt figur 26 och 27). R²-metoden och kriteriet att R²-värdets ökning vid införandet av nästa signifikanta variabel skall vara större än 0,02 gav även den att kompostens vattenhalt (H₂O) och dagar från senaste tillsats (DA) hade signifikant inverkan på den relativa lustgasproduktionen (tabell 11).

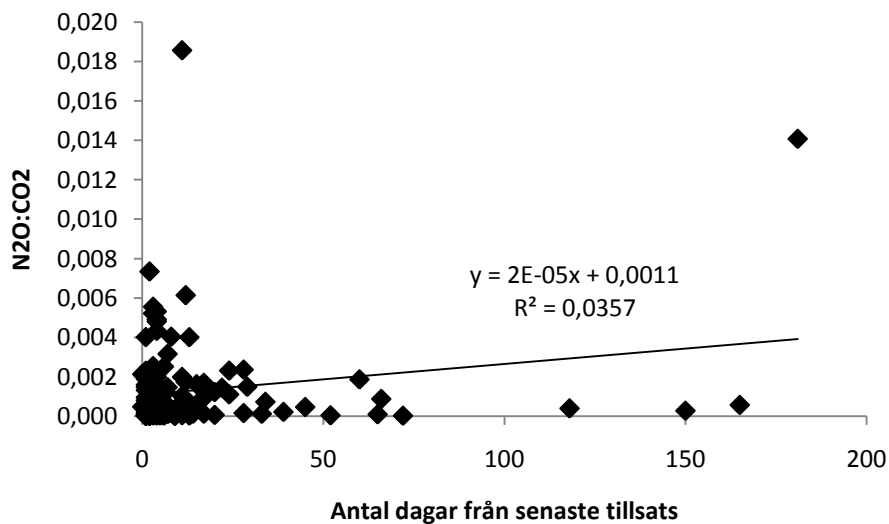
A. Stegvis eliminering

Tabell 10 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter stegvis eliminering.

<u>Resultat för stegvis eliminering</u>							
Steg	Tillsatt variabel	Antal variabler	Partiellt R ² -värde	Modellens R ² -värde	C(p)	F-värde	p-värde
1	H ₂ O	1	0.0653	0.0653	7.8751	10.48	0.0015
2	DA	2	0.0521	0.1174	1.1875	8.79	0.0035



Figur 26 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot vattenhalter.



Figur 27 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot antal dagar från senaste tillsats.

B. R²-metoden

Tabell 11. Regressionsmodell för N₂O:CO₂ erhållen med R²-metoden.

Antal variabler i modellen	R ² -värde	Variabler i modellen
1	0.0653	H ₂ O
2	0.1174	DA H₂O
3	0.1359	DA MV H ₂ O

Även för N₂O:CO₂ sattes ytterligare en modell upp, för både stegvis eliminering och R²-metoden, med den relativa lustgashalten som beroende variabel. Vid dessa körningar användes samma oberoende variabler som vid föregående körningar förutom att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) togs bort och ersattes av total mängd tillsatt material till komposten (TW). Resultatet blev samma även med denna uppsättning oberoende variabler. Kompostens vattenhalt (H₂O) samt dagar från senaste tillsats (DA) hade en signifikant inverkan på N₂O:CO₂-kvoten på signifikansnivå 0,05 (tabell 12). Med samma förutsättningar som tidigare gav R²-metoden efter denna körning att kompostens vattenhalt (H₂O) och dagar från senaste tillsats (DA) hade signifikant inverkan på den relativa lustgashalten (tabell 13).

A. Stegvis eliminering

Tabell 12 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter stegvis eliminering då total mängd tillsatt material är inkluderad.

Steg	Tillsatt variabel	<u>Resultat för stegvis eliminering</u>			C(p)	F-värde	p-värde
		Antal variabler	Partiellt R ² -värde	Modellens R ² -värde			
1	H ₂ O	1	0.0653	0.0653	9.6747	10.48	0.0015
2	DA	2	0.0521	0.1174	2.8868	8.79	0.0035

B. R²-metoden

Tabell 13 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter R²-metoden då total mängd tillsatt material är inkluderad.

Antal variabler i modellen	R ² -värde	Variabler i modellen
1	0.0653	H ₂ O
2	0.1174	DA H₂O
3	0.1359	DA MV H ₂ O

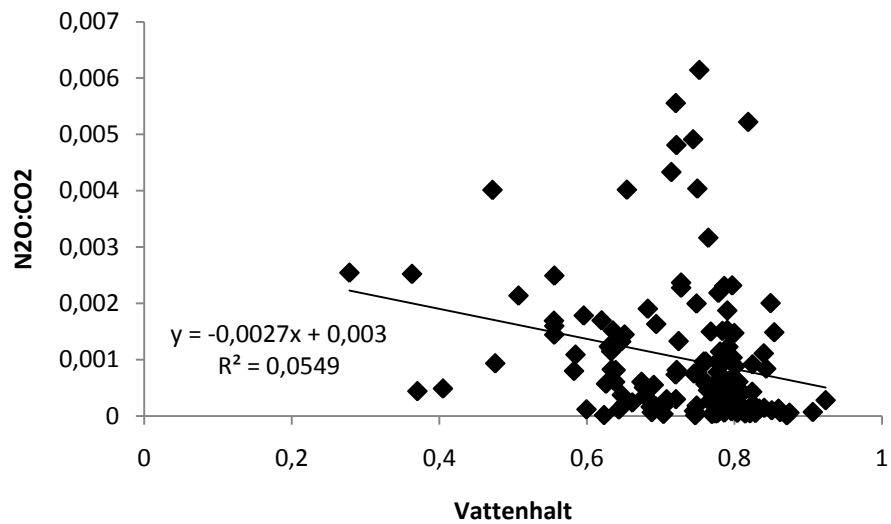
Eftersom ett antal extremvärden (fyra stycken totalt) förekommer i figur 26 och 27 tillhörande komposterna 318V och 321 har ännu en körning gjorts där dessa två komposter exkluderats från modellen (tabell 14 och 15 samt figur 28).

Tabell 14 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter stegvis eliminering då 318V och 321 exkluderats från modellen.

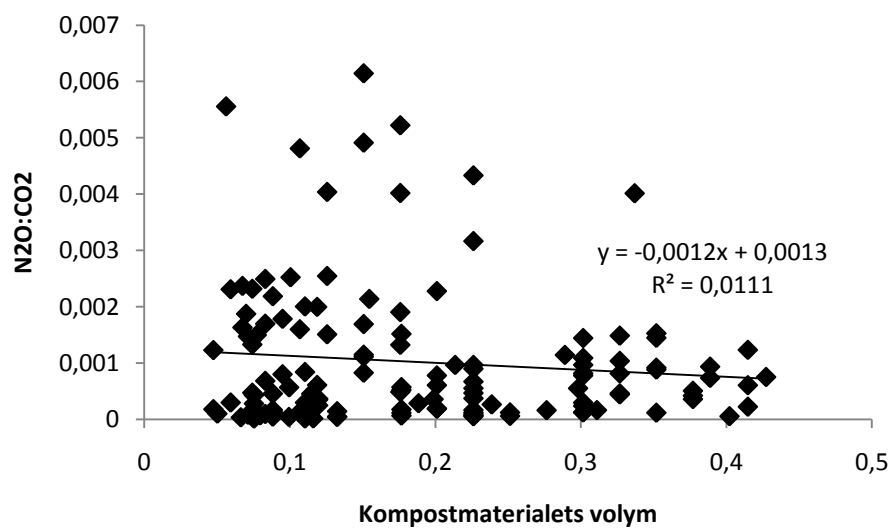
Steg	Tillsatt variabel	Resultat för stegvis eliminering					
		Antal variabler	Partiellt R ² -värde	Modellens R ² -värde	C(p)	F-värde	p-värde
1	H ₂ O	1	0.0549	0.0549	8.0825	7.78	0.0060
2	FM	2	0.0374	0.0923	4.5446	5.47	0.0208
3	MV	3	0.0270	0.1193	2.5385	4.05	0.0462

Tabell 15 Regressionsmodell för N₂O:CO₂ efter R²-metoden då 318V och 321 exkluderats från modellen.

