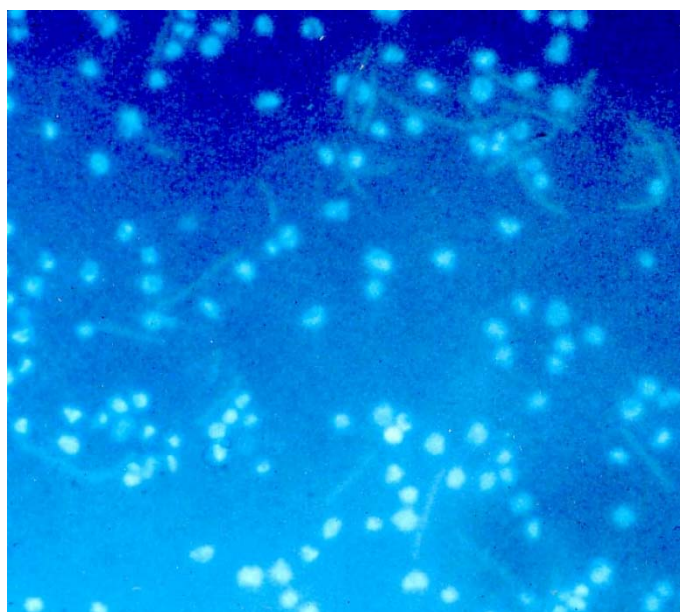

Rapport SGC 207

Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar

©Svenskt Gastekniskt Center – Juni 2009



Åsa Jarvis
Anna Schnürer

SGC:s FÖRORD

FUD-projekt inom Svenskt Gastekniskt Center AB avrapporteras normalt i rapporter som är fritt tillgängliga för envar intresserad.

Denna handbok finns som elektronisk publikation hos SGC (www.sgc.se) samt både i tryckt form och som elektronisk publikation hos Avfall Sverige (www.avfallsverige.se).

SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan uppdragstagarna för respektive projekt eller rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll. Den som utnyttjar eventuella beskrivningar, resultat eller dylikt i rapporterna gör detta helt på eget ansvar. Delar av rapport får återges med angivande av källan.

En förteckning över hittills utgivna SGC-rapporter finns på SGC's hemsida www.sgc.se.

Svenskt Gastekniskt Center AB (SGC) är ett samarbetsorgan för företag verksamma inom energigasområdet. Dess främsta uppgift är att samordna och effektivisera intressenternas insatser inom områdena forskning, utveckling och demonstration (FUD). SGC har följande delägare: Svenska Gasföreningen, E.ON Gas Sverige AB, E.ON Sverige AB, Lunds Energikoncernen AB (publ), Göteborg Energi AB, och Öresundskraft AB.

Följande parter har gjort det möjligt att genomföra detta utvecklingsprojekt:

Avfall Sverige
Kalmar Biogas AB
Göteborg Energi AB
Skövde Kommun/Skövde Biogas
Tekniska Verken i Linköping AB (publ)

SVENSKT GASTEKNISKT CENTER AB



Jörgen Held

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Biogasprocessens mikrobiologi	1
1.1	Vad behövs för mikroorganismens funktion och tillväxt?	1
1.2	Nedbrytning av organiska föreningar i en biogasprocess	7
1.2.1	Steg 1. Hydrolys	7
1.2.2	Steg 2. Fermentation	9
1.2.3	Steg 3. Anaeroba oxidationer	10
1.2.4	Steg 4. Metanbildning	12
	Kontrollera din kunskap	14
	Litteratur	14
2	Teknikens betydelse för mikrobiologin	17
2.1	Uppstart av en biogasprocess	17
2.2	Processens utformning	18
2.3	Viktiga driftparametrar	21
	Kontrollera din kunskap	30
	Litteratur	31
3	Substrat	34
3.1	Substrat för biogasproduktion	34
3.2	Hur väljer man substrat till en biogasprocess?	35
3.3	Substratets betydelse för mikroorganismerna och gasproduktionen	35
3.4	Substratets sammansättning	36
3.5	Förbehandling	39
3.6	Olika substratkomponenters betydelse för processen	41
3.7	Viktig information kring några olika substrat	46
3.8	Lukt	51
	Kontrollera din kunskap	52
	Litteratur	52
4	Toxicitet	59
4.1	Hämmningsnivåer	59
4.2	Hämmande ämnen	60
	Kontrollera din kunskap	65
	Litteratur	65
5	Övervakning	68
5.1	Metoder för övervakning	68
5.2	Sammanfattning	75
	Kontrollera din kunskap	77
	Litteratur	77
6	Den rötade restprodukten - biogödsel	78
6.1	Funktion och användning som gödningsmedel	78
6.2	Växtnäringsvärdet	79
6.3	Effekter på marken	80
6.4	Kvalitet och certifiering	82
6.5	Föroreningar	83
6.6	Hygien	84
6.7	Organismer som överlever pastörisering	86
6.8	Efterrötning och lagring	88
6.9	Biogödsel som gödningsmedel - miljöfördelar	88
6.10	Transport av biogödsel	89
6.11	Rötslam som gödningsmedel	90
	Kontrollera din kunskap	91
	Litteratur	91
7	Forskning och utveckling	95
7.1	Viktiga forskningsområden	95
7.2	Metoder för studier av biogasprocessen	96
7.3	Pågående forskning och utveckling	103
	Litteratur	104
8	Vanliga problem och åtgärder	107
8.1	Vad händer vid en störning av processen	107
8.2	Typiska problem	108
8.3	Åtgärder	111
8.4	Till sist	113
	Bilagor	114
	Ordförklaringar	115

1. BIOGASPROCESSENS MIKROBIOLOGI

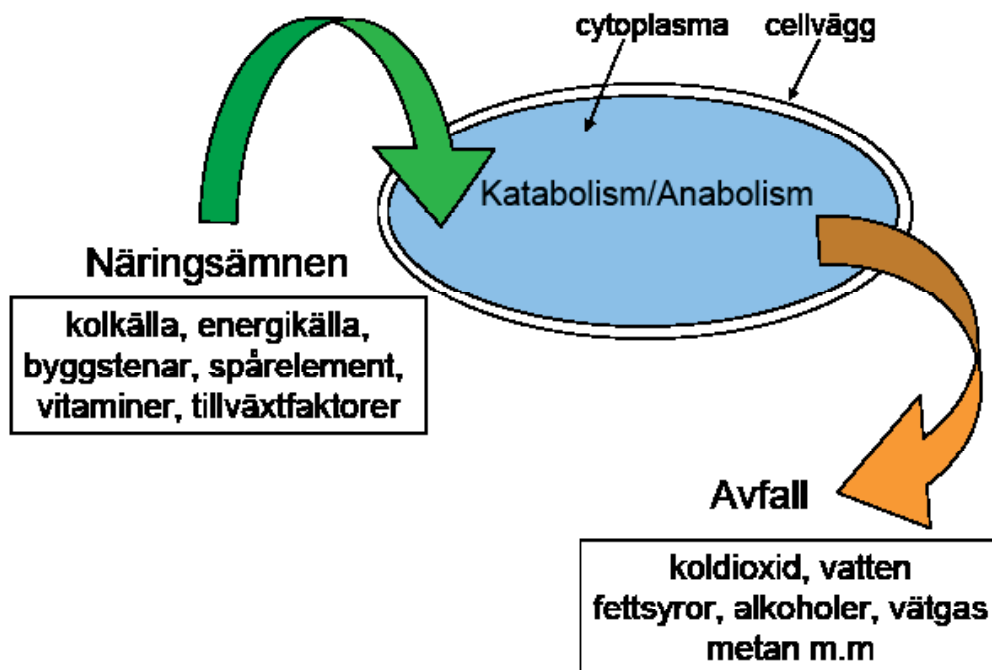
Bakom en effektiv biogasproduktion ligger ett komplicerat mikrobiologiskt förlopp. För att biogas ska kunna bildas måste många olika arter av mikroorganismer vara aktiva. Dessutom krävs ett mycket tätt samarbete mellan dessa organismer. En störning av detta lagarbete leder till en minskad biogasproduktion eller i värsta fall till att processen stannar av. För att kunna styra en biogasprocess på ett effektivt sätt är det nödvändigt att ha kunskap om den bakomliggande mikrobiologin och om hur mikroorganismer fungerar.

1.1 Vad behövs för mikroorganismens funktion och tillväxt?

För att en mikroorganism ska fungera och tillväxa måste den ha tillgång till en lämplig näringslösning, det vill säga ett substrat. Substratet är organismens "mat" och måste innehålla flera olika delar: energikälla, elektronmottagare, byggstenar för uppbyggnad av nya celler och olika typer av vitaminer och spårämnen (metaller). Med substratet kan mikroorganismen utföra sin metabolism, det vill säga både bygga upp nya celler (anabolism) och producera energi (katabolism) för denna tillväxt. I en biogasprocess representerar det behandlade organiska avfallet de olika mikroorganismernas substrat. Ju mer varierad sammansättningen av det organiska materialet är desto fler komponenter finns tillgängliga för tillväxt och desto fler olika typer av organismer kan då också växa. Det är emellertid inte bra om sammansättningen varierar för mycket över tiden eftersom många av mikroorganismerna som utvecklas i processen är specialister, det vill säga de växer bäst med ett visst substrat.

För att mikroorganismen ska trivas och fungera kräver den, utöver sitt substrat, också en lämplig omgivande miljö. Exempel på viktiga miljöfaktorer för tillväxt är: temperatur, pH, syrehalt och saltkoncentration. Olika organismer har olika krav på dessa miljöfaktorer för att kunna växa på bästa sätt. Typiskt är att mikroorganismer anpassar sig till sin miljö. Exempelvis växer mikroorganismer som i naturen lever i miljöer med höga temperaturer ofta också som bäst vid dessa temperaturer. I en biogasprocess, där många olika mikroorganismer ska vara aktiva, måste den omgivande miljön vara sådan att den passar så många som möjligt. Detta innebär att den kanske inte är perfekt för varje enskild mikroorganism, men ändå tillräckligt bra för att organismen ska kunna växa.

När mikroorganismen använder sitt substrat bildas det nya celler, men också olika typer av avfallsprodukter (nebrytningsprodukter). De avfallsprodukter som utsöndras av en viss organism kan vanligtvis inte vidare användas av denna, men kan fungera som substrat för en annan mikroorganism. Detta är utmärkande för biogasprocessen, det vill säga att en rad olika mikroorganismer använder varandras nedbrytningsprodukter som substrat. Exempel på mikrobiella avfallsprodukter i en biogasprocess är fettsyror (ättiksyra, propionsyra med flera), koldioxid och vätgas. Även metan, som är slutprodukten i en biogasprocess, är en mikrobiell avfallsprodukt.



