



---

Sveriges  
lantbruksuniversitet

# Optimering och effektivisering av biogasprocessen vid biogasanläggningen Kungsängens gård

## Optimization and potentiation of the biogasprocess at the biogas plant Kungsängens gård

---

Sara Frid

## REFERAT

### Optimering och effektivisering av biogasprocessen vid biogasanläggningen

#### Kungsängens gård

*Sara Frid*

Under år 2008 användes globalt en energimängd motsvarande nästan 144 000 TWh och av dessa stod fossila bränslen för 81 %. I Sverige uppgick energitillförseln under år 2010 till totalt 616 TWh och av detta stod råolja/oljeprodukter för 30,4 %. Vid förbränning av fossila bränslen frigörs koldioxid, en gas som bidrar till att förstärka växthuseffekten. År 2000 uppmättes halten av koldioxid i atmosfären till 370 ppmv och för att den globala temperaturen inte ska öka med mer än 2°C bör halten stanna på 450 ppmv innan år 2100. Ett sätt att minska andelen av fossila bränslen är att öka andelen av förnybara energikällor, som t.ex. biogas, som i Sverige uppskattas kunna ge en energimängd motsvarande 10-15 TWh/år i framtiden.

Vid biogasanläggningen Kungsängens gård, Uppsala, samrötas slakteriavfall samt organiskt avfall från hushåll och livsmedelsindustri i en termofil rötningsprocess. Under år 2011 producerades ca 3 400 000 Nm<sup>3</sup> biogas och den största andelen uppgraderades till fordonsgas. Behovet fordonsgas i Uppsala ökar och i detta examensarbete utreddes två sätt att effektivisera processen och öka gasproduktionen. Dels undersöktes om en ökad belastning skulle ge en ökad biogasproduktion utan att riskera processens stabilitet. Detta gjordes i två labskalareaktorer där belastningen ökades gradvis i den ena. Dels studerades möjligheten att minska energiförbrukningen på anläggningen genom att byta hygieniseringsmetod. Innan substratet matas in i röt kamrarna måste det hygieniseras, vilket i dagsläget görs genom pastörisering (upphetning till 70°C under en timme). Då detta är väldigt energikrävande finns det planer på att byta metod och istället låta substratet hygieniseras i röt kamrarna (52°C) i minst 10 timmar. Det är dock viktigt att beakta huruvida metanpotentialen för pastöriserat och opastöriserat material skiljer sig åt, varför detta utreddes i sk satsvisa utrötningsförsök.

Genom hela belastningsökningen (från 3 till 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d) ökade biogasproduktionen och vid den högsta belastningen var ökningen 100 % jämfört med dagens nivå. Andra viktiga processparametrar, så som specifik gasproduktion, kvoten CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub>, pH, halterna av fettsyror och utrötningsgraden, låg på en jämn nivå under försöket, vilket tyder på att processen var stabil trots den ökade belastningen. Utrötningsförsöket visade att pastöriseringen inte hade någon effekt på metanproduktionen, troligtvis eftersom substratet redan var lättnedbrytbart. Beräkningen av energiförbrukning visade att energianvändningen skulle minska med ca 33 % vid byte av hygieniseringsmetod.

**Nyckelord:** biogas, metangaspotential, termofilt, matavfall, belastningsökning och pastörisering.

*Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Biocentrum, Almas Allé 5, SE-756 51 Uppsala*

## ABSTRACT

### Optimization and potentiation of the biogasprocess at the biogas plant

#### Kungsängens gård

*Sara Frid*

During 2008 an amount of energy equivalent to almost 144,000 TWh was used globally, of which fossil fuels accounted for 81 %. In Sweden, during 2010, an amount of energy equivalent to 616 TWh was used, of which crude oil/oil products accounted for 30.4 %. Carbon dioxide, a gas that contributes to the global warming, is produced during the combustion of fossil fuels. In 2000 the levels of carbon dioxide in the atmosphere was measured to be 370 ppmv and if the global temperature is not to increase with more than 2°C, the levels should stay at 450 ppmv by 2100. One way of decreasing the use of fossil fuels is to increase the use of renewable energy, such as biogas. In the future biogas can, approx., provide with energy equivalent to 10-15 TWh/year in Sweden.

At the biogas plant Kungsängens gård, in Uppsala, slaughterhouse byproducts are co-digested with source separated household waste and waste from the food processing industry in a thermophilic process. During the year 2011 approximately 3,400,000 Nm<sup>3</sup> of biogas was produced at the plant, of which most was upgraded to vehicle fuel. The consumption of vehicle fuel is increasing in Uppsala and thus there is a need for increased biogas production. The aim of this master thesis was to investigate two ways to increase the efficiency and consequently the gas production at the biogas plant at Kungsängens gård. Firstly, it was studied if an increased organic loading rate (OLR) would give an increased biogas production, without disturbing the process. This was done in two lab scale reactors, where the load was increased gradually in one. Secondly, the possibility to decrease the energy consumption by means of a change of sanitization method was studied. The substrate has to be sanitized before it is fed to the digesters, currently this is done by pasteurization. This process is, however, energy-demanding and there are plans to change the method of sanitization. It is, however, important to consider whether the methane potential differs for the pasteurized and the non-pasteurized substrate. This was studied in small scale biogas batch reactors.

Through all stages of increased OLR (from 3 to 6 kg VS/m<sup>3</sup>, d) the biogas production increased, and at the largest load the increase was 100 % compared to the present level. Other important process parameters, such as specific methane production, CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub>-ratio, pH, levels of fatty acids and degree of digestion, were at regular levels and this indicates that the process was maintained stable in spite of the increased load. The test in the small scale biogas batch reactors showed that pasteurization of the substrate had no effect on the methane potential, probably due to that the substrate already is readily biodegradable. The estimation of the energy consumption showed that the use of energy should decrease with approx. 33 % if the sanitization was replaced.

**Keywords:** biogas, methane potential, thermophilic, food waste, increased organic loading rate and pasteurization.

*Department of microbiology, The Swedish University of Agriculture Sciences,  
Biocentrum, Almas Allé 5, SE-756 51 Uppsala*

## FÖRORD

Detta examensarbete, motsvarande 30 högskolepoäng, har utförts inom Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. Arbetet har utförts för Uppsala Vatten och Avfall AB's biogasanläggning, Kungsängens gård, i samarbete med Institutionen för Mikrobiologi, SLU Uppsala. Peter Malmros, processingenjör på Uppsala Vatten och Avfall AB's biogasanläggning, har varit handledare och Anna Schnürer, professor på Institutionen för Mikrobiologi, har varit ämnesgranskare.

Stort tack till Peter för att du alltid svarat på mina frågor och för att du hjälpt mig under arbetets gång. Ett stort tack till Anna för din vägledning, för dina synpunkter och för att du lärt mig hur arbetet i ett biogaslab går till. Tack till Anna, Maria och Johnny för att ni matat mina reaktorer då jag inte haft möjlighet och för er hjälp med analysarbete. Tack till Staffan på Uppsala Vattens vattenlab, som utfört mina kväveanalyser. Jag vill även tacka personalen på JTI och på Institutionen för Mikrobiologi för hjälp med laboratoriearbete.

Slutligen vill jag tacka Pontus för att du stöttat mig genom hela arbetet.

Uppsala 2012

Sara Frid

Copyright © Sara Frid och Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W12017, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2012.

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I dagens klimatdebatt är fossila bränslen, de ökade halterna av växthusgaser och förnybara energikällor heta frågor. Hur hänger då dessa saker ihop?

Under år 2008 stod fossila bränslen, som t.ex. olja, kol och naturgas, för ca 80 % av energiförbrukningen i världen och 2010 stod råolja/oljeprodukter för ca 30 % av energiförbrukningen i Sverige. De fossila bränslena låg tidigare gömda under marken och ingick då inte i kolets kretslopp, men i och med att de tas upp och förbränns tillförs extra kol i form av koldioxid till atmosfären. Koldioxid är en gas som bidrar till att öka växthuseffekten och innan industrialiseringen (1700-1800-talet) låg halten av koldioxid på ca 280 ppmv, medan den år 2000 uppmättes till ca 370 ppmv. Den förstärkta växthuseffekten innebär en ökad medeltemperatur på jorden och om den globala temperaturen inte ska öka med mer än 2°C bör koldioxidhalten i atmosfären stanna på 450 ppmv senast år 2100.

Sveriges riksdag har antagit 16 nationella miljömål och för varje miljömål finns delmål. Några av dessa tar upp klimatfrågan, t.ex. anges det att utsläppen av växthusgaser ska minska till år 2020 med 40 % (jämfört med år 1990), att minst 50 % av den förbrukade energin ska ha sitt ursprung från förnybara källor till år 2020 och att energianvändningen ska bli 20 % effektivare. En vision är att nettoutsläppen av växthusgaser till atmosfären ska vara noll till år 2050. Ett sätt att minska användningen av fossila bränslen är att öka användningen av förnybara energikällor. Ett exempel är biogas, som bildas när mikroorganismer bryter ner organiskt material (såsom matavfall, gödsel och avloppsslam) i frånvaro av syre. Biogas kan användas för att producera fordonsbränsle och för el- och värmeproduktion. Även vid förbränning av biogas frigörs koldioxid, men detta kol kommer från det organiska material som brutits ned (rötats) för att bilda biogas. Eftersom inget nytt kol tillförs kretsloppet ses biogas som en förnybar energikälla och ett miljövänligt bränsle.

Återföring av växtnäring till jordbruk och återvinning av organiskt material i matavfall tas också upp bland riksdagens miljömål. I dessa mål står också att minst 35 % av matavfall från hushåll, restauranger, storkök och butiker ska behandlas biologiskt, senast till år 2010, för att sedan kunna återvinnas. Även dessa mål kan till viss del tillgodoses av en ökad biogasanvändning, då den rest som blir kvar efter att biogas producerats är rik på näring och kan användas till gödsel.

Vid biogasanläggningen Kungsängens gård, Uppsala, rötas slakteriavfall samt matavfall från hushåll och livsmedelsindustri tillsammans i en uppvärmd (termofil, 52°C) process. Innan slakteri- och matavfallet pumpas in i rötkamrarna måste det hygieniseras och idag görs detta genom att avfallet, innan det matas in i rötkamrarna, värms till 70°C under en timme (så kallad pastörisering). Pastöriseringen är väldigt energikrävande och därför undersöker man möjligheterna för att byta metod och istället, som ett alternativ, låta avfallet hygieniseras i rötkamrarna (52°C) i minst 10 timmar. Under år 2011 producerades ca 3 400 000 Nm<sup>3</sup> biogas vid Kungsängens gård och den största delen av detta uppgraderades till fordonsgas, vilket innebär att biogasen renas så att gasen består till 97 % av metangas. Behovet av fordonsgas i Uppsala ökar och eftersom det finns

planer på att bygga en ny anläggning för uppgradering är det önskvärt att öka produktionen av biogas. I detta examensarbete undersöktes om det var möjligt att öka produktionen av biogas, med fortsatt stabil drift, genom att öka inmatningen av organiskt material. Det undersöktes även om det organiska material som pastöriserats gav mer metangas än det material som inte pastöriserats. Båda undersökningarna gjordes i ett laboratorium. Genom beräkningar gjordes också en uppskattning av energiförbrukningen för de olika hygieniseringsmetoderna, för att undersöka om ett byte av metod skulle leda till en lägre energiförbrukning.

Genom alla belastningssteg (från 3 till 6 kg organiskt material/m<sup>3</sup> och dag) ökade produktionen av biogas och vid den högsta belastningen var produktionen dubbelt så stor jämfört med dagen nivå. Även andra viktiga parametrar, som visar på funktion och effektivitet i processen, var stabila. Detta visar att processen var stabil trots den ökade inmatningen av organiskt material. Vid en belastning på 6 kg organiskt material/m<sup>3</sup> skulle den extra fordonsgas som kan utvinnas uppskattningsvis kunna driva en biogasbuss ca 294800 mil. Idag köper man in naturgas för att fylla behovet att fordonsgas i Uppsala. Redan vid en belastning på 5,5 kg organiskt material/m<sup>3</sup> och dag skulle denna naturgas, uppskattningsvis, inte behövas eftersom biogasen skulle fylla hela behovet. Dessa belastningar skulle dock innebära att anläggningen gick på max och det skulle därför vara av intresse att hitta en metod för att öka belastningen av organiskt materialet på något annat sätt än att minska uppehållstiden.

Resultatet från det andra försöket visade att pastöriseringen inte hade någon effekt på produktionen av metangas och detta beror troligtvis på att det organiska materialet redan var lättnedbrytbart. Uppskattningen av energiförbrukningen visade att användningen av energi skulle minska med ungefär 33 % vid byte av hygieniseringsmetod.

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT .....	i
ABSTRACT .....	ii
FÖRORD .....	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING .....	iv
ORDLISTA .....	ix
1 INLEDNING .....	1
1.1 SYFTE .....	4
2 TEORI .....	5
2.1 BIOGASHISTORIK .....	5
2.2 BIOGAS I SVERIGE IDAG .....	5
2.3 SUBSTRAT .....	7
2.3.1 Substrattyper vid Kungsängens gård .....	8
2.3.2 Hygienisering .....	9
2.4 BIOGASPROCESSEN .....	9
2.4.1 Hydrolys (steg 1) .....	10
2.4.2 Fermentation (steg 2) .....	11
2.4.3 Anaerob oxidation (steg 3) .....	11
2.4.4 Metanbildning (steg 4) .....	11
2.5 RÖTNINGSTEKNIKER .....	11
2.5.1 Satsvisa processer .....	11
2.5.2 Kontinuerliga processer .....	12
2.6 DRIFTPARAMETRAR .....	12
2.6.1 Organisk belastning (OLR) .....	12
2.6.2 Uppehållstid (HRT) .....	13
2.6.3 Temperatur .....	14
2.6.4 Omrörning .....	14
2.7 PROCESSPARAMETRAR .....	14
2.7.1 Biogasproduktion .....	14
2.7.2 Gassammansättning .....	15
2.7.3 pH och alkalinitet .....	15
2.7.4 Halt av $\text{NH}_4^+$ -N .....	16
2.7.5 Fettsyror (VFA) .....	17

2.7.6	Utrötningsgrad .....	17
2.8	TILLSATS AV SPÅRÄMNINGEN.....	18
2.9	RÖTREST.....	18
2.10	PROCESSBESKRIVNING AV KUNGSÄNGENS GÅRD .....	18
3	MATERIAL OCH METODER .....	22
3.1	KONTINUERLIGA PROCESSER .....	22
3.1.1	Analys av processparametrar.....	23
3.2	UTRÖTNINGSFÖRSÖK OCH ENERGIBERÄKNINGAR.....	26
3.2.1	Utrötningsförsök.....	26
3.2.2	Energiberäkningar .....	29
4	RESULTAT .....	30
4.1	KONTINUERLIGA PROCESSER .....	30
4.1.1	Biogasproduktion .....	30
4.1.2	Gassammansättning .....	31
4.1.3	pH .....	32
4.1.4	Halt av NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N.....	32
4.1.5	Fettsyror.....	33
4.1.6	Utrötningsgrad .....	34
4.2	UTRÖTNINGSFÖRSÖK OCH ENERGIBERÄKNINGAR.....	34
4.2.1	Utrötningsförsök.....	34
4.2.2	Energiberäkningar .....	37
5	DISKUSSION .....	38
5.1	KONTINUERLIGA PROCESSER .....	38
5.2	UTRÖTNINGSFÖRSÖK OCH ENERGIBERÄKNINGAR.....	41
5.2.1	Utrötningsförsök.....	41
5.2.2	Energiberäkningar .....	42
6	SLUTSATS .....	43
7	REFERENSER.....	44
	PERSONLIGA KONTAKTER .....	47
	BILAGA A: TS- och VS-analyser.....	48
	BILAGA B: Tryck och CH <sub>4</sub> -halt från batch-försök .....	51
	BILAGA C: Teoretiskt beräknad specifik metangasproduktion .....	55
	KONTINUERKLIGA PROCESSER .....	55
	UTRÖTNINGSFÖRSÖK .....	56



KUNGSÄNGENS GÅRD ..... 57

## ORDLISTA

I detta arbete används både förkortningar och tekniska termer. Denna ordlista är skriven för att underlätta för läsaren och gäller specifikt för detta arbete vad gäller t.ex. enheter.

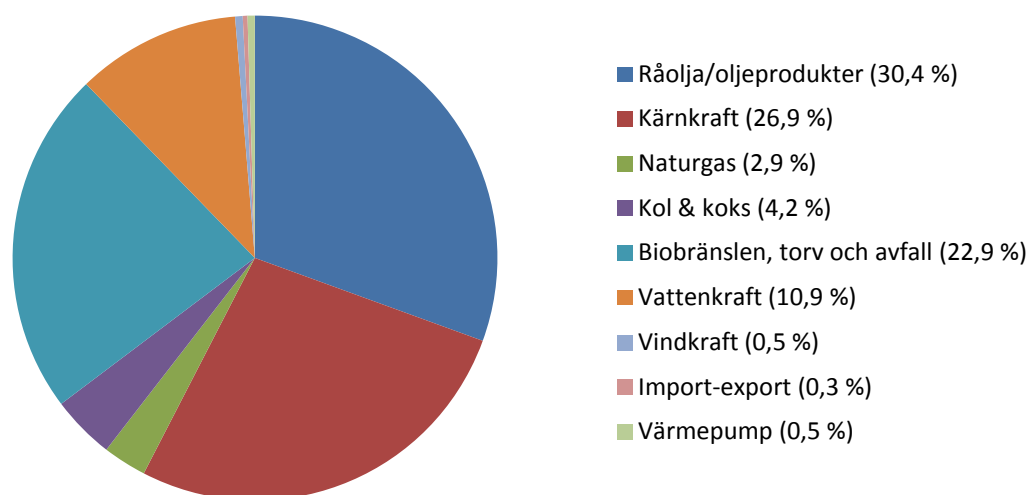
<b>Anaerob</b>	Frånvaro av syre.
<b>BVS</b>	Biodegradable volatile solids, vilket innebär den del av VS som är biologiskt nedbrytbar.
<b>Fermentation</b>	Ofullständig nedbrytning av organiskt material i frånvaro av syre.
<b>HRT</b>	Hydraulic Retention Time. Uppehållstid, d.v.s. den tid material i genomsnitt stannar i rötkammaren. Mäts i dygn.
<b>Hydrolysis</b>	Process där molekyler delas av enzymer, som utsöndrats av mikroorganismer.
<b>Mesofil rötning</b>	Rötning i temperaturintervallet 30-40°C.
<b>Nm<sup>3</sup></b>	Normalkubikmeter, standardenhet för volymen gas vid standardtryck (1 atm) och standardtemperatur (0 °C).
<b>OLR</b>	Organic Loading Rate. Organisk belastning, d.v.s. den mängd organiskt material som pumpas in i rötkammaren. Mäts i vikt VS/reaktorvolym och dag.
<b>Oxidation</b>	Reaktion där ett ämne/en molekyl avger elektroner.
<b>Pastörisering</b>	Hygieniseringsmetod som innebär att substrat värms till 70°C i en timme.
<b>ppmv</b>	Miljondelar räknat i volym.
<b>Rötning</b>	Nedbrytning av organiskt material under syrefria förhållanden (anaerobt).
<b>Supernatant</b>	En vätska som är kvar i lösning efter sedimentering av partikulärt material, i detta fall efter centrifugering.
<b>Termofil rötning</b>	Rötning i temperaturintervallet 50-60°C.
<b>TS</b>	Torrsubstans, eller torrvikten, är den del av provets vikt som återstår efter indunstning vid 105°C.
<b>TVS</b>	Total volatile solids, vilket innebär den totala mängden VS och i detta arbete betyder detta samma sak som VS.
<b>VFA</b>	Volatile Fatty Acids. Flyktiga fettsyror, d.v.s. organiska syror som bildas under den anaeroba nedbrytningen av organiskt material. Halten av VFA är en bra indikator på processens stabilitet.

**VS** Volatile solids. Innehållet av organisk substans i ett material. Mäts som glödförlust, d.v.s. den del av provets vikt som avgår vid förbränning i 550°C.

**Ymp** Slam innehållande mikroorganismer som en biogasprocess kan startas ifrån.

## 1 INLEDNING

Under år 2008 användes globalt en energimängd motsvarande nästan 144 000 TWh och av dessa stod fossila bränslen för 81 % (olja 33 %, kol 27 % och naturgas 21 %). I Sverige uppgick energitillförseln till totalt 616 TWh under år 2010, av detta stod råolja/oljeprodukter (30,4 %), kärnkraft (26,9 %) och biobränslen, torv, avfall (22,9 %) för den största delen av tillförseln (se figur 1) (Energimyndigheten, 2011). Vid förbränning av fossila bränslen frigörs koldioxid, en gas som bidrar till att förstärka växthuseffekten. Halten av koldioxid i atmosfären används ofta för att kunna jämföra dagens halter av växthusgaser med hur det såg ut förr. År 2000 uppmättes halterna av koldioxid i atmosfären till ca 370 ppmv, vilket kan jämföras med halten innan industrialiseringen som låg på ca 280 ppmv (Miljöportalen, 2010). Enligt Miljöportalen (2010) bör halten av koldioxid stanna på 450 ppmv senast år 2100, för att den globala temperaturen inte ska öka mer än 2 °C.



**Figur 1.** Total energitillförsel i Sverige år 2010, uppdelat på olika energibärare. Modifierad från Energimyndigheten (2011).