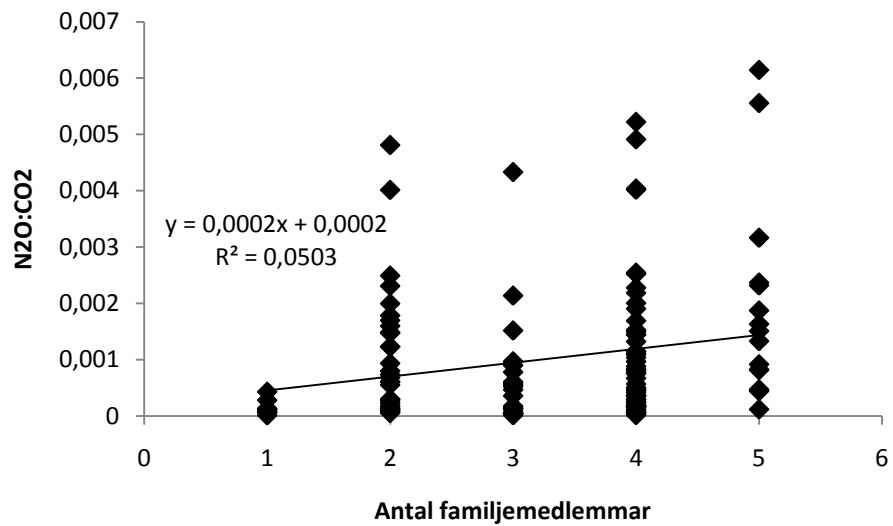
Antal variabler i modellen	R ² -värde	Variabler i modellen
1	0.0549	H ₂ O
2	0.0923	FM H ₂ O
3	0.1193	FM MV H₂O
4	0.1321	GW FM MV H ₂ O



Figur 28 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot vattenhalter efter att kompost 318V och 321 exkluderats.



Figur 29 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot kompostmaterialets volym efter att kompost 318V och 321 exkluderats.



Figur 30 N₂O:CO₂-kvoter plottade mot antal familjemedlemmar efter att kompost 318V och 321 exkluderats.

5. DISKUSSION

5.1 KOMPOSTPROTOKOLL

De första mätningarna genomfördes under sommarmånaderna då många har semester och möjligen reser bort vilket kan förklara en del av den bristfälliga informationen i protokollen under denna tid, som innebar att skötseln periodvis för vissa komposter har fått uppskattas från muntliga uppgifter eller tidigare skötsel. Även under november och december som varit den kallaste perioden under mätningarna har i vissa fall skötseln av komposterna varit något begränsad. Skillnader i vilken typ av material som läggs i komposterna har i viss mån kunnat observeras i samband med årstidsväxlingar. Under sommaren förekom en del gräsklipp i det tillsatta materialet och under hösten var äpplen och löv vanligt förekommande. När vintern och därmed även snön kom var det vanligaste tillsatta materialet enbart mat- och hushållsavfall.

En källa till osäkerheter i protokollmaterialet är att de flesta har angivit tillsatta mängder i volymsenheter som senare har räknats om till viktenheter. Dessa omräkningar innehåller viss osäkerhet eftersom de värden som använts för skrymdensiteter endast är teoretiska värden och därmed inte alltid stämmer överens med verkligheten.

Den justering av kompostprotokollen som gjordes efter mättillfälle fyra innebar att information om vilka mängder som tillsatts samt om kompostmaterialet blandats om i någon utsträckning fick egna kolumner i protokollen vilket saknats tidigare. Denna justering innebar i flera fall en förbättring av protokollkvaliteten.

5.2 TEMPERATUR, VATTENHALT, pH OCH ASKINNEHÅLL

Temperaturen inuti komposten visade en stadigt sjunkande trend efter mättillfälle fyra för samtliga komposter under mätperioden (figur 2) förutom kompost 309V och 309H vars temperaturer istället ökar. Kompost 309 är en kompostmodell (Mullbänken) bestående av två fack (Höger och Vänster) och som under tiden för provtagningarna kontinuerligt har tillförts rikliga mängder avfall. Denna kompost har tillförts stora mängder hushållsavfall, fekalier, vatten, strukturmateriell (oftast i form av spån) samt utsatts för regelbunden omblandning vilket gör att den kan ses som ett specialfall i mängden av undersökta komposter. Kompostmaterial har också med jämna mellanrum flyttats från kompostens vänstra fack till dess högra fack där material som kommit längre i komposteringsprocessen behandlats. Kompost 309V och 309H är de komposter där de högsta temperaturerna uppmätts (figur 2) vilket indikerar hög mikrobiell aktivitet (Zeman m. fl., 2002). Den kraftiga temperaturökningen för 309H under de senaste mätningarna kan ha sin förklaring i att stora mängder kompostmaterial med temperaturer på drygt 60 °C har förts över till detta fack från det vänstra (309V).

En anledning till att temperaturen hos de flesta komposterna sjunker så stadigt under de sista mättillfällena skulle kunna vara att de tillsatta mängderna avfall i många fall har varit relativt låga under senhösten och vintern. Detta i kombination med att den omgivande luftens temperatur varit väldigt låg under de sista mätningarna, som

genomfördes i november och december, kan starkt bidra till de låga temperaturer som uppmätts inuti komposterna.

För några av de komposter med de lägsta temperaturerna (302, 304, 310 och 315) kunde samtidigt en förhållandevis hög vattenhalt observeras vilket är ett rimligt samband eftersom en hög vattenhalt starkt kan begränsa luftströmningen inuti komposten (Epstein, 1997). Komposterna 302, 304, 310 och 315 var för övrigt också de komposter som oftast hade en väldigt låg höjd på kompostmaterialet. Den låga höjden på materialet innebar därmed att när temperaturen i dessa komposter mättes gjordes detta ganska nära behållarens botten vilket kan ha inneburit att markens temperatur troligen haft inverkan på den temperatur som uppmättes i komposten.

Den uppmätta vattenhalten i komposterna har överlag varit hög (figur 4). Medelvärden för respektive mättillfälle har varierat mellan 68 och 77 % vilket är högre än den vattenhalt på 60 % som rekommenderas av Haug (1993). Av samtliga uppmätta vattenhalter var 57 % över 75 % vilket indikerar att en stor andel vått material tillförts de komposter som ingår i studien.

De prover av kompostmaterialet som tagits för analys av vattenhalt har alla tagits på samma nivå i komposten vilket kan vara en felkälla eftersom detta inte nödvändigtvis representerar hela kompostens vattenhalt. Att ta flera prover av materialet skulle troligen påverka komposteringsprocessen och strukturen på materialet negativt och ansågs därför inte lämpligt.

Komposternas pH-värde är generellt sett svagt basiskt (figur 3) vilket är att jämföra med pH-värden mellan 8-9 som är normalt för färdigt kompostmaterial (Sundberg m. fl., 2004). Komposterna 302, 303, 304 och 306 utmärker sig vid ett par tillfällen med låga pH-värden mellan 4 och 5. Vad som orsakar detta är dock oklart då ingen förklaring gick att finna vare sig från protokolluppgifter eller vid jämförelse med övriga uppmätta parametrar.

Askinnehållet hos kompostmaterialet varierar kraftigt både mellan komposter och mätomgångar (figur 5). Medelvärdet för respektive mättillfälle varierade mellan 0,20-0,36. Det som kan förväntas med avseende på askinnehållet är att det bör öka i samma takt som det organiska materialet minskar. En hög askhalt skulle alltså innebära att en stor del av det organiska materialet brutits ned. Det förekommer viss osäkerhet i resultaten för askinnehållet eftersom proverna som analyserades samlats in från ett och samma djup (10-15 cm) i komposterna. Det är därför inte säkert att materialet för askanalysen är representativt för kompostmaterialet som helhet. Anledningen till att materialprover endast togs från ett djup i komposten var för att inte störa eller påverka kompostprocessen mer än nödvändigt.

5.3 VÄXTHUSGASER FRÅN KOMPOSTERNA

5.3.1 Koldioxid

Bakgrundshalten av koldioxid (figur 6) hade ett medelvärde på 386,7 ppm för samtliga mätningar vilket stämmer väl överens med de 389 ppm som NOAA (2010) rapporterar som global atmosfärshalt av CO₂ 2010. Medelvärdet vid första mättillfället var 334 ppm och vid det sista mättillfället 422 ppm. Vidare kan en viss ökning av bakgrundshalten av CO₂ urskiljas i figur 6 vilket kan förklaras med det faktum att atmosfärens halt av koldioxid varierar över årstiderna. Under vår- och sommarhalvåret konsumeras koldioxid när löv och växtlighet ökar vilket minskar atmosfärens halt av CO₂ jämfört med under vinterhalvåret.