Figur 1. Cellens metabolism

Energikälla

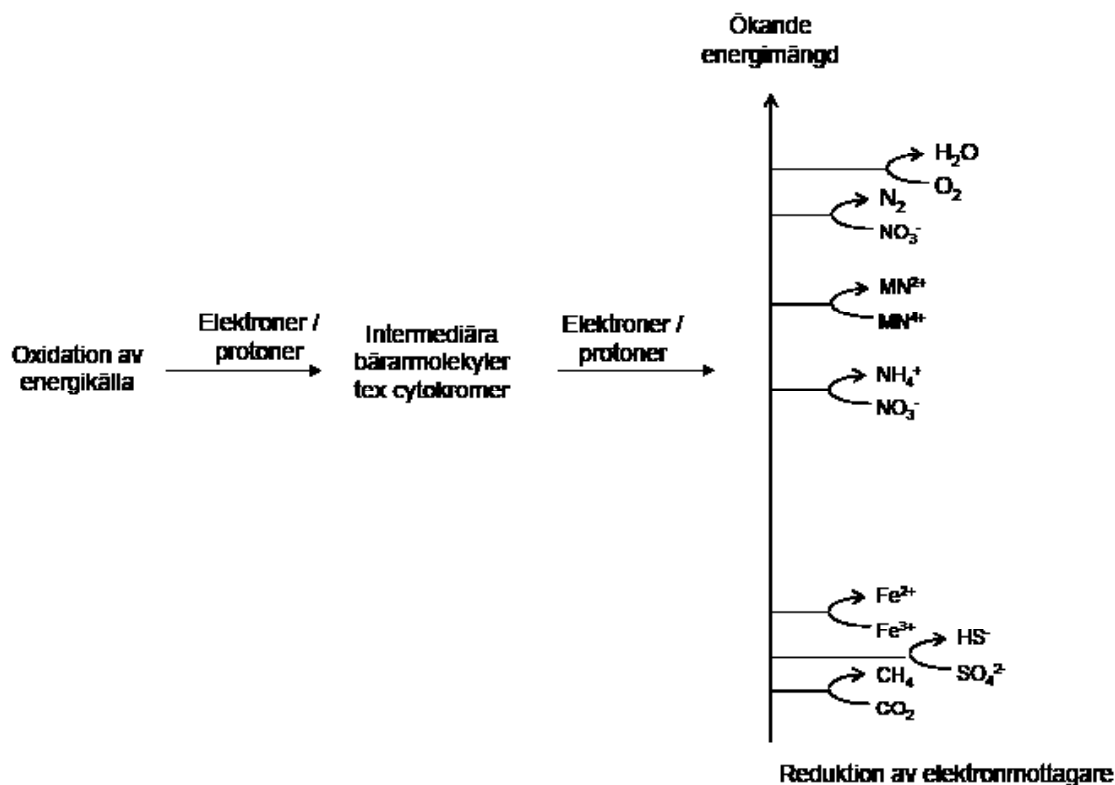
Energikällan är det material som organismen använder för att få energi för både sin tillväxt och funktion, som till exempel rörelse eller intag av sitt substrat. Det kan jämföras med bensinen för en motor eller solen för en växt. För en mikroorganism kan energikällan antingen vara en kemisk förening eller solenergi. Organismerna i en biogasprocess använder olika kemiska föreningar som energikällor. Dessa kan antingen vara oorganiska föreningar, som till exempel vätgas, eller organiska komponenter som till exempel olika socker, fetter och proteiner. När en organism använder en kemisk förening som energikälla sker en oxidation av föreningen och elektroner/protoner överförs via ett antal så kallade intermediära bärare till en slutgiltig elektronmottagare. Under denna överföring av elektroner sker bildningen av energi. Energiformen som mikroorganismer använder är ofta den kemiska föreningen ATP (Adenosine Tri Phosphate).

Elektronmottagare

Vid aerob respiration (andning med syre) är syrgas den slutgiltiga elektronmottagaren (ibland också kallad elektronacceptor). Vid frånvaro av syrgas sker antingen en fermentation eller en så kallad anaerob (syrefri) andning. Vid en fermentation används huvudsakligen olika organiska ämnen som elektronmottagare. Slutprodukterna som bildas är framför allt olika syror och alkoholer samt vätgas och koldioxid. Vid anaerob respiration används mest oorganiska föreningar som elektronmottagare. Ämnen som kan användas för anaerob respiration är till exempel sulfat (SO_4^{2-}), järn (Fe^{3+}), mangan (Mn^{4+}), nitrat (NO_3^-) och koldioxid (CO_2). En del mikroorganismer kan bara använda en enda typ av mottagare medan andra kan använda flera olika. Vissa elektronmottagare är mer fördelaktiga än andra på grund av att de möjliggör bildning av mer energi, enligt följande ordning: $\text{O}_2 > \text{Fe}^{3+} > \text{Mn}^{4+} > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_2$, där syrgas (O_2) ger mest energi och koldioxid (CO_2) minst (Zehnder, 1988).

Om flera elektronmottagare finns tillgängliga i en och samma process kommer de organismer som använder den mest energigivande föreningen att dominera. Detta kan exemplifieras med biogasprocessen, där det normalt finns stora mängder koldioxid (och karbonater). Här dominerar de metanbildande mikroorganismerna och de använder koldioxid som den slutgiltiga elektronmottagaren. I processen finns också ett mindre antal sulfatreducerande bakterier. Dessa bildar svavelväte (H_2S) med sulfat (SO_4^{2-}) som

slutgiltig elektronmottagare. Om stora mängder sulfat skulle tillföras en biogasprocess skulle förhållandet bli det omvända, det vill säga sulfatreducerarna skulle växa ut på bekostnad av metanbildarna som skulle minska i antal. Detta för att sulfatreducerarna generellt får ut mer energi i sin metabolism och därmed kan växa bättre.



Figur 2. Flöde av elektroner till olika elektronmottagare under anaerob respiration

Byggstenar

De viktigaste byggstenarna är kol, som mikroorganismen består av till cirka 50 %, syre, kväve och väte (tabell1). Andra viktiga byggstenar är svavel, fosfor, natrium, kalium, magnesium, kalcium och klor. När energikällan är organisk är det vanligt att denna också används som källa för byggstenar. När energikällan är oorganisk är koldioxid (CO_2) den vanligaste kolkällan och ammoniak (NH_3) den vanligaste kvävekällan. För att bygga nya celler används energin som bildas vid oxidationen av energikällan. Vid konstruktion av syntetiska näringslösningar för tillväxt av mikroorganismer utgår man ofta ifrån cellens sammansättning (tabell 1). Cellens sammansättning kan också användas som riktlinje för hur den ungefärliga sammansättningen av ett optimalt substrat ser ut.

Komponent	C	O	N	H	P	S	K	Na	Ca	Mg	Fe	Övriga
% av torrsvikt	50	20	14	8	3	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabell 1. Ungefärlig sammansättning av en bakteriecell (Modifierad efter Madigan och Martinko, 2006)

Spårämnen och vitaminer

Precis som andra levande organismer behöver mikroorganismerna olika spårämnen och vitaminer för sin funktion. Olika organismer har olika krav på dessa ämnen. Vissa organismer kan bilda vitaminer själva medan andra organismer behöver ta upp ett antal vitaminer från sin miljö. Spårämnen tas alltid upp från den omgivande miljön. I en biogasprocess kan organismernas krav på dessa ämnen tillgodoses genom substratet. Emellertid varierar förekomsten av dessa ämnen stort mellan olika typer av substrat.

Det finns idag många vetenskapliga artiklar som behandlar betydelsen av spårämnen för funktionen hos biogasprocessen och även specifikt de metanbildande organismerna. Trots att betydelsen av spårämnen för processtabilitet och biogasproduktion står helt klar finns det ännu inget recept på den optimala sammansättningen. Spårämnen som visats vara viktiga för de metanbildande organismerna är järn, zink, nickel, koppar, kobolt, molybden och i vissa fall selen och wolfram (Jarrell och Kalmokoff 1988, Zhang m fl 2003). Flera studier visar också att tillsatser av spårämnen kan stimulera biogasprocessen och möjliggöra en högre organisk belastning (Florencio m fl 1993, Nordberg och Edström 1997, Nordberg m fl 1997, Jarvis m fl 1997, Osuna m fl 2003, Climenhaga och Banks, 2008). Substratets karaktär blir avgörande för om spårämnen behöver tillsättas. Växtbaserat material kan till exempel vara begränsande för biogasprocessen på grund av lågt innehåll av vissa spårämnen. Flera anläggningar i Tyskland som rötar växtbaserat material (och inte använder gödsel) sätter till spårämnen för att få en stabil drift (personlig kommunikation Ralf Winterberg, Elbe bioenergie®)

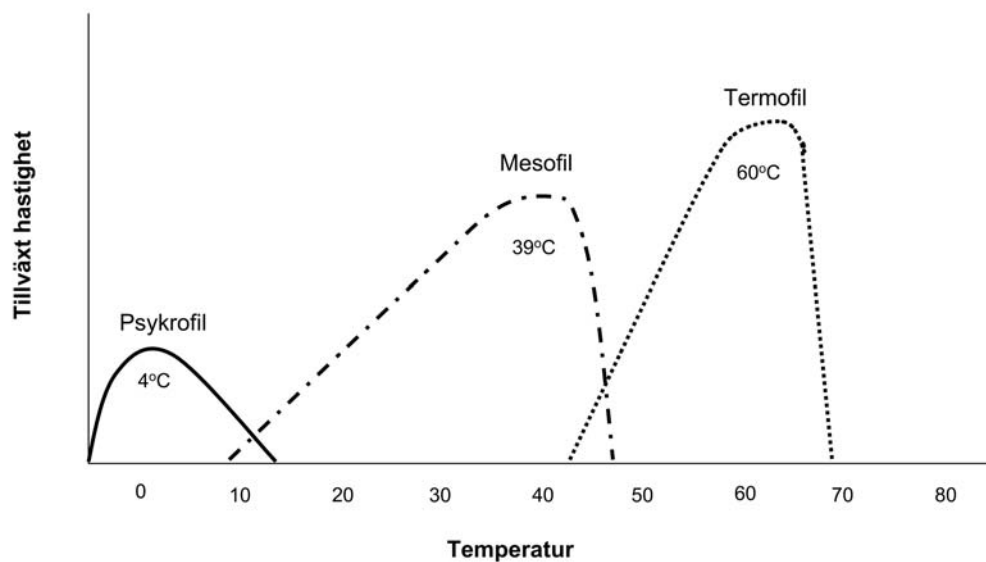
Omgivningsfaktorer

Temperatur

Den optimala temperaturen, det vill säga den temperatur vid vilken organismen växer och arbetar som snabbast, varierar mellan olika arter. Mikroorganismer kan delas in i olika grupper beroende på vid vilken temperatur de trivs och tillväxer som bäst: psykofil, mesofil, termofil respektive extremofil/hypertermofil (Noha och Wiegel 2008). Oftast är den optimala temperaturen för en viss organism starkt kopplad till den miljö varifrån den ursprungligen kommer. Exempelvis kan mikroorganismer som lever i en myrmark, tundra eller septitank ha en låg optimal temperatur, runt 10°C (psykofilt temperaturområde), medan människans tarmbakterier, som till exempel *Escherichia coli*, tillväxer allra bäst vid 37°C (mesofilt temperaturområde).

Organismer vars optimala temperatur är över 50°C kallas för termofiler och de som kan växa över 65°C kallas för extrema termofiler (Noha och Wiegel 2008). Det finns också vissa grupper av mikroorganismer som har anpassat sig till att växa vid ännu högre temperaturer. I heta källor och undervattensvulkaner lever mikroorganismer som har mycket hög optimal temperatur, över 85°C. De sistnämnda tillhör de så kallade hypertermofilerna vars cellproteiner och övriga komponenter är intakta även vid dessa höga temperaturer (Wagner och Wiegel 2008).

Generellt för samtliga tillväxtintervall är att temperaturen som ger den högsta hastigheten ligger nära den så kallade maximala temperaturen som leder till celledöd. Om temperaturen stiger över denna maxtemperatur inaktiveras cellernas proteiner och andra komponenter snabbt, med följderna att organismen dör. Den maximala temperaturen varierar beroende på vilket temperaturområde som mikroorganismen är anpassad till.