I riksdagens miljömål *Begränsad klimatpåverkan* står att utsläppen av växthusgaser ska minska till år 2020 med 40 % jämfört med år 1990 (Naturvårdsverket, 2011 a). Detta miljömål bedöms dock mycket svårt att nå, då halten av växthusgaser i nuläget istället ökar (Naturvårdsverket, 2011 b). Sveriges regering har även satt upp målen att år 2020 ska minst 50 % av den förbrukade energin ha sitt ursprung från förnybara källor, energianvändningen ska bli 20 % effektivare och 10 % av energin i transportsektorn ska komma från förnybara källor (EnergigasSverige, 2012 a). En vision för år 2050 är att nettoutsläppen av växthusgaser till atmosfären ska vara noll (Energimyndigheten, 2011).

Ett sätt att komma närmare dessa mål är en ökad användning av förnybara energikällor, som t.ex. biogas. Biogas är den gas som bildas då mikroorganismer bryter ned organiskt material (så kallat substrat) i frånvaro av syre (så kallad anaerob nedbrytning) (Deublein & Steinhauser, 2008). Biogas produceras naturligt i t.ex. havssediment, översvämmade marker, risodlingar och i magen på idisslande djur (Norin, 1998), men kan även produceras under kontrollerade former i konstruerade biogasreaktorer. Den naturliga biogasproduktionen är dock större än den mängd som produceras mänsklig väg (Norin, 1998). Nedbrytning av organiskt material i konstruerade reaktorer benämns ofta som rötning. Efter rötningen tas det material som inte brutits ned ut ur processen för att nytt organiskt material ska kunna pumpas in, det uttagna materialet kallas för rötrest (Jarvis & Schnürer, 2009). Biogasen innehåller framförallt metan ( $\text{CH}_4$ ) och koldioxid ( $\text{CO}_2$ ), men även mindre halter av svavelväte ( $\text{H}_2\text{S}$ ), kolmonoxid ( $\text{CO}$ ), vätegas ( $\text{H}_2$ ), ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), kvävgas ( $\text{N}_2$ ) och dikväveoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Av dessa gaser är det metangas som är av ekonomiskt intresse då den kan användas dels som fordonsbränsle (Gerardi, 2003), dels för att producera värme och elenergi (Paulsson & Aulik, 2010). Biogas med en metanhalt på 60 % har ett energiinnehåll på 6,0 kWh/Nm<sup>3</sup> biogas. Uppgraderad (renad) till fordonsgas har biogasen dock ett energiinnehåll på 9,67 kWh/Nm<sup>3</sup> biogas (97 % metan), vilket kan jämföras med att en liter bensin motsvarar 9,06 kWh och att en liter diesel motsvarar 9,8 kWh (Persson, 2006). Vid förbränning av metangas bildas koldioxid och vatten, men till skillnad från förbränning av fossila bränslen kommer kolet i detta fall från det organiska material som rötats för att bilda biogasen. På så sätt ses biogas som en förnybar energikälla och ett miljövänligt bränsle eftersom inget nytt kol tillförs kolets kretslopp, utan det kol som redan finns återanvänds (EnergigasSverige, 2012 b).

Återföring av växnäring till jordbruk och återvinning av organiskt material i matavfall tas också upp bland riksdagens miljömål, som delmål till miljömålet *God bebyggd miljö*. Där står minst 60 % av fosfor i avloppsvatten ska återföras till produktiv mark senast till år 2015 och att minst 35 % av matavfall från hushåll, restauranger, storkök och butiker ska behandlas biologiskt, senast till år 2010, för att sedan kunna återvinnas (Naturvårdsverket, 2011 c).

Även dessa mål kan till viss del tillgodoses av en ökad biogasanvändning, då en miljöfördel med biogasproduktion är att rötresten är ett näringsrikt gödselmedel. Detta tack vare att mycket av näringen finns kvar i rötresten efter röttningsprocessen och att kväve dessutom blivit mer lättillgängligt för växterna (Carlsson & Uldal, 2009).

Vid biogasanläggningen Kungsängens gård, Uppsala, samrötas slakteriavfall samt organiskt avfall från hushåll och livsmedelsindustri i en termofil (52°C) röttningsprocess. Under år 2011 tog anläggningen emot ca 19700 ton substrat och av detta var 85,7 % hushållsavfall, 10,8 % slakteriavfall och 3,5 % livsmedelsavfall. Detta gav en total biogasproduktion på 3 400 000 Nm<sup>3</sup> och metanhalten i biogasen var ca 65 %. Den största andelen av biogasen som produceras vid anläggningen uppgraderas till fordonsgas, men en liten del används även till uppvärmning av framförallt de två

rötkamrarna och hygieniseringsprocessen (Malmros, 2012, pers. kontakt). Fordonsgasen används både som bränsle till stadsbussarna och till privatägda fordon.

Behovet av biogas som fordonsgas i Uppsala ökar och vid Kungsängens gård finns planer på att bygga en ny anläggning för uppgradering av gasen, därför är det önskvärt att öka biogasproduktionen på anläggningen (Malmros, 2012, pers. kontakt). Ett sätt att öka biogasproduktionen är att minska koncentrationen av hämmande ämnen i rötkammaren. Sulfid ( $S^{2-}$ ) är ett ämne som hämmar processen genom att binda upp metaller (spårämnen) som är viktiga för mikroorganismerna (Jarvis & Schnürer, 2009). Vid tillsats av järnklorid faller sulfidjonen ut med järn istället för spårämnena (Olsson, 2012, pers. kontakt) och under år 2011 påbörjades därför ett försök med att tillsätta järnklorid till substratet (Malmros, 2012, pers. kontakt). Efter tillsatsen av järnklorid finns fler spårämnen i lösning och processen har blivit stabilare, något som visat sig genom jämnare nivåer av fettsyror (VFA), och detta har inneburit att en belastningsökning varit möjlig (Malmros, 2012, pers.kontakt). En annan fördel är att mindre svavelväte ( $H_2S$ ) bildas. Svavelväte är en gas som ofta finns i biogas, men den är icke-önskvärd eftersom den är korrosiv och dessutom kräver extra reningssteg i uppgraderingen av biogas till fordonsgas (Persson m fl., 2006).

För att öka produktionen av biogas ännu mer skulle belastningen av substrat kunna ökas ytterligare, men en belastningsökning innebär dock alltid en risk då den kan orsaka processinstabilitet (Jarvis & Schnürer, 2009). Ett sätt att undersöka detta är att först utföra belastningsökningen i laboratorieskala för att se om processen klarar av det eller ej. I en tidigare studie (Pavan m fl., 1994) fann författarna att systemet klarade av stora förändringar i belastningen och en annan studie (Kayhanian & Hardy, 1994) visade att den anaeroba processen klarade av en belastningsökning upp till  $8,3 \text{ kg VS/m}^3, \text{d}$ .

Innan substratet matas in i rötkammaren måste det hygieniseras, vilket innebär att oönskade mikroorganismer avdödas/inaktiveras (Norin, 2007). På Kungsängens gård hygieniseras substratet idag genom att det värms till  $70^\circ\text{C}$  i en timme (sk pastörisering) innan det pumpas in i rötkammaren (Malmros, 2011). Det finns dock planer på att ersätta denna process, bl.a. därför att det är väldigt energikrävande att värma substratet till  $70^\circ\text{C}$ . Den nya processen skulle då innebära att substratet tillsattes två gånger om dagen till respektive rötkammare, som håller  $52^\circ\text{C}$ , för att sedan stanna i minst 10 timmar. Med den nya processen skulle substratet endast behöva värmas till  $52^\circ\text{C}$  innan det pumpades in i rötkammaren. En faktor att ta hänsyn till innan byte av metod är dock om pastöriseringen fungerar som en förbehandling av substratet och ökar produktionen av biogas, något som skulle kunna leda till en minskning i produktion vid byte av hygieniseringsmetod. Resultat från litteraturen är svårtolkad, en studie gjord på slakteriavfall visar på positiva effekter av pastörisering (Edström m fl. 2003) medan andra studier (Chamchoi m fl. 2011 och Hejnfelt & Angelidaki(2009), på hushållsavfall respektive slakteriavfall, tyder dock på att pastöriseringen inte har någon effekt på metanpotentialen. Som underlag till ett beslut är det därför intressant att jämföra de två alternativen med avseende både på energiförbrukning och på biogasproduktion (Malmros, 2012, pers. kontakt).

## **1.1 SYFTE**

Detta examensarbete hade två syften. Dels att i laboratorieskala studera om det var möjligt att öka gasproduktionen, med fortsatt stabil drift, genom att öka belastningen av substrat. Dels att uppskatta om det skulle vara möjligt att spara energi genom ett byte av hygieniseringsmetod. I samband med detta gjordes en utvärdering av metanpotentialen för de olika materialen, för att studera huruvida hygieniseringen påverkar gasproduktionen eller ej.

## 2 TEORI

### 2.1 BIOGASHISTORIK

Det finns gamla källor som tyder på att anaerob nedbrytning användes så tidigt som 3000 f.Kr. av Sumererna för rengöring av avfall, dock säger dessa källor inget om att restprodukten (biogas) användes (Deublein & Steinhauser, 2008). Däremot finns det andra källor som tyder på att biogas användes i Assyrien för uppvärmning av badvatten redan 1000 f.Kr. (Bond & Templeton, 2011). Det är dock först från mitten av 1800-talet som det finns väldokumenterade försök att använda produkten från anaerob nedbrytning av biomassa. I Exeter, Storbritannien, användes biogas från avloppsslam som bränsle till gatlyktor på 1890-talet (Bond & Templeton, 2011). Den så kallade "Imhoff tanken" för anaerob rening av avloppsvatten konstruerades i Tyskland år 1906 av en tekniker vid namn Imhoff. I denna skedde sedimentation och rötning i avskilda utrymmen (Deublein & Steinhauser, 2008). I Kina började biogas från hushållsavfall användas kommersiellt på 1920-talet då Guorui Luo grundade ett företag i syfte att göra tekniken mer känd (Bond & Templeton, 2011). År 1923, i Tyskland, såldes biogas till allmänna gasverk och under de efterkommande åren blev detta allt vanligare i Europa (Deublein & Steinhauser, 2008).

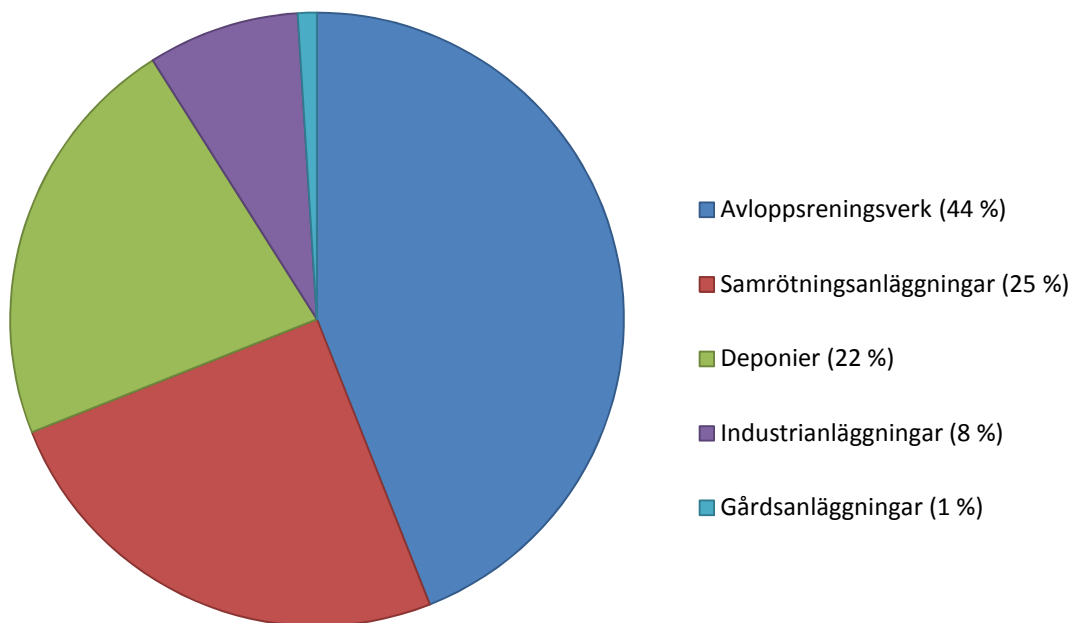
Fram till 1950-talet var intresset av biogas stort, men minskade därefter p.g.a. ett överskott av olja. Dock ökade intresset igen då priset på olja steg under 1970-talets oljekriser och under 1990-talet kom forskningen igång eftersom det fanns en lönsamhet dels i att kunna använda biogasen som energikälla, dels i att tekniken möjliggjorde en minskning av avfallsvolymer (Deublein & Steinhauser, 2008).

I Sverige har anaerob nedbrytning använts för att minska volymerna av slam från avloppsvattensreningsverk sedan 1960-talet och sedan 1990-talet finns biogasanläggningar för industri, lantbruk och matavfall (EnergigasSverige, 2012 c). Eftersom biogas är ett närproducerat och förnybart bränsle ses det idag som en viktig tillgång (SGC, 2009).

### 2.2 BIOGAS I SVERIGE IDAG

År 2010 fanns 229 biogasanläggningar i Sverige och de producerade tillsammans ca 1,4 TWh, där avloppsreningsverk stod för den största delen följt av samrötningsanläggningar, deponier, industrianläggningar och gårdsanläggningar (se figur 2) (Paulsson & Aulik, 2010). De olika typerna av anläggningarna tar hand om olika typer av substrat, t.ex. matavfall, restprodukter från livsmedelsindustri, skörderester, jordbruksgrödor, gödsel, avloppsslam samt rester från pappers- och massaindustrin (Carlsson & Uldal, 2009). Tabell 1 åskådliggör den potentiella biogasproduktionen för några av dessa substrat. Dels visas den mängd biogas som potentiellt skulle kunna utvinnas ur substratet med dagens tekniska och ekonomiska situation, dels den mängd biogas som skulle kunna produceras om allt tillgängligt material rötades. Ur tabellen kan avläsas att den potentiella, framtida biogasproduktionen är ca 10-15 TWh/år.





**Figur 2.** Olika anläggningstyper och deras andel av biogasproduktionen år 2010. Modifierad från Paulsson & Aulik (2010).

**Tabell 1.** Potentiell biogasproduktion med dagens tekniska och ekonomiska förutsättningar, samt i det fall då allt tillgängligt organiskt material bryts ned. Modifierad från Linné m fl (2008).

Substrat	Biogaspotential med dagens tekniska och ekonomiska situation (TWh)	Total biogaspotential (TWh)
Matavfall från hushåll, restauranger, storkök och butiker	0,76	1,35
Park- och trädgårdsavfall	0	0,4
Restprodukter från industri och livsmedelsindustri	1,06	1,96
Avloppsslam	0,7	0,73
Restprodukter från lantbruket, inkl. gödsel	8,1	10,78
<b>Totalt</b>	<b>10,62</b>	<b>15,22</b>

Det främsta användningsområdet för biogas är uppgradering till fordonsbränsle (43,9 %) samt förbränning för att producera värme (43,7 %), men biogasen används även för elproduktion och en del facklas bort (Paulsson & Aulik, 2010).

## 2.3 SUBSTRAT

Biogas bildas vid nedbrytning av organiskt material (substrat), t.ex. avloppsslam, hushållsavfall, gödsel, växtmaterial och slakteriavfall. Om de olika materialen samrötas erhålls vanligtvis en högre metanhalt i biogasen (EnergigasSverige, 2012 d). För att processen ska fungera optimalt behöver substratet ibland förbehandlas genom finfördelning, spädning och separering. Vissa substrat kräver även hygienisering (Carlsson & Uldal, 2009).

Från substratet får mikroorganismerna energi, material att bygga nya celler med, olika vitaminer och spårämnen (metaller). Det är viktigt att substratet innehåller dessa komponenter, då de behövs för att mikroorganismerna ska kunna arbeta och tillväxa (Jarvis & Schnürer, 2009).

Hur mycket biogas som erhålls vid rötning beror på många faktorer. Dels beror det på substratets egenskaper, så som näringssammansättning, torrsbstanshalt (TS), andel organiskt material (VS) och nedbrytbarhet, dels på tekniska driftparametrar så som temperatur, organisk belastning och uppehållstid i röt-kammaren (Deublein & Steinhauser, 2008). I tabell 2 visas TS, VS samt biogasutbyte för några typer av substrat.

Tabell 2. Biogasutbyte för några substrat. Modifierad från Carlsson & Uldal (2009).

Substrat	TS (%)	VS (% av TS)	Metanhalt (%)	Metangasutbyte (m <sup>3</sup> /kg VS)
Slakteriavfall	16*	83*	63*	0,70**
Fiskrens	42	98	71	0,93
Halm	78	91	70	0,29
Frukt- och grönsaksavfall	15	95	-	0,67
Djurfett	90	92	-	0,82
Källsorterat matavfall, hushåll	33	85	63	0,40-0,60**
Källsorterat matavfall, storkök	13	92	59	0,65
Källsorterat matavfall, restaurang	27	87	65	0,51
Nötflyt-gödsel	9	80	65	0,21
Slam från reningsverk**	-	-	-	0,16-0,35

\*TS-, VS- och metanhalt gäller för mag/tarminnehåll.

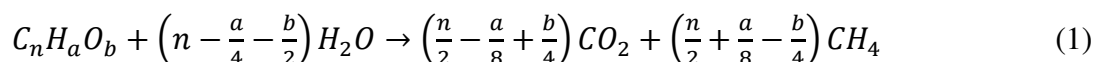
\*\* (Jarvis & Schnürer, 2009)

För att veta hur mycket biogas ett substrat ger kan ett s.k. satsvis utrötningsförsök göras. Försöket går till så att ymp (slam med mikroorganismer) blandas med det aktuella substratet i en flaska, som sedan inkuberas under anaeroba förhållanden vid önskad temperatur. Metanproduktionen i flaskan mäts fortlöpande och substratets metanpotential motsvarar det sammanlagda värde som erhållits då nedbrytningen i flaskan avstannat (Carlsson & Schnürer, 2011). Biogasutbytet kan även tas fram teoretiskt. Ett sätt att göra detta är med hjälp av teoretiska metanpotentialvärden för fett, protein och kolhydrater (tabell 3). Detta förutsätter dock att materialets sammansättning av respektive ämne är känd (Carlsson & Uldal, 2009).

**Tabell 3.** Biogas- samt metangasutbyte för fett, protein och kolhydrat. Modifierad från Carlsson & Uldal (2009).

Substrat	Biogas (Nm <sup>3</sup> /kg VS)	Metan (Nm <sup>3</sup> /kg VS)	Metan (%)
Fett	1,37	0,96	70
Protein	0,64	0,51	80
Kolhydrat	0,84	0,42	50

Det teoretiska biogasutbytet kan även beräknas med Buswell's ekvation (ekvation 1) (Buswell & Mueller, 1952).



där

$C_n$  är antalet (n) kolatomer i substratet

$H_a$  är antalet (a) väteatomer i substratet

$O_b$  är antalet (b) syreatomer i substratet

Ur ekvation 1 erhålls andelarna av metan respektive koldioxid i biogasen. Utifrån detta kan sedan biogas- och metangaspotential från ett visst material beräknas genom att använda molförhållandet mellan substrat (protein, kolhydrater eller fett) och metan samt den allmänna gaslagen (ekvation 2).

$$pV = nRT \quad (2)$$

där

p = gasens absoluta tryck (atm) = 1 atm

V = volym (l)

n = substratets substansmängd (mol)

R = allmänna gaskonstanten = 0,08205747 l·atm/(K·mol)

T = absolut temperatur = 273,15 K

Rötning av 1 mol protein (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>) skulle enligt ekvation 1 ge 2,5 mol CH<sub>4</sub> (metangas), vilket ger molförhållandet 1:2,5. Från ekvation 2 erhålls då att rötningen ger 0,496 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg protein.

### 2.3.1 Substrattyper vid Kungsängens gård

Som nämnts tidigare är biogasanläggningen vid Kungsängens gård en samröttningsanläggning där slakteriavfall samt organiskt avfall från hushåll och livsmedelsindustri rötas tillsammans. Nedan följer en lite mer ingående beskrivning av dessa substrat.

Enligt Avfall Sverige (2005) producerar en person i ett hushåll 1,9 kg matavfall varje vecka, vilket motsvarar 98,8 kg per person och år. Om storkök, restauranger och butiker räknas in hamnar siffran på ca 128 kg per person och år. Vid fullständig anaerob nedbrytning vid biogasanläggningar skulle detta matavfall ge upphov till en energimängd motsvarande ca 1,3 TWh/år (Linné m fl., 2008). Innan källsorterat

matavfall från hushåll genomgår rötning måste det hygieniseras och förbehandlas, det senare sker vanligtvis genom avskiljning av t.ex. plast och metall, finfördelning och spädning (Carlsson & Uldal, 2009).

Från slakterier kommer framförallt fyra typer av avfall; vattenrenings slam, slaktrester, gödsel och mag- och tarmrensavfall. Även denna typ av avfall behöver hygieniseras och förbehandlas genom finfördelning och avskiljning av t.ex. metall och benbitar.

Slakteriavfall är energirikt och ger en hög biogasproduktion, men bör dock inte vara det enda substratet då en del egenskaper, t.ex. det höga kväveinnehållet, hos materialet kan ge en negativ effekt på biogasprocessen (Carlsson & Uldal, 2009).