När det gäller uppmätta halter av koldioxid i kompostgasen visade sig variationerna vara stora mellan såväl komposter som mätomgångar (figur 7 och 8). Bland komposterna med högst halt CO₂ finns 307, 309V, 318V, 318H och 319. Kompost 318 är intressant ur den synpunkten att det är en roterande Corrocomp-kompost bestående av två fack (Höger och Vänster) där det högra använts under hela mätperioden medan det vänstra inte har använts men dock varit till hälften fyllt med material. Behållaren är av en mycket tät typ med ett extremt tätsittande lock med endast ett litet ventilationshål på själva locket. Dessa förutsättningar skulle kunna innebära att växthusgaser lättare kan ansamlas i behållaren och att höga halter därmed kan detekteras. En kraftig ökning av CO₂-halten för kompost 318H kan observeras mellan mättillfälle 4 och 5. Under denna period har komposten kontinuerligt matats med hushållsavfall och även strukturmateriell i form av spån samtidigt som den utsatts för regelbunden omrörning.

5.3.2 Metangas

Bakgrundshalten av metangas hade ett medelvärde på 1,64 ppm för samtliga mätningar (figur 9) vilket kan jämföras med 1,77 ppm som anges av IPCC (2005) som ungefärlig atmosfärshalt. Samtliga uppmätta värden ligger mellan 1,19 och 1,99 ppm vilket betyder att bakgrundshalterna för metan hållit sig relativt konstanta under studien.

De högsta koncentrationerna av metangas i komposterna uppmättes i kompost 303, 309V samt 318H (figur 10) där kompost 318H hade det högsta värdet på 490 ppm (mättillfälle 3). Inga större avvikelser i skötseln av denna kompost kunde dock observeras som skulle kunna förklara den kraftiga ökningen av CH₄-halt mellan mättillfälle 2 och 3. Däremot har 318H en vattenhalt på 79 % vid mättillfälle 3 vilket är ett högt värde och som skulle kunna vara en del av förklaringen till den höga halten av metangas. När vattenhalten blir för hög kan syrebrist uppstå i kompostmaterialet och anaeroba bakterier kan då börja producera metangas (Hellmann m. fl., 1997).

Kompost 309V hade vid mättillfälle 5 en CH₄-halt på 480 ppm vilket är det näst högsta som detekterats. Denna kompost har under hela studien, och särskilt mellan mättillfälle 4 och 5, matats med rikliga mängder matavfall, strömateriell och även fekalier i viss mån. Kompostmaterial har också regelbundet flyttats över från vänster fack till höger fack på denna kompost vilket gör den till något av ett specialfall bland de undersökta komposterna.

Kompost 302 är den kompost i studien med de kontinuerligt högsta vattenhalterna men som hela tiden haft väldigt låga metanemissioner. Denna kompost har dock tillförts små mängder avfall under studien och vid samtliga mätningar haft en mycket låg höjd på kompostmaterialet i behållaren.

Medelvärdet av metanhalten i komposterna för mätomgång 1 var 24 ppm medan det vid mättillfälle 8 var så lågt som 8,6 ppm. En ganska tydligt sjunkande trend för metangaskoncentrationen kan också observeras ur figur 10 och 11. Eftersom vattenhalterna ligger ganska konstant kring 70 % under hela studien finns ingen förklaring att finna i denna parameter. Däremot har temperaturen i komposterna visat ett stadigt sjunkande mönster samtidigt som det tillförda materialet varit något mindre under de sista mättillfällena. Eftersom den optimala temperaturen för anaeroba bakterier är mellan 30-60°C (Hesselgren m. fl., 2005) kan de låga temperaturerna mot slutet av studien bidra till att förklara de lägre halterna av metangas.

5.3.3 Lustgas

För bakgrundshalterna av lustgas var variationerna något större än hos koldioxid och metangas. Medelvärdet för respektive mätomgång varierade mellan 0,19 (mätomgång 1) och 0,39 ppm (mätomgång 7). För de flesta av mätomgångarna låg medelvärdet kring 0,22 ppm vilket är något lägre än den globala atmosfärshalt på 0,32 ppm som Pidwirny (2006) anger. En högre halt av lustgas vid de senare mätningarna jämfört med de första kunde också observeras (figur 12) vilket skulle kunna förklaras av att det under vintern pågår en större förbränning av fossila bränslen än under sommarmånaderna (Kong m. fl., 2010).

Lustgas från komposter bildas i samband med nitrifikation samt denitrifikation. Det vanligaste är dock att N₂O bildas vid denitrifikation och då under den senare delen av komposteringsprocessen eftersom de vanligaste nitrifikationsbakterierna är känsliga för höga temperaturer (>40°C) och inte överlever under termofila förhållanden (Beck-Friis m. fl., 2003).

Emissionerna av lustgas från komposterna visade på en svag minskning av medelvärdet för de sista mätomgångarna jämfört med de första. Några höga värden har uppmätts vid enstaka tillfällen hos komposterna 303, 318H och 319 med halter på 66, 34 samt 36 ppm (figur 13). Kompost 303 hade vid tidpunkten för andra mättillfället, då 66 ppm uppmättes, en vattenhalt på 82 % vilket får anses väldigt högt. Samtidigt hade samma kompost mellan mätomgång 1 och 2 matats med betydande mängder av matavfall, trädgårdsavfall (gräs) samt mull.

I en studie av storskalig kompostering av matavfall observerade Ermolaev m. fl. (2010) låga emissioner av lustgas och de uppmätta halterna var generellt sett endast något högre än bakgrundshalterna.

5.3.4 Kvoter

För de flesta komposterna var CH₄:CO₂-kvoten lägre än 0,3 % (figur 15-17) och medelvärdet för samtliga mätomgångar var 0,33 % vilket vid jämförelse med liknande

studier visar sig vara ett ganska lågt värde. Exempelvis gjordes en liknande studie om hemkompostering i Danmark 2010 där kvoter på mellan 0,62 och 4,60 % observerades (Andersen m. fl., 2010a). I en studie om hemkompostering av främst trädgårdsavfall gjord i Österrike (Amlinger m. fl., 2002) erhöles en CH₄:CO₂-kvot på 2,15 % vilket är ett värde som uppmätts för endast fyra av de 19 komposterna i denna studie.

Andersen m. fl. (2010b) uppskattade även CH₄:CO₂-kvoten vid storskalig kompostering av trädgårdsavfall till 2,13 %. I en studie om storskalig kompostering av matavfall fann Ermolaev m. fl. (2010) CH₄:CO₂-kvoter på mellan 0,1-1,5 %. Ytterligare studier av utsläpp av växthusgaser från kompostering av nötgödsel på bädd av träflis respektive halmbädd har gjorts av Hao m. fl. (2004). Resultaten från dessa studier gav kvoter för CH₄:CO₂ på 6,2 respektive 5,4 %, vilket därmed är betydligt högre än de kvoter som observerats för de studerade hemkomposterna.

Det som nästan samtliga komposter har gemensamt när det gäller CH₄:CO₂-kvoten är att de högsta kvoterna förekommer under den första halvan av mätperioden och de lägsta under den senare delen av mätningarna. Medelvärdet för respektive mättillfälle, 0,47, 0,48, 0,45, 0,58, 0,33, 0,11, 0,09 samt 0,13 %, sjunker också ju senare på året mätningen är genomförd. Dessa kvoter följer därmed i stora drag samma mönster som halterna av metangas under mätperioden då dessa också minskade i takt med att studien fortgick.

När det gäller den relativa lustgasproduktionen ligger de allra flesta av komposterna på kvoter under 0,2 % av emitterad koldioxid (figur 18-20) och medelvärdet för samtliga mätningar var 0,13 %. Den studie som gjordes om hemkompostering av organiskt hushållsavfall i Danmark 2010 gav N₂O:CO₂-kvoter på mellan 0,18 och 0,23 % (Andersen m. fl., 2010a) vilket är i samma storleksordning som det som observerats i denna studie. Amlinger m. fl. (2002) studerade kompostering av trädgårdsavfall vilket resulterade i en kvot för N₂O:CO₂ på 0,07 %. För storskalig kompostering av trädgårdsavfall fann Andersen m. fl. (2010b) en N₂O:CO₂-kvot på 0,02 % vilket får anses som väldigt lågt vid jämförelse med resultaten från de studerade hemkomposterna.