Figur 3. Mikroorganismers tillväxt vid olika temperaturer (Modifierad efter Madigan och Martinko 2006)

En biogasprocess innehåller många olika organismer och dessa skiljer sig till viss del i hur de förhåller sig till temperaturen. Många organismer följer kurvorna ovan och vanligtvis drivs biogasprocesser därför i ett temperaturområde kring 30-40 eller 50-60°C (Nordberg 2006). Biogasproduktion vid psykrofil temperatur fungerar också men kan ge en lägre metanproduktionshastighet beroende på typ av process (Hesselgren m fl 2005, Collins m fl 2006, Bohn m fl 2006). När det gäller höga temperaturer finns det exempel på metanbildande organismer som klarar 110°C (Chaban m fl 2006) men stabila biogasprocesser tycks inte gå att driva över 60-70°C (Scherer m fl 2000). Vid temperaturer över 60°C minskar aktiviteten hos metanbildarna i högre grad än hos de syrabildande organismerna, något som ofta leder till ansamling av fettsyror i biogasprocessen (Nozhevnikova m fl 1999, Scherer m fl 2000).

Det finns också mikroorganismer vars tillväxt inte riktigt följer kurvorna i figuren ovan. De så kallade termotoleranta är exempel på sådana organismer. Dessa överlever vid en hög temperatur (upp till cirka 60°C) trots att de växer optimalt vid ett mesofilt temperaturintervall. Det finns också organismer som lever vid en mesofil temperatur trots att de växer som bäst vid en högre temperatur. Forskning har visat att cirka 10 % av mikroorganismerna i en mesofil biogasprocess egentligen är termofila (Chen 1983). Närvaron av dessa organismer gör det möjligt att omvandla en mesofil biogasprocess till en termofil process. Mer om detta går att läsa i kapitel 2. Det breda spannet av organismer närvarande i en biogasprocess möjliggör i princip biogasproduktion också vid mellantemperaturer, som till exempel 45°C (Lindorfer m fl 2008).

Syrgas

Betydelsen av syrgaskoncentrationen är starkt varierande för de olika grupper av mikroorganismer som ingår i biogasprocessen. En del av organismerna, till exempel metanbildarna, är mycket känsliga för syrgas och dör om de kommer i kontakt med luft. Andra klarar av låga koncentrationer medan några till och med kan växa bättre om syrgas finns närvarande. Syre (egentligen syrets fria radikaler) är en starkt oxiderande förening som kan förstöra alla celler genom oxidation av olika cellkomponenter. De mikroorganismer som kan leva i närvaro av syre har olika försvarssystem, det vill säga olika enzymer som kan skydda cellen mot syrets oxidation. De organismer som är känsliga för syre har inte detta enzymatiska försvarssystem och blir då förstörda i närvaro av luft. Mikroorganismer brukar delas in i olika grupper beroende på hur de förhåller sig syre. I biogasprocessen finns strikta anaerobes och så kallade fakultativa aerobes. Strikta anaerobes växer bara i frånvaro av syre. I denna grupp finns bland annat de metan-

bildande organismerna. Fakultativa aerober kan däremot växa både i närvaro och i frånvaro av syre. I denna grupp finns många fermenterande mikroorganismer. Dessa kan i närvaro av syre växa genom aerob respiration, men växlar sedan till fermentation när syret tar slut. Detta innebär att ett tillfälligt luftläckage till en biogasprocess inte behöver vara ett problem eftersom det finns mikroorganismer som snabbt kan konsumera det inkommande syret. Det finns till och med studier som visar att en kortvarig luftning av biogasprocessen kan vara ett sätt att få ner koncentrationen av fettsyror (Agdag och Sponza 2004).

Strikt aerob	Fakultativ aerob	Syretolerant	Mikro-aerofil	Strikt anaerob
Respirerar alltid med syre.	Respirerar med syre men kan vid syrebrist växla till fermentation eller anaerob respiration	Kan leva i närvaro av syre, men utför alltid fermentation	Respirerar med syre, men endast vid lägre syrekoncentrationer än i atmosfären (<20%)	Kräver ej syre för sin tillväxt och kan t.o.m. dö i dess närvaro. Utför alltid anaerob respiration eller fermentation

Tabell 2. Betydelsen av syre för olika grupper av mikroorganismer

pH

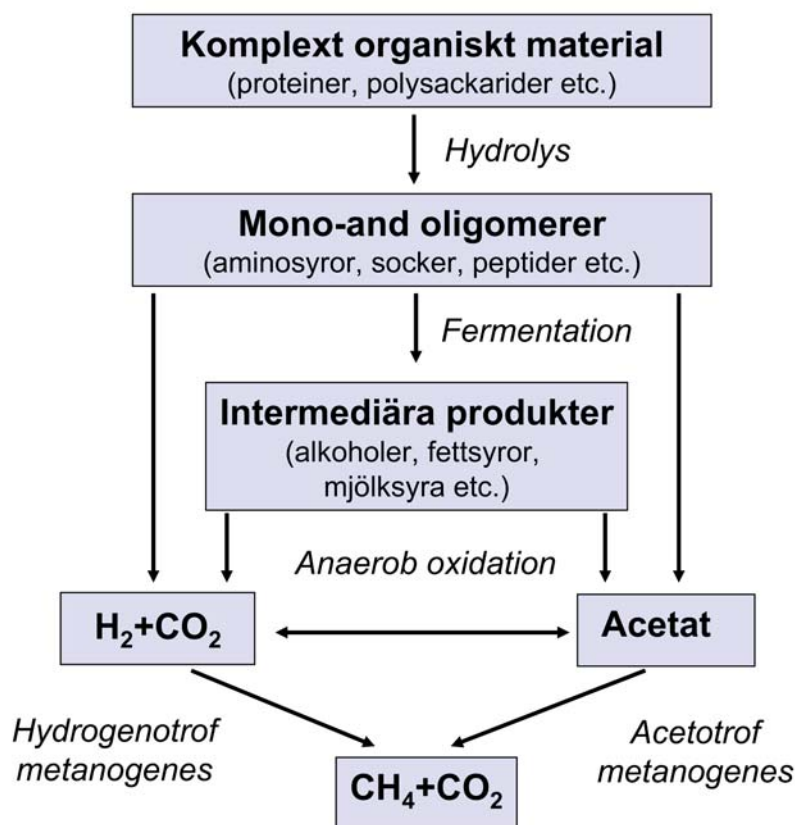
De flesta mikroorganismer gillar ett neutralt pH-område, det vill säga pH kring 7.0 - 7.5. Det finns dock organismer som är aktiva vid både lägre och högre pH-värden. I biogasprocessen finns många olika organismer och dessa har starkt varierande krav på pH-värdet för att växa som bäst. Medan fermenterande, syrabildande mikroorganismer klarar att leva i relativt sura miljöer, ner till pH 5.0, kräver de flesta metanbildare i allmänhet neutralt pH-värde för att vara aktiva. Även om de flesta metanbildare trivs bäst vid naturla pH-värden är de ofta fortfarande aktiva utanför detta område (Whitman m fl 2006). Det finns exempel på både acidofila metanbildare som växer ända ner till pH 4,7 (Bräuer m fl 2006) och på alkalifila metanbildare som växer upp till pH 10 (Mathrani m fl 1988). Flera biogasprocesser drivs i Sverige idag vid pH värden omkring 8 (personlig kommunikation Anders Ek, Svensk Biogas) och det finns också exempel i litteraturen på biogasprocesser som fungerar vid pH under 6 (Savant m fl 2002). Att syrabildande organismer klarar lägre pH kan illustreras med att det är vanligt att nedbrytningen av substratet börjar redan i substrattanken med syrabildning och lågt pH som följd. Här sker dock oftast ingen metanbildning eftersom pH är för lågt utan denna börjar först i rötammaren där pH är betydligt högre. Mikroorganismers tillväxt vid olika pH-intervall följer ofta samma mönster som tillväxten vid olika temperaturer, det vill säga generellt för samtliga tillväxtintervall är att pH-värdet som ger den högsta hastigheten ligger nära det pH-värde som leder till celledöd.

Salter

Alla mikroorganismer behöver salter för sin funktion. I salterna ingår viktiga byggstenar för mikroorganismerna, som till exempel natrium, kalium och klor. Dessa ämnen finns tillgängliga i många substrat och behöver inte tillsättas biogasprocessen separat. En del avfall har dock höga saltkoncentrationer eller leder till att mycket salt frigörs, vilket kan hämma biogasprocessens mikroorganismer. Salter (och socker) har generellt en konserverande effekt, det vill säga de hämmar bakterietillväxten. För mycket salt (eller socker) gör att cellen pumpar ut vatten och tappar både form och funktion. Vissa organismer kan anpassa sig till höga saltkoncentrationer om de tillåts vänja sig långsamt. De bildar då ofta så kallade osmolyter, föreningar som hjälper dem att behålla sina funktioner även i närvaro av salt. Organismer som klarar relativt höga saltkoncentrationer kallas halotoleranta och de som till och med växer bättre vid höga saltkoncentrationer kallas halofiler. De mest extrema formerna av halofiler växer som bäst vid saltkoncentrationer över 20-30% natriumklorid (> 3.4-5.1 mol /L) och i denna grupp finns också vissa metanbildare (Chaban m fl 2006). Exempel på material som kan leda till ökande saltkoncentrationer i biogasprocesser är avfall från livsmedelsindustrin, fiskindustrier eller olika typer av proteinrikt material som leder till frisättandet av ammoniak. Typiskt för biogasprocessen är att det oftast är de metanbildande organismerna som tidigast påverkas negativt av ökande saltkoncentrationer (se också kapitel 4).

1.2 Nedbrytning av organiska föreningar i en biogasprocess

I en biogasprocess bryts stora organiska molekyler (proteiner, socker och fetter) successivt ner till metan och koldioxid, det vill säga biogas (figur 4). För att biogasprocessen ska fungera krävs närvaro av flera olika grupper av mikroorganismer. För att biogas ska bildas som slutprodukt måste också de inblandade mikroorganismerna samarbeta (Zinder 1984, Dassonville och Renault 2002). Detta innebär att både närings- och miljökraven måste vara uppfyllda för ett stort antal mikroorganismer om biogasprocessen i sin helhet ska fungera. Nedan följer en beskrivning av de olika nedbrytningsstegen och av de mikroorganismer som är aktiva i varje steg.



Figur 4. Stegvis nedbrytning av organiskt material till biogas.

1.2.1 Steg 1. Hydrolys

Hydrolysen är det första nedbrytningssteget i biogasprocessen. Här omvandlas socker, fetter och proteiner till mindre organiska ämnen som till exempel aminosyror, enkla sockerarter, fettsyror och vissa alkoholer. Detta första steg är mycket viktigt eftersom de stora organiska molekylerna inte direkt kan tas upp och användas av mikroorganismerna som substrat/näringskälla. De är helt enkelt för stora för att tas in i cellen. För att genomföra sönderdelningen utsöndrar vissa mikroorganismer olika typer av enzymer, så kallade extracellulära enzymer. Dessa enzymer "klipper" upp de stora molekylerna till mindre delar som sedan mikroorganismen kan ta in i cellen och använda som energi- och näringskälla. Vissa mikroorganismer utsöndrar flera olika enzymer, som gör att de kan bryta ner olika typer av organiska material. Andra mikroorganismer har specialiserat sig och utsöndrar enzymer som bryter ner till exempel antingen socker eller proteiner. Mikroorganismer som bryter ner olika socker kallas för sackarolytiska medan de som bryter ner proteiner kallas proteolytiska. Det finns olika enzymer för socker, proteiner, fetter etcetera. Exempel på några olika grupper av extracellulära enzymer finns i tabellen nedan. Inom respektive grupp finns flera olika enzymer som är specialiserade på diverse substrat, till exempel olika proteiner. Hastigheten på nedbrytningen i hydrolyssteg beror mycket på substratets karaktär. Omsättningen av cellulosa och hemicellulosa går till exempel generellt långsammare än nedbrytningen av proteiner. Mer information om substratets betydelse för biogasprocessen finns i kapitel 3.