### 2.3.2 Hygienisering

Slakteriavfall och matavfall innehållande animaliska biprodukter regleras av *Animaliska biproduktsförordningen*. I denna delas animaliska biprodukter in i tre kategorier beroende på vilken risk de anses utgöra för människors och djurs hälsa. Kategori 1 omfattar högriskmaterial, som t.ex. hela kroppar/delar av kroppar från djur som misstänks vara smittade med transmissibla spongiforma encefalopatii (TSE) (EU, 2009). Material från denna kategori förbränns (Carlsson & Uldal, 2009). Kategori 2 innefattar bl.a. naturgödsel samt mag- och tarminnehåll (EU, 2009) och detta material ska förbrännas eller genomgå biologisk behandling (Carlsson & Uldal, 2009). Kategori 3 avser bl.a. slaktkroppar/delar av djur som ansetts tjänliga som livsmedel men ändå inte används som det (EU, 2009). Detta material bör förbrännas eller genomgå biologisk behandling (Carlsson & Uldal, 2009).

För att material från kategorierna 2 och 3 ska få genomgå biologisk behandling måste det först hygieniseras, vilket innebär att oönskade mikroorganismer avdödas/inaktiveras. Innan behandlingen måste materialet finfördelas så att partikelstorleken ej överstiger 12 mm. Den vanligaste metoden för hygienisering är värmebehandling vid 70°C i en timme (även kallat pastörisering), men även andra metoder förekommer (Norin, 2007). Ett alternativ till pastörisering är satsvis termofil rötning, men för att inaktivering/avdödningen ska bli tillräcklig krävs att substratet uppehåller sig i röt-kammaren under en viss tid (Norin, 2007). I tabell 4 redovisas vilka kombinationer av tid- och temperatur som, enligt Dansk lagstiftning, är jämförbara med pastörisering.

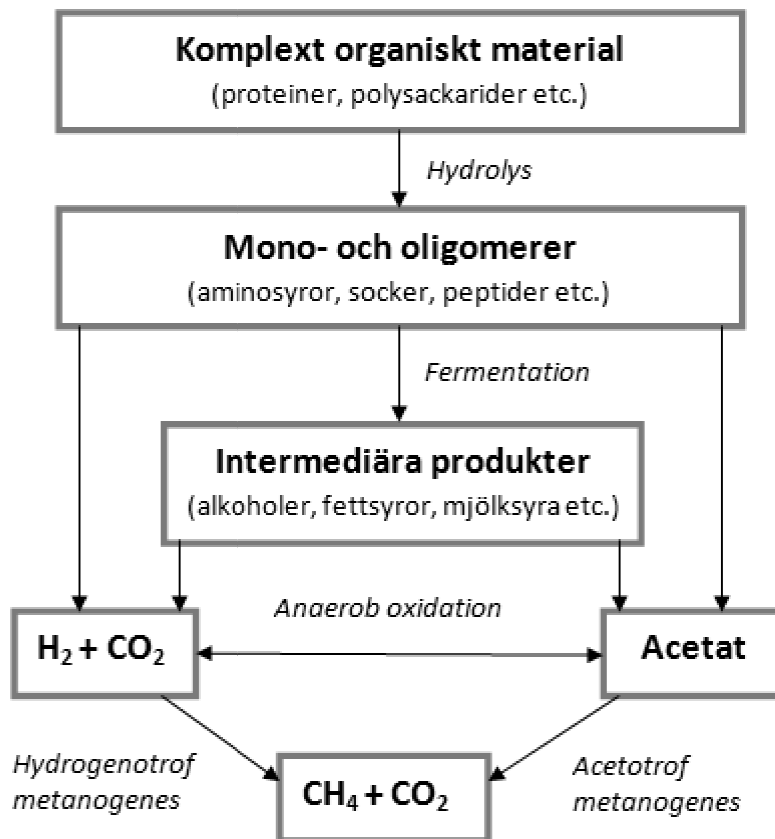
**Tabell 4.** Olika kombinationer av tid och temperatur som anses motsvara pastörisering. Modifierad från Norin (2007).

Temperatur (°C)	Tid (h)
52,0	10
53,5	8
55,0	6

## 2.4 BIOGASPROCESSEN

I biogasprocessen bryts komplext organiskt material ned till huvudsakligen metan (CH<sub>4</sub>) och koldioxid (CO<sub>2</sub>), blandningen av dessa två gaser kallas biogas. Detta sker genom

anaerob nedbrytning, vilket innebär att det organiska materialet bryts ned under syrefria förhållanden. Nedbrytningsprocessen kan delas in i fyra steg; hydrolys, fermentation, anaerob oxidation och metanbildning (figur 3). För att alla stegen ska fungera krävs närvaro av och samarbete mellan flera olika mikroorganismer, som har vissa krav på näring och miljö för sin aktivitet (Jarvis & Schnürer, 2009). Det är ofta olika mikroorganismer som verkar i varje steg och produkterna från ett steg fungerar som substratet för ett senare steg (Gerardi, 2003). I detta avsnitt kommer de fyra nedbrytningsstegen att beskrivas kortfattat.



**Figur 3.** Den anaeroba nedbrytningsprocessen. Modifierad från Jarvis & Schnürer (2009).

### 2.4.1 Hydrolys (steg 1)

Kolhydrater, fetter och proteiner är polymerer med starka bindningar som är för stora för mikroorganismerna att ta upp. Därför bryts de ned till mindre, mer lättupptagliga, beståndsdelar i hydrolyssteg (Gerardi, 2003). Detta går till så att mikroorganismer utsöndrar enzymer som delar de större molekylerna till mindre delar, t.ex. bildas enkla sockerarter, fettsyror och aminosyror. Hur snabbt hydrolysen går beror på vilket substrat som bryts ned, om substratet t.ex. innehåller mycket cellulosa blir detta steg hastighetsbegränsande då det tar lång tid för mikroorganismerna att bryta ned cellulosa (Jarvis & Schnürer, 2009).

### **2.4.2 Fermentation (steg 2)**

I fermentationssteget är många olika fermenterande mikroorganismer aktiva i processen med att bryta ned vissa av de produkter som bildats i hydrolyssteg, t.ex. socker och aminosyror. Fettsyrorna bryts ned först i nästa steg (anaeroba oxidationer). Vilka produkter som bildas beror på typ av substrat, miljö samt närvarande mikroorganismer, men framför allt bildas olika fettsyror, alkoholer, ammoniak, koldioxid och vätgas (Jarvis & Schnürer, 2009).

### **2.4.3 Anaerob oxidation (steg 3)**

Produkter från fermentationssteget samt fettsyror från hydrolyssteg omvandlas genom anaerob oxidation till koldioxid, acetat och vätgas (Jarvis & Schnürer, 2009).

Vätgasproduktion vid nedbrytningen av fettsyror är endast termodynamiskt möjlig då vätgstrycket är lågt (Deublein & Steinhauser, 2008). Detta steg kräver därför att de oxiderande mikroorganismerna samarbetar med de metanbildande mikroorganismerna, som använder vätgasen för att bilda metan (Jarvis & Schnürer, 2009).

### **2.4.4 Metanbildning (steg 4)**

Metan bildas framförallt av två olika grupper av mikroorganismer, acetotrofa metanogener och hydrogenotrofa metanogener. De förstnämnda bildar metan genom att acetat delas i två delar varpå kolet från den ena delen används för att bilda metan och kolet från den andra delen blir till koldioxid. De sistnämnda bildar metan av koldioxid och vätgas (Jarvis & Schnürer, 2009). Metangas kan även bildas genom nedbrytning av andra organiska föreningar, så som t.ex. format, metanol och metylamin (Gerardi, 2003).

Metangas kan dessutom bildas på ytterligare ett sätt, s.k. syntrof acetatoxidation. Detta alternativa sätt att bilda metan innebär att acetat först bryts ned till koldioxid och vätgas av en icke metanbildande bakterie och att produkterna sedan omvandlas till metan av hydrogenotrofa metanogener (Jarvis & Schnürer, 2009). Vid biogasanläggningen Kungsängens gård är det syntrof acetatoxidation som är den dominerande mekanismen för metanbildning (Schnürer, 2012, pers. kontakt).

Vid den anaeroba nedbrytningen är det ofta detta steg som är hastighetsbegränsade, vilket beror på att metanogenerna har en låg tillväxthastighet. Om inte metanogenerna får tillräckligt lång tid för tillväxt riskerar att de tvättas ut ur från processen (Jarvis & Schnürer, 2009).

## **2.5 RÖTNINGSTEKNIKER**

Rötningen kan antingen ske genom satsvis eller kontinuerlig rötning, beroende på vilken typ av substrat som ska rötas (Jarvis & Schnürer, 2009). I detta stycke kommer skillnaden mellan dessa två rötningstekniker att beskrivas.

### **2.5.1 Satsvisa processer**

Vid satsvis rötning fylls hela rötkammaren på en gång, under röttningsprocessen pumpas alltså inget nytt substrat in och inget rötslam tas heller ut från rötkammaren. Vid denna typ av process blir gasproduktionen ojämn, fram till ungefär halva uppehållstiden stiger

den för att sedan sjunka. Då hela uppehållstiden passerat tas det mesta av rötresten ut, en liten del sparas i röt-kammaren som ymp för nästa inmatning (Deublein & Steinhauser, 2008). Denna metod är vanlig vid rötning i det egna hushållet, något som förekommer i t.ex. Asien och vid torrötning även i Tyskland (Jarvis & Schnürer, 2009).

### **2.5.2 Kontinuerliga processer**

Kontinuerlig rötning innebär att substratet pumpas in löpande under dygnet. Det regelbundna inflödet av substrat ger en jämn gasproduktion. Denna typ av matning är möjlig för substrat som har en torrsubstanshalt (TS) under 5 %, t.ex. kommunalt avloppsvatten. Om torrsubstanshalten ligger på 5-15 % matas processen 1-8 gånger/dygn, vilket kallas semi-kontinuerlig rötning. Detta är vanligt vid t.ex. rötning av flytgödsel eller avloppsslam. För växter och matavfall, med en torrsubstans på 20-25 %, sker inmatningen ofta mer sällan och ett alternativ för att få en mer kontinuerlig process är att späda substratet med vatten. Det jämnare tillflödet av substrat är gynnsamt för samspelet mellan mikroorganismerna och risken för att de överbelastas minskar, vilket kan göra att en högre belastning över dygnet blir möjlig jämfört med satsvis rötning (Jarvis & Schnürer, 2009).

## **2.6 DRIFTPARAMETRAR**

I detta arbete avses med driftparametrar de parametrar vars värden kan ställas in manuellt inom optimala intervall, men som ändå är viktiga att ta hänsyn till. Mikroorganismerna i biogasprocessen är känsliga för förändringar i den omgivande miljön, om förändringen blir för stor kan biogasprocessen avstanna helt till dess att mikroorganismerna anpassat sig (Deublein & Steinhauser, 2008). I detta avsnitt kommer driftparametrarna organisk belastning, uppehålls tid och temperatur att beskrivas kortfattat.

### **2.6.1 Organisk belastning (OLR)**

För att produktionen av biogas inte ska avstanna måste nytt substrat hela tiden tillföras processen. Hur mycket nytt substrat som pumpas in per tids- och volymenhet kallas belastning och förkortas ofta OLR efter engelskans organic loading rate. Om belastningen är för hög kan inte metanogenerna bryta ner sitt substrat och bromsar nedbrytningen av andra organiska föreningar (specifikt fettsyror), vilket kan leda till processinstabilitet. För att processen ska tillföras rätt mängd organiskt material är det därför viktigt att veta substratets torrsubstanshalt (TS) och organiska substans (VS, efter engelskans volatile solids). Ekvation 3 visar hur belastningen kan beräknas utifrån TS och VS (Jarvis & Schnürer, 2009). Eftersom det oftast är nedbrytningen av organisk substans som eftersträvas uttrycks substratets organiska innehåll i enheten  $\text{kg VS/m}^3$  röt-kammare och dygn (Gerardi, 2003). Det är även viktigt att känna till andra av substratets egenskaper, t.ex. nedbrytbarhet, kväveinnehåll och innehåll av hämmande ämnen. Vid uppstartande av en ny process bör belastningen höjas stegvis, för att processen inte ska bli instabil och för att stabilitet ska kunna kontrolleras kontinuerligt (Jarvis & Schnürer, 2009).

$$OLR \left( \frac{kg \text{ VS}}{m^3 \cdot dygn} \right) = \frac{\text{Daglig belastning} \left( \frac{m^3}{dygn} \right) \cdot VS (\% \text{ av våtvikt})}{\text{Rötkammarens volym} (m^3)} \quad (3)$$

Då processen är igång klarar en mesofil process vanligtvis minst en belastning på ca 2-3 kg VS/m<sup>3</sup>, dygn. En termofil process, däremot, klarar normalt en belastning på ca 4-5 kg VS/m<sup>3</sup>, dygn. För att mikroorganismerna ska fungera optimalt är det viktigt att inte belastningen eller substratets sammansättning varierar i för stor utsträckning (Jarvis & Schnürer, 2009).

### 2.6.1.1 Torrsubstanshalt (TS) och organisk substans (VS)

Både torrsubstanshalt (TS) och organisk substans (VS) mäts enligt APHA Standard Methods. För att resultatet från dessa analyser ska bli statistiskt signifikant analyseras tre prover av samma typ vid varje analys.

TS bestäms genom att materialet torkas i ugn, först i 85°C under en timme och sedan i 105°C under ungefär 12 timmar. Efter detta kan TS beräknas enligt ekvation 4.

$$TS (\% \text{ av våtvikt}) = \frac{\text{Provets vikt efter torkning}}{\text{Provets våtvikt}} \quad (4)$$

VS bestäms genom att det material som är kvar efter TS-analysen bränns i ugn, först i 300°C under en timme och sedan i 550°C under minst sex timmar. VS utgörs av då det material som bränts bort, vilket beräknas enligt ekvation 5.

$$VS (\% \text{ av våtvikt}) = \frac{\text{Provets vikt efter torkning} - \text{Provets vikt efter förbränning}}{\text{Provets våtvikt}} \quad (5)$$

### 2.6.2 Uppehållstid (HRT)

Den tid materialet i genomsnitt uppehåller sig i rötkammaren kallas uppehållstid (Gerardi, 2003) och kan förenklat beräknas med ekvation 6 (Jarvis & Schnürer, 2009). Vanligen uttrycks uppehållstiden som den hydrauliska uppehållstiden och denna förkortas ofta HRT efter engelskans hydraulic retention time (Jarvis & Schnürer, 2009). Uppehållstiden kan även uttryckas som partikulär uppehållstid, vilket ofta förkortas SRT efter engelskan solids retention time. Den partikulära uppehållstiden är den tid det tar att byta ut det fasta materialet (mikroorganismer + fasta partiklar) som finns i rötkammaren (Gerardi, 2003). Ofta är HRT och SRT desamma, men de kan skilja sig åt om t.ex. en del uttaget material återförs in i processen. I biogasprocessen minskar det organiska materialet allteftersom det bryts ned till biogas, men allt material bryts inte ner och för att volymen i rötkammaren ska hållas konstant måste en del material tas ut med jämna mellanrum. Det uttagna materialet kallas för rötrest (Jarvis & Schnürer, 2009).

$$HRT (dygn) = \frac{\text{Rötkammarens volym} (m^3)}{\text{Dagligt tillsatt material} (m^3/dygn)} \quad (6)$$

Som nämnts tidigare har metanogener en låg tillväxthastighet, deras generationstid är ca 1-12 dygn (Jarvis & Schnürer, 2009). Det är viktigt att uppehållstiden är så lång att metanogenerna får tillräckligt med tid för tillväxt, annars riskeras att de försvinner ur



processen. Vilken uppehållstid en process har beror på substratets karaktär och i vilken temperatur det ska rötas (Jarvis & Schnürer, 2009). Den hydrauliska uppehållstiden ligger ofta på 10-40 dygn, för avloppsreningsverk den kortare tiden och för samrötningsanläggningar den längre (Held m fl., 2008).

### **2.6.3 Temperatur**

Olika mikroorganismer tillväxer och arbetar bäst vid olika temperaturer och beroende på vilken temperatur de trivs bäst i delas de in i olika grupper; psykrofil, mesofil, termofil och hypertermofil. För biogasproduktion är det vanligast med antingen mesofila (30-40°C) eller termofila (50-60°C) processer. Den bästa tillväxten erhålls ofta i den högre delen av dessa intervall, men den högre temperaturen i båda intervallen ligger även nära den temperatur som gör att mikroorganismerna dör och det är därför viktigt att ha koll på temperaturen i processen (Jarvis & Schnürer, 2009). Enligt Deublein & Steinhauser (2008) bör temperaturen i röt-kammaren inte variera med mer än  $\pm 2^\circ\text{C}$ .

I termofila processer blir nedbrytningshastigheten uppemot 50 % högre än för mesofila processer och substratet blir mer tillgängligt för mikroorganismerna, vilket leder till ett högre biogasutbyte (Deublein & Steinhauser, 2008). Den termofila processen är dock ofta känsligare för störningar (Jarvis & Schnürer, 2009) vilket gör den svårare att kontrollera (Gerardi, 2003).

### **2.6.4 Omrörning**

Omrörning i röt-kammaren är viktigt av flera anledningar, t.ex. för att hålla en jämn temperatur, för att göra så att substratet blandas med mikroorganismerna (Deublein & Steinhauser, 2008), för att undvika sedimentering och för att biogas effektivt ska lämna röt-kammaren. Är omrörningen för intensiv kan den dock få en negativ effekt genom att aggregat av mikroorganismer slås sönder, vilket försvårar samarbetet dem emellan (Jarvis & Schnürer, 2009).

## **2.7 PROCESSPARAMETRAR**

För att mikroorganismerna i biogasprocessen ska fungera optimalt behöver fler faktorer än driftparametrarna tas hänsyn till. I detta arbete kommer dessa parametrar att benämnas processparametrar och dessa går inte att ställa in manuellt. Därför krävs noggrann övervakning och underhåll för att de ska hållas inom de optimala intervallen (Gerardi, 2003). I detta avsnitt kommer processparametrarna att beskrivas kortfattat.

### **2.7.1 Biogasproduktion**

Biogasproduktionen är en vanlig processparameter då den ger en indikation på processens prestanda (Boe, 2006). Enligt Jarvis & Schnürer (2009) är den normala gasproduktionen ca 1-3 m<sup>3</sup> biogas/m<sup>3</sup> röt-kammarvolym och dygn. En minskad produktion kan tyda på att processen inte är optimal, men även på att substratets sammansättning förändrats (Jarvis & Schnürer, 2009). Däremot ger denna parameter inga indikationer på om processen är i obalans. Om biogasproduktionen går ner är processen ofta redan allvarligt störd och denna parameter kan inte användas för ett ge någon tidig varning för processinstabilitet (Boe, 2006). Vid samrötning av substrat

varierar biogasproduktionen dessutom naturligt eftersom de olika substraten har olika biogasutbyten (tabell 2).

Gasens volym förändras beroende på vilket tryck och vilken temperatur det är i gasen och därför räknas gasvolymen om till att gälla vid temperaturen 0°C och vid trycket 1 atm (atmosfärstryck). Enheten för den omräknade gasvolymen är normalkubikmeter, Nm<sup>3</sup> (Jarvis & Schnürer, 2009). Ekvation 7 (härladd från allmänna gaslagen) kan användas för att räkna om gasens volym till normalkubikmeter.

$$V_{std} = \frac{P_{gas} \cdot 1,01325 \cdot V_{gas}}{P_{atm}} \cdot \frac{273,15}{273,15 + T_{gas}} \quad (7)$$

där

$V_{std}$  = gasens standardvolym (Nm<sup>3</sup>)

$P_{gas}$  = gasens övertryck (bar)

$V_{gas}$  = flaskans gasvolym (m<sup>3</sup>)

$P_{atm}$  = atmosfärstryck 1 atm

$T_{gas}$  = gasens temperatur (°C)

### 2.7.2 Gassammansättning

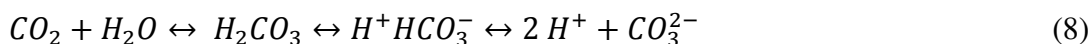
Kvoten mellan metan och koldioxid i biogasen är ofta stabil och en förändring kan tyda på obalans. En förändring kan dock även bero på att substratets sammansättning förändrats (Jarvis & Schnürer, 2009). Enligt Boe (2006) beror kvoten dock även på andra faktorer, så som pH, temperatur och tryck, och därför anses metangasproduktionen vara en bättre indikator på processinstabilitet. Precis som biogasproduktion ger dock metangasproduktion inte någon tidig indikation på obalans, då en minskning ytrar sig först då processen redan är allvarligt störd (Boe, 2006).

### 2.7.3 pH och alkalinitet

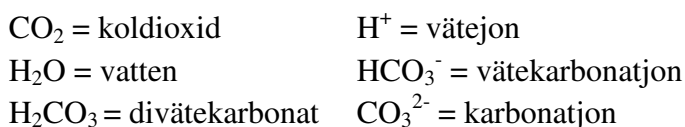
För biogasproduktion ligger pH normalt mellan ca 6,5 och 8,5. Det optimala pH-värdet för metanbildning är dock i intervallet 7,0 – 8,0 (Weiland, 2010). För att pH ska hållas stabilt behövs en tillräckligt hög och jämn alkalinitet (Jarvis & Schnürer, 2009).