För att uppskatta hur mycket hemkompostering bidrar till de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige beräknades teoretiska värden för utsläppen baserat på det tillförda materialets nedbrytbarhet (se bilaga 3 för samtliga beräkningar). Utsläppen av koldioxid från de tre fraktionerna matavfall, trädgårdsavfall och strukturmaterial beräknades till sammanlagt 27,0 kg per år och hushåll. Eftersom den emitterade koldioxiden från hemkompostering inte bidrar till växthuseffekten användes de kända kvoterna för CH₄:CO₂ och N₂O:CO₂ för att beräkna vilka mängder metan och lustgas som teoretiskt sett skulle bildas. Beräknade värden för metan och lustgas räknades om till koldioxidekvivalenter, CO₂-eq, (använda GWP-värden är baserade på en hundraårsperiod) vilket gav en utsläppt mängd växthusgas på 11,3 kg CO₂-eq per år och hushåll (baserat på resultaten från kompostprotokollen går det 3,4 personer per hushåll). Eklind (2005) uppskattar antalet hushåll som hemkomposterar till 440 000 år 2005

vilket därmed skulle ge ett totalutsläpp av växthusgaser på nästan 5000 ton CO₂-eq per år för samtliga hushåll som hemkomposterar i Sverige. Enligt Naturvårdsverket (2011) var utsläppen av växthusgaser i Sverige 59,8 miljoner ton CO₂-eq år 2009 vilket skulle betyda att bidraget från hemkomposter till de totala utsläppen av växthusgaser skulle bli ungefär 0,008 %. I en rapport från Naturvårdsverket (2011) redovisas utsläpp från avfallssektorn på 1,7 miljoner ton CO₂-eq år 2009. Hemkomposteringens bidrag i förhållande till totalutsläppen från avfallssektorn skulle således bli 0,3 %. Dessa beräkningar syftar endast till att i grova drag beskriva hur stor del hemkompostering har i de totala utsläppen av växthusgaser i landet.

5.4 AMMONIAK

När det gäller gasformiga kväveemissioner från komposter har det tidigare visats att ammoniak är dominerande (Beck-Friis m. fl., 2003). C/N-kvoten spelar en avgörande roll vid utsläppen av ammoniak och därmed kunde komposter som tillförts kväverikt material som exempelvis kött, fisk och ägg, förväntas ha höga NH₃-emissioner. Den kompost med högst uppmätt ammoniakhalt var 316 (tabell 2) och ur protokollen framgår det att denna kompost har de flesta tillsatserna av kött och fisk under hela studien. För denna kompost tillsattes kött- och fiskrester en gång inför den första mätningen, där ammoniakhalten var 3,5 ppm, och tre gånger inför den andra mätningen, där ammoniakhalten var hela 12 ppm. Resultaten i kombination med protokollinformationen tyder således på ett samband mellan NH₃-emissioner och tillsats av kött eller fisk till komposten. Dataunderlaget för denna slutsats är dock väldigt begränsat vilket gör analysen osäker. Dessutom är informationen i de flesta av protokollen otydlig beträffande matresternas exakta innehåll samtidigt som det bör nämnas att inga större mängder av varken kött eller fisk har observerats i samband med mätningarna vid komposterna.

Tredje gången ammoniakhalter mättes (totalt sett mättillfälle 6) kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget vilket troligen berodde på den låga temperaturen som rådde såväl i den omgivande luften som inuti komposterna.

5.5 STATISTISK ANALYS

5.5.1 Multipel regression i SAS

CH₄:CO₂ som beroende variabel

I den första körningen i SAS visade sig variablerna kompostens temperatur (T_{in}) och mängden tillsatt matavfall (FW) ha en signifikant inverkan på kvoten CH₄:CO₂ på signifikansnivån 0,05 (p<0,05). Både metoden för stegvis eliminering och R²-metoden gav detta resultat (tabell 4 och 5). CH₄:CO₂-kvoten har plottats dels mot mängden tillsatt matavfall och dels mot komposternas temperatur för att åskådliggöra resultatet från SAS-körningen (figur 21 och 22). I dessa figurer syns att några få extremvärden finns för de högre temperaturerna respektive tillsatta mängderna matavfall vilket betyder att de värden som finns på dessa nivåer troligen i stor grad bidrar till den signifikanta korrelation som SAS visat finns. De resultat som erhöles ur denna körning skulle innebära att tillförsel av stora mängder matavfall skulle resultera i en större kvot

för CH₄:CO₂ (figur 22). Detta resultat kan liknas vid det som erhöles vid en liknande studie om hemkompostering i Danmark där Andersen (2010a) observerade högre metanutsläpp i samband med stora tillsatser av matavfall. Analysen resulterade även i att höga temperaturer i hemkomposterna skulle innebära högre CH₄:CO₂-kvoter (figur 21).

Vid den andra SAS-körningen där modellen justerats så att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) tagits bort och ersatts av total mängd tillsatt material till komposten (TW) blev resultatet även denna gång samma för de båda använda metoderna. Skillnaden vid denna körning var dock att nu visade sig fyra variabler (temperatur i komposten (T_{in}), antal omblandningar (MI), kompostens vattenhalt (H₂O) samt kompostmaterialets volym (MV)) ha en signifikant inverkan på CH₄:CO₂-kvoten (tabell 6 och 7). Vid jämförelse av de R²-värden som erhöles för R²-metoden vid denna och föregående körning var R²-värdet högre redan på nivå två (med två signifikanta variabler) för den förra körningen jämfört med den senare. Samtidigt visade sig inte variabeln total mängd tillsatt material (TW) ha någon signifikant inverkan på CH₄:CO₂-kvoten för någon av metoderna. En förklaring till detta skulle kunna vara att variablerna för tillsatt mängd trädgårdsavfall och tillsatt mängd strukturmaterial innehöll väldigt många nollvärden jämfört med variabeln för tillsatt mängd matavfall och därmed inte bidrog i någon större utsträckning till den totala mängden tillsatt material. Resultaten innebär därför att det bör vara lämpligast att köra modellen utan variabeln total mängd tillsatt material (TW) och istället inkludera de ursprungliga variablerna mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA).

Den tredje körningen i SAS, där kompost 309 exkluderats på grund av dess extremvärden, resulterade i samma resultat för de båda använda metoderna. Både stegvis eliminering och R²-metoden resulterade denna gång i att variablerna antal familjemedlemmar (FM), kompostens temperatur (T_{in}) samt kompostens vattenhalt (H₂O) hade en signifikant inverkan på kvoten CH₄:CO₂ (tabell 8 och 9). Fördelningen av datapunkterna vid plottning visar att vid höga vattenhalter kan såväl höga som låga CH₄:CO₂-kvoter fås medan det vid låga vattenhalter däremot inte förekommer några höga kvoter av CH₄:CO₂ (figur 23). Att en hög vattenhalt skulle resultera i större metanemissioner stämmer med vad som beskrivs i litteraturen då syretillgången minskar på grund av för hög vattenhalt (Hellmann m. fl., 1997). De flesta höga kvoterna av CH₄:CO₂ förekommer då kompostens temperatur är hög men vid höga komposttemperaturer förekommer även låga CH₄:CO₂-kvoter (figur 24) vilket innebär att ett eventuellt linjärt samband skulle vara svagt. Sambandet mellan CH₄:CO₂ och antal familjemedlemmar visar att högsta kvoterna fås i de hushåll med fyra familjemedlemmar, men samtidigt förekommer även låga kvoter i detta fall och därför är det samband som erhöles med SAS inte, ur figur 25, uppenbart för ögat.

Som komplement till de ovan nämnda körningarna i SAS testades också att köra den första modellen för varje mättillfälle för sig, alltså totalt åtta körningar. Denna körning gjordes med samtliga komposter inkluderade i modellen. Båda metoderna (stegvis

eliminering och R^2 -metoden) kördes och ur de resultat som erhöles räknades sedan antalet gånger som respektive signifikant variabel förekom för att få fram de variabler som totalt sett oftast hade signifikant inverkan på $\text{CH}_4:\text{CO}_2$. Den eller de variabler som förekom flest gånger utsågs till signifikant variabel. Både stegvis eliminering samt R^2 -metoden resulterade på detta sätt i att mängden tillsatt matavfall och kompostens temperatur hade signifikant inverkan på $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten. Detta resultat stämmer därmed överens med vad som erhöles vid den första körningen där data analyserades över hela mätperioden.

De oberoende variabler som använts i de statistiska analyserna är i en del fall starkt relaterade till varandra. Exempelvis kan variabler som mängd tillsatt matavfall och antal familjemedlemmar vara kopplade till varandra så att ju fler familjemedlemmar desto mer matavfall skulle kunna tillsättas. Vidare skulle också variabeln för kompostmaterialets volym kunna antas ha en koppling till den tillsatta mängden matavfall. De använda variablernas inbördes relation till varandra skulle kunna vara en källa till osäkerheter i de resultat som de statistiska analyserna gav. Detta resonemang gäller för analyserna både då $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ och $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ var beroende variabler.