Enzymer	Substrat	Nedbrytningsprodukter
Proteinas	Proteiner	Aminosyror
Cellulas	Cellulosa	Cellobios och glukos
Hemicellulas	Hemicellulosa	Socket, till exempel glukos, xylos, mannos och arabinos
Amylas	Stärkelse	Glukos
Lipas	Fetter	Fettsyror och glycerol
Pektinas	Pektin	Socket, till exempel galaktos och arabinos, samt polygalakturonsyra

Tabell 3. Några viktiga grupper av hydrolytiska enzymer och deras funktioner.

Hydrolys av polysackarider

Polysackarider är föreningar som består av kedjor av sammanlänkade socker. Vanliga polysackarider är cellulosa, hemicellulosa, stärkelse, pektin och glykogen. Cellulosa, hemicellulosa och stärkelse är viktiga komponenter i växtmaterial och finns till exempel i frukt, spannmål, grönsaker och rotfrukter. Glykogen är en polysackarid som fungerar som sockerreserv främst hos djur. Pektin är vanlig i frukt och sammansättningen, som är mycket komplicerad, varierar mellan olika frukter och mognadsgrad. Polysackarider kan vara raka (cellulosa, stärkelse) eller grenade kedjor av socker (hemicellulosa, stärkelse, glykogen, pektin). Hydrolys av cellulosa leder till bildning av cellobios (två sammanlänkande glukosmolekyler) och glukos. Stärkelse och glykogen klyvs till glukosenheter och av hemicellulosa och pektin bildas flera olika socker. Organismer som är aktiva i en biogasprocess under hydrolysen av polysackarider inkluderar olika bakteriegrupper inom till exempel släktena *Bacteriodes*, *Clostridium* och *Acetivibrio* (Cirne m fl 2007, Doi 2008). En del av dessa organismer har flera olika enzymer samlade i så kallade cellulosomer, som sitter på organismens cellvägg. Dessa cellulosomer innehåller, utöver enzymer, också proteiner som har förmågan att binda till cellulosa (Ding m fl 2008). Genom att binda till sitt substrat blir nedbrytningen mer effektiv eftersom enzymerna kan jobba direkt på plats.

Hydrolys av proteiner

Proteiner är kedjor av aminosyror och finns i höga halter i till exempel köttbaserat material och i höns- och svingödsel. Kortare kedjor (< 50 aminosyror) kallas också för peptid eller peptidkedja. Slutprodukter vid hydrolys av proteiner och peptider är huvudsakligen olika aminosyror. Vilka aminosyror som bildas beror på vilka proteiner som finns i det organiska materialet. Vissa proteiner innehåller också kolhydrater, så kallade glykoproteiner. Glykoproteiner är vanliga i cellmembran och på ytan av celler och kolhydratdelen i dessa kan motsvara så mycket som 80 viktsprocent. Nedbrytningen av glykoproteiner ger utöver aminosyror också olika kolhydrater. Proteolytiska organismer i biogasprocessen tillhör bland annat släktena *Clostridium*, *Peptostreptococcus* och *Bifidbacterium* (Ölygsson 1994, Ramsay och Pullammanappallil 2001).

Hydrolys av fetter

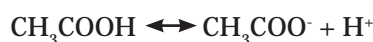
Det finns flera olika fetter och deras sammansättning skiljer sig från varandra beroende på ursprung. Generellt är fetter uppbyggda av alkoholen glycerol och olika fettsyror, vilka alla frigörs vid nedbrytningen (McInerney 1988). Enzymer som bryter ner fetter kallas för lipaser. Exempel på material som innehåller mycket fett är slakteriavfall och fettavskiljarslam. De flesta kända lipaser produceras av aeroba eller fakultativt aeroba mikroorganismer. Strikta anaeroba som utsöndrar lipaser finns bland annat inom släktet *Clostridium* (Gupta m fl 2004, Petersen och Daniel 2006).

1.2.2 Steg 2. Fermentation

Fermentationssteget i en biogasprocess består, precis som hydrolyssteg, inte av en reaktion utan av ett flertal olika. Exakt vilka reaktioner som sker beror dels på vilka organismer som finns närvarande och dels på vilket substrat som behandlas i processen. Många olika organismer är aktiva i detta steg, fler än i de andra stegen (McInerney 1988, Colberg 1988). Många av de organismer som utför fermentationer är desamma som utför hydrolysisreaktionerna i det första steget men även andra organismer inom andra släkten är aktiva, till exempel *Enterobacterium*, *Bacteriodes*, *Acetobacterium*, *Eubacterium* med flera. Under fermentationen används produkterna från det föregående hydrolyssteg som substrat (kol- och energikälla) av ett antal olika mikroorganismer. Socker, aminosyror, alkoholer med mera kan användas som substrat av fermenterande mikroorganismer (Madigan och Martinko 2006). Fettsyror som frigörs under nedbrytningen av fetter och aromatiska strukturer används däremot inte av fermentativa organismer utan bryts ner först under nästa steg i nedbrytningskedjan (anaerob oxidation).

Genom olika fermentationsreaktioner omvandlas produkterna från hydrolysen huvudsakligen till diverse organiska syror (ättiksyra, propionsyra, smörsyra, succinsyra, mjölksyra etc), alkoholer, ammoniak (från aminosyror), koldioxid och vätgas (tabell 4). Exakt vilka föreningar som bildas beror på substratet och omgivningsförhållandena, men också på vilka organismer som är närvarande.

Typiskt för de bildade syror är att de står i jämvikt mellan sin laddade form (utan proton) och sin oladdade form (med proton; ekvation 1). Syrakonstanten (pK_a) anger hur lätt syran lämnar ifrån sig sin proton. Om pH är under pK_a -värdet finns huvuddelen av syran i sin oladdade form och vid ett pH -värde över pK_a -värdet finns huvuddelen i laddad form. I en biogasprocess vid $pH > 7$ finns syror huvudsakligen i sin laddade form (anjon). I detta stadium bildar de gärna salter med olika metaller, till exempel natrium och kalium. Syraformen och anjonen har olika namn, till exempel ättiksyra (syra) och acetat (anjon; tabell 4).



Ekvation 1. Ättiksyra står i jämvikt med sin anjon, acetat

Trivialnamn	Systematiskt namn	Anjon	pK_a	Kemisk sammansättning (syraform)
Myrsyra	Metansyra	Format	3,77	HCOOH
Ättiksyra	Etansyra	Acetat	4,76	CH ₃ COOH
Propionsyra	Propansyra	Propionat	4,80	CH ₃ CH ₂ COOH
Smörsyra	Butansyra	Butyrat	4,83	CH ₃ CH ₂ CH ₂ COOH
Valeriansyra	Pentansyra	Valeriat	4,84	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CH ₂ COOH
Kaprionsyra	Hexansyra	Kapronat	4,85	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CH ₂ CH ₂ COOH

Tabell 4. Namn på några vanliga syror och deras pK_a -värden samt kemiska sammansättning. Värdena gäller för vattenlösningar vid 25°C.

Fermentationsprodukterna från en och samma förening kan vara olika hos olika organismer. Även organismer inom samma släkte eller art kan bilda olika produkter från samma förening (tabell 5). En och samma organism kan också i vissa fall ändra sitt så kallade fermentationsmönster beroende på rådande förhållanden (andra närvarande organismer, omgivningsfaktorer). Fermentationsprodukterna är, för den producerande organismen, olika avfallsprodukter. Dessa utsöndras och används inte vidare utan fungerar i biogasprocessen som substrat för andra mikroorganismer, inklusive andra fermenterande mikroorganismer, som då bryter ner dessa ytterligare.

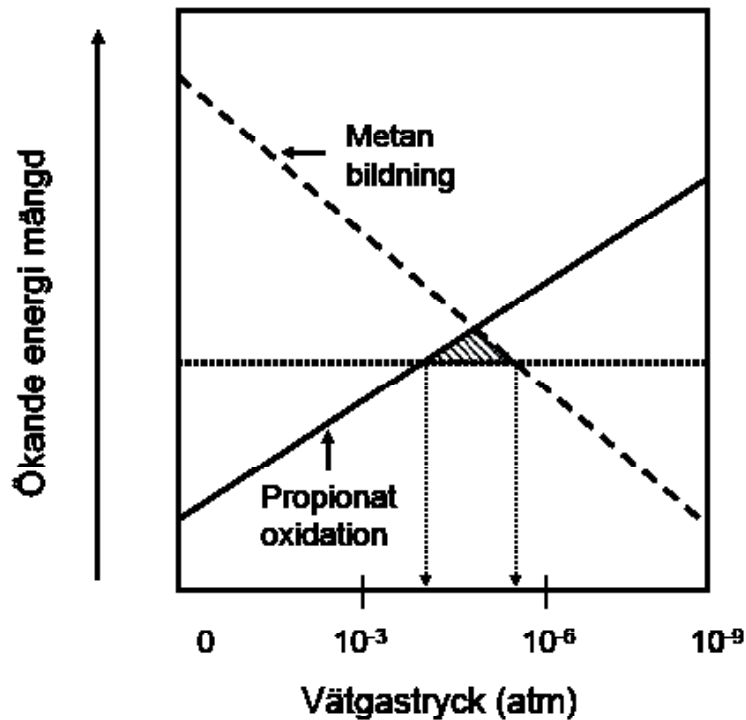
Produkter	<i>Clostridium butyricum</i>	<i>Clostridium acetobutylicum</i>
Smörsyra	76	4
Ättiksyra	42	14
Mjölksyra	-	-
CO ₂	188	221
H ₂	235	135
Etanol	-	7
Butanol	-	56
Aceton	-	22

Tabell 5. Fermentationsprodukter från glukos bildade av två olika arter av bakterier tillhörande släktet *Clostridium* (modifierat efter Gottschalk 1986). Siffrorna representerar bildad mängd (mol) per 100 mol glukos.

1.2.3 Steg 3. Anaeroba oxidationer

De produkter som bildats i fermentationssteget bryts ner vidare genom olika så kallade anaeroba oxidationsreaktioner. För biogasprocessen är detta ett mycket viktigt steg som kräver ett tätt samarbete mellan de organismer som utför oxidationerna och de metanbildande organismer som är aktiva under nästkommande steg, själva metanbildningen. Anledningen till att två olika organismgrupper måste samarbeta är mycket komplex, men kortfattat kan man säga att fenomenet är starkt kopplat till koncentrationen av vätgas. Under de anaeroba oxidationerna används protoner som slutlig elektronmottagare och detta leder till produktion av vätgas. Av termodynamiska skäl kan denna bildning av vätgas endast ske om koncentrationen av vätgas hela tiden hålls på en mycket låg nivå. Om den bildade vätgasen inte kontinuerligt plockas bort kommer de anaeroba oxidationerna att avstanna på grund av att organismen då inte längre får tillräckligt med energi för tillväxt (figur 5, Schink 1997, 2002).