Alkaliniteten är ett mått på buffertförmågan i ett system och en hög alkalinitet innebär en förbättrad processtabilitet genom att systemet klarar av en ökad syrahalt utan att pH sjunker (Gerardi, 2003). Om alkaliniteten i systemet minskar kan detta t.ex. bero på att syror ackumulerats. Ökningen av syror kan t.ex. orsakas av att mikroorganismerna inte hinner med att oxidera fettsyror lika snabbt som de bildas, att belastningen är för hög (Jarvis & Schnürer, 2009), att organiska syror frigjorts från slammet i rötchammaren eller att metanogenerna hämmas av något i substratet. Om alkaliniteten i processen minskar följs detta oftast av en snabb minskning av pH (Gerardi, 2003). Två vanliga mått på alkalinitet är total alkalinitet (TA) och bikarbonatalkalinitet (BA), generellt kan TA för rötchammare variera mellan 5 000 och 20 000 mg HCO<sub>3</sub>/l och BA mellan 3 000 och 15 000 mg HCO<sub>3</sub>/l (Jarvis & Schnürer, 2009).

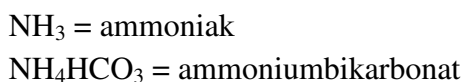
Alkalinitet utgörs framförallt av bikarbonatjoner i jämvikt med koldioxid (ekvation 8) (Gerardi, 2003), men även ammoniak från nedbrytning av kväverika substrat (t.ex. proteiner) bidrar till en ökad alkalinitet genom att ammoniak och koldioxid tillsammans bildar ammoniumbikarbonat (ekvation 9) (Jarvis & Schnürer, 2009, ekvation 9 från Gerardi, 2003).



där



där



För att öka alkaliniteten kan stabiliserande ämnen, t.ex. natriumbikarbonat, kaliumbikarbonat eller kalciumkarbonat, tillsättas (Gerardi, 2003).

#### 2.7.4 Halt av $NH_4^+$ -N

När kväverika substrat, som proteiner, bryts ned bildas ammoniak ( $NH_3$ ) och ammoniumjoner ( $NH_4^+$ ). Koncentrationen av ammoniak och ammoniumjoner är i jämvikt (ekvation 10) och hur mycket som finns av varje form bestäms av pH och temperatur i röt-kammaren (Deublein & Steinhauser, 2008, ekvation 10 från Gerardi, 2003). Vid en förändring av pH förskjuts jämvikten i ekvation 10, mot vänster då pH minskar och mot höger då pH ökar. Detta innebär att vid en viss halt kväve i reaktorn så minskar ammoniakhalten då pH minskar och halten ökar då pH ökar (Gerardi, 2003). Vid höga temperaturer går jämvikten mot höger, vilket innebär att mer ammoniak bildas (Deublein & Steinhauser, 2008).



Vid koncentrationer över 80 mg/l (Deublein & Steinhauser, 2008; Weiland, 2010) är ammoniak hämmande för mikroorganismer och i biogasprocessen är det metanogenerna som är känsligast (Jarvis & Schnürer, 2009). Ammoniak kan dock vara hämmande redan vid en koncentration på 30 mg/l (Fricke m fl., 2007). Ammoniumjoner, däremot, är inte hämmande förrän koncentrationen överstiger 1500 mg/l (Deublein & Steinhauser, 2008). Om halten av ammoniak ökar långsamt och mikroorganismerna hinner vänja sig kan processen dock klara halter över de som angivits ovan (Jarvis & Schnürer, 2009).

För att övervaka halterna av ammoniak och ammoniumjoner i processen mäts ofta ett samlat mätvärde för de båda, s.k. ammoniumkväve,  $NH_4^+$ -N. Ammoniumkväve är hämmande vid koncentrationer över 1,5 – 14 g/l. Halten av ammoniak kan räknas ut

från halten av ammoniumkväve (ekvation 11 och 12), vilket kan vara intressant att göra eftersom det framförallt är ammoniak som är hämmande (Jarvis & Schnürer, 2009, ekvationerna modifierade från Jarvis & Schnürer, 2009).

$$[NH_3] = \frac{[NH_4^+ - N]}{1 + 10^{(pK_a - pH)}} \quad (11)$$

$$pK_a = 0,09018 + \frac{2729,92}{T + 273,15} \quad (12)$$

där

$[NH_3]$  = koncentrationen av  $NH_3$  (g/l)

$pK_a$  = dissociationskonstanten för  $NH_4^+$

T = temperaturen i röt-kammaren

### 2.7.5 Fettsyror (VFA)

Fettsyror bildas både i hydrolys- och fermentationssteget, i det anaeroba oxidationssteget bryts de ned ytterligare och i metanbildningssteget omvandlas nedbrytningsprodukterna (acetat och vätgas) till metan och koldioxid. En ansamling av fettsyror kan ske om metanogenerna är hämmade eller om processen överbelastas, detta leder till obalans då pH-värdet i processen kan sjunka. Ansamlingen av fettsyror kan även i sig vara hämmande (Jarvis & Schnürer, 2009). I ett system med hög buffertkapacitet kommer pH-värdet dock inte att sjunka, eftersom systemet kan buffra den ökade koncentrationen av fettsyror (Weiland, 2010). Fettsyror är därför en bra indikator för obalans vad gäller både processer med låg och hög buffertkapacitet, eftersom en ansamling av fettsyror direkt påvisar obalansen mellan de syraproducerande och de syrakonsumerande mikroorganismerna. Då processen börjar bli instabil påverkas ofta nedbrytningen av propionsyra först, varför denna kan användas som en tidig indikator på instabilitet (Boe, 2006). Om fettsyra nivån uppvisar en ökande trend över tid är detta ett tecken på begynnande instabilitet (Schnürer, 2012, pers. kontakt). För en ännu tidigare varning på instabilitet kan långa fettsyror (LCFA, består av minst 19 kolatomer) analyseras, då de bildas tidigare i nedbrytningsprocessen än vad de korta fettsyrorerna gör (Jarvis & Schnürer, 2009).

### 2.7.6 Utröttningsgrad

Utröttningsgraden är den del av det organiska materialet som bryts ned till biogas under en viss tid (Jarvis & Schnürer, 2009). Denna anges i procent och kan beräknas enligt ekvation 13 (modifierad från Jarvis & Schnürer (2009)).

$$Utröttningsgrad (\%) = 100 \cdot \left( \frac{TS_{in} \cdot VS_{in} - TS_{ut} \cdot VS_{ut}}{TS_{in} \cdot VS_{in}} \right) \quad (13)$$

Utröttningsgraden är kopplad till temperatur, rötningsteknik och uppehållstid. Termofila processer ger ofta ett högre biogasutbyte än mesofila (Deublein & Steinhauser, 2008), vanligtvis gäller detta även för processer med satsvis rötning och vid en ökad uppehållstid (Jarvis & Schnürer, 2009).

## 2.8 TILLSATS AV SPÅRÄMNINGEN

Det är viktigt att substratet innehåller tillräckligt med spårämnen (metaller), då många enzym som är involverade i den anaeroba nedbrytningen innehåller dessa metaller (Zandvoort m fl., 2003). Spårämnenas biotillgänglighet beror av flera parametrar, t.ex. temperatur och pH, och en hög koncentration av spårämnen behöver alltså inte betyda att det finns en hög koncentration av biotillgängliga spårämnen. Förändringar i temperatur och pH kan leda till att spårämnen fälls ut och/eller bildar kelat (metallkomplex där metalljonen binds till joner eller molekyler) (Probheim m fl., 2010). Studier visar att en tillsats av spårämnen, så som nickel, kobolt, molybden och järn, kan ge en ökad biogasproduktion (Raju m fl., 1991 och Probheim m fl., 2010). För att öka biogasproduktionen kan det därför vara av intresse att tillsätta spårämnen till biogasprocessen.

Ett exempel på joner som bildar en fällning (ett svårslösligt salt) tillsammans med spårämnen är sulfidjonen ( $S^{2-}$ ) (Jarvis & Schnürer, 2009). Svavel har även fler negativa effekter på biogasprocessen; svavelreducerande bakterier är energieffektivare än metanogenerna och konkurrerar ut dessa (Wang & Banks, 2006) och vätesulfid ( $HS^-$ ) är hämmande för metanogenerna redan vid så låga koncentrationer som 200 mg/l (vid neutralt pH) (Gerardi, 2003). En studie av Wang & Banks (2006) visar att vid en tillsats av järnklorid fälls vätesulfiden ut som järnsulfid. Detta beror på att halten av järn blir högre, relativt sett, än halten av andra spårämnen och då faller sulfidjonerna lättare ut med järnet (Olsson, 2012, pers. kontakt). Genom att tillsätta järn görs alltså de befintliga spårämnen mer tillgängliga samtidigt som den hämmande effekten av vätesulfid minskar.

## 2.9 RÖTREST

Mycket av den näring som förs in i röt-kammaren finns kvar i den rötrest som tas ut efter rötningen och denna kan därför användas som biogödsel (Carlsson & Uldal, 2009). En förutsättning för att rötresten ska kunna användas är dock att materialet som rötats inte innehåller t.ex. metaller eller organiska föreningar. Gödsel och källsorterat matavfall är exempel på substrat som ger en rötrest som kan användas som biogödsel. Avloppsslam är däremot ofta mindre lämpligt (Jarvis & Schnürer, 2009).

Det som gör rötresten till ett bra biogödsel är bl.a. att organiskt bundna mineral som kväve (N), fosfor (P), kalium (K) och magnesium (Mg) mineraliseras och koncentreras under röttningsprocessen och blir mer lättillgängliga för växterna att ta upp. Dessutom innehåller rötresten en del organiskt material som inte brutits ned i biogasprocessen och detta bidrar bl.a. till en ökad biologisk aktivitet i marken. Biogödsel kan dock behöva kompletteras med fosfor, då innehållet av detta ibland kan vara för lågt (Jarvis & Schnürer, 2009). Om rötresten sprids som gödsel på åkermark återförs organiskt material samtidigt som användningen av konstgödsel minskar (Goberna m fl., 2011).

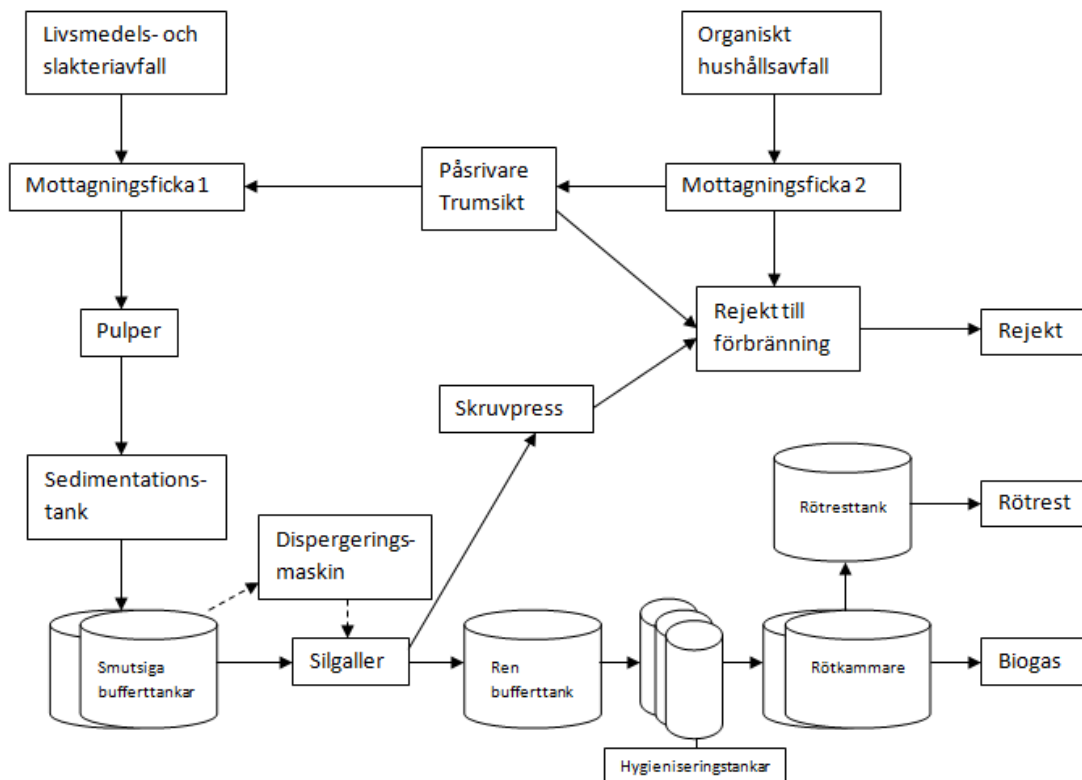
## 2.10 PROCESSBESKRIVNING AV KUNGSÄNGENS GÅRD

Vid Biogasanläggningen Kungsängens gård rötas organiskt material idag genom semi-kontinuerlig, totalomblandad rötning vid en temperatur på ca 52°C (termofilt)

(Malmros, 2011). Materialet som rötas vid anläggningen är matavfall från hushåll och livsmedelsindustri, slakteriavfall samt även en liten del andra substrat, t.ex. drank (en restprodukt från sprittillverkning) (Malmros, 2012, pers. kontakt). De olika substratens behov av förbehandling skiljer sig något och i detta avsnitt kommer de olika materialens väg genom anläggningen att beskrivas.

Slakteriavfall och livsmedelsavfall är förhållandevis rena material. De kan dock innehålla t.ex. bestick som tas bort genom sedimentering tidigt i processen. Tankarna där de tunga partiklarna sedimenterar töms några gånger om året (Malmros, 2011). Avfallet behöver sedan finfördelas i en dispergeringsmaskin (Malmros, 2012, pers. kontakt), då det kan innehålla t.ex. skinnbitar som kan sätta stopp i driften om de inte sönderdelas. Organiskt hushållsavfall är mer svårbehandlat och energikrävande då det dels kommer i plast- eller papperspåsar som måste tas bort ur processen och dels innehåller andra föroreningar i form av avfall som sorterats felaktigt (Malmros, 2011).

Avfall som kommer till Kungsängens gård tippas i en av två mottagningsfickor (figur 4), i mottagningsficka 1 tippas organiskt avfall från slakteri samt livsmedelsindustri och i mottagningsficka 2 tippas organiskt hushållsavfall. Materialet från mottagningsficka 2 matas in i en påsrivare och sedan en trumsikt för att påsar ska avlägsnas (Malmros, 2011). Det utsorterade materialet kallas rejekt och innehåller förutom påsar även en del matavfall. Rejektet pressas och skickas sedan iväg för förbränning eller kompostering (figur 4) (Malmros, 2011). Vätskan som pressats från rejektet återförs till en spolavloppstank och används sedan som spädvätska senare i processen (Malmros, 2012, pers. kontakt). Det kvarvarande materialet från mottagningsficka 2 transporteras sedan till mottagningsficka 1 och från denna förflyttas det sedan till en pulper, en tank på 10 m<sup>3</sup>, där det späds med vatten och material från buffertankarna för att göra det pumpbart. I pulpern finns en rotor som ser till att materialet blandas om. Efter pulpern förflyttas materialet, genom självfall, till en sedimentationstank där tunga partiklar, så som bestick och plastbitar, kan sedimentera (Malmros, 2011). Materialet som kommer från sedimentationstanken pumpas sedan till de ”smutsiga bufferttankarna” (två tankar på 150 m<sup>3</sup>) (Malmros, 2012, pers. kontakt).



**Figur 4.** Processflödesschema för Kungsängens gård. Modifierat från Malmros (2011).

I de ”smutsiga bufferttankarna” ska alla, eventuellt kvarvarande tunga partiklar sedimentera. Om materialet i dessa tankar inte anses vara tillräckligt finfördelat kan det pumpas till en dispergeringsmaskin, följd av ett silgaller, för ytterligare finfördelning (figur 4). Materialet pumpas sedan till silgallret och därifrån till den ”rena bufferttanken” (figur 4), i detta steg ska alla större partiklar, som kan störa driften, vara borta (Malmros, 2011).

Från den rena ”bufferttanken” går materialet till hygieniseringen (figur 4), som består av tre tankar som körs växelvis (Malmros, 2011). Växelvis hygienisering innebär att de körs en i taget och då hygieniseringen i en tank är klar påbörjas den i nästa. När materialet pumpas in i hygieniseringen värmeväxlas det mot både det utgående materialet från hygieniseringen (ca 70°C) och det utgående materialet från röt-kammarna (ca 52°C). Detta görs för att ta till vara på den överblivna värmeenergin. Genom värmeväxling värms inkommande materialet från ca 25°C till ca 45°C (Andersson, 2011). I hygieniseringstankarna värms sedan materialet med vattenånga (Andersson, 2011) till en temperatur på ca 70°C och denna temperatur hålls i minst en timme för att patogener (sjukdomsalstrande bakterier) ska avdödas/inaktiveras (Malmros, 2011). Energin som går åt för hygieniseringen kan delas upp i värmeenergi, för uppvärmning till 70°C, och elenergi, för bl.a. pumpar och omrörare. Värmeenergin för hygieniseringen uppgår till 129 kWh/ton substrat och elenergin uppgår till 6,2 kWh/ton substrat (Andersson, 2011). Den totala energiåtgången för hygieniseringssteget uppgår till 135,2 kWh/ton substrat.

Efter hygieniseringen pumpas materialet in i rötkastrarna (två stycken à 2500 m<sup>3</sup>) för rötning (figur 4). Den hydrauliska uppehållstiden inne i rötkastrarna är 30-60 dagar och efter detta tas rötresten ut och transporteras till lantbrukare (Malmros, 2011).

Biogasen som producerats måste uppgraderas innan den kan användas som fordonsgas. Detta görs i en s.k. vattenskrubber där gasen, under ett högt tryck, tvättas med vatten. Koldioxiden löser sig i vattnet under det höga trycket och därigenom skiljs den från metangasen. Metanhaltens i den uppgraderade gasen uppgår till minst 97 % (Malmros, 2011).



### 3 MATERIAL OCH METODER

#### 3.1 KONTINUERLIGA PROCESSER

I en tidigare studie (Leksell, 2005) har det visats att likheten mellan laboratorieförsök och verklig drift kan anses som mycket god. Därför utfördes test i labbskala för att studera hur biogasprocessen vid biogas anläggningen Kungsängens gård skulle klara av en belastningsökning. Detta innebar att 20 l ymp samt 100 l substrat inhämtades från Kungsängens gård under projektets första dag. En TS- och VS-analys gjordes på substratet (bilaga A) så att den dagliga mängden substrat som skulle tillsättas kunde beräknas. Ympen silades för att ta bort rester av plastpåsar och sedan hälldes den ned i två biogasreaktorer (av fabrikatören Belach), GP1 och GP2 (figur 5), som hade en aktiv volym på 4,75 l ymp vardera (den totala volymen i varje reaktor var 8 l). Biogasreaktorerna startades sedan upp, temperaturen ställdes in till 52°C och omrörningen till 90 varv/min. Under försöket fungerade GP1 som kontroll och en belastningsökning utfördes i GP2.



**Figur 5.** De två biogasreaktorerna, GP1 och GP2, som användes för det kontinuerliga försöket.

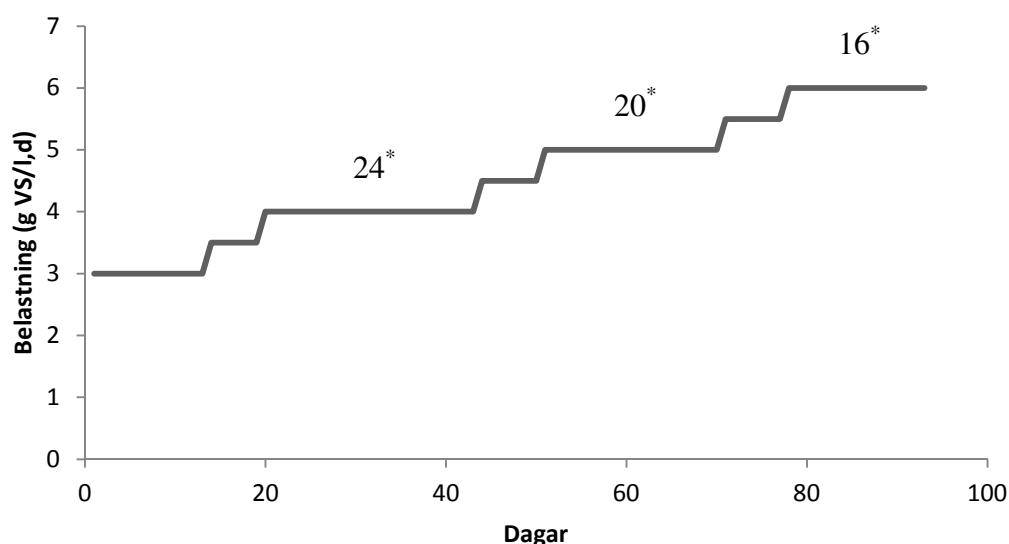
Ymp och substrat hämtades 2012-01-16 och efter ett dygn hade biogasproduktionen i båda reaktorerna kommit igång och matning med substrat påbörjades. Vid den första matningen späddes substratet ut till hälften med vatten. Därefter matades reaktorerna med outspätt substrat. Under försöket användes GP1 som kontroll och belastningen hölls i denna på 3 g VS/d, vilket är ungefär samma belastning som används vid biogasanläggningen Kungsängens gård (belastningen på anläggningen varierar något). Strategin för GP2 var att belastningen ökades med 0,5 g VS/vecka, men hölls konstant under en uppehållstid vid belastningarna 4, 5 och 6 g VS/d (tabell 5 och figur 6). Belastningarna i kolumnen "OLR" gäller vid matning sju dagar i veckan. Eftersom reaktorerna bara skulle matas sex dagar i veckan räknades belastningen om så att den slogs ut över sex dagar. Utifrån detta beräknades sedan hur mycket substrat som skulle

tillsätts vid varje matning. Vid beräkningarna har det antagits att substratet har en densitet på 1 g/ml.