$\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ som beroende variabel

Den första körningen i SAS resulterade i att variablerna för kompostens vattenhalt (H_2O) och antal dagar från senaste tillsats (DA) hade en signifikant inverkan på $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten med en signifikansnivå på 0,05 ($p < 0,05$). Detta resultat erhöles för både stegvis eliminering och R^2 -metoden (tabell 10 och 11). För att visa resultatet från denna körning har kvoten för $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ plottats mot både kompostens vattenhalt och antal dagar från senaste tillsats (figur 26 och 27). En antydning om ett samband mellan höga vattenhalter och låga $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoter kan observeras ur figur 26. Vidare kan en korrelation mellan stort antal dagar från senaste tillsats och höga $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoter eventuellt tolkas (figur 27).

För den andra SAS-körningen hade modellen justerats så att mängd tillsatt matavfall (FW), mängd tillsatt trädgårdsavfall (GW) och mängd tillsatt strukturmaterial (SA) tagits bort och istället ersatts av total mängd tillsatt material till komposten (TW). De båda använda metoderna gav även vid denna körning samma resultat (tabell 12 och 13) dels jämfört med varandra men även jämfört med den tidigare körningen då total mängd tillsatt material var uppdelad i sina respektive fraktioner. Variabeln total mängd tillsatt material visade sig alltså inte ha någon signifikant inverkan på kvoten $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$. Av samma anledning som för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten skulle detta kunna bero på att variablerna för tillsatt mängd trädgårdsavfall och tillsatt mängd strukturmaterial innehöll väldigt många nollvärden.

Ur figur 26 och 27 syns att det förekommer extremvärden (fyra stycken totalt) som i dessa fall tillhör komposterna 318V och 321. Ytterligare en körning i SAS gjordes med anledning av detta där dessa två komposter exkluderades från modellen. Vattenhalten är den variabel som liksom vid de tidigare körningarna även nu visar på signifikant inverkan på $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten. En plot av $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoter mot vattenhalter visade inte

på något tydligt samband (figur 28). Möjligen skulle det kunna vara vanligare med höga kvoter vid högre vattenhalter vilket skulle kunna bero på att ofullständig denitrifikation (med lustgas som slutprodukt) kan inträffa då syrehalten är låg (Greppa Näringen, 2010). Kompostmaterialets volym och antal familjemedlemmar visade sig också signifikant påverka den relativa lustgashalten av emitterad koldioxid (tabell 14 och 15). Korrelationen mellan kompostmaterialets volym och $N_2O:CO_2$ respektive antal familjemedlemmar och $N_2O:CO_2$ visade sig vid plottning av datapunkterna vara svag i båda fallen (figur 29 och 30).

Precis som i fallet med $CH_4:CO_2$ prövades även för $N_2O:CO_2$ att köra den första modellen för varje mättillfälle för sig, vilket alltså innebar totalt åtta körningar. Denna körning gjordes med samtliga komposter inkluderade i modellen. Båda metoderna (stegvis eliminering och R^2 -metoden) kördes och ur de resultat som erhöles räknades sedan antalet gånger som respektive signifikant variabel förekom för att få fram de variabler som totalt sett har signifikant inverkan på $N_2O:CO_2$. Den eller de variabler som förekom flest gånger utsågs till signifikant variabel. Efter dessa körningar visade resultaten på skillnader mellan de båda metoderna. Stegvis eliminering resulterade i mängd tillsatt trädgårdsavfall och vattenhalt som signifikanta variabler. R^2 -metoden gav som signifikanta variabler mängd tillsatt trädgårdsavfall och kompostens pH-värde. Dessa resultat skiljer sig alltså en del från de resultat där SAS-körningen gjordes över hela mätperioden. Vattenhalten är den enda variabel som förekommer i denna senare körning som även visade sig signifikant påverka $N_2O:CO_2$ -kvoten i de tidigare körningarna.

6. SLUTSATSER

Kvoterna för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ och $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ från de studerade hemkomposterna var överlag låga. För $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten var medelvärdet för samtliga mätningar 0,33 % och medianvärdet 0,04 %. Några enstaka komposter hade kvoter på 2-5 %. $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoterna i denna studie ligger avsevärt lägre jämfört med liknande studier av hemkompostering i Danmark och Österrike. I dessa studier tillfördes dock mera avfall till varje kompost. För storskalig kompostering av trädgårdsavfall har kvoter för $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ på över 2 % observerats av Andersen (2010b) vilket är betydligt högre jämfört med resultaten för hemkomposterna i denna studie.

För $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoten var medelvärdet 0,13 % och medianvärdet 0,06 %. Några enstaka komposter hade kvoter på 0,4-1,8 %. $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ -kvoterna är lägre, men i samma storleksordning som vad som erhöles i den danska studien av hemkomposter. I studien med trädgårdsavfall (Andersen, 2010b) var kvoten 0,02 % vilket är lägre än medianen på 0,06 % och medelvärdet 0,13 % som uppmäts i denna undersökning.

Beräkningar visade att hemkomposteringens bidrag till de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige är av storleksordningen 0,008 %. Hemkomposteringens bidrag i förhållande till totalutsläppen av växthusgaser från enbart avfallssektorn beräknades till ca 0,3 %.

Vattenhalten hos komposterna har generellt sett legat mellan 70 och 80 %, vilket är ett högt värde jämfört med rekommenderade halter från litteraturen.

Mätningar av ammoniakhalter har gjorts vid tre mättillfällen och de värden som erhållits har överlag varit väldigt låga. Under den sista mätningen, då temperaturen utomhus var låg, kunde ingen ammoniak detekteras överhuvudtaget. Ett eventuellt samband kunde observeras mellan det högsta uppmätta värdet på 12 ppm och stora tillsatser av kväverikt material i form av kött och fisk. Dataunderlaget för denna slutsats är dock begränsad.

Den multipla regressionsanalysen visade, efter att extremvärden tagits bort ur data, att kompostmaterialets volym, vattenhalten och antal familjemedlemmar signifikant skulle påverka kvoten av $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$. Plottar av $\text{N}_2\text{O}:\text{CO}_2$ mot dessa variabler visade på svag påverkan av dessa variabler även om sambanden är statistiskt säkerställda.

Efter att en kompost med icke representativ matning exkluderats ur data gav regressionsanalysen att antal familjemedlemmar, kompostens temperatur samt vattenhalten skulle ha signifikant inverkan på $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten. Plottar av $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ mot dessa variabler visade att det är vanligare med höga metanutsläpp när vattenhalten är hög jämfört med när den är låg. Det förefaller också vara så att $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ -kvoten är högre vid höga temperaturer jämfört med låga. Plottarna av $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ mot dessa variabler visade på svag påverkan även om de är statistiskt säkerställda.

Eftersom gasemissionerna från hemkomposterna överlag var låga innebär detta att sättet som de flesta komposterar på idag inte är så skadligt ur miljösynpunkt som i vissa fall befarats. I jämförelse med storskalig kompostering förefaller det i många fall kunna vara bättre.

7. REFERENSER

Ahn, H.K., Richard, T.L., Glanville, T.D., 2007. "Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics". *Waste Management*, 28:3, 660-670.

Air Liquide, 2011. Gas Encyclopaedia. Tillgänglig:
<http://encyclopedia.airliquide.com/encyclopedia.asp> (2011-03-26)

Amlinger, F., Peyr, S., 2002. "Umweltrelevanz der hausgartenkompostierung: Klimarelevante gasemissionen, flüssige emissionen, massenbilanz, hygienisierungsleistung". Institut für land-, umwelt- und energietechnik (ILUET). Universität für Bodenkultur Wien.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010a. "Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste". *Waste Management*, 30:12, 2475-2482.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010b. "Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste". *Journal of Environmental Quality*, 39:2, 713-724.

Avfall Sverige, 2010. Svensk avfallshantering. Tillgänglig:
<http://www.avfallsverige.se/statistik/> (2010-10-15)

Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y., Kirchmann, H., 2003. "Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics". *Compost Science and Utilization*, 11:1, 41-50.

Eklind, Y., 2005. Läget inom kompostering. Tillgänglig:
http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/rapport_vaxtnaringslara/RVN211/RVN211H.PDF
(2011-03-01)

Eklind, Y., Sundberg, C., Smårs, S., Steger, K., Sundh, I., Kirchmann, H., Jönsson, H., 2007. "Carbon turnover and ammonia emissions during composting of biowaste at different temperatures". *Journal of Environmental Quality*, 36:5, 1512-20.