Det är här metanbildarna kommer in i bilden. Dessa konsumerar hela tiden vätgas och håller därmed vätgaskoncentrationen på en tillräckligt låg nivå. I andra biologiska system än biogasprocessen finns det också andra vätgaskonsumerande organismer som kan driva de anaeroba oxidationerna, till exempel sulfatreducerande eller nitratreducerande organismer. Samarbetet mellan organismerna kallas för syntrofi och överföringen av vätgas benämns i litteraturen "Inter species Hydrogen Transfer" (IHT), det vill säga överföring av vätgas mellan arter (Schink, 1997, 2002).



Figur 5. Betydelsen av vätgas för den anaeroba oxidationen av propionat till vätgas och acetat (hel-dragen linje) och för bildningen av metan från vätgas (streckad sneddragen linje). Den vågräta linjen visar nivån vid vilken organismerna får energi för tillväxt. Endast när vätgasstrycket är sådant att den sneddragna linjen hamnar över denna vågräta linje får organismen tillräckligt med energi för att kunna tillväxa. Detta innebär att för den propionat-oxiderande organismen är det fördelaktigt med ett lågt vätgasstryck, men för den metanbildande organismen gäller det omvända, det vill säga att den växer bättre vid höga vätgasstryck. Den streckade triangeln i mitten visar det område av vätgaskoncentration där båda organismerna samtidigt kan tillväxa.

Värt att notera är att vätgas kan bildas på olika sätt och att alla vätgasbildande mikroorganismer inte är beroende av en partnerorganism och IHT (Gottschalk 1986, Dolfing 1988). Flera fermentativa organismer bildar vätgas även i frånvaro av en vätgaskonsumerande organism, dock i betydligt lägre koncentrationer. Många syntrofa vätgasbildare kan också i frånvaro av en vätgaskonsumerande partner använda alternativa nedbrytningsvägar, som inte leder till vätgasbildning. De kan då anpassa sig efter den rådande vätgaskoncentrationen. Andra bildar alltid vätgas och är då absolut beroende av den vätgaskonsumerande organismen. Generellt för de organismer som kan växla metabolism är att de, när de inte kan bilda vätgas, istället producerar mer av olika fettsyror och alkoholer (Thauer m fl 1977).

Substraten för de anaeroba oxidationerna utgörs bland annat av olika fettsyror, alkoholer, vissa aminosyror och aromater (Dassonville och Renault 2002). Aromater är föreningar med ringstruktur, som till exempel bensoesyra, fenoler eller vissa aminosyror, och de förekommer bland annat i växtbaserat material och i svingödsel. Fettsyrorna och alkoholerna är produkter från olika hydrolys-och fermentationsreaktioner. Vid anaerob oxidation av dessa föreningar bildas utöver vätgas huvudsakligen acetat och koldioxid (Fuchs 2008, Sousa m fl 2008). Syntrophomonas, Syntrophus, Clostridium och Syntrobacter är exempel på släkten där det finns många organismer som kan utföra olika anaeroba oxidationer i syntrofi med en vätgasutnyttjande organism (McInerney m fl 2008). Många av dessa organismer är så kallade acetogener, det vill säga de bildar, utöver vätgas och koldioxid, också acetat som huvudsaklig produkt (Drake m fl 2008).

1.2.4 Steg 4. Metanbildning

Metanbildningen är det sista steget i biogasprocessen. Här bildas metan och koldioxid (biogas) av olika metanbildande mikroorganismer, så kallade metanogener. De viktigaste substraten för dessa organismer är vätgas, koldioxid och acetat, som bildas under de anaeroba oxidationerna. Men också andra substrat som till exempel metylaminer, vissa alkoholer och format kan användas för bildning av metan (Liu och Whitman 2008). Precis som i övriga steg i biogasprocessen är det inte bara en utan flera olika typer av mikroorganismer som är aktiva i detta steg. Den grupp av metanbildare som oftast dominerar i en biogasprocess är de så kallade acetotrofa metanogenerna, som använder acetat som substrat. I deras metabolism klyvs acetat i två delar, varav det ena kolet används för bildning av metan och det andra kolet för bildning av koldioxid. De acetotrofa metanbildarna brukar därför ibland också kallas för acetatklyvande metanogener. Acetat är källan till cirka 70 % av den biogas som bildas i en rötchammare (Zinder 1993).

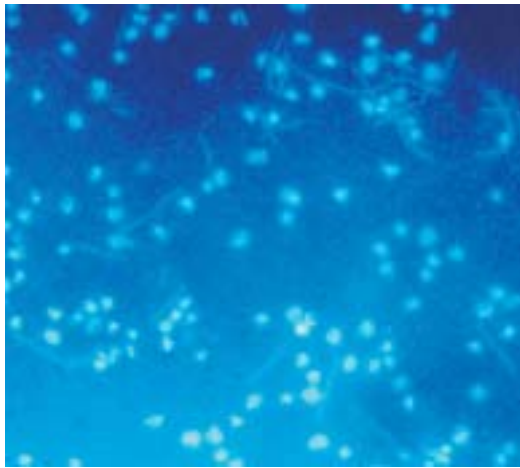
En annan viktig grupp av metanogener är hydrogenotroferna, vars huvudsakliga substrat för bildning av metan utgörs av vätgas och koldioxid. I dag finns det bara två kända grupper av acetatnedbrytande metanogener, *Methanosaeta* och *Methanosarcina*, medan det finns många olika grupper av metanogener som använder vätgas, till exempel *Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanogenium*, *Methanobrevibacter* med flera (Garcia m fl 2000, Liu och Withman 2008). *Methanosaeta* och *Methanosarcina* har olika tillväxthastighet och är också olika när det gäller möjligheten att utnyttja acetat (Westermann m fl 1989). *Methanosarcina* växer snabbare, men har svårare att utnyttja acetat då koncentrationen är låg, vilket innebär en fördel för *Methanosaeta* vid låga acetatkoncentrationer. Förekomsten av båda dessa organismer påverkas dock inte bara av acetatkoncentrationen utan också av andra faktorer, som till exempel matningsfrekvens och omrörning (Liu och Withman 2008).

Metanogen	Fördubblingstid	Lägsta utnyttjade acetat koncentration
<i>Methanosarcina</i>	1 dag	~ 20 mg/L
<i>Methanosaeta</i>	2-12 dagar	~ 4 mg/L

Tabell 6. Fördubblingstid och lägsta använda acetat koncentration hos *Methanosarcina* och *Methanosaeta*

Då metanbildarna generellt växer mycket långsamt blir ofta detta steg det hastighets-bestämmande steget i biogasprocessen (Liu och Withman 2008). Generationstiden, det vill säga den tid det tar för en mikroorganism att dela sig i två, är för metanbildarna mellan 1-12 dagar. Långsammast växer *Methanosaeta*. Tillväxthastigheten hos metanogenerna sätter ofta gränsen för hur kort uppehållstiden i en kontinuerlig biogasprocess kan vara (mer om uppehållstid, se kapitel 2). För kort uppehållstid (mindre än 12 dagar) ökar risken för att dessa organismer ska sköljas ut ur processen, eftersom de inte hinner föröka sig i samma takt som material pumpas in och ut ur rötchammaren.

Metanogenerna skiljer sig från biogasprocessens övriga organismer, eftersom de inte är vanliga bakterier utan så kallade arkaea (Garcia m fl 2000). Arkaea är en helt egen grupp av organismer som har utvecklats parallellt med bakterier (prokaryoter) och svampar (eukaryoter). På grund av sin unika karaktär är metanogenerna lätta att särskilja från andra "vanliga" bakterier i mikroskopet. Metanogenerna innehåller nämligen en förening (F420) som gör att om de belyses vid ett våglängdsområde kring 350-420 nanometer fluorescerar de vackert i grön-blått (Liu och Whitman 2008; Figur 6). Att metanogenerna inte liknar de övriga innebär också bland annat att de inte är lika robusta som många andra mikrober i processen. Det är ofta metanogenerna som tidigast påverkas av olika störningar i form av till exempel pH-förändringar eller närvaro av giftiga föreningar såsom tungmetaller eller organiska föroreningar (Chen m fl 2008, Liu och Withman 2008). Eftersom dessa organismer har stor betydelse också för funktionen av de anaeroba oxidationerna kan en hämning/störning av metanogenerna få svåra konsekvenser för hela processen.



Figur 6. Fluorescerande metanogener. Foto Anna Schnürer.

Alternativ metanbildningsväg från acetat

En alternativ väg för metanbildning från acetat beskrivs allt oftare i vetenskapliga artiklar (Schnürer 2007, Hattori 2008, Schnürer och Nordberg 2008). Exakt hur viktig och frekvent förekommande denna nedbrytningsväg är vet man inte idag. Förutom i naturliga miljöer så har denna reaktionsväg ännu bara visats för några få anläggningar, bland annat några danska biogasanläggningar och en svensk samröttningsanläggning (Schnürer m fl 1999, Karakashev m fl 2006, Schnürer och Nordberg 2008). Faktorer som tycks påverka utvecklingen av denna väg i en biogasprocess är halterna av ammoniak och acetat samt vilka metanogener som är aktiva. Uppehållstiden i biogasprocessen har också visat sig vara av betydelse, liksom temperaturen. Under denna metanbildningsväg bildas inte biogas direkt från acetat av en acetotrof metanbildare, så kallad acetatklyvning. Istället omvandlas acetat först av en icke metanbildande bakterie till vätgas och koldioxid. Dessa produkter används sedan av en hydrogenotrof (vätgas-konsumerande) metanbildare för bildning av biogas. Detta samarbete mellan två olika organismgrupper kallas för syntrof acetatoxidation (SAO). För att omvandlingen av acetat till vätgas/koldioxid ska kunna ske måste vätgasstrycket hållas lågt, vilket ombesörjs av metanbildaren. Denna metanbildningsväg från acetat är långsammare än den som används av den acetotrofa (acetatklyvande) metanbildaren, vilket innebär att nedbrytningen av organiskt material och produktionen av biogas går långsammare när SAO-vägen utnyttjas.



Figur 7. Två olika metanbildningsvägar från acetat är kända; klyvning av acetat av en acetotrof metanogen (A) eller oxidation av acetat till vätgas och koldioxid av en icke metanogen bakterie (B) följt av en reduktion av koldioxid till metan av en hydrogenotrof metanbildare.

KONTROLLERA DIN KUNSKAP

- Vad behöver en mikroorganism för sin funktion och tillväxt?
- Var hittar mikroorganismerna i biogasprocessen sina näringsämnen?
- Vilka omgivningsfaktorer är viktiga för trivseln av en mikroorganism i biogasprocessen?
- Varför är det viktigt med spårämnen i biogasprocessen?
- Varför gillar inte mikroorganismer höga salthalter?
- Varför är det bra med ett varierat substrat?
- Hur många olika mikroorganismgrupper finns i en biogasprocess?
- Vilka är de olika nedbrytningsstegen i en biogasprocess?