**Tabell 5.** Matningsstrategi för GP2.

Datum	Belastning (g VS/l,d)	Tid för belastning (d)	Daglig belastning under 6 dagar (g VS/l,d)	Volym substrat att tillsätta dagligen, 6 dagar i veckan (g/d)
2012-01-17	3	13	3,50	146
2012-01-31	3,5	6	4,08	170
2012-02-06	4	24*	4,67	194
2012-02-29	4,5	7	5,25	219
2012-03-07	5	20*	5,83	243
2012-03-27	5,5	7	6,42	267
2012-04-03	6	16*	7,00	292

\*Uppehållstid för denna belastning.



\*Uppehållstid vid denna belastning.

**Figur 6.** Strategi för belastningsökning för GP2.

För detta försök togs substrat vid ett tillfälle, men då substratets sammansättning varierar mellan olika dagar kan det vara svårt att säga om sammansättningen i detta substrat var representativt för biogasanläggningen. Därför sammanställdes vilka typer av substrat som kommit in tre dagar innan material för försöket hämtades. Med hjälp av denna information beräknades den teoretiska metangaspotentialen för det inhämtade substratet (bilaga C). Även den teoretiska metangaspotentialen för Kungsängens gård (år 2011) beräknades för att en jämförelse mellan de båda skulle kunna göras (bilaga C).

### 3.1.1 Analys av processparametrar

De båda biogasreaktorerna övervakades kontinuerligt för att en eventuell processtörning skulle kunna åtgärdas så snart som möjligt. En beskrivning av hur övervakningen utfördes följer i detta avsnitt.

### **3.1.1.1 Biogasproduktion**

Biogasproduktionen bestämdes genom att gasmätare kopplade till biogasreaktorerna avlästes i samband med matning av biogasreaktorerna. För att säkerställa att gasmätarna visade rätt behövde de kalibreras, vilket gjordes både i början och närmare slutet av försöket. Kalibreringen utfördes genom att den bildade gasen samlades upp i ”gaspåsar” under 13 dagar. Volymen biogas i påsarna bestämdes sedan genom att de tömdes i en volymmätare i samband med matning och en korrektionsfaktor mellan gasmätaren och den verkliga mängden producerad gas kunde sedan beräknas. Volymen räknades sedan om enligt ekvation 7 för att den skulle gälla under standardtryck- och temperatur.

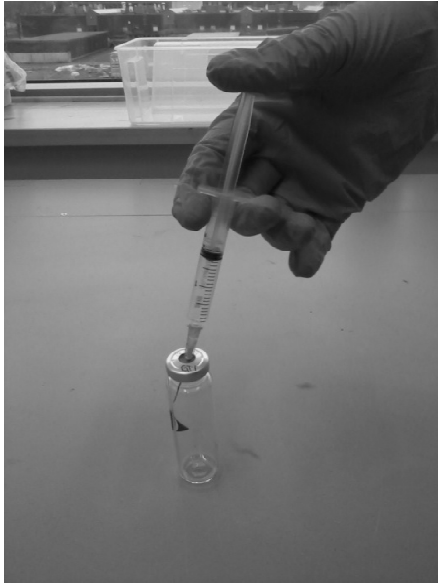
### **3.1.1.2 Gassammansättning**

Koldioxidhalten bestämdes genom att 5 ml biogas från en biogasreaktor sprutades in i ett jäsningsrör (5 ml) (figur 7) som innehöll en mättad lutlösning (7M NaOH). Då koldioxiden löste sig i luten och metangasen bildade en luftbubbla i röret kunde koldioxidhalten läsas av från den graderade skalan på jäsningsröret. Denna analys genomfördes för båda reaktorerna i samband med matning.



**Figur 7.** Koldioxidhalten mäts genom att gasen sprutas in i ett jäsningsrör fyllt med lut.

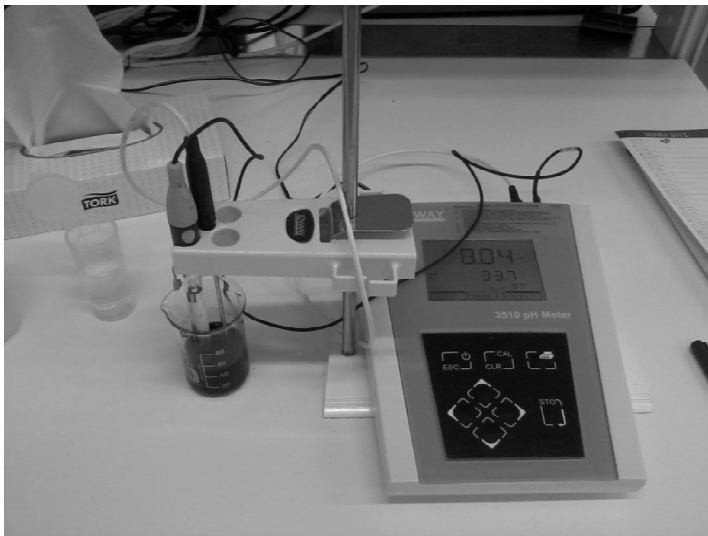
Metanhalten bestämdes genom att biogasprov på 2 ml togs ur vardera biogasreaktor för att sedan sprutas in i en gasvial (figur 8). Gasprovet analyserades sedan genom gaskromatografi (GC), enligt en metod beskriven i Westerholm m fl., (2010) av personal vid institutionen för mikrobiologi, SLU Uppsala. Denna analys gjordes på båda reaktorerna en gång i veckan från det att belastningsökningen startat.



**Figur 8.** Gasprovet på 2 ml sprutas in i en gasvial på 23 ml.

### **3.1.1.3 pH**

En gång i veckan togs slam ut, före matning, för pH-mätning. Analysen utfördes genom användning av en pH-meter (figur 9).



**Figur 9.** pH-analys av slam från en av biogasreaktorerna.

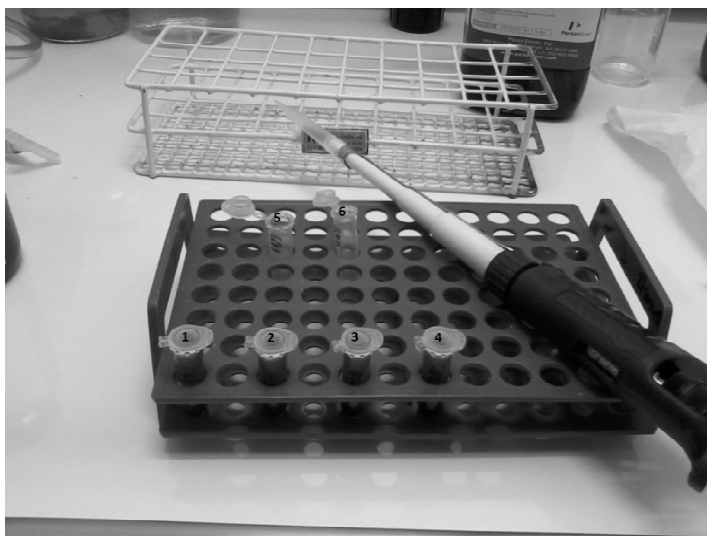
### **3.1.1.4 Halt av $\text{NH}_4^+\text{-N}$**

I början av försöket gjordes en analys av  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  i båda reaktorerna och efter detta analyserades  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  i slutet av belastningarna 4, 5 resp. 6 g VS/kg.d. Analyser gjordes av personalen på Uppsala Vatten och Avfalls Vattenlaboratorium. Halten av ammoniak kunde sedan beräknas enligt ekvation 11.

### **3.1.1.5 Fettsyror**

I samband med pH-analys tog även prover från båda biogasreaktorerna för analys av fettsyror. Ett prov à 14 ml togs från varje reaktor och dessa frystes sedan minst över en natt. Efter detta tinades proven och från varje prov överfördes 2 ml till två eppendorfrör

(totalt fyra rör) (figur 10). Dessa fyra eppindorfrören (rör 1-4 i bilden) centrifugerades sedan i minst 5 min med hastigheten 12000 varv/min. Från de två proven från samma biogasreaktor togs supernatanten (vätskan ovanpå det som sedimenterat) och överfördes till vardera ett nytt eppindorfrör. De två nya eppindorfrören (rör 5 och 6) frystes sedan igen minst över en natt. Proven tinades sedan och i varje rör tillsattes en droppe saltsyra (1 M) och efter detta centrifugerades proven i minst 15 min med hastigheten 12000 varv/min. Supernatanten från rören överfördes sedan till varsitt analysrör och dessa analyserades sedan genom vätskekromatografi (HPLC), enligt en metod beskriven i Westerholm m fl., (2010), av personal vid institutionen för mikrobiologi, SLU Uppsala. De fettsyror som analyserades var acetat, propionat, I-butyrat, butyrat, I-valerat, valerat och I-kapronat.



**Figur 10.** Rör 1-4 centrifugerades. Sedan fördes supernatanten från rör 1-2 över till rör 5 och den från rör 3-4 till rör 6.

### **3.1.1.6 Utröttningsgrad**

Utröttningsgraden analyserades genom att TS- och VS-analys utfördes på rötresten från båda reaktorerna (ekvationerna 4 och 5). Denna analys gjordes i slutet av belastningarna 4, 5 resp. 6 g VS/kg,d. Utröttningsgraden beräknades sedan enligt ekvation 13, se sidan 17.

## **3.2 UTRÖTNINGSFÖRSÖK OCH ENERGIBERÄKNINGAR**

Idag hygieniseras substratet på Kungsängens gård genom pastörisering. En alternativ metod är hygienisering genom satsvis rötning, d.v.s. hygieniseringen sker i rötchammaren i 52°C i minst 10 timmar. För att kunna jämföra de två hygieniseringsalternativen med avseende både på energiförbrukning och biogasproduktion gjordes dels ett satsvis utröttningsförsök, dels teoretiska beräkningar. Dessa presenteras i detta avsnitt.

### **3.2.1 Utröttningsförsök**

I utröttningsförsöket skulle metanpotentialen för ohygieniserat och hygieniserat substrat undersökas. Utöver de två substraten undersöktes även ympen för att kunna räkna bort

dess egen biogasproduktion (Angelidaki & Sanders, 2004) och cellulosa för att kontrollera ympens aktivitet (Angelidaki m fl., 2009). Tre flaskor vardera testades för substraten, ympen och cellulosan, detta för att resultatet skulle ha statistisk signifikans (Carlsson & Schnürer, 2011). Totalt användes 12 flaskor à 309 ml för försöket.

En liter ymp (från röt-kammare 2), en liter ohygieniserat substrat och en liter hygieniserat substrat inhämtades från Kungsängens gård. TS- och VS analyser gjordes på alla tre materialen och ympen sattes på avgasning i 52°C i två veckor. Avgasningen gjordes för att kvarvarande organiskt material i ympen skulle reduceras (Angelidaki m fl., 2009).

För att nå den optimala potentialen bör dubbelt så mycket ymp som substrat tillsättas till flaskorna (Carlsson & Schnürer, 2011) och i detta försök valdes den organiska belastningen för substratet till 3 g VS/l och mängden ymp som tillsattes blev då 6 g VS/l. Då TS- och VS analysen utförts (bilaga A) beräknades hur mycket av de olika substraten och ympen som behövdes tillsättas till flaskorna enligt ekvation 14 och 15. Vid beräkningarna har det antagits att substraten och ympen har en densitet på 1 g/ml.

$$Substrat (g) = \frac{belastning \cdot V_{flaska}}{VS_{substrat}/100} \quad (14)$$

där

$V_{flaska}$  = flaskans volym (l), i detta fall 0,309 l

$VS_{substrat}$  = substratets organiska substans (% av våtvikten)

$$Ymp (g) = \frac{belastning \cdot V_{flaska}}{VS_{ymp}/100} \quad (15)$$

där

$V_{flaska}$  = flaskans volym (l), i detta fall 0,309 l

$VS_{ymp}$  = ympens organiska substans (% av våtvikten)

Beräknad mängd substrat vägdes in i flaskorna; 3 flaskor vardera av ohygieniserat- och hygieniserat substrat samt cellulosa. Innan ympen skulle tillsättas sköljdes flaskorna med kvävgas (N<sub>2</sub>) för att mikroorganismerna i ympen inte skulle komma i kontakt med luft (Carlsson & Schnürer, 2011). Ympen hälldes upp i en kanna och även denna sköljdes med kvävgas. Beräknad mängd ymp vägdes in i flaskorna och innehållet späddes sedan med vatten så att den totala vätskevolymen uppgick till 193 ml. Flaskorna förslöts med en gummipropp samt en aluminiumkapsyl och inkuberades sedan i 52°C under omrörning (100 varv/min).

Provtagning i flaskorna gjordes till en början varannan eller var tredje dag och då gasproduktionen i flaskorna kommit igång provtogs de varje eller varannan dag. Då metangasproduktionen avtagit provtogs flaskorna endast var femte dag. Vid provtagning mättes trycket i varje flaska och ett gasprov på 2 ml från varje flaska fördes över till en försluten glasvial (23 ml), gasen i flaskorna tömdes sedan i en gaspåse för att nå atmosfärstryck (figur 11). Gasen analyserades sedan i en gaskromatograf, enligt en

metod beskriven i (Westerholm m fl., 2010), av personal på Institutionen för Mikrobiologi, SLU Uppsala.



**Figur 11.** Från vänster: Tryckmätning, provtagning för GC-analys och tömning av biogas.

För att få metangaspotentialen beräknades den ackumulerade metangasproduktionen enligt ekvation 16 och den specifika metangasproduktionen beräknades sedan enligt ekvation 17 (Schnürer, 2012, pers. kontakt).

$$V_{std} = \frac{P_{gas} \cdot 1,01325 \cdot V_{gas}}{P_{atm}} \cdot \frac{273,15}{273,15 + T_{gas}} \cdot \frac{CH_4}{100} \quad (16)$$

där

$V_{std}$  = gasens standardvolym ( $Nm^3$ )

$P_{gas}$  = gasens ackumulerade övertryck (bar)

$V_{gas}$  = flaskans gasvolym ( $dm^3$ ), i detta fall  $0,116 \cdot 10^{-3} m^3$

$P_{atm}$  = atmosfärstryck, 1 atm

$T_{gas}$  = gasens temperatur ( $^{\circ}C$ )

$CH_4$  = metanhalten (%)

$$Nm^3 CH_4 / kg VS = \frac{V_{std}}{belastning \cdot V_{vatska}} \quad (17)$$

där

belastning = den organiska belastningen ( $kg VS/m^3$ ), i detta fall  $3 kg VS/m^3$

$V_{vatska}$  = flaskans vätskevolym (l), i detta fall  $0,193 \cdot 10^{-3} m^3$

Den ackumulerade, specifika metangasproduktionen ( $Nm^3 CH_4/kg VS$ ) plottades sedan i en graf.

På samma sätt som för substratet till de kontinuerliga försöken gjordes en sammanställning av substratets sammansättning och en beräkning av den teoretiska metangaspotentialen även för substratet som inhämtats till utrötningsförsöken.

### **3.2.2 Energiberäkningar**

Substratet värms idag till 45°C genom värmeväxling med både rötrest och hygieniserat substrat. Genom värmeväxling med endast rötresten skulle substratet värmas till ca 37°C, vilket skulle innebära att ytterligare energi skulle behövas för uppvärmning till 52°C. Genom att beräkna hur mycket energi det går åt till att värma substratet från 37°C till 52°C respektive från 45°C till 70°C kan en uppskattning göras för hur mycket energi det går åt till respektive hygieniseringsmetod. I detta syfte användes resultatet från en studie av Andersson (2011) för att beräkna ett medelvärde på substratets specifika värmekapacitet.



## 4 RESULTAT

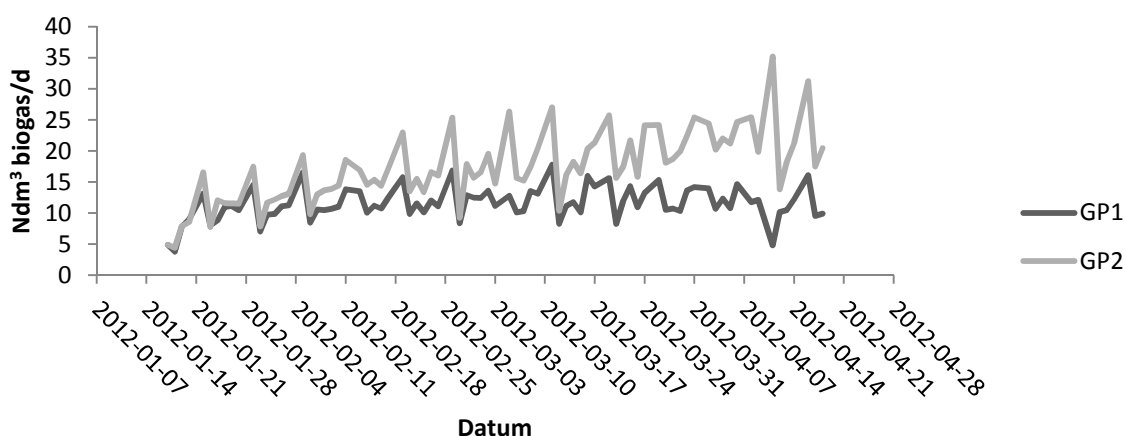
### 4.1 KONTINUERLIGA PROCESSER

För substratet som användes till de kontinuerliga försöken beräknades TS-halten till  $12,6 \pm 1,30$  % och VS-halten till  $11,4 \pm 1,30$  %.

Substratet som inhämtades för detta försök hade sammansättningen slakteriavfall 19 %, livsmedelsavfall 55 % och hushållsavfall 26 %, medan sammansättningen i medel under år 2011 på Kungsängens gård var slakteriavfall 10,8 %, livsmedelsavfall 3,5 % och hushållsavfall 85,7 %. Den teoretiska metangaspotentialen för det inhämtade substratet beräknades till att ligga mellan 0,490 och 0,604  $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$ . För Kungsängens gård beräknades den teoretiska biogaspotentialen till att ligga mellan 0,330 och 0,489  $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$  (bilaga C).

#### 4.1.1 Biogasproduktion

I figur 12 åskådliggörs biogasproduktionen för de båda reaktorerna. De höga topparna uppkom under helger då reaktorerna inte matades på två dagar och de låga dalarna uppkom efter helger då biogasproduktionen var lägre än normalt.



**Figur 12.** Biogasproduktion ( $\text{Nm}^3$  biogas/d) för GP1 och GP2.

I tabell 6 visas medelvärdet för biogasproduktionen för GP1 och GP2 under de tre perioder då belastningsökningarna skedde. Siffrorna tyder på att biogasproduktionen nästan är proportionerlig mot belastningen. Resultatet visar att biogasproduktionen under hela försöket legat inom intervallet  $(1-3 \text{ m}^3 \text{ biogas}/\text{m}^3 \text{ r\otokammarvolym och dag})$  för vad som anses som en normal biogasproduktion.

**Tabell 6.** Medelvärde för biogasproduktion under de olika belastningsperioderna för GP1 och GP2.

	6 feb - 28 feb *	7 mars - 26 mars **	3 april - 18 april ***
<b>Medel biogasproduktion för GP1 (Ndm<sup>3</sup> biogas/d)</b>	11,58±2,10	12,70±2,62	11,19±2,57
<b>Medel biogasproduktion för GP2 (Ndm<sup>3</sup> biogas/d)</b>	15,60±3,67	19,26±4,26	22,38±5,46

\* Motsvarar belastningen 4 g VS/l,d för GP2.

\*\* Motsvarar belastningen 5 g VS/l,d för GP2.

\*\*\* Motsvarar belastningen 6 g VS/l,d för GP2.

#### 4.1.2 Gassammansättning

Tabell 7 visar vilka värden koldioxidhalten varierat mellan. Den lägsta halten på 24 % erhöles i försökets början. Om man bortser från dessa värden är den lägsta koldioxidhalten för GP1 28 % och för GP2 26 %.

**Tabell 7.** Högsta och lägsta koldioxidhalt (%) för GP1 och GP2.

	GP1	GP2
<b>Max CO<sub>2</sub> (%)</b>	34	36
<b>Min CO<sub>2</sub> (%)</b>	24	24

I tabell 8 visas metanhalt för de båda reaktorerna vid de olika provtagningsdatumen. Resultatet visar att metanhalt legat på en relativt jämn nivå under hela försöket.