Epstein, E., 1997. *The Science of Composting*, 107-136. Technomic, Lancaster, PA.

Ermolaev, E., Pell, M., Smårs, S., Sundberg, C., Jönsson, H., 2010. "Greenhouse gas emission from covered windrow composting with controlled ventilation". *Organic resources in the carbon economy*. Proceedings of the 7th International Conference ORBIT 2010. 141-146.

- Fritz, T J., Graves, R E., 1992. *Land Application of Leaves and Grass Clippings*. Tillgänglig: <http://www.abe.psu.edu/extension/factsheets/c/C2.pdf> (2010-11-02)
- Greppa Näringen, 2010. Biologisk denitrifikation. Tillgänglig: <http://www.greppa.nu/uppslagsboken/naringpaakern/denitrifikation/denitrifikationensprocesser/biologiskdenitrifikation.4.1c0ae76117773233f7800013272.html> (2010-10-27).
- Haug, R. T., 1993. *The practical handbook of compost engineering*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Hellmann, B., Zelles, L., Palojärvi, A., Bai, Q., 1997. "Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting". *Applied and environmental microbiology*, 63:3, 1011–1018.
- Hesselgren, F., Hellström, D., Nordberg, Å., 2005. *Anaerob behandling av hushållsavloppsvatten vid låga temperaturer*. JTI-rapport Kretslopp och avfall, nr 35. JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Tillgänglig: <http://www.jti.se/uploads/jti/RKA35.pdf> (2011-02-01)
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Tillgänglig: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf> (2011-02-01)
- Jarvis, Å., Sundberg, C., Milenkovski, S., Pell, M., Smårs, S., Lindgren, P.E., Hallin S., 2009. "Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and emission dynamics of NH₃ and N₂O in a compost reactor treating organic household waste". *Journal of applied microbiology*, 106:5, 1502-1511.
- Kempe, B., 2010. Utsläpp av växthusgaser och ammoniak från hemkomposter.
- Klickitat County (2005). Composting Livestock Manure. Tillgänglig: <http://www.klickitatcounty.org/solidwaste/ContentROne.asp?fContentIdSelected=313956151&fCategoryIdSelected=965105457> (2010-08-20)
- Kong, S., Lu, B., Han, B., Bai, Z., Xu, Z., You, Y., Jin, L., Guo, X., Wang, R., 2010. "Seasonal variation analysis of atmospheric CH₄, N₂O and CO₂ in Tianjin offshore area". *Science China earth sciences*, 53:8, 1205-1215. Tillgänglig: <http://www.springerlink.com/content/f28324268w7x9368/> (2011-02-01)
- Kumar, M., Ou, Y-L., Lin, J-G., 2010. "Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio". *Waste Management*, 30:4, 602-609.
- Miljömål. 2011a. Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/Systemsidor/Indikator sida/?iid=40&pl=1> (2011-02-09)

Miljömål, 2011b. Tillgänglig:

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Miljomal-for-avfallet/> (2011-02-09)

Minkinen, K., Laine, J., (1998). "Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland". *Canadian Journal of Forest Research* 28:2, 178-186.

Naturvårdsverket, 2010. Frågor och svar. Tillgänglig:

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Fragor-och-svar/Klimat/GWP--vad-ar-det/> (2010-10-27)

Naturvårdsverket, 2011. National Inventory Report 2011 Sweden. Tillgänglig:

http://www.naturvardsverket.se/upload/05_klimat_i_forandring/statistik/2010/NIR-submission-2011.pdf (2011-03-01)

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration (2010). Trends in Carbon Dioxide. Tillgänglig: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html> (2011-01-31)

Ohlsson, E., 2005. *Kort handledning i SAS*. Stockholms universitet. Tillgänglig:

<http://kurser.math.su.se/file.php/493/saskomp.pdf> (2010-11-05)

Pidwirny, M. (2006). "The greenhouse effect". *Fundamentals of Physical Geography, 2nd Edition*. Tillgänglig:

<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/7h.html> (2011-02-01)

SAS, Statistical Analysis Software. Tillgänglig:

<http://www.sas.com/company/about/history.html#s1=1> (2010-11-06)

Simetric, 2009. Density of materials. Tillgänglig:

http://www.simetric.co.uk/si_materials.htm (2011-02-03)

Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B., Jönsson, H., 2002. "Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control". *Bioresource Technology*, 84:3, 237-241.

Stoffella, P. J., Kahn, B. A., 2001. *Compost utilization in horticultural cropping systems*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. "Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting". *Bioresource Technology*, 95:2, 145–150.

Sveriges avfallsportal, 2010a. Biologisk behandling. Tillgänglig:

http://www.sopor.nu/biologisk_behandling.aspx (2010-10-15)

Sveriges Avfallsportal, 2010b. Konkreta mål. Tillgänglig:
http://www.sopor.nu/konkreta_mal.aspx (2010-10-15)

Zeman, C., Depken, D., Rich, M., 2002. "Research on how the composting process impacts greenhouse gas emissions and global warming". *Compost Science and Utilization*, 10:1, 72-86.

BILAGA 1

Tabell 16 Sammanställning av resultaten från kompostprotokollen.

Kompost	Mättillfälle Sampling	Dagar från senaste tillsats	Antal tillsatser NA	Tillsatt matavfall (kg)	Tillsatt trädgårds avfall (kg)	Tillsatt struktur material (kg)	Antal ombland ningar MI	Antal familje medlem mar FM	Kompostmat erialets volym MV	Total mängd tillsatt material (kg) TW
		DA		FW	GW	SA				
301	1	4	2	0,528	0	0	0	4	0,301592895	0,528
301	2	3	7	4,752	0	0,1075	1	4	0,301592895	4,8595
301	3	2	11	8,712	0	0,3225	3	4	0,301592895	9,0345
301	4	22	0	0	0	0	0	4	0,351858377	0
301	5	66	0	0	0	0	0	4	0,351858377	0
301	6	2	5	8	0	0	0	4	0,351858377	8
301	7	1	7	14,5	2	0	2	4	0,376991118	16,5
301	8	2	2	1,408	0	0	0	4	0,427256601	1,408
302	1	11	0	0	0	0	0	1	0,075398224	0
302	2	33	0	0	0	0	0	1	0,075398224	0
302	3	65	0	0	0	0	0	1	0,050265482	0
302	4	11	2	3,168	0	0	0	1	0,075398224	3,168
302	5	8	5	6,688	17,6	0	0	1	0,075398224	24,288
302	6	1	2	3,168	0	0	0	1	0,075398224	3,168
302	7	20	0	0	0	0	0	1	0,075398224	0
302	8	17	1	2,464	0	0	0	1	0,075398224	2,464
303	1	4	1	1,408	0	0,0215	0	4	0,150796447	1,4295
303	2	3	8	8,448	1,33	0,1935	0	4	0,175929189	9,9715
303	3	1	7	8,448	2,66	0	0	4	0,175929189	11,108
303	4	3	6	7,04	2,66	0	0	4	0,20106193	9,7
303	5	24	6	8,448	0	0	0	4	0,150796447	8,448
303	6	6	4	2,816	21,12	0	1	4	0,276460154	23,936
303	7	5	4	5,632	0	0	2	4	0,226194671	5,632
303	8	1	4	5,632	0	0	0	4	0,226194671	5,632
304	1	13	0	0	0	0	0	2	0,083154031	0
304	2	7	3	2,112	0	0	1	2	0,071274883	2,112
304	3	1	6	6,336	0	0	0	2	0,059395736	6,336
304	4	20	1	1,056	0	0	0	2	0,047516589	1,056
304	5	12	6	6,336	0	0	0	2	0,047516589	6,336
304	6	4	4	4,224	0	0	0	2	0,083154031	4,224
304	7	4	2	2,464	0	0	0	2	0,071274883	2,464
304	8	2	2	2,112	0	0	0	2	0,059395736	2,112
305	1	1	2	3,52	0	0	1	3	0,176714587	3,52
305	2	3	2	3,52	0	0	1	3	0,176714587	3,52
305	3	0	2	2,464	0	0	2	3	0,154625263	2,464
305	4	2	4	5,28	0	0	2	3	0,176714587	5,28
305	5	3	7	11,62	0	0	3	3	0,176714587	11,62
305	6	9	2	2,112	0	0	0	3	0,19880391	2,112
305	7	5	2	3,872	0	0	2	3	0,176714587	3,872
305	8	3	2	3,872	0	0	0	3	0,176714587	3,872