LITTERATUR

1. Agdag, O.N. och Sponza, D.T. (2004) *Effect of aeration on the performance of a simulated landfilling reactor stabilizing municipal solid waste*. Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic and Hazardous Substances and Environmental Engineering. 39: 2955-2972.
2. Bohn, I. Björnsson, L, Mathiasson B. (2006). *The energy balance in farm scale anaerobic digestion of crop residues at 11-37°C*. Process Biochemistry. 42:57-64.
3. Bräuer, S.L., Yashiro, E., Ueno, N.G., Yavitt, J.B. och Zinder, S.H. (2006). *Characterization of acid-tolerant H₂/CO₂-utilizing methanogenic enrichment cultures from an acidic peat bog in New York State*. FEMS Microbial Ecology. 57: 206-216.
4. Chaban, B., Ng, S.Y.S. och Jarell, K.F. (2006) *Archaeal habitats – from the extreme to the ordinary*. Canadian Journal of Microbiology. 52:73-116.
5. Chen, M. (1983) *Adaptation of mesophilic anaerobic sewage fermentor populations to thermophilic temperatures*. Applied and Environmental Microbiology. 45: 1271-1276.
6. Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. (2008). *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. Bioresource Technology. 99: 4044-4064.
7. Cirne, D.G., Lehtomäki, A., Björnsson, L. och Blackhall, L.L. (2007). *Hydrolysis and microbial community analysis in two-stage anaerobic digestion of energy crops*. Journal of Applied Microbiology. 103: 516-527.
8. Climehaga, M. A. och Banks, C. J. (2008). *Anaerobic digestion of catering wastes: effect of micronutrients and retention time*. Water Science and Technology. 57: 698-692.
9. Colberg, P.J. (1988). *Anaerobic microbial degradation of cellulose, lignin, oligolignols, and monoaromatic lignin derivatives*. Biology of Anaerobic Microorganisms (Zehnder. J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA): 333-372.
10. Collins, G., McHugh, S., Connaughton, S., Enrich A.M., Kearney, A., Mahony, T., Madden, P., O'Flaherty, V. (2006). *New low temperature applications of anaerobic wastewater treatment*. Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic and Hazardous Substances and Environmental Engineering. 41: 881-895.
11. Dasonville, F. och Renault, P. (2002). *Interactions between microbial processes and geochemical transformations under anaerobic conditions: a review*. Agronomie. 22: 51-68.

12. Ding, S.Y., Xu, Q., Crowley, M., Zeng, Y., Nimlos, M., Lamed, R., Bayer, E.A. och Himmel, M.E. (2008). *A biophysical perspective on the cellulosome: new perspective for biomass conversion*. Current Opinion in Biotechnology. 19: 218-227.
13. Doi, R.H. (2008). *Cellulases of mesophilic microorganisms*. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 267-279.
14. Dolfing, J. (1988) *Acetogenic dehydrogenations*. Biology of Anaerobic Microorganisms (Zehnder, J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA): 417-468.
15. Drake, H.L. Gössner, A. och Daniel, S. (2008). *Old acetogens, new light*. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 100-128.
16. Florencio, L., Jenicek, P., Field, J.A. och Lettinga, G. (1993). *Effect of cobalt on the anaerobic degradation of methanol*. Journal of Fermentation and Bioengineering. 75: 368-374.
17. Fuchs, G. (2008). *Anaerobic metabolism of aromatic compounds*. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 82-99.
18. Garcia, J-L., Patel, B.K.C. och Ollivier, B. (2000) *Taxonomic, phylogenetic and ecological diversity of methanogenic archaea*. Anaerobe. 6: 105-226.
19. Gottschalk, G. (1986). *Bacterial metabolism*. Springer Verlag New York Inc.
20. Gupta, R., Gupta, N. och Rathi, P. (2004). *Bacterial lipases: and overview of production, purification and biochemical properties*. Applied Microbiology Biotechnology. 64: 763-781.
21. Hattori, S. (2008). *Syntrophic acetate oxidizing microbes in methanogenic environments*. Microbes and Environments. 23: 118-127.
22. Hesselgren, F., Hellström, D. och Nordberg Å. (2005). *Anaerob behandling av hushållsavloppsvatten vid låga temperaturer*. JTI rapport Kretslopp och Avfall nr. 35.
23. Jarrell, K.F. och Kalmokoff, M.L. (1988). *Nutritional requirements of the methanogenic archaeobacteria*. Canadian Journal of Microbiology. 34: 557-576.
24. Jarvis, Å., Nordberg, Å., Jarlsvik, T., Mathisen, B. och Svensson, B.H. (1997). *Improvement of a grass-clover silage-fed biogas process by addition of cobalt*. Biomass and Bioenergy. 12: 453-460.
25. Karakashev, D., Batstone, D.J., Trably, E., och Angelidaki, I. (2006). *Acetate oxidation is the dominant methanogenic pathway from acetate in the absence of Methanosaetaceae*. Applied Environmental Microbiology. 72: 5138-5141.
26. Lindorfer, H., Waltenberger, R., Köller, K., Braun, R. och Kirchmayr, R. (2008). *New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters*. Bioresource Technology. 99: 7011-7019.
27. Liu, Y. och Whitman, W.B. (2008). *Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea*. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 171-189.
28. Madigan, M.T. och Martinko, J.M. (2006). *Brock Biology of Microorganisms (11th ed.)*. Pearson Education TLD. London
29. Mathrani, I.M., Boone, D.R., Mah, R.A., Fox, G.E. och Lau, P.P. (1988). *Methanohalophilus zhilinae sp. Nov., an alkaliphilic, halophilic methylotrophic methanogen*. International Journal of Systematic Bacteriology. 38: 139-142.
30. McInerney, M.J. (1988). *Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins*. Biology of Anaerobic Microorganisms (Zehnder, J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA): 373-415.
31. McInerney, M.J., Struchtmeyer, C.G., Sieber, J. Mouttaki, H., Stams, A.J.M., Rohlin, L. och Gunsalus, R.P. (2008). *Physiology, ecology, phylogeny, and genomics of microorganisms capable of syntrophic metabolism*. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 58-72.
32. Noah, M.M. och Wiegel, J. (2008). *Life at extreme limits*. The anaerobic halophilic alkalithermophiles. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 44-57.
33. Nordberg, Å., Jarvis, Å., Mathisen, B. och Svensson, B.H. (1999) *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted municipal solid waste*. Proceedings International Conference ORBIT 99, Biological Treatment of Waste and the Environment, Weimar: 271-276.

34. Nordberg, Å. och Edström, M. (1997). *Optimering av biogasprocess för lantbruksrelaterade biomassor*. JTI rapport Kretslopp och Avfall nr. 11.
35. Nordberg, U. (2006), *Biogas- nuläge och framtida potential*, Värmeforsk, projektnummer T5-503.
36. Nozhevnikova, A.N., Kotssyrbenko, O.R. och Parshina, S.N. (1999). *Anaerobic manure treatment under extreme temperature conditions*. Water Sciences and Technology. 40: 215-221.
37. Osuna, M.B., Zandvoort, M.H., Iza, J.M., Lettinga, G., och Lens, P.N.L. (2003). *Effects of trace element addition on volatile fatty acid conversion in anaerobic granular sludge reactors*. Environmental Technology. 24: 573-587.
38. Petersen, M. och Daniel, R. (2006). *Purification and characterization of an extracellular lipase from Clostridium tetanomorphum*. World Journal of Microbiology & Biotechnology. 22: 431-435.
39. Ramsay, I.R. och Pullammanappallil, P.C. (2001). *Protein degradation during anaerobic waste waster treatment: deviation of stoichiometry*. Biodegradation. 12: 247-257.
40. Savant, D.V., Schouche, Y.S., Prakash, S. och Ranade, D.R. (2002). *Metanobrevibacter acididurans sp nov., a novel methanogen from a sour anaerobic digester*. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology. 52: 1081-1087.
41. Scherer, P.A., Vollmer, G.R., Fakhouri, T. och Martensen, S. (2000). *Development of a methanogenic process to degrade exhaustively the organic fraction of municipal "grey waste" under thermophilic and hyperthermophilic conditions*. Water Sciences and Technology. 41: 83-91.
42. Schink, B. (1997). *Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation*. Microbiological Molecular Biological Review. 61: 262-280.
43. Schink, B. (2002). *Synergistic interactions in the microbial world*. Antonie van Leeuwenhoek.: 81: 257-261.
44. Schnürer A, Zellner G och Svensson BH. (1999) *Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation in different biogas reactors*. FEMS Microbiological Ecology. 29: 249-261.
45. Schnürer, A (2007). *Höga ammoniakhalter inget hinder för biogasprocessen*. Energigas. 3, 42-43, Svenska Gasföreningen, Stockholm
46. Schnürer, A. och Nordberg, Å (2008). *Ammonia, a selective agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature*. Water Sciences and Technology. 57:735-740.
47. Sousa, D.Z., Pereira, M.A, Alves, J.I., Smidt, H., Stams, A.J.M. och Alves, M.M. (2008). *Anaerobic microbial LCFA degradation in bioreactors*. Water Science and Technology. 57: 439-444.
48. Thauer, R.K., Jungermann, K, och Decker, K. (1977). *Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria*. Bacteriological Reviews. 41: 100-180.
49. Wagner, I.D. och Wiegel, J. *Diversity of thermophilic anaerobes*. (2008). Annals of New York Academy of Sciences. 1125: 1-43.
50. Westerman, P., Ahring, B.K, och Mah, R. (1989). *Threshold acetate concentrations for acetate catabolism by aceticlastic methanogenic bacteria*. Applied and Environmental Microbiology. 55: 514-515.
51. Whitman, W.B., Bowen, T.L. och Boone, D.R. (2006). *The methanogenic bacteria*. The Prokaryotes: An evolving electronic resource for the microbiological community. Ed. M. Dworkin. Springer. New York. URL: <http://link.springer-ny.com/link/service/books/10125>.
52. Zehnder, J.B. (1988) *Biochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats*. Biology of Anaerobic Microorganisms (Zehnder. J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA).
53. Zhang, Y., Zhnag, Z., Suzuki, K. och Maekawa, T. (2003). *Uptake and mass balance of trace metals for methane producing bacteria*. Biomass and Bioenergy. 25: 427-433.
54. Zinder, S.H. (1984). *Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane: recent developments*. ASM News. 50: 294-298.
55. Zinder, S.H. (1993). *Physiological ecology of methanogenesis*. I Methanogenesis: Ecology, Physiology, Biochemistry and Genetics (Ferry, J.G., ed.). New York, Chapman and Hall: 128-206.
56. Örlygsson, J. (1994). *The role of interspecies hydrogen transfer on thermophilic protein and amino acid metabolism*. Avhandling, Rapport nr 59, Institutionen för mikrobiologi, SLU, Uppsala

2. TEKNIKENS BETYDELSE FÖR MIKROBIOLOGIN

Som framgår av föregående kapitel är det samspelet mellan olika mikroorganismer som styr biogasprocessen. För att få en fungerande och stabil process med hög metanproduktion är det alltså viktigt att man skapar en så fördelaktig miljö för dessa mikroorganismer som möjligt. De måste helt enkelt trivas för att göra ett bra jobb. Det är här tekniken kommer in i bilden. Med teknikens hjälp kan vi forma mikrobernas arbetsmiljö och därmed få dem att arbeta och producera maximalt. Biogasprocessens mikroorganismer har dock sina begränsningar, precis som alla andra levande organismer, och det gäller att pressa dem lagom mycket och i lagom takt. Här måste operatören gå försiktigt fram och inte ändra på för mycket samtidigt. Annars kan samspelet mellan mikroorganismerna rubbas och rötningsprocessen stanna av. Många av de aktiva organismerna är känsliga för stora och snabba förändringar. Men får de bara tid på sig kan de ofta anpassa sig till de mest extrema förhållanden. Med rätt teknik kan man nå långt och i detta kapitel behandlas några parametrar som är av avgörande betydelse för reglering av biogasprocessen och de ingående mikrobernas aktivitet.