**Tabell 8.** Metanhalt (%) för GP1 och GP2.

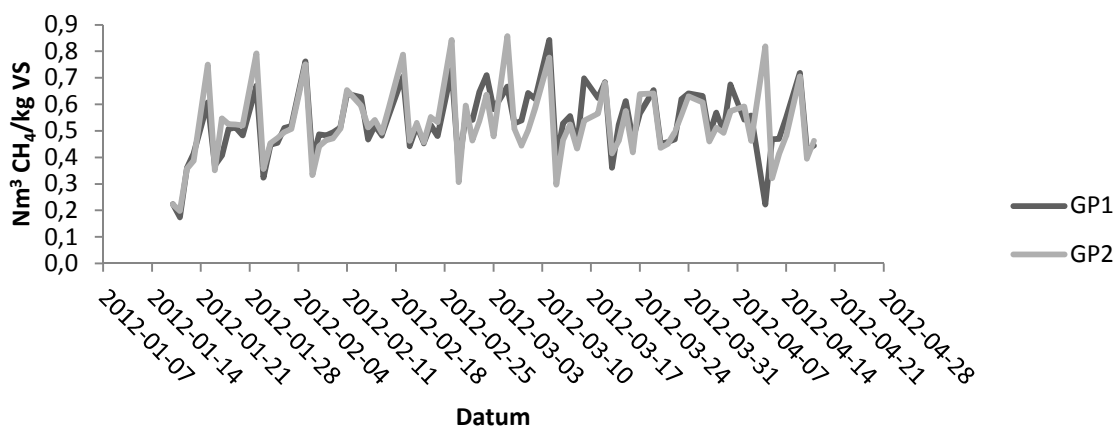
	2/2	9/2	16/2	23/2	1/3	8/3	15/3	22/3	29/3	4/4	12/4	19/4
<b>Metanhalt (%), GP1</b>	65,68	66,05	63,82	61,75	74,37	67,48	62,32	60,86	64,55	65,71	63,76	61,60
<b>Metanhalt (%), GP2</b>	64,57	66,89	65,06	63,22	69,53	68,27	62,88	62,95	64,90	66,33	64,38	64,00

Ett medelvärde för kvoten mellan koldioxid- och metanhalt från hela den experimentella perioden redovisas för vardera reaktor i tabell 9. Resultatet visar på en stabil kvot och att andelen metangas varit dubbelt så stor som andelen koldioxid.

**Tabell 9.** Medelvärde för kvoten CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub>.

	GP1	GP2
<b>Kvot CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub></b>	0,50±0,03	0,48±0,02

I figur 13 åskådliggöres den specifika metangasproduktionen för de båda reaktorerna. Precis som för biogasproduktionen (figur 12) så uppkom de höga topparna och dalarna i samband med helger.



**Figur 13.** Specifik metangasproduktion ( $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$ ) för GP1 och GP2.

I tabell 10 visas medelvärdet för den specifika gasproduktionen för GP1 och GP2 under belastningarna 4, 5, resp. 6 g VS/l,d (tabell 5). Dessa siffror visar att metangasproduktionen är proportionerlig mot belastningen.

**Tabell 10.** Medelvärde för specifik metangasproduktion under de olika belastningsperioderna för GP1 och GP2.

	6 feb - 28 feb *	7 mars - 26 mars **	3 april - 18 april ***
<b>Specifik metangasproduktion för GP1</b> ( $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$ )	0,52±0,08	0,57±0,06	0,51±0,02
<b>Specifik metangasproduktion för GP2</b> ( $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$ )	0,53±0,13	0,53±0,10	0,51±0,001

\* Motsvarar belastningen 4 g VS/l,d för GP2.

\*\* Motsvarar belastningen 5 g VS/l,d för GP2.

\*\*\* Motsvarar belastningen 6 g VS/l,d för GP2.

#### 4.1.3 pH

Tabell 11 visar pH från de båda reaktorerna vid de olika provtagningsdatumen.

Resultatet visar att pH hela tiden legat inom det intervall (6,5 – 8,5) som är normalt för biogasprocessen.

**Tabell 11.** pH för GP1 och GP2.

	25/1	1/2	8/2	15/2	22/2	29/2	1/3	7/3	14/3	21/3	28/3	4/4	11/4	18/4
<b>pH, GP1</b>	7,95	7,98	8,08	8,06	8,03	8,00	-	8,05	8,07	8,12	8,16	8,15	8,13	8,13
<b>pH, GP2</b>	7,93	8,06	8,15	8,09	8,08	7,75*	8,04	8,06	8,08	8,07	8,11	8,03	8,02	8,06

\* pH var ovanligt lågt, varför provtagning gjordes för GP2 även dagen efter.

#### 4.1.4 Halt av $\text{NH}_4^+\text{-N}$

I tabell 12 åskådliggörs totalkväve, ammoniumkväve och ammoniakkväve för båda reaktorerna. Den första kolumnen visar värden innan belastningsökningen påbörjades och de resterande kolumnerna visar värdena slutet av uppehållstiden för de belastningar som hölls i en uppehållstid (tabell 5). Resultatet visar att halten av totalkväve legat relativt jämt medan en viss ökning av ammonium- och ammoniakkväve skett.

**Tabell 12.** Total-N och NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N är mätt genom analys och NH<sub>3</sub>-N är beräknad enligt ekvation 11.

Datum	GP1			GP2		
	Total-N (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l)	NH <sub>3</sub> -N (mg/l)	Total-N (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l)	NH <sub>3</sub> -N (mg/l)
26-jan	3978	2041	383	4418	1998	435
29-feb	4252	2369	583	4287	2229	346
27-mar	4428	3085	989	4509	3011	892
19-apr	3977	2240	685	4002	2141	584

#### 4.1.5 Fettsyror

Förutom vid första provtagningen har halterna legat relativt jämnt genom hela försöket för både GP1 (tabell 13) och GP2 (tabell 14), vilket visar att ingen ansamling av fettsyror skett.

**Tabell 13.** Fettsyror (mg/l) för GP1.

Fettsyra	25/1	1/2	8/2	15/2	22/2	29/2	7/3	14/3	21/3	28/3	4/4	11/4	18/4
Acetat (mg/l)	0,91	0,18	0,25	0,47	0,11	0,19	0,10	0,16	0,04	0,30	0,07	0,18	0,10
Propionat (mg/l)	0,17	0,06	0,05	0,13	0,18	0,08	-	-	-	0,14	0,06	0,09	-
I-butyrat (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Butyrat (mg/l)	-	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
I-valerat (mg/l)	0,17	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Valerat (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
I- kapronat (mg/l)	-	0,51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

**Tabell 14.** Fettsyror (mg/l) för GP2.

Fettsyra	25/1	1/2	8/2	15/2	22/2	29/2	7/3	14/3	21/3	28/3	4/4	11/4	18/4
Acetat (mg/l)	1,06	0,48	0,44	0,42	0,44	0,43	0,29	0,55	0,45	0,57	0,42	0,39	0,48
Propionat (mg/l)	0,26	0,12	0,16	0,28	0,16	0,25	0,15	0,33	0,26	0,35	0,35	0,19	0,29
I-butyrat (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Butyrat (mg/l)	-	-	0,04	-	-	-	0,67	-	-	-	-	-	-
I-valerat (mg/l)	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Valerat (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
I- kapronat (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

#### 4.1.6 Utröttningsgrad

I tabell 15 visas utröttningsgraden i slutet av varje belastningsökning för de båda reaktorerna. Resultatet visar att lika stor andel organiskt material brutits ned till biogas i båda reaktorerna.

**Tabell 15.** Utröttningsgrad (%) för GP1 och GP2.

	19/1*	29/2	27/3	19/4
<b>Utröttningsgrad (%), GP1</b>	76,76±2,52	95,88±0,28	95,85±0,22	96,65±0,11
<b>Utröttningsgrad (%), GP2</b>	76,76±2,52	95,65±0,11	94,71±0,11	94,07±0,21

\*För detta datum har siffror från anläggningen använts (medelvärde för rötkammare 1 och 2).

## 4.2 UTRÖTNINGSFÖRSÖK OCH ENERGIBERÄKNINGAR

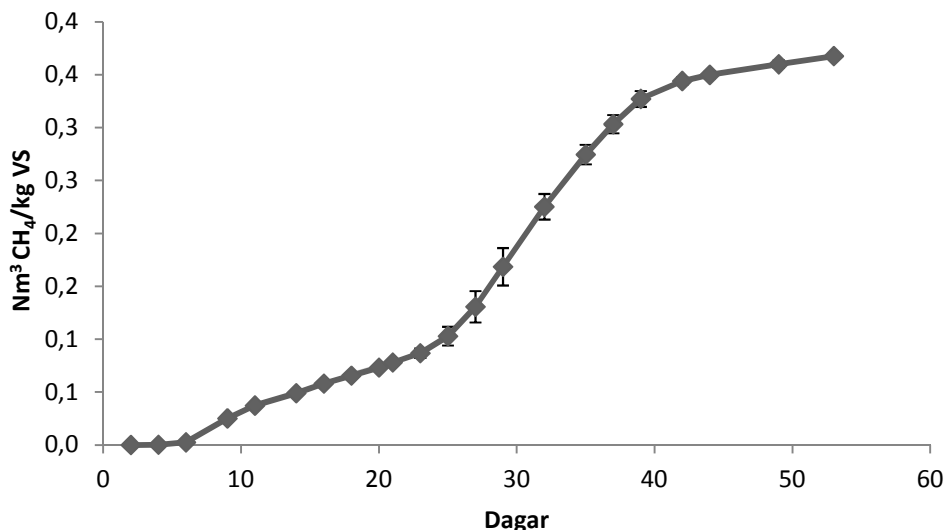
### 4.2.1 Utröttningsförsök

Medelvärden av resultat från TS- och VS-analys av ymp (Y), ohygieniserat substrat (FH) och hygieniserat substrat (EH) redovisas i tabell 16. Resultat från hela analysen finns i bilaga B.

**Tabell 16.** Resultat av TS- och VS-analys av ymp och substrat för de satsvisa utröttningsförsöken.

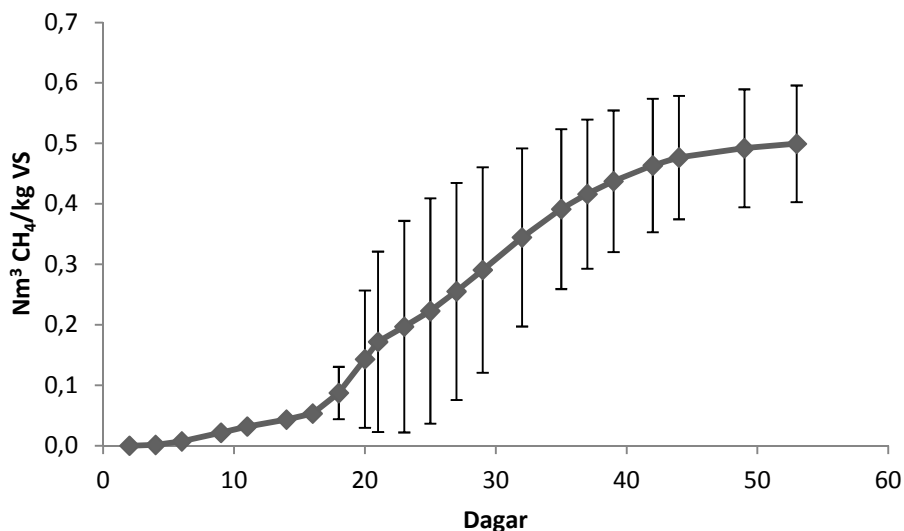
	TS (%)	VS (% av våtvikt)	VS (% av TS)
<b>Medel Y</b>	3,6±0,03	2,5±0,03	69,4±0,63
<b>Medel FH</b>	13,8±0,35	12,6±0,38	91,3±0,40
<b>Medel EH</b>	12,8±0,12	11,7±0,11	91,4±0,02

Enligt Carlsson & Schnürer (2011) har cellulosa ett förväntat utbyte på 0,415 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS, men enligt Schnürer (2012, pers. kontakt) uppgår utbytet ofta inte till mer än 0,3 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS. Figur 14 visar den ackumulerade, specifika metangasproduktionen för cellulosaförsöket. Vid försökets slut (efter 53 dagar) uppgick metangasproduktionen för cellulosan till 0,368 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS, vilket visade att ympen hade en normal aktivitet.



**Figur 14.** Specifik metangasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS) för cellulosan. Värdet för ympens egen metangasproduktion har dragits bort och standardavvikelsen i varje punkt visas med hjälp av felstaplar.

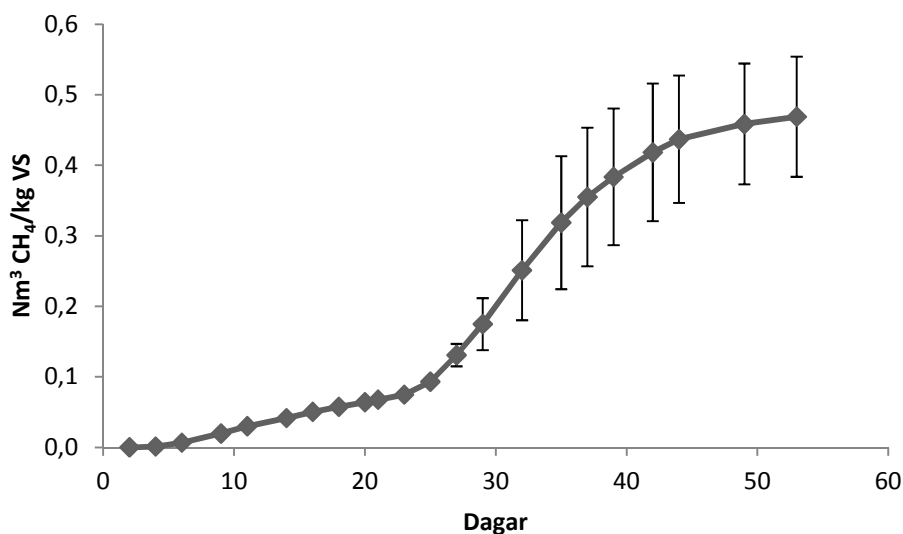
Figur 14 visar resultatet för det hygieniserade substratet. Vid försökets slut uppgick metangasproduktionen till 0,499 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS. Den höga standardavvikelsen för dessa tre flaskor beror delvis på att en av flaskorna kom igång en vecka före de andra två, vilket gör att kurvan blir något annorlunda än de för cellulosa och ohygieniserat substrat.



**Figur 14.** Specifik metangasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS) för det hygieniserade substratet. Värdet för ympens egen metangasproduktion har dragits bort och standardavvikelsen i varje punkt visas med hjälp av felstaplar.

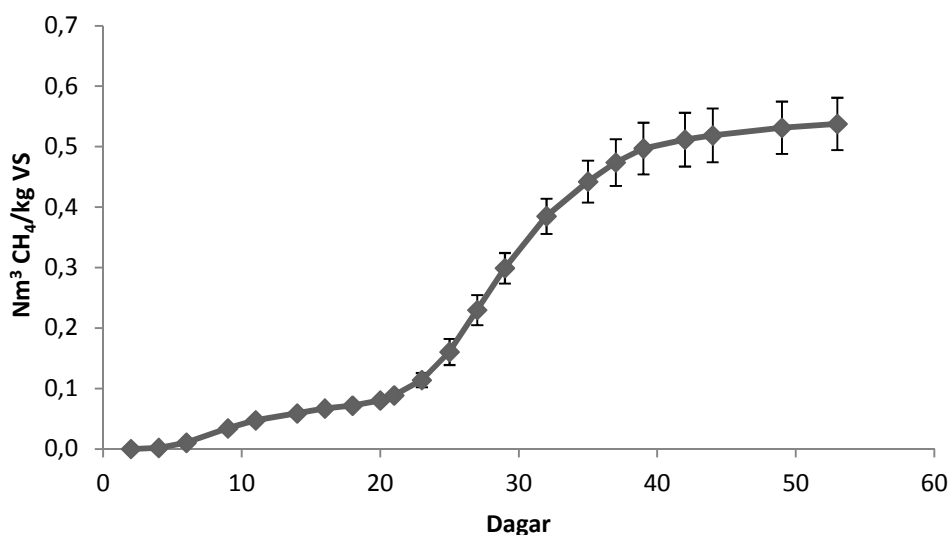
Figur 15 visar resultatet för det hygieniserade substratet då flaskan som kom igång före de andra två tagits bort. Karaktären på denna kurva liknar mer kurvorna för cellulosa, men även här är standardavvikelsen hög mot slutet eftersom en av dessa flaskor drog

iväg lite före den andra. De höga standardavvikelseerna i figur 14 och 15 tyder på ett något inhomogent material.



**Figur 15.** Specifik metangasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS) för det hygieniserade substratet då gasvärden från flaskan som kom igång före de andra flaskorna tagits bort. Värdet för ympens egen metangasproduktion har dragits bort och standardavvikelsen i varje punkt visas med hjälp av felstaplar.

Figur 16 visar resultatet för det ohygieniserade substratet. Vid försökets slut uppgick metangasproduktionen till 0,538 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS. Den låga standardavvikelsen i figur 16 tyder på ett homogent material.



**Figur 16.** Specifik metangasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS) för det ohygieniserade substratet. Värdet för ympens egen metangasproduktion har dragits bort och standardavvikelsen i varje punkt visas med hjälp av felstaplar.

Substratet för utrotningsförsöket hade sammansättningen livsmedelsavfall 60,1 %, slakteriavfall 7,5 % och hushållsavfall 32,3 %. Den teoretiska metangaspotentialen för substratet beräknades till att ligga mellan 0,457 och 0,594 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS (bilaga C).

## 4.2.2 Energiberäkningar

Den specifika värmekapaciteten för det ohygieniserade substratet visas i tabell 17. Medelvärdet beräknades till 3,73 kJ/kg,K.

**Tabell 17.** Specifik värmekapacitet för ohygieniserat substrat. Som jämförelse har vattnets specifika värmekapacitets lagts med i tabellen.

	Specifik värmekapacitet, $C_p$ (kJ/kg,K)
Före hygienisering, prov 1:1*	3,87
Före hygienisering, prov 1:2*	3,85
Före hygienisering, prov 2:1*	3,52
Före hygienisering, prov 2:2*	3,68
Medel	3,73±0,14
Vatten**	4,18

\* (Andersson, 2011).

\*\*Beräknat utifrån att  $C_p(\text{vatten}) = 75,30 \text{ J}/(\text{K}\cdot\text{mol})$  (Chang, 1981).

Resultat från beräkningar av energiåtgången för att värma substrat till 52 respektive 70°C redovisas i tabell 18.

**Tabell 18.** Energiåtgång för att värma substratet enligt de olika hygieniseringsmetoderna.

	Energiåtgång (kJ/kg substrat)	Energiåtgång (kWh/kg substrat)
Hygienisering genom uppvärmning till 70°C under 1 h	93,3	0,03
Hygienisering genom uppvärmning till 52°C under 10 h	56,0	0,02

Under 2011 tog anläggningen emot ca 19700 ton substrat, efter förbehandling (finfördelning och spädning) uppgick substratets vikt till ca 37290 ton (Malmros, 2012, pers. kontakt). För att värma denna substratmängd till 52 eller 70°C skulle det gå åt ca 746 respektive 1119 MWh.



## 5 DISKUSSION

### 5.1 KONTINUERLIGA PROCESSER

Både biogasproduktionen (tabell 6) och utröttningsgraden (tabell 15) visar att båda reaktorernas prestanda varit bra. Även kvoten  $\text{CO}_2/\text{CH}_4$  (tabell 9), pH (tabell 11) och halterna av fettsyror (tabellerna 13 och 14) var väldigt jämn för båda reaktorerna vilket tyder på en stabil process. Halten av ammoniakkväve (tabell 12) visade däremot en ökande trend, till en början, för att sedan sjunka något. Resultat från beräkningen av ammoniakhalten är dock något osäkra, då de beror på pH-värdet (ekvation 11) som analyseras med en något osäker metod eftersom koldioxid i lösning snabbt avgår (Schnürer, 2012, pers. kontakt). Slutsatsen måste ändå bli att processerna var lika och inte uppvisade några större variationer i kvävehalter.

På grund av en felberäkning av uppehållstiderna i arbetets början hölls belastningsökningarna 4, 5 och 6  $\text{kg VS/m}^3\text{,d}$  inte under riktigt en hel uppehållstid. Eftersom ingen effekt (av t.ex. fettsyror) ses över tid kan resultatet ändå ses som tillförlitligt.

Värt att notera är att processen höll samma prestanda trots att uppehållstiden gick från 38 till 19 dygn. Syntrofa metanogener i termofila system har uppvisat en tillväxttid på 1,5-3 dygn (Zinder & Koch, 1984 och Hattori m fl., 2000) och då denna typ av metanogener finns vid Kungsängens gård skulle detta kunna förklara processens prestanda vid den lägre uppehållstiden.

Den teoretiska metangaspotentialen för detta försök och för Kungsängens gård ligger, enligt utförda beräkningar, i samma storleksordning. De beräknade värdena ligger även i samma storleksordning som de värden som presenteras i tabell 2 (teoretiskt metangasutbyte från olika substrat). För både GP1 och GP2 erhöles en specifik gasproduktion på ca  $0,51 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$  och en utröttningsgrad på ca 95 %. Vid fullständig nedbrytning skulle detta ge en specifik gasproduktion på ca  $0,54 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ . Detta resultat ligger i linje med både den teoretiskt beräknade specifika gasproduktionen och det resultat som erhöles för utröttningsförsöket (avsnitt 5.2.1). Under år 2011 låg den specifika metangasproduktionen för anläggningen dock på  $0,88 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ . Max- och minvärdet för den specifika gasproduktionen (för biogasanläggningen Kungsängens gård 2011) var 2,99 respektive  $0,42 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$  för röt-kammare 1 och 1,97 respektive  $0,46 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$  för röt-kammare 2 (Malmros, 2012, pers. kontakt). Även om de högre värdena kan anses som ganska orimliga, med tanke på att rent fett ger  $1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$  (tabell 3), visar detta att gasproduktionen vid anläggningen varierar, men att det ändå är möjligt att göra en jämförelse med resultatet från denna studie då den specifika gasproduktionen för både GP1 och GP2 föll inom max- och minvärdet för år 2011. En anledning till att den faktiska och den teoretiskt beräknade metangasproduktionen skiljer sig åt kan vara att det potentiella metangasutbytet för de olika komponenterna i substratet skiljer sig från de värden som redovisas i tabell 2.