		Dagar från senaste tillsats	Antal tillsatser	Tillsatt matavfall (kg)	Tillsatt trädgårdsavfall (kg)	Tillsatt strukturmaterial (kg)	Antal omblandningar	Antal familjemedlemmar	Kompost material ets volym (m3)	Total mängd tillsatt material (kg)
Kompost	Mättillfälle	DA	NA	FW	GW	SA	MI	FM	MV	TW
306	1	3	5	7,04	0	0	0	5	0,150796	7,04
306	2	3	3	8,096	0	0	0	5	0,125664	8,096
306	3	12	3	6,336	0	0	0	5	0,150796	6,336
306	4	7	6	5,28	0,6	0	0	5	0,226195	5,88
306	5	2	18	11,62	22,36297	0,638507	0	5	0,351858	34,62148
306	6	2	5	5,28	0	1,034	0	5	0,326726	6,314
306	7	2	5	4,224	3,9	0	0	5	0,326726	8,124
306	8	5	3	3,168	0	0	0	5	0,351858	3,168
307	1	1	4	4,5	2,66	0	0	4	0,301593	7,16
307	2	2	4	2,8	0	9,375	1	4	0,301593	12,175
307	3	6	7	9,2082	0,645	0	0	4	0,289027	9,8532
307	4	3	4	5,397749	0	7,47	0	4	0,301593	12,86775
307	5	2	10	15,36317	0	0,5375	2	4	0,326726	15,90067
307	6	3	6	4,576	0	0	3	4	0,376991	4,576
307	7	2	1	0,581	0	0	0	4	0,376991	0,581
307	8	11	1	0,774	0	0	0	4	0,326726	0,774
309	1	13	2	1,936	40,2	0	1	2	0,33696	42,136
309	2	17	1	35,2	0	0	0	2	0,3888	35,2
309	3	1	3	3,168	1,799875	0	3	2	0,29808	4,967875
309	4	5	6	16,54	0	1,08	7	2	0,41472	17,62
309	5	2	18	54,45	0	2,169	17	2	0,3888	56,619
309	6	2	8	55,62	19,2	0,964	5	2	0,41472	75,784
309	7	3	3	36,33	6,8	0,193	5	2	0,41472	43,323
309	8	2	6	27,39	0	0,771	4	2	0,31104	28,161
310	1	6	1	3,52	0	0	0	3	0,110447	3,52
310	2	14	1	3,52	0	0	0	3	0,088357	3,52
310	3	2	3	7,392	0	0	0	3	0,099402	7,392
310	4	5	3	4,928	0	0,38	0	3	0,088357	5,308
310	5	2	8	19,01	0	0	0	3	0,110447	19,01
310	6	1	4	9,856	0	0	3	3	0,132536	9,856
310	7	3	3	7,392	0	0	3	3	0,132536	7,392
310	8	5	2	4,928	0	0	2	3	0,132536	4,928
311H	1	3	4	5,632	0	1,2	4	5	0,05625	6,832
311H	2	15	3	4,928	0	1,3255	1	5	0,0675	6,2535
311H	3	28	1	0,704	0	0	1	5	0,0675	0,704
311H	4	1	5	7,04	0	0,964	5	5	0,07425	8,004
311H	5	4	6	7,392	0	2,892	6	5	0,11475	10,284
311H	6	24	0	0	0	0	4	5	0,07425	0
311H	7	45	0	0	0	0	3	5	0,07425	0
311H	8	60	0	0	0	0	1	5	0,07	0

		Dagar från senaste tillsats	Antal tillsatser	Tillsatt matavfall (kg)	Tillsatt trädgårdsavfall (kg)	Tillsatt strukturmaterial (kg)	Antal omblandningar	Antal familjemedlemmar	Kompost material ets volym (m3)	Total mängd tillsatt material (kg)
Kompost	Mättillfälle	DA	NA	FW	GW	SA	MI	FM	MV	TW
313	1	1	4	4,928	0,399	0	1	2	0,106912	5,327
313	2	17	1	2,112	0	0	0	2	0,083154	2,112
313	3	16	2	3,168	0	0	1	2	0,095033	3,168
313	4	3	5	13,2	0	0	5	2	0,083154	13,2
313	5	3	14	36,96	0	0	14	2	0,095033	36,96
313	6	4	6	14,08	2,66	0	6	2	0,106912	16,74
313	7	2	2	7,04	0	0	2	2	0,118791	14,08
313	8	11	1	3,52	0	0	1	2	0,118791	3,52
315	1	4	2	3,52	0	0	0	4	0,088357	3,52
315	2	4	4	3,52	0	0	0	4	0,110447	3,52
315	3	29	0	0	0	0	0	4	0,077313	0
315	4	3	5	5,28	0	0	0	4	0,088357	5,28
315	5	3	14	14,78	0	0	0	4	0,088357	14,78
315	6	3	8	8,448	0	0	0	4	0,110447	8,448
315	7	3	4	4,224	0	0	0	4	0,110447	4,224
315	8	3	5	5,28	0	0	0	4	0,110447	5,28
316	1	0	5	6,336	0	0	2	4	0,175929	6,336
316	2	3	2	6,336	0	0	1	4	0,125664	6,336
316	3	6	6	8,448	0	0	3	4	0,100531	8,448
316	4	8	3	3,52	2,1	0	1	4	0,125664	5,62
316	5	2	16	23,06	0	0,108	1	4	0,150796	23,168
316	6	1	6	7,92	0	0,108	1	4	0,175929	8,028
316	7	6	3	5,28	0	0	1	4	0,150796	5,28
316	8	2	7	11,62	0,3	0	0	4	0,175929	11,92
317	1	9	2	10,56	0	0	0	4	0,201062	10,56
317	2	3	6	26,4	0	0	3	4	0,188496	26,4
317	3	3	5	14,08	0	0,1205	4	4	0,201062	14,2005
317	4	3	2	12,32	0	0,482	2	4	0,226195	12,802
317	5	28	5	24,64	0	0	0	4	0,226195	24,64
317	6	7	3	10,56	0,6	0	3	4	0,226195	11,16
317	7	6	1	5,28	0	0	1	4	0,226195	5,28
317	8	11	2	8,8	0	0	0	4	0,226195	8,8
318V	1	13	0	0	0	0	3	4	0,099549	0
318V	2	39	0	0	0	0	4	4	0,107845	0
318V	3	52	0	0	0	0	3	4	0,107845	0
318V	4	72	0	0	0	0	1	4	0,066366	0
318V	5	118	0	0	0	0	1	4	0,05973	0
318V	6	150	0	0	0	0	3	4	0,05973	0
318V	7	165	0	0	0	0	1	4	0,05973	0
318V	8	181	0	0	0	0	1	4	0,043802	0

		Dagar från senaste tillsats	Antal tillsatser	Tillsatt matavfall (kg)	Tillsatt trädgårdsavfall (kg)	Tillsatt strukturmaterial (kg)	Antal omblandningar	Antal familjemedlemmar	Kompost material ets volym (m3)	Total mängd tillsatt material (kg)
Kompost	Mättilfälle	DA	NA	FW	GW	SA	MI	FM	MV	TW
318H	1	9	1	3,52	0	0,04	3	4	0,116141	3,56
318H	2	11	3	10,56	0	0	4	4	0,099549	10,56
318H	3	8	3	10,56	0	0,0723	3	4	0,107845	10,6323
318H	4	4	3	10,56	0	0,964	1	4	0,066366	11,524
318H	5	1	6	10,56	0	0,964	1	4	0,079639	11,524
318H	6	6	5	7,392	0	1,205	3	4	0,119459	8,597
318H	7	6	2	3,52	0	0	1	4	0,119459	3,52
318H	8	3	2	3,52	0	0	1	4	0,119459	3,52
319	1	1	3	6,428	0	0	1	3	0,201062	6,428
319	2	4	3	4,928	0,0665	0	2	3	0,201062	4,9945
319	3	1	5	9,68	0	0	0	3	0,213628	9,68
319	4	3	5	6,78	0	1,221	1	3	0,226195	8,001
319	5	7	9	14,78	0	77,8	2	3	0,226195	92,58
319	6	4	4	6,604	0	1,61	0	3	0,226195	8,214
319	7	4	2	3,3	0	0,81	1	3	0,226195	4,11
319	8	4	2	3,3	0	0,81	0	3	0,226195	4,11
320	1	2	3	3,872	0	0	0	2	0,301593	3,872
320	2	1	5	6,336	0	0	0	2	0,301593	6,336
320	3	8	4	6,688	0	0	0	2	0,238761	6,688
320	4	1	7	16,54	0	0	0	2	0,251327	16,54
320	5	3	12	29,57	1,33	0	0	2	0,251327	30,9
320	6	4	4	11,97	1,2	0	0	2	0,301593	13,17
320	7	2	3	7,744	0,9	0	0	2	0,402124	8,644
320	8	1	4	11,26	0	0	0	2	0,326726	11,26
321	1	1	5	8,096	1,33	0	5	4	0,10368	9,426
321	2	1	3	7,392	0	0	3	4	0,10368	7,392
321	3	11	4	8,8	0	0,1205	4	4	0,0972	8,9205
321	4	1	5	14,08	0	0	5	4	0,1296	14,08
321	5	4	10	21,47	0	0	10	4	0,11664	21,47
321	6	2	4	11,97	0	0	4	4	0,14256	11,97
321	7	12	1	0	0	9,752	1	4	0,1296	9,752
321	8	34	0	0	0	0	0	4	0,1296	0

BILAGA 2



Figur 31 Kompostbehållare av typen Greenline Master.