2.1 Uppstart av en biogasprocess

Biogasprocessen förekommer naturligt i vår miljö, liksom även de organismer som är aktiva under nedbrytningsförloppet. Exempel på miljöer där biogas bildas naturligt är våtmarker, sjösediment, risfält och i magen hos idisslande djur. Vid uppstart av en konstruerad biogasreaktor är det därför möjligt att starta med till exempel kogödsel som så kallat ympmaterial. Vämnen hos en ko fungerar i princip som en biogasreaktor i miniatyr och här finns alla de organismer som behövs för metanproduktionen. Temperaturen i vämmen är också högre (+39°C) än i till exempel ett sediment och de organismer som lever i vämmen har anpassat sig till en temperatur som ligger i det mesofila intervallet, ett temperaturområde som lämpar sig väl för biogasproduktion i konstruerade biogasreaktorer. De ingående mikroorganismerna får den miljö som de är vana vid.

Vid uppstarten av en biogasreaktor måste mikroorganismerna från ympmaterialet få tid på sig att anpassa sig till det substrat som den specifika anläggningen ska behandla. I biogasanläggningen kommer inte bara substratet utan också miljön att skilja sig från den ursprungliga miljön och det är viktigt att organismerna kan anpassa sig så att en stabil process erhålls. Under anpassningsperioden kommer de organismer i ympen som har den bästa förmågan att överleva i den nya miljön att tillväxa och etablera sig. Även mikroorganismer som tillförs via det nya substratet kan spela en roll i processen. Ju mer miljö varifrån ympen är tagen skiljer sig från röt-kammarens miljö, desto längre blir uppstartsperioden. För att få en snabb och säker uppstart av processen är det därför bra om man redan från början har ett etablerat mikroorganismssamhälle, anpassat till ett liknande substrat, att utgå ifrån. Ett sätt att uppnå detta är att starta processen med röt-kammaren innehåll från en redan fungerande process som använder ett liknande substrat.

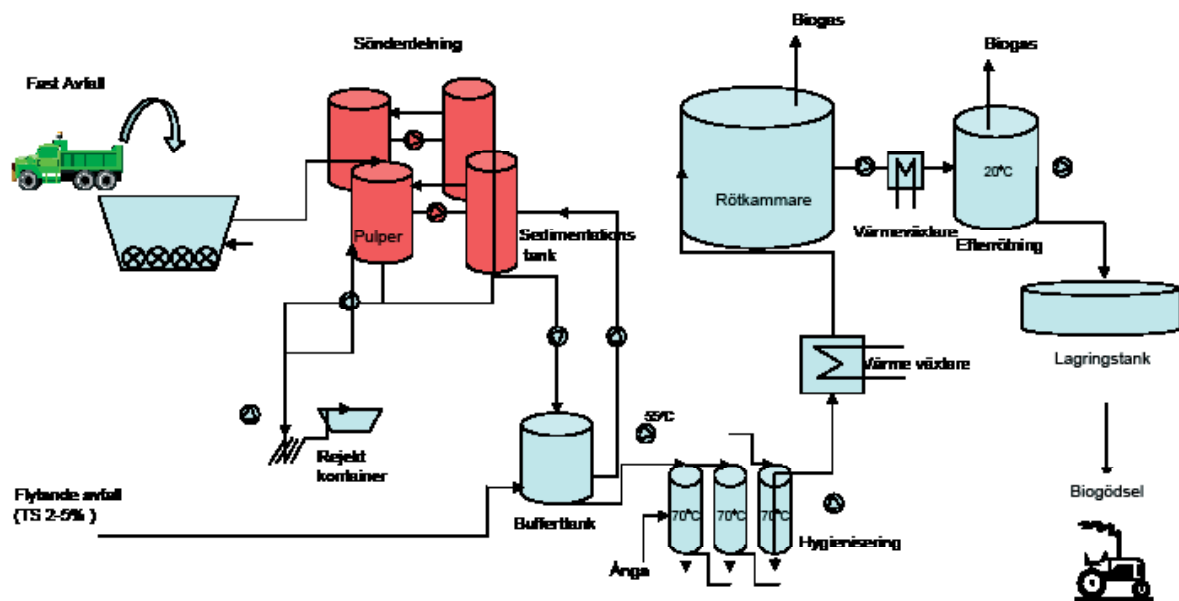


Figur 1. Uppstarten av en biogasreaktor kan ske med gödsel från kor eller med rötkammarinnehåll från en redan fungerande biogasprocess. Foto Anna Schnürer.

2.2 Processens utformning

Rötningen sker i en sluten tank dit syrgas inte får möjlighet att tränga in. Detta är mycket viktigt med tanke på att metanbildarna inte tål syrgas (se kapitel 1). Vissa av processens mikroorganismer är dock så kallade fakultativer och kan använda syre för sin metabolism. Detta gör att en liten mängd syre kan tränga in utan att processen slutar att fungera. Emellertid innebär ett syreläckage att fakultativa, icke metanbildande organismer använder organiskt material för sin tillväxt med följderna att en mindre mängd kol kan omvandlas till metan (se kapitel 1 under avsnittet om syrgas). Rötkammaren, eller reaktorn som den ibland också kallas, kan vara byggd i till exempel stål eller betong och även vara utrustad med värmeslingor samt något isoleringsmaterial för bra värmehållning. Den bildade biogasen samlas upp från toppen av behållaren medan substratet vanligen pumpas in i själva processen. Rötresten tas ut genom pumpning eller via ett bräddavlopp för vidare lagring eller återföring till processen (Edström och Nordberg 2004). En mer utvecklad beskrivning av olika typer av processer och modeller kan hittas i till exempel Gerardi 2003, A guide to anaerobic digestion 2005 och Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter 2008.

Mottagningen av substrat skiljer sig åt mellan olika anläggningar, bland annat beroende på vilket material som ska rötas. Ibland ingår ett eller flera förbehandlingsled, till exempel för att öka tillgängligheten i svårnedbrytbara avfall som växtrester eller förpackade livsmedel eller för att förtjocka material med låg torrsubstanshalt. Det är också vanligt att de ingående substraten blandas och/eller späds ut i en mottagningstank/substrattank. Vid rötning av material som har animaliskt ursprung, till exempel slakteriavfall, matavfall och naturgödsel föregås rötningen av ett hygieniseringssteg, vilket vanligen innebär upphettning av allt material till 70°C under en timme (se kapitel 3).

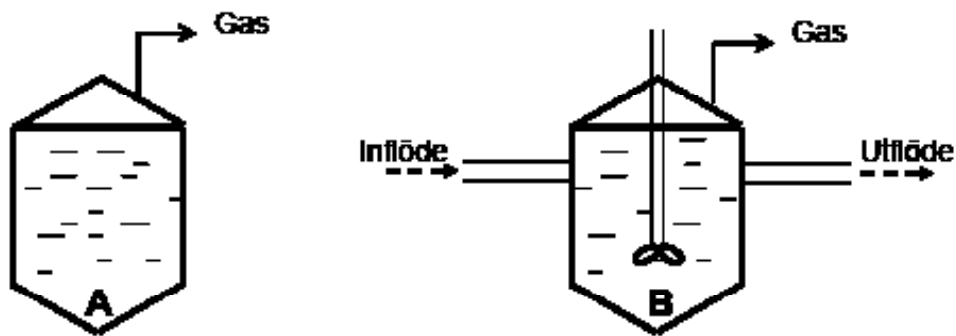


Figur 2. Principskiss över en biogasanläggning. Utformningen kan variera mellan olika anläggningar.

Kontinuerlig eller satsvis rötning

Processen kan ha olika utformning beroende på vilket substrat som rötas (Fannin och Biljetina 1984, Nyns 1986, Verstraete m fl 1996, Lettinga 2005, Sakar m fl 2009). Vid kontinuerlig rötning pumpas nytt material fortlöpande in i röt-kammaren vilket ger ett mycket jämnt inflöde av råmaterial över dygnet, och därmed även en jämn gasproduktion. Detta är möjligt för vätskeformiga substrat som har torrsubstanshalter under 5 %, till exempel kommunala och industriella avloppsvatten. Anaerob rötning av sådana förekommer främst utomlands, men det finns också exempel på rötning av vätskeformiga substrat i Sverige, till exempel i industriella processer (Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter 2008). Slamformiga material med torrsubstanshalter mellan 5 % och 15 %, som till exempel flytgödsel och slam från reningsverk, kan också matas in mer eller mindre kontinuerligt i processen. Detta är så kallad semi-kontinuerlig rötning, med ett antal (1-8) inpumpningar per dygn. Med fasta material som har torrsubstanshalter över 20 – 25 %, till exempel växtrester och matavfall, är det vanligt att inmatningen av nytt material sker mer sällan och i större portioner. Genom att tillsätta vätska kan fasta material bli pumpbara vilket möjliggör en mer kontinuerlig inmatning i processen. Förutom att detta är praktiskt för operatören är det också fördelaktigt för mikroorganismerna, som får en jämnare tilldelning av substrat över dygnet. Detta underlättar samspillet mellan olika mikroorganismgrupper i nedbrytningskedjan och minskar också risken för att mikroorganismerna ska bli överbelastade efter en matning med en större mängd vid ett enskilt tillfälle. En jämn tillförsel av substrat kan på detta sätt möjliggöra en högre total belastning.

Motsatsen till en kontinuerlig process är satsvis rötning, det vill säga då allt material rötas på en gång. Vid satsvis rötning ligger materialet kvar på samma plats under hela rötningförloppet. Inget nytt material tillsätts och ingen rötrest tas heller ut under processens gång. Metanproduktionen är i regel störst i början för att sedan avta med tiden. När materialet har rötats färdigt töms hela behållaren på sitt innehåll och därefter kan en ny sats med substrat matas in. Ett exempel på satsvis rötning är när avfall behandlas på samma plats under lång tid på deponier. Satsvis rötning är också vanlig i samband med biogasproduktion för enskilda hushåll, vilket förekommer bland annat i asiatiska länder. Satsvis rötning är fördelaktig ur ett mikrobiologiskt perspektiv, eftersom organismerna här får god tid på sig att bryta ner det organiska materialet. De riskerar heller inte att tvättas ut ur systemet. Det kan dock ibland vara svårt att uppnå en hög och jämn genomrötning av allt material, särskilt om materialet har hög torrsubstanshalt (Kreuger och Björnsson 2006, Nordberg och Nordberg 2007).

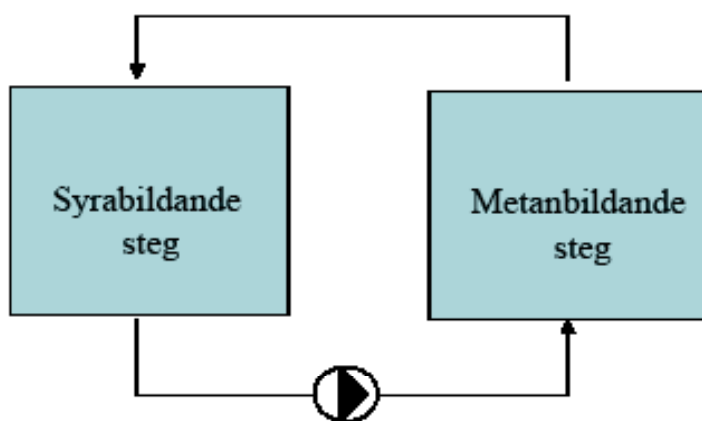


Figur 3. Schematisk skiss på satsvis (A) och kontinuerlig rötning (B). Modifierad efter Nyns 1986.

Rötning i ett eller två steg

Den enklaste modellen för biogasprocesser är att använda en enda rötchammare för hela förloppet, så kallad enstegsrötning. Vid enstegsrötning sker alla steg i den mikrobiella nedbrytningskedjan, det vill säga hydrolys, fermentation, anaerob oxidation och metanbildning samtidigt och på samma plats. Vanligt är att enstegsrötningen sker i så kallade totalomblandade processer. En vanlig typ av biogasreaktor är en så kallad continuously stirred tank reactor (CSTR). I denna totalombländas substratet med hjälp av olika omrörare. Den används ofta i enstegsprocesser för behandling av slam, matavfall, gödsel med mera. Ibland återförs en del av rötresten/processvätskan till processen. Detta ger en ökad uppehållstid på materialet (se nedan) och bidrar till att fler mikroorganismer kan hållas kvar i processen (Nordberg m fl 2007).