Andra studier stöder resultatet som erhöles i detta försök. I en studie, gjord i pilotskala på termofilt rötat hushållsavfall, fann författarna att systemet klarade av stora förändringar i belastning, t.ex. en ökning från 4 till 8 kg TVS/m<sup>3</sup>,d på ett intervall av två dagar (Pavan m fl., 1994). Författarna (1994) visade även att processens svar i gasproduktion på en ökad belastning nästan var proportionellt mot ökningen, vilket även var fallet i detta försök. En annan studie (Kayhanian & Hardy, 1994), där försök gjordes i pilotskala på termofilt rötat hushållsavfall, visade att den anaeroba processen klarade av en belastningsökning upp till 7,5 g BVS/kg aktiv reaktormassa, d (där ett kg aktiv reaktor massa motsvarar ungefär en liter aktiv reaktorvolym). Kayhanian & Hardy (1994) visade också att processen klarade av en ökning från 7,6 till 11,5 g BVS/kg aktiv reaktormassa, d, men att gasproduktionen blev sämre. Vid en belastning på 11,5 g BVS/kg aktiv reaktor massa, d blev processen instabil (Kayhanian & Hardy, 1994).

I studien av Kayhanian & Hardy (1994) var BVS (biodegradable volatile solids) i det undersökta matavfallet ca 68 % av VS. En studie på källsorterat organiskt hushållsavfall från Uppsala visade dock att ca 90 % av VS bestod av lättnedbrytbart material (Eklind m fl., 1997). Förutsatt att matavfallet som användes i detta försök hade samma sammansättning som avfallet från Uppsala i denna tidigare studie motsvarar en belastning på 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d en belastning på 5,4 kg BVS/m<sup>3</sup>,d. Detta indikerar att det skulle gå att öka belastningen ytterligare, då 7,5 kg BVS/m<sup>3</sup>,d motsvarar ca 8,3 kg VS/m<sup>3</sup>,d för det källsorterade hushållsavfallet från Uppsala.

Under år 2011 producerades ca 1474031 Nm<sup>3</sup> fordonsgas vid biogasanläggningen Kungsängens gård (Malmros, 2012, pers. kontakt). Tabell 19 visar hur mycket fordonsgas som uppskattningsvis skulle bildas vid de olika belastningsstegen samt motsvarande mängd energi, volym bensin och hur många mil en biogasbuss skulle kunna köra på den bildade fordonsgasen. Med en bibehållen specifik gasproduktion och metanhalt i biogasen skulle en belastning på 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d kunna ge en fördubblad mängd fordonsgas mot vad som erhålls idag.

**Tabell 19.** En uppskattning av vad de olika belastningsstegen skulle ge i mängd fordonsgas samt en jämförelse med vad detta skulle motsvara i energi, bensin samt körsträcka.

	<b>Fordonsgas (Nm<sup>3</sup>)</b>	<b>Energi* (GWh)</b>	<b>Bensin** (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Körsträcka*** (mil)</b>
<b>3 kg VS/m<sup>3</sup>,d</b>	1474031	14,3	1573	294800
<b>4 kg VS/m<sup>3</sup>,d</b>	1965375	19,1	2097	393100
<b>5 kg VS/m<sup>3</sup>,d</b>	2456718	23,8	2622	491300
<b>6 kg VS/m<sup>3</sup>,d</b>	2948062	28,6	3147	589600

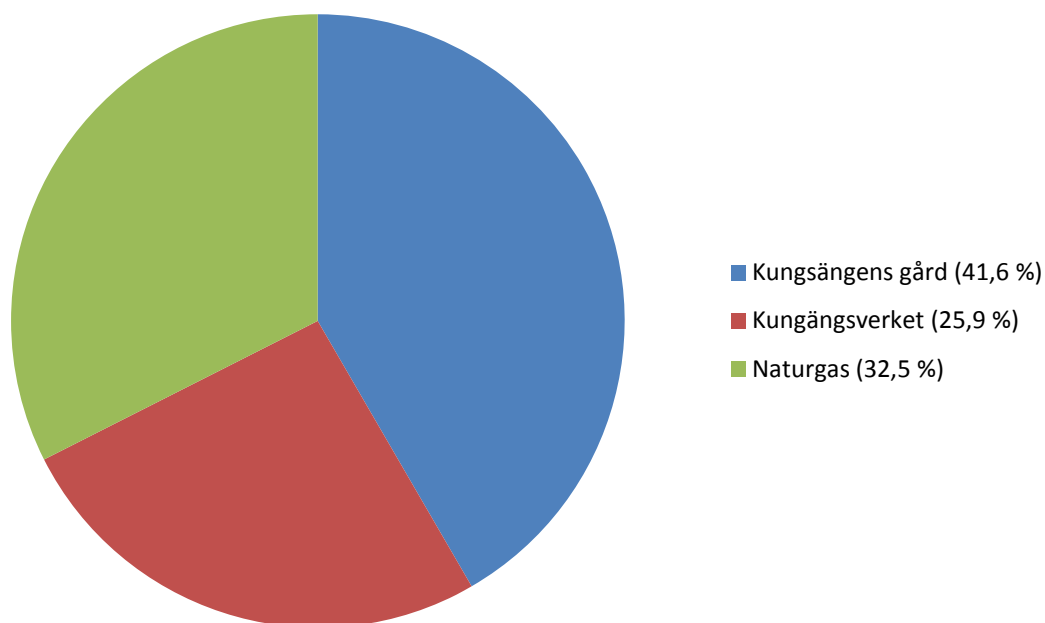
\* Baserat på att biogas med ett metaninnehåll på 97 % ger 9,67 kWh/Nm<sup>3</sup> biogas.

\*\* Baserat på att bensin ger 9,06 kWh/liter

\*\*\* Baserat på antagandet att en biogasbuss drar 5 Nm<sup>3</sup> biogas/mil (Norrman m fl., 2005).

Under år 2011 såldes 3540605 Nm<sup>3</sup> fordonsgas i Uppsala och figur 17 visar vilket ursprung gasen hade. Beräknat på produktionen av fordonsgas under år 2011 skulle andelen fordonsgas från Kungsängens gård öka till 83,3 %, om belastningen ökades till 6 kg VS/m<sup>3</sup>, och ingen naturgas skulle behöva köpas in (förutsatt att den specifika gasproduktionen och metanhalt i biogasen bibehölls). På motsvarande sätt skulle en belastningsökning till 4 kg VS/m<sup>3</sup>,d eller 5 kg VS/m<sup>3</sup>,d innebära att andelen fordonsgas

från Kungsängens gård ökade till 55,5 % respektive 69,4 %. Baserat på denna uppskattning skulle en belastning på knappt 5,5 kg VS/m<sup>3</sup>,d behövas för att naturgasen skulle kunna tas bort.



**Figur 15.** Fordonsgasens ursprung under år 2011 (Malmros, 2012, pers. kontakt).

För att nå belastningen 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d skulle anläggningen behöva dubbelt så mycket substrat som i dagsläget (förutsatt att substratet har samma VS-halt). Hur mycket belastningen kan ökas genom att sänka uppehållstiden begränsas av hygieniseringens kapacitet. Om materialet har en TS-halt på 13,5 % kan belastningen uppgå till 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d med dagens hygieniseringsmetod (Malmros, 2012, pers. kontakt). Andra sätt att öka belastningen, utan att sänka uppehållstiden, skulle kunna vara att öka TS-halten, att effektivisera värmeväxlingen för att möjliggöra snabbare i- och utpumpning av hygieniseringstankarna eller att byta metod så att hygieniseringen sker i röt kamrarna. Det finns dock andra saker som kan begränsa hur mycket belastningen kan ökas, t.ex. hantering av ökade substratflöden till och från anläggningen, svårigheter att pumpa material med hög TS-halt, substrattillgång och rötrestlagrets volym (Malmros, 2012, pers. kontakt).

I dagsläget tar man, på Kungsänges gård, betalt för allt material som tas emot. Hur mycket man tar betalt beror dels på hur mycket materialet måste förbehandlas och dels på vad materialet har för metanpotential. Ett ökat behov av substrat och den ökade konkurrensen om substratet skulle dock kunna innebära att man i framtiden får betala för vissa fraktioner av substratet, istället för att få betalt för det. För att möta det ökade substratbehovet kan man även leta efter nya typer av substrat, men p.g.a. certifieringen av biogödslet och på att det inte finns någon utrustning på anläggningen som klarar av förpackat material (t.ex. konservburkar) är det många alternativ som faller bort. Det är dock viktigt att komma ihåg att belastningsökningen i detta försök fungerat för just detta

substrat, i denna process. Om ett substrat med annorlunda sammansättning, t.ex. fettavskiljarslam som är mer ensidigt, skulle tas in i processen är det alltså inte säkert att det skulle gå att öka belastningen i samma utsträckning. Det är även viktigt att komma ihåg att substratet som användes i detta försök innehöll samma tillsats av järnklorid som substratet på biogasanläggningen. Det är därför möjligt att processen höll sig stabil tack vare tillsatsen av järn och det går därför inte att säga om denna belastningsökning hade gått att genomföra utan järntillsatsen.

## 5.2 UTRÖTNINGSFÖRSÖK OCH ENERGIBERÄKNINGAR

### 5.2.1 Utrötningsförsök

I utrötningsförsöket användes av misstag fel ymp. Istället för den inhämtade ympen användes en ymp, från samma anläggning, som avgasats under två veckor (normalt avgasas ympen i ca 7 dagar). Ympen hade dock ungefär samma TS- och VS-halt ( $3,48 \pm 0,01$  % respektive  $2,44 \pm 0,03$  % av våtvikten), varför detta inte borde påverka resultatet. Även kontrolltestet (cellulosan) visade att ympen hade en normal aktivitet. Däremot beror den långa lagfasen troligtvis på att ympen avgasades under så lång tid. Den långa lagfasen innebär att det inte med säkerhet går att säga vilket av substraten som bröts ned snabbast.

Utrötningsförsöket visade att metangaspotentialen för det ohygieniserade substraten var något högre än potentialen för det hygieniserade substratet ( $0,538$  respektive  $0,499$  Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS). Detta resultat ligger i samma storleksordning som de metangasutbyten som redovisas i tabell 2 och stämmer även väl överens med resultatet från en studie av Chamchoi m fl., (2011), där utrötningsförsök gjordes på pastöriserat hushållsavfall under termofila förhållanden och den specifika metangasproduktionen uppgick till  $0,500$  m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS.

I detta försök hade hygieniseringen inte någon effekt på metangasproduktionen. Detta resultat stöds av en tidigare studie (Chamchoi m fl., 2011), som visar att pastörisering inte har någon effekt på metangasproduktionen för termofilt rötat hushållsavfall. Chamchoi m fl., (2011) menar att detta troligtvis beror på att hushållsavfallet redan är lättnedbrytbart. Även en annan studie, gjord på slakteriavfall från gris, har visat att pastörisering av substratet inte gett någon signifikant effekt på metangasproduktionen vid termofil rötning (Hejnfelt & Angelidaki, 2009). Författarna menar att värmebehandlingen inte har någon effekt då slakteriavfallet redan är lättnedbrytbart.

Resultatet från detta utrötningsförsök stämde dock inte överens med hypotesen att hygieniseringen skulle fungera som en extra förbehandling av substratet och att det hygieniserade substratet därför skulle gett ett högre metangasutbyte. Hypotesen stöds dock av en studie (Edström m fl., 2003) som visade att vid samrötning av slakteriavfall, hushållsavfall och gödsel, i mesofil temperatur, ökade biogasproduktionen fyra gånger då slakteriavfallet hade förbehandlats genom pastörisering.

I avsnitt 5.1 nämndes att substratets sammansättning varierar beroende på vilken typ av organiskt material som senast kom in till anläggningen och att denna variation ger en

variation i den specifika metangasproduktionen över tiden. De undersökta substraten hade en låg andel slakteriavfall och en hög andel livsmedelsavfall (bilaga C), något som kan antas påverka resultatet något då dessa ger olika stort metangasutbyte. Det skulle vara intressant att göra ett nytt utrötningsförsök, där metanpotentialen undersöks för både hygieniserat och ohygieniserat substrat från några fler tillfällen än i detta försök, då detta skulle förbättra kvaliteten på analysen och kunna ge ett mer tydligt resultat.

### **5.2.2 Energiberäkningar**

Användningen av elenergi för hygieniseringen vid biogasanläggningen Kungsängens gård bedöms bli densamma även om hygieniseringsmetoden byts ut. Vad gäller behovet av värmeenergi så bedöms det minska, med grund i beräkningarna i avsnitt 4.2.2, med ca 33 %. Det är dock viktigt att komma ihåg att detta inte är några exakta beräkningar utan endast en uppskattning av hur mycket energi det skulle gå åt för att värma upp substratet för respektive hygieniseringsmetod. Då energin som används till hygieniseringen kommer från biogas skulle den minskade energiåtgången kunna leda till att extra fordonsgas kan produceras istället.

## 6 SLUTSATS

- Processen visade inga tecken på obalans vid en belastning på 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d.
- En belastning på 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d skulle innebära att anläggningen gick på max och det skulle därför vara av intresse att hitta en metod för att öka belastningen på något annat sätt än att minska uppehållstiden.
- Den extra fordonsgas som skulle erhållas vid en belastning på 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d skulle kunna driva en biogasbuss ca 294800 mil.
- En belastningsökning till 6 kg VS/m<sup>3</sup>,d skulle, enligt beräkningar utförda i detta arbete, innebära att ingen naturgas skulle behövas som komplement till fordonsgasen.
- Förbehandling av substratet genom pastörisering hade ingen effekt på metangasproduktionen i detta försök. Detta beror troligtvis på att substratet redan var lättnedbrytbart.
- Användningen av energi skulle uppskattningsvis minska med ca 33 % om hygieniseringsmetoden byttes ut.

## 7 REFERENSER

- Andersson, M., 2011. *Energikartläggning vid biogasanläggningen, Kungsängens gård*. Examensarbete. Uppsala: SLU Institutionen för energi och teknik.
- Angelidaki, I., Alves, M.M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campas, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. & Lier, J.B. van, 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, 59(5), pp.927-34.
- Angelidaki, I. & Sanders, W., 2004. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(2), pp.117-29.
- Boe, K., 2006. *Online monitoring and control of the biogas process*. Doktorsavhandling. Lyngby: Technical University of Denmark Institution of Environment & Resources.
- Bond, T. & Templeton, M.R., 2011. History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy for Sustainable Development*, December. pp.347-54.
- Buswell, A.M. & Mueller, H.F., 1952. Mechanism of Methane Fermentation. *Industrial & Engineering Chemistry*, pp.550-52.
- Carlsson, M. & Schnürer, A., 2011. *Handbok metanpotential*. Malmö: SGC.
- Carlsson, M. & Uldal, M., 2009. *Substrathandbok för biogasproduktion*. Malmö: SGC.
- Chamchoi, N., Garcia, H. & Angelidaki, I., 2011. METHANE POTENTIAL OF HOUSEHOLD WASTE; BATCH ASSAYS DETERMINATION. *Journal of Environmental Research*, 33(1), pp.13-26.
- Chang, R., 1981. *Physical Chemistry with Applications to Biological Systems*. 2nd ed. New York: Macmillian Publishing Co., Inc.
- Deublein, D. & Steinhauser, A., 2008. *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co.
- Edström, M., Nordberg, Å. & Tyselius, L., 2003. Anaerobic treatment of animal byproducts from slaughterhouses at laboratory and pilot scale. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 9(1-3), pp.127-38.
- Eklind, Y., Beck-Friis, B., Bengtsson, S., Ejlertsson, J., Kirchmann, H., Mathisen, B., Nordkvist, E., Sonesson, U., Svensson, B.H. & Torstensson, L., 1997. *Chemical Characterization of Source-Separated Organic Household Wastes*. Doktorsavhandling. Uppsala: Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Agraria 93 Institutionen för Markvetenskap, SLU.

EnergigasSverige, 2012 a. *Klimat och energimål*. [Online] Available at: <http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/MiljoOchSamhalle/klimatochenergimal> [Accessed 24 Januari 2012].

EnergigasSverige, 2012 b. *Miljönyttor*. [Online] Available at: <http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/MiljoOchSamhalle/Miljonyttor> [Accessed 24 Januari 2012].

EnergigasSverige, 2012 c. *Biogasens historia*. [Online] Available at: <http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/VadArBiogas/Biogasenshistoria.aspx> [Accessed 19 Januari 2012].

EnergigasSverige, 2012 d. *Substrat*. [Online] Available at: <http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/Produktion/Substrat> [Accessed 23 Januari 2012].

Energimyndigheten, 2011. *Energiläget 2011*. Eskilstuna: Statens energimyndighet.

EU, 2009. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1069/2009 av den 21 oktober 2009 om hälsobestämmelser för animaliska biprodukter och därav framställda produkter som inte är avsedda att användas som livsmedel. *Europeiska Unionens officiella tidning*, 14 November. pp.1-33. [Accessed 24 Januari 2012].

Fricke, K., Santen, H., Wallman, R., Hütter, A. Och Dichtl, 2007. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste Management*, 27(1), pp.30-43.

Gerardi, M.H., 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. New Jersey: John Wiley & Sons.

Goberna, M., Podmirseg, S.M., Waldhuber, S., Knapp, B.A., García, C. & Insam, H., 2011. Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. *Applied Soil Ecology*, September. pp.18-25.

Hattori, S., Kamagata, Y., Hanada, S. & Shoun, H., 2000. *Thermacetogenium phaeum* gen. nov., sp. nov., a strictly anaerobic, thermophilic, syntrophic acetate-oxidizing bacterium. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 50(4), pp.1601-09.

Hejnfelt, A. & Angelidaki, I., 2009. Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *Biomass and Bioenergy*, 33(8), pp.1046-54.

Held, J., Mathiasson, A. & Nylander, A., 2008. *Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter - goda svenska exempel*. Stockholm: Energigas Sverige.

Jarvis, Å. & Schnürer, A., 2009. *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. Malmö: SGC.



- Kayhanian, M. & Hardy, S., 1994. The impact of four design parameters on the performance of a high-solids anaerobic digestion of municipal solid waste for fuel gas production. *Environmental Technology*, 15(6), pp.557-67.
- Leksell, N., 2005. *Käppalaverkets nuvarande och framtida rötningskapacitet - en studie i labbskala*. Examensarbete. Uppsala: SLU Institutionen för Mikrobiologi.
- Linné, M., Ekstrand, A., Englesson, R., Persson, E., Björnsson, L. & Lantz, M., 2008. *Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter*. Lund: Avfall Sverige; Svenska Biogasföreningen; Svenska Gasföreningen; Svenskt Vatten.
- Malmros, P., 2011. *Biogaspotential hos rejektfraktionen från biogasanläggningen Kungsängens gård*. Examensarbete. Uppsala.
- Miljöportalen, 2010. *Växthuseffekt och växthusgaser - vad är det egentligen?* [Online] Available at: <http://www.miljoportalen.se/luft/vaexthusgaser/vaexthuseffekt-och-vaexthusgaser-vad-aer-det-egentligen> [Accessed 25 Januari 2012].
- Naturvårdsverket, 2011 a. *Etappmål*. [Online] Available at: <http://miljomal.nu/1-Begransad-klimatpaverkan/Delmal/> [Accessed 24 Januari 2012].
- Naturvårdsverket, 2011 b. *Når vi miljökvalitetsmålet?* [Online] Available at: <http://miljomal.nu/1-Begransad-klimatpaverkan/Nar-vi-miljokvalitetsmalet/> [Accessed 24 Januari 2012].
- Naturvårdsverket, 2011 c. *Avfall (2005–2015)*. [Online] Available at: <http://miljomal.nu/15-God-bebyggd-miljo/Delmal/Avfall-2005-2015/> [Accessed 24 Januari 2012].
- Norin, E., 1998. *Biogas - eller vad man kan göra med ruttna äpplen*. Broschyr. Uppsala: Svenska Biogasföreningen.
- Norin, E., 2007. *Alternativa hygieniseringsmetoder*. Malmö: SGC.
- Norrman, J., Arnell, J., Belhaj, M. & Flodström, E., 2005. *Biogas som drivmedel för bussar i kollektivtrafik*. Projektrapport. Göteborg: Svenska Miljöinstitutet.
- Paulsson, J. & Aulik, D., 2010. *Produktion och användning av biogas år 2010*. Eskilstuna: Statens Engergimyndighet.
- Pavan, P., Musacco, A., Cecchi, F., Bassetti A. & Mata-Alvarez, J., 1994. Thermophilic semi-dry anaerobic digestion process of the organic fraction of municipal solid waste during transient conditions. *Environmental Technology*, 15(12), pp.1173-82.
- Persson, M., 2006. *Biogas - Basdata om biogas 2006*. Malmö: SGC.
- Persson, M., Jönsson, O. & Wellinger, A., 2006. *Biogas Upgrading to Vehicle Fuel Standards and Grid Injection*. Broschyr. Aadorf; Malmö: IEA Bioenergy.