Figur 32 Kompost av märket Mully.



Figur 33 Kompost av märket Greenline Master Junior.



Figur 34 Komposten Gröna Johanna.



Figur 35 Kompostmodell Handy.



Figur 36 Komposten Mullbänken.



Figur 37 Den roterande kompostbehållaren Jora.



Figur 38 Den roterande Corrocomp-komposten.

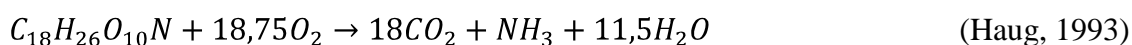
BILAGA 3

BERÄKNINGAR

Mängden koldioxid som i teorin bildas har beräknats baserat på hur mycket av de tre fraktionerna matavfall, trädgårdsavfall samt strukturmaterial komposterna tillförts. När mängden producerad koldioxid beräknats och summerats användes medelvärden för kvoterna för $CH_4:CO_2$ och $N_2O:CO_2$ för att beräkna vilka mängder metan och lustgas som bildats.

Matavfall

För att erhålla mängden producerad koldioxid har följande samband använts:



Ekvationen ovan beskriver den mängd syre som behövs för att oxidera en organisk förening (matavfall i detta fall) till koldioxid, ammoniak och vatten (Haug, 1993). För beräkningen har molekylvikterna, 44 respektive 416 (Air Liquide, 2011), för koldioxid och det organiska substratet använts.

Medelvärde för tillsatt mängd matavfall per år och hushåll (baserat på data från protokollresultaten): 123,2 kg

Medelvärde för torrsubstanshalt (TS=1-vattenhalten): 0,28

Medelvärde för VS-halt (VS=(vikt för torkat material-askvikt)/vikt för torkat material): 0,69

Nedbrytbarhet: 0,819 (Haug, 1993)

Nedbruten mängd:

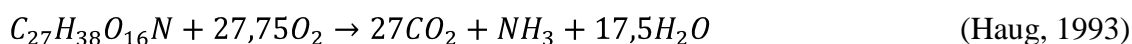
$$123,2 \times 0,28 \times 0,69 \times 0,819 = 19,49 \text{ kg}$$

Mängd producerad koldioxid:

$$19,49 \times \left(18 \times \frac{44}{416}\right) = 37,106 \text{ kg } CO_2$$

Trädgårdsavfall

För att erhålla mängden producerad koldioxid från trädgårdsavfallet har följande samband använts:



Beräkningen av producerad mängd koldioxid har gjorts på liknande vis som för matavfallet.

Medelvärde för tillsatt mängd trädgårdsavfall per år och hushåll (baserat på data från protokollresultaten): 16,5 kg

Medelvärde för TS: 0,28

Medelvärde för VS: 0,69

Nedbrytbarhet: 0,715 (Haug, 1993)

Nedbruten mängd:

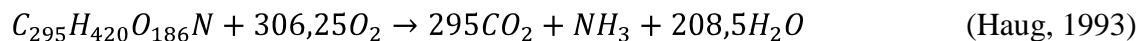
$$16,5 \times 0,28 \times 0,69 \times 0,715 = 2,28 \text{ kg}$$

Mängd producerad koldioxid:

$$2,28 \times \left(27 \times \frac{44}{632} \right) = 4,286 \text{ kg } CO_2$$

Strukturmaterial

För att erhålla mängden producerad koldioxid från trädgårdsavfallet har följande samband använts:



Beräkningen av producerad mängd koldioxid har gjorts på liknande vis som för matavfallet. Jag har gjort antagandet att nedbrytbarheten för strukturmaterialiet är den samma som för trädgårdsavfallet, dvs 0,715.

Medelvärde för tillsatt mängd strukturmaterial per år och hushåll (baserat på data från protokollresultaten): 13,5 kg

Medelvärde för TS: 0,28

Medelvärde för VS: 0,69

Nedbrytbarhet: 0,715 (Haug, 1993)

Nedbruten mängd:

$$13,5 \times 0,28 \times 0,69 \times 0,715 = 1,865 \text{ kg}$$

Mängd producerad koldioxid:

$$1,865 \times \left(295 \times \frac{44}{6950} \right) = 3,483 \text{ kg } CO_2$$

Total mängd producerad koldioxid

Den totala mängden producerad koldioxid erhöles genom att addera producerade mängder från matavfall, trädgårdsavfall och strukturmaterial:

$$37,106 + 4,286 + 3,483 = 44,875 \text{ kg per år och hushåll}$$

De värden som Haug (1993) anger för nedbrytningen gäller vid väldigt lång kompostering och så långt drivs inte nedbrytningen i en vanlig kompost. Av detta skäl antas att 60 % av den teoretiskt möjliga mängden bryts ned. Den totala mängden producerad koldioxid blir därför:

$$44,875 \times 0,60 = 26,925 \text{ kg per år och hushåll}$$

CH₄ och N₂O

Eftersom kvoterna av CH₄:CO₂ och N₂O:CO₂ i rapporten är beräknade per volym måste den beräknade mängden CO₂ göras om till volym innan mängderna producerad CH₄ och N₂O kan beräknas.

$$\text{volym} = \frac{\text{massa}}{\text{densitet}} = \frac{26,925}{1,87} = 14,398 \text{ m}^3 \text{ CO}_2$$

Densitet för CO₂: 1,87 kg/m³ (Air Liquide, 2011)

För att beräkna producerad volym CH₄ och N₂O användes medelvärdet av kvoterna för CH₄:CO₂ och N₂O:CO₂ vilket gav:

$$0,0033 \times 14,398 = 0,04751 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$$

$$0,0013 \times 14,398 = 0,01872 \text{ m}^3 \text{ N}_2\text{O}$$

Densiteterna för CH₄ och N₂O användes därefter för att konvertera volym till massa:

Densitet för CH₄: 0,68 kg/m³ (Air Liquide, 2011)

Densitet för N₂O: 1,872 kg/m³ (Air Liquide, 2011)

$$\text{massa} = \text{volym} \times \text{densitet} = 0,04751 \times 0,68 = 0,03231 \text{ kg CH}_4$$

$$\text{massa} = \text{volym} \times \text{densitet} = 0,01872 \times 1,872 = 0,03504 \text{ kg N}_2\text{O}$$

Total potentiell växthuseffekt

De utsläppta mängderna av CH₄ samt N₂O multiplicerades med respektive GWP-värde (baserat på en hundraårsperiod) för att räknas om till koldioxidekvivalenter.

$$(0,03231) \times 25 + (0,03504) \times 298 =$$

$$= 11,25 \text{ kg CO}_2 - \text{eq per år och hushåll}$$

Uppskattat antal hushåll som hemkomposterar i Sverige 2005 (Eklind, 2005): 440 000.

Total emission av växthusgaser från hemkompostering i Sverige blir därför:

$$11,25 \times 440\,000 = 4\,950\,000 \text{ kg } CO_2 - eq \text{ per år}$$

Totalutsläpp av växthusgaser i Sverige 2009: 59 800 000 ton CO₂-eq (Naturvårdsverket, 2011).

Hemkomposteringens bidrag till totalutsläppen av växthusgaser i Sverige blir:

$$\frac{4950}{59800000} = 0,00008278 \approx 0,008\%$$

Utsläpp av växthusgaser från avfallssektorn i Sverige 2009: 1 700 000 ton CO₂-eq (Naturvårdsverket, 2011)

Hemkomposteringens bidrag i förhållande till totalutsläppen från avfallssektorn blir således:

$$\frac{4950}{1700000} = 0,00291 \approx 0,29\%$$