- Pobeheim, H., Munk, B., Johansson, J. & Guebitz, G.M., 2010. Influence of trace elements on methane formation from a synthetic model substrate for maize silage. *Biosource Technology*, 101(2), pp.836-39.
- Rafique, R., Poulsen, T.G., Nizami, A-S., Asam, Z., Murphy, J.D. & Kiely, G., 2012. Effect of thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatments to enhance methane production. *Energy*, 35(12), pp.4556-61.
- Raju, N.R., Devi, S.S. & Nand, K., 1991. Influence of trace elements on biogas production from mango processing waste in 1,5 m<sup>3</sup> KVIC digesters. *Biotechnology Letters*, 6(13), pp.461-64.
- SGC, 2009. *Energigas - Historik*. [Online] Available at: <http://www.sgc.se/index.asp?Menu=Energigas&ID=310&> [Accessed 19 Januari 2012].
- Wang, Z. & Banks, C.J., 2006. Anaerobic digestion of sulphate-rich high-strength landfill leachate: the effect of differential dosing with FeCl<sub>3</sub>. *Waste management & research*, 24(3), pp.289-93.
- Weiland, P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(4), pp.869-83.
- Westerholm, M., Roos, S. & Schnürer, A., 2010. *Syntrophaceticus schinkii* gen.nov., sp.nov., an anaerobic, syntrophic acetate-oxidizing bacterium isolated from a mesophilic anaerobic filter. *FEMS microbial Letters*, 309(1), pp.100-04.
- Zandvoort, M.H., Geerts, R., Lettinga, G. & Lens, P.N.L., 2003. Methanol degradation in granular sludge reactors at sub-optimal metal concentrations: role of iron, nickel and cobalt. *Enzyme and Microbial Technology*, 33(2-3), pp.190-98.
- Zinder, S.H. & Koch, M., 1984. Non-aceticlastic methanogenesis from acetate: acetate oxidation by a thermophilic syntrophic coculture. *Archive Microbiology*, 138(3), pp.263-72.

## **PERSONLIGA KONTAKTER**

- Malmros, Peter, 2012. Processingenjör biogasanläggningen Kungsängens gård. Uppsala Vatten och Avfall AB, Uppsala.
- Olsson, Henrik, 2012. Application Engineer – Municipal & Industrial. Kemira Kemi AB. Helsingborg.
- Schnürer, Anna, 2012. Professor. Institutionen för mikrobiologi, SLU, Uppsala.

## BILAGA A: TS- och VS-analyser

TS- och VS-halten beräknas enligt ekvationerna A1 och A2.

$$TS = \frac{("Tara+torr"-tara)}{"Tara+prov"-tara} * 100 \quad (A1)$$

$$VS = \frac{("Tara+torr"-tara+aska)}{"Tara+prov"-tara} * 100 \quad (A2)$$

**Tabell A1.** TS- och VS-analys för substrat som användes i de kontinuerliga försöken.

Prov	Tara (g)	Tara+prov (g)	TS (%)	Tara+torr (g)	Tara+aska (g)	VS (%)	VS (% av TS)
A	2,62	50,06	13,9	9,22	3,18	12,7	91,5
B	2,62	54,74	13,2	9,48	3,27	11,9	90,5
C	2,62	57,37	10,8	8,56	3,27	9,66	89,1
<b>Medel</b>			<b>12,6</b>			<b>11,4</b>	<b>90,4</b>

Tabell A2. Utröttningsgrad för kontinuerliga försök.

Datum	Prov	Tara (g)	Tara+ prov (g)	TS (%)	Tara +torr (g)	Tara+ aska (g)	VS (%)	VS (% av TS)	Utröttningsgrad (%)	Stdav
2012-02-29	GP1:1	6,55	71,96	2,81	8,39	7,14	1,91	67,93	96,3	
	GP1:2	6,55	81,76	3,03	8,83	7,26	2,09	68,86	95,6	
	GP1:3	6,55	79,50	2,93	8,69	7,18	2,07	70,56	95,8	
	<b>GP1: medel</b>			2,93			2,02	69,13	<b>95,88</b>	<b>0,28</b>
	GP2:1	6,55	84,39	2,97	8,86	7,27	2,04	68,83	95,8	
	GP2:2	6,53	76,18	3,04	8,65	7,19	2,10	68,87	95,6	
	GP2:3	6,56	73,47	2,99	8,56	7,15	2,11	70,50	95,6	
	<b>GP2: medel</b>			3,00			2,08	69,40	<b>95,65</b>	<b>0,09</b>
2012-03-27	GP1:1	2,56	79,23	3,09	4,93	3,34	2,07	67,09	95,5	
	GP1:2	2,56	79,41	2,94	4,82	3,33	1,94	65,93	96,0	
	GP1:3	2,56	78,16	2,95	4,79	3,31	1,96	66,37	96,0	
	<b>GP1: medel</b>			2,99			1,99	66,47	<b>95,85</b>	<b>0,22</b>
	GP2:1	2,58	76,25	3,30	5,01	3,36	2,24	67,90	94,9	
	GP2:2	2,58	78,36	3,37	5,13	3,38	2,31	68,63	94,6	
	GP2:3	2,59	76,68	3,32	5,05	3,35	2,29	69,11	94,7	
	<b>GP2: medel</b>			3,33			2,28	68,55	<b>94,71</b>	<b>0,11</b>
2012-04-19	GP1:1	2,62	73,09	2,70	4,52	3,28	1,76	65,26	96,70	
	GP1:2	2,62	76,91	2,67	4,60	3,30	1,75	65,66	96,75	
	GP1:3	2,61	86,10	2,77	4,92	3,40	1,82	65,80	96,49	
	<b>GP1: medel</b>			2,71			1,78	65,58	<b>96,65</b>	<b>0,11</b>
	GP2:1	2,60	82,40	3,47	5,37	3,48	2,37	68,23	94,28	
	GP2:2	2,60	81,90	3,58	5,44	3,46	2,50	69,72	93,77	
	GP2:3	2,60	86,99	3,47	5,53	3,49	2,42	69,62	94,16	
	<b>GP2: medel</b>			3,51			2,43	69,20	<b>94,07</b>	<b>0,21</b>

**Tabell 20.** Satsvisa utrotningsförsök.

	<b>Tara (g)</b>	<b>Tara+prov (g)</b>	<b>TS (%)</b>	<b>Tara+torr (g)</b>	<b>Tara+aska (g)</b>	<b>VS (% av våtvikt)</b>	<b>VS (% av TS)</b>
<b>Ymp A</b>	2,57	55,21	3,6	4,48	3,12	2,6	71,2
<b>Ymp B</b>	2,57	52,32	3,6	4,35	3,1	2,5	70,2
<b>Ymp C</b>	2,57	54,18	3,6	4,45	3,14	2,5	69,7
<b>Medel Y</b>			<b>3,6</b>			<b>2,5</b>	<b>70,4</b>
<b>FH A</b>	2,58	50,52	13,4	8,99	3,15	12,2	91,1
<b>FH B</b>	2,58	57,61	14,2	10,41	3,2	13,1	92,1
<b>FH C</b>	2,58	58,48	13,8	10,29	3,24	12,6	91,4
<b>Medel FH</b>			<b>13,8</b>			<b>12,6</b>	<b>91,6</b>
<b>EH A</b>	2,59	63,61	12,8	10,4	3,24	11,7	91,7
<b>EH B</b>	2,6	62	12,6	10,1	3,22	11,6	91,7
<b>EH C</b>	2,6	62,22	12,9	10,3	3,24	11,8	91,7
<b>Medel EH</b>			<b>12,8</b>			<b>11,7</b>	<b>91,7</b>

## BILAGA B: Tryck och CH<sub>4</sub>-halt från batch-försök

Tabell B1. Ackumulerat tryck och metanhalt för ypmen. YA, YB och YC är de tre olika triplikaten.

Dag	Datum	YA		YB		YC	
		ack. p (mbar)	CH <sub>4</sub> (%)	ack. p (mbar)	CH <sub>4</sub> (%)	ack. p (mbar)	CH <sub>4</sub> (%)
2	2012-02-01	166	0,004694759	164	0,004694759	145	0,003882517
4	2012-02-03	199	0,015656647	210	0,014836843	165	0,01980389
6	2012-02-05	234	0,15552693	247	0,265035021	206	0,306899606
9	2012-02-08	249	0,5415506	268	0,30264874	217	0,40813139
11	2012-02-10	284	2,029917076	286	0,37323887	228	0,95378794
14	2012-02-13	336	2,780032521	328	1,525087941	292	1,936417336
16	2012-02-15	395	3,380691492	386	2,280642605	341	2,747256452
18	2012-02-17	421	4,385546434	400	2,913538207	360	3,351983277
20	2012-02-19	464	4,86972573	437	3,354967044	382	4,726656665
21	2012-02-20	469	5,207312756	449	3,952074308	392	5,192764788
23	2012-02-22	489	6,068226881	472	4,73570616	418	6,830424183
25	2012-02-24	532	7,216658541	519	5,263903787	465	7,856411507
27	2012-02-26	532	8,38574679	519	6,24683894	465	8,588330895
29	2012-02-28	548	9,657547631	533	7,388041734	479	9,517394794
32	2012-03-02	548	10,73864191	533	9,189510782	479	11,94362831
35	2012-03-05	564	11,84367367	556	10,01081722	500	14,59309791
37	2012-03-07	603	12,3453875	591	9,92972535	531	14,46779768
39	2012-03-09	639	13,27808919	632	10,401971	564	13,71365974
42	2012-03-12	667	13,54858872	676	11,69947253	589	14,02377763
44	2012-03-14	689	14,00817082	709	13,04715823	605	13,37258273
49	2012-03-19	750	15,33000933	820	18,48528762	669	14,95079498
53	2012-03-23	769	16,24612223	902	23,86303349	679	15,1892161

**Tabell B2.** Ackumulerat tryck och metanhalt för det ohygieniserade substratet. FHA, FHB och FHC är de tre olika triplikaten.

Dag	Datum	FHA		FHB		FHC	
		ack. p (mbar)	CH4 (%)	ack. p (mbar)	CH4 (%)	ack. p (mbar)	CH4 (%)
2	2012-02-01	315	0,030442834	297	0,027258845	240	0,020647195
4	2012-02-03	533	4,877174088	511	5,284423726	462	4,208519531
6	2012-02-05	832	16,40594155	826	16,66411722	772	16,1625151
9	2012-02-08	1266	31,8639723	1249	31,98847114	1216	31,70243942
11	2012-02-10	1494	34,91839626	1455	35,29653007	1452	34,9625151
14	2012-02-13	1685	34,8375755	1648	35,19479658	1654	35,06846087
16	2012-02-15	1820	38,31793126	1764	38,94721937	1783	37,43040407
18	2012-02-17	1913	38,67696094	1834	40,51949563	1847	39,93580688
20	2012-02-19	2051	39,23971275	1927	43,18238061	1986	42,19328737
21	2012-02-20	2178	47,93128909	1997	43,43306755	2112	46,74744188
23	2012-02-22	2449	55,68691695	2189	46,91904762	2477	55,99873233
25	2012-02-24	2984	59,3923777	2588	53,20117016	3059	62,47580042
27	2012-02-26	3615	69,35275475	3196	67,41830002	3706	69,96578905
29	2012-02-28	4186	75,45266592	3812	71,76048573	4279	73,29553702
32	2012-03-02	4738	78,9701305	4577	81,47374206	4895	80,86003908
35	2012-03-05	5117	81,24464373	5048	82,83397306	5335	79,54911369
37	2012-03-07	5378	77,49630438	5340	76,997652	5609	75,07401161
39	2012-03-09	5546	73,13666352	5552	76,5681168	5835	73,25608082
42	2012-03-12	5655	71,71623923	5665	71,50233973	6002	72,03497197
44	2012-03-14	5717	69,87059324	5724	68,28329322	6081	70,35434167
49	2012-03-19	5866	71,64701741	5860	68,12654124	6221	69,59237609
53	2012-03-23	5937	68,17592087	5927	65,98208035	6295	70,02236745

**Tabell B3.** Ackumulerat tryck och metanhalt för det hygieniserade substratet. EHA, EHB och EHC är de tre olika triplikaten.

Dag	Datum	EHA		EHB		EHC	
		ack. p (mbar)	CH4 (%)	ack. p (mbar)	CH4 (%)	ack. p (mbar)	CH4 (%)
2	2012-02-01	263	0,017820592	283	0,022710289	239	0,023701225
4	2012-02-03	472	3,812264909	455	3,307056743	465	5,31398489
6	2012-02-05	717	13,34580147	718	11,75578456	721	15,12214798
9	2012-02-08	1042	25,44556799	1026	22,70601401	1072	27,33950568
11	2012-02-10	1239	29,49599871	1230	30,18375332	1280	29,85840109
14	2012-02-13	1448	31,58584987	1453	31,57849937	1491	32,89908409
16	2012-02-15	1592	34,09483994	1605	34,96525682	1691	38,03229885
18	2012-02-17	1692	53,46352894	1688	36,77009828	2490	64,49215286
20	2012-02-19	1798	42,63178301	1786	31,58682423	3692	75,58800425
21	2012-02-20	1851	39,20788591	1840	39,29151565	4305	75,59506751
23	2012-02-22	1953	40,04066309	1941	43,08823338	4791	74,27549163
25	2012-02-24	2114	41,56405006	2245	47,37879083	5160	67,18028604
27	2012-02-26	2310	50,78933853	2727	61,41917764	5360	64,30620835
29	2012-02-28	2663	60,23810105	3287	67,79640938	5511	73,14208947
32	2012-03-02	3433	75,12909135	4114	78,16379371	5593	72,51083467
35	2012-03-05	4203	81,73004048	4758	82,57388862	5674	73,54206504
37	2012-03-07	4688	77,3101179	5075	74,11225755	5749	68,93531425
39	2012-03-09	5040	74,82990228	5296	72,09130744	5851	67,34100567
42	2012-03-12	5378	74,63862295	5575	74,09924434	5958	65,2488384
44	2012-03-14	5589	71,3906928	5670	69,74940643	6011	64,98112034
49	2012-03-19	5797	69,4218205	5818	67,83140934	6146	63,70616168
53	2012-03-23	5887	69,29355471	5902	67,24242911	6217	63,15295931



**Tabell B4.** Ackumulerat tryck och metanhalt för cellulosan. CA, CB och CC är de tre olika triplikaten.

Dag	Datum	CA		CB		CC	
		ack. p (mbar)	CH4 (%)	ack. p (mbar)	CH4 (%)	ack. p (mbar)	CH4 (%)
2	2012-02-01	167	0,006384223	171	0,004938432	157	0,007066506
4	2012-02-03	337	1,864764507	218	1,18874779	195	1,755827037
6	2012-02-05	522	10,20523307	421	1,06873843	371	10,84714596
9	2012-02-08	1087	23,01020852	996	22,48092746	973	22,81882296
11	2012-02-10	1334	23,76695918	1308	25,0538765	1291	24,14633282
14	2012-02-13	1570	24,08745935	1599	25,76498308	1580	26,73246167
16	2012-02-15	1818	25,11339998	1801	26,00529324	1772	25,56706731
18	2012-02-17	1998	27,82908245	1952	28,92024747	1914	28,66190725
20	2012-02-19	2168	36,44957098	2089	28,16144367	2044	29,03878896
21	2012-02-20	2269	33,03843496	2176	30,88759461	2124	31,5147924
23	2012-02-22	2456	38,23497481	2292	32,09322282	2271	33,46782058
25	2012-02-24	2755	43,47986348	2489	35,7098001	2501	39,32434585
27	2012-02-26	3124	56,36292865	2756	47,01699984	2815	49,22506095
29	2012-02-28	3507	62,60496197	3105	56,79419359	3201	59,20730686
32	2012-03-02	3899	68,46541978	3620	68,59634308	3723	71,5773257
35	2012-03-05	4240	73,7153151	4063	70,73497802	4150	73,95423616
37	2012-03-07	4491	71,47942193	4326	69,72956661	4397	70,08599964
39	2012-03-09	4696	66,3758619	4561	68,33095226	4622	69,45146089
42	2012-03-12	4850	67,36418804	4762	69,24486995	4749	65,10357657
44	2012-03-14	4922	67,38638634	4834	65,87689738	4797	64,88387287
49	2012-03-19	5058	64,68705277	4970	64,4709764	4916	65,60126738
53	2012-03-23	5130	63,64624747	5090	60,20079322	4997	62,75742638

## BILAGA C: Teoretiskt beräknad specifik metangasproduktion

### KONTINUERKLIGA PROCESSER

Tabell C1 visar TS- och VS-halt för de olika andelarna i substratet samt hur stor andel det fanns av respektive substrattyp då substratet hämtades (16/1-12), för det senare har det studerats hur stora mängder av de olika substraten det kom in till anläggningen under tre dagar innan provtagningsdatumet (11-13/1-12). Livsmedelsavfallet har karaktären av källsorterat matavfall från restaurang och storkök. Siffrorna för specifik metangasproduktion är hämtade från tabell 2. Specifik gasproduktion är beräknad enligt ekvation 7.

**Tabell C1.** Tabell för beräkning av teoretiskt metangasutbyte för de kontinuerliga processerna (GP1 och GP2).

	TS* (%)	VS* (% av TS)	min CH <sub>4</sub> (Nm <sup>3</sup> /kg VS)	max CH <sub>4</sub> (Nm <sup>3</sup> /kg VS)	Vikt* (ton)	Andel av total vikt (%)	kg VS	min CH <sub>4</sub> (Nm <sup>3</sup> )	max CH <sub>4</sub> (Nm <sup>3</sup> )
<b>Slakteriavfall</b>	30,3	93,9	0,70	0,70	44,68	19,1	12712	8899	8899
<b>Livsmedelsavfall**</b>	21,9	94,6	0,51	0,65	127,82	54,7	26481	13505	17213
<b>Hushållsavfall</b>	26,6	87,6	0,40	0,60	61,15	26,2	14249	5700	8549
<b>Totalt</b>					233,65	100,0	53442	28103	34661

\*Malmros, 2012, pers. kontakt.

\*\*Livsmedelsavfallet har i detta fall karaktären av matavfall från storkök.

Tabell C2 visar den teoretiskt beräknade specifika gasproduktionen för de kontinuerliga processerna.

**Tabell C2.** Teoretiskt beräknat metangasutbyte för substrat inhämtat till de kontinuerliga processerna.

	Min	Max
<b>Spec. gasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS)</b>	0,490	0,604

## UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Tabell C3 visar TS- och VS-halt för de olika andelarna i substratet samt hur stor andel det fanns av respektive substrattyp då substratet hämtades (26/1-12), för det senare har det studerats hur stora mängder av de olika substraten det kom in till anläggningen under tre dagar innan provtagningsdatumet (23-25/1-12). Livsmedelsavfallet har karaktären av källsorterat matavfall från restaurang och storkök. Siffrorna för specifik metangasproduktion är hämtade från tabell 2. Specifik gasproduktion är beräknad enligt ekvation 7.

**Tabell C3.** Tabell för beräkning av teoretiskt metangasutbyte för utrotningsförsöket.

	TS* (%)	VS* (% av TS)	min CH4 (Nm <sup>3</sup> /kg VS)	max CH4 (Nm <sup>3</sup> /kg VS)	Vikt* (ton)	Ande l av total vikt (%)	kg VS	min CH4 (Nm <sup>3</sup> )	max CH4 (Nm <sup>3</sup> )
<b>Slakteriavfall</b>	30,3	93,9	0,70	0,70	15,74	7,5	4478	3135	3135
<b>Livsmedelsavfall*</b>	21,9	94,6	0,51	0,65	125,61	60,1	26023	13272	16915
<b>Hushållsavfall</b>	26,6	87,6	0,40	0,60	67,54	32,3	15738	6295	9443
<b>Totalt</b>					208,89	100,0	46239	22702	29493

\*Malmros, 2012, pers. kontakt.

\*\* Livsmedelsavfallet har i detta fall karaktären av matavfall från storkök.

Tabell C4 visar den teoretiskt beräknade specifika gasproduktionen för utrotningsförsöket.

**Tabell C4.** Teoretiskt beräknat metangasutbyte för substrat inhämtat till utrotningsförsöket.

	Min	Max
<b>Spec. gasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS)</b>	0,457	0,594

## KUNGSÄNGENS GÅRD

Tabell 31 visar TS- och VS-halt för de olika andelarna i substratet samt hur stor andel det fanns av respektive substrattyp under år 2011. Livsmedelsavfallet har karaktären av källsorterat matavfall från restaurang och storkök. Siffrorna för specifik metangasproduktion är hämtade från tabell 2. Specifik gasproduktion är beräknad enligt ekvation 7.

**Tabell C5.** Tabell för beräkning av teoretiskt metangasutbyte för Kungsängens gård.

	TS* (%)	VS* (% av TS)	min CH4 (Nm <sup>3</sup> /k g VS)	max CH4 (Nm <sup>3</sup> /k g VS)	Vikt* (ton)	Andel av total vikt (%)	kg VS	min CH4 (Nm <sup>3</sup> )	max CH4 (Nm <sup>3</sup> )
<b>Slakteriavfall</b>	30,3	93,9	0,70	0,70	2136	10,8	607728	425410	425410
<b>Livsmedelsavfall</b> **	21,9	94,6	0,51	0,65	693	3,5	143572	73222	93322
<b>Hushållsavfall</b>	26,6	87,6	0,40	0,60	16943	85,7	3947990	1579196	2566194
<b>Totalt</b>					19772	100,0	4699290	2077828	3084925

\*Malmros, 2012, pers. kontakt.

\*\* Livsmedelsavfallet har i detta fall karaktären av matavfall från storkök.

Tabell C6 visar den teoretiskt beräknade specifika gasproduktionen för Kungsängens gård.

**Tabell C6.** Teoretiskt beräknat metangasutbyte för Kungsängens gård.

	Min	Max
<b>Spec. gasproduktion (Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS)</b>	0,330	0,489