Ett alternativ till enstegsprocessen är att dela upp processen i två delar, så kallad tvåstegsrötning. Vid tvåstegsrötning matas råmaterialet först in i en rötchammare där processen är inriktad på hydrolys och fermentation. I denna sker framför allt syrabildningen, men en viss mängd biogas bildas normalt också, eftersom det är svårt att helt dela upp processen. Rötresten eller lakvattnet från denna process avskiljs därefter för att matas in i en andra rötchammare som är specialanpassad för metanbildning (Pohland och Gosh 1971). Denna typ av process kan vara lämplig när ett material innehåller mycket lättnedbrytbart material och hydrolysen går fort (se under Energigrödor/restprodukter från grödor i kapitel 3)



Figur 4. Schematisk bild på en tvåstegsprocess

Det andra steget kan till exempel utformas som ett anaerobt filter, det vill säga en röt-kammare med inbyggda bärmaterial som ska hjälpa till att hålla kvar mikroorganismerna och skapa kontakt mellan metanbildare och de organismer som utför de anaeroba oxidationerna. Denna uppdelning av processen resulterar ofta i en snabb och effektiv bildning av biogas i det andra steget, med metanhalt på upp till 85 % (Colleran m fl 1982, Verrier m fl 1987). Bärmaterialet kan till exempel utgöras av så kallade fyllkroppar som tillverkas i plast eller glas men även andra material som till exempel halm och sisalfibrer har visats fungera (Held m fl 2002, Anderson och Björnsson 2002, Mshandete m fl 2008). I anaeroba filter tillämpas vanligen ett pluggflöde, det vill säga att vätskan som ska behandlas får sila igenom bärmaterialet i en jämn ström från den ena änden till den andra. Modeller finns både för inmatning från toppen, vilket ger ett nedåtriktat flöde genom filtret, och inmatning nerifrån med ett uppåttillflöde av vätska. Tvåstegsrötning kan också utföras med två totalomblandade röt-kammare kopplade i serie (Pohland och Gosh 1971).

Torrötning

Den dominerande tekniken för rötning av organiskt material till biogas är i dag att använda slambaserade processer med relativt låga torrsbstanshalter (2-15 %), så kallad våtrötning, där masstransport sker genom pumpning. Vid rötning av material med höga torrsbstanshalter, till exempel olika fasta avfall, fastgödsel, skörderester och energigrödor, kan torrötning vara ett alternativ (Nordberg och Nordberg 2007). I detta fall behöver inte materialet spädas ut med vätska utan rötningen är anpassad till höga torrsbstanshalter, mellan cirka 20 och 35 %. Tekniken används bland annat i Tyskland där det är vanligt att torrötning sker i satsvisa processer med inlastning av nytt material ungefär en gång i månaden. För att erhålla en process med hög nedbrytningsgrad måste rätt sorts mikroorganismer finnas närvarande. Ofta sker en inblandning av utrötat material till färskt material eller så ympas materialet gradvis genom cirkulation av processvätska genom torrötningsbädden.

Tekniken medför flera fördelar. De relativt små vätskemängder som cirkuleras kräver mindre dimensioner på rör och pumpar och lägre elåtgång än vid våtrötning. Lagring och transport av substrat och rötresten blir effektivare eftersom vattenhalten är mindre. Dessutom kan problem med skumning och svämtäcken undvikas. Vid satsvis torrötning i flera moduler kan inläggning och uttag göras i sekvens efter varandra så att ett relativt jämnt gasuttag kan ske över tiden. Om en störning inträffar kommer metanproduktionen från den enskilda satsen att minska men behöver inte innebära att gasproduktionen från hela processen avstannar. Detta gör att en störning i en satsvis torrötningsanläggning får mindre allvarliga konsekvenser än en störning i en våtrötningsanläggning. Det är dock viktigt att vattenhalten inte blir för låg. En vattenhalt på minst 65 %, det vill säga maximalt 35 % torrsbstans, brukar anges som gräns för att upprätthålla en bra mikrobiell aktivitet (Jewell m fl 1981).

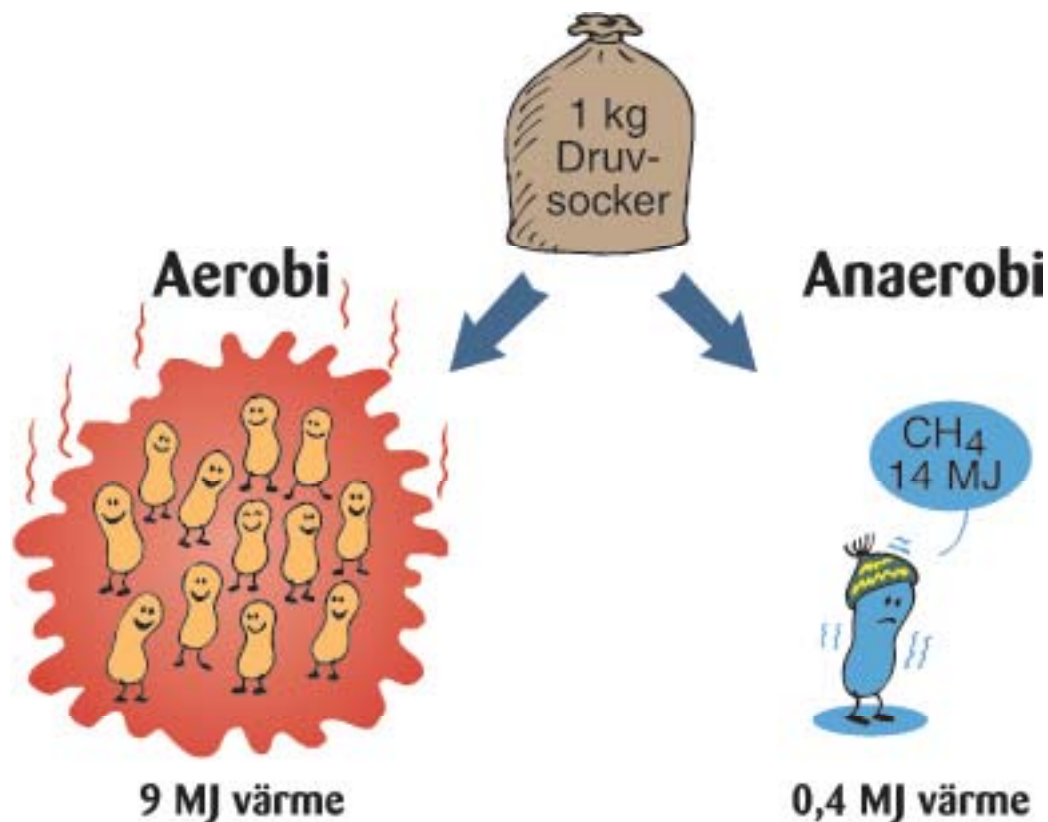
2.3 Viktiga driftparametrar

I detta kapitel beskrivs några viktiga driftparametrar och deras betydelse för biogasprocessen. I kapitel 5, som handlar om övervakning beskrivs även hur mätning och registrering av dessa parametrar går till i biogasprocessen och hur olika värden kan beräknas.

Temperatur

Temperaturen är en mycket viktig faktor att ta hänsyn till vid anaerob rötning. I närvaro av syrgas frisätts värme vid nedbrytning av det organiska materialet, något som gör att till exempel en luftad kompost värmer upp sig själv. I en syrefri (anaerob) biogasprocess frisätts endast mycket små mängder energi i form av värme. Det mesta av den energi som frigörs vid celandningen binds istället direkt in i slutprodukten, metan. Denna produkt blir därför energirik, medan själva processen inte värms upp nämnvärt. För att de ingående mikroorganismerna ska växa på bästa sätt, och därmed också bilda mycket biogas, krävs därför att värme tillförs utifrån.

De temperaturer som brukar användas för rötning i biogasprocesser är runt 37°C (mesofil) respektive runt 55°C (termofil). Vid dessa temperaturer växer mikroorganismerna som bäst inom det mesofila respektive termofila området. Exempel från rötning av energigrödor visar dock att det kan vara möjligt att uppnå en stabil process i hela intervallet 35-50°C (Lindorfer m fl 2008). Ibland används en del av energin i den producerade metangasen för att värma upp processen. Det inkommande substratet kan också behöva värmas upp innan det matas in i rötkammaren, särskilt under kalla vintermånader. De anläggningar som hygieniserar substratet vid 70°C före rötning kan å andra sidan behöva kyla ner materialet innan det pumpas in i rötkammaren. Generellt gäller för både mesofil och termofil rötning att temperaturen, när den väl bestämts, bör hållas konstant och inte variera mer än +/- 0,5°C för att uppnå bästa resultat (VAV P42 1981). Små temperatursvängningar (max +/- 2-3°C) kan tolereras, särskilt om processen i övrigt är stabil avseende till exempel alkalinitet (personlig kommunikation Halina Rybczynski, Kalmar Biogas AB). Metanbildarna är i allmänhet mer känsliga för temperatursvängningar än processens övriga mikroorganismer. En jämn temperatur i själva rötkammaren åstadkoms lättast med någon form av omrörning. Det är dessutom viktigt att rötkammaren är tillräckligt värmeisolerad (Svahn 2006).



Figur 5. Aerob respektive anaerob energibildning. I en luftad kompost bildas mycket värme, medan den energi som bildas vid anaerob rötning till största delen binds in i metan. Kim Gutekunst, JTI.

Mesofil rötning

Det mesofila området ligger mellan cirka 25°C och 40°C, men det bildas mest biogas per tidsenhet om temperaturen inte understiger cirka 32°C (Gerardi 2003). Det är framförallt metanbildarna som växer långsammare vid låg temperatur. Optimal temperatur för mesofila metanbildare ligger runt 35-37°C. Om temperaturen sjunker under den optimala temperaturen fortsätter fermenterande organismer, som inte är lika känsliga för temperatursvängningar, att producera olika fettsyror och alkoholer. Eftersom metanbildarna inte längre är lika aktiva kan de inte ta hand om alla fermentationsprodukter som bildas. Dessa ansamlas därför snabbt med resultatet att pH sjunker och processen avstannar.

Termofil rötning

Vid temperaturer mellan 40°C och 50°C inaktiveras de mesofila metanbildarna och vid cirka 42°C dör de flesta mesofiler, även om det finns så kallade termotoleranta mikroorganismer som överlever (Gerardi 2003, Madigan och Martinko 2006, Wagner och Wiegel 2008). Studier har visat att cirka 10 % av mikroorganismfloran i en mesofil process kan vara av termofil art (Chen 1983). Temperaturen behöver dock nå cirka 50°C innan termofilerna kan ta över med full styrka. Det termofila området för biogasprocesser är mellan 50°C och 60°C, och arbetstemperaturen vid de biogasanläggningar som rötter termofil brukar vara mellan 50°C och 55°C. Värmen gör att mikroorganismerna har en aktivitet som är 25 – 50 % högre än vid mesofil rötning (Gerardi 2003).

Vilken temperatur ska väljas?

Mesofil eller termofil, vilken process är då att föredra? Generellt går processen snabbare vid högre temperatur. Värmen gör helt enkelt att mikroorganismerna jobbar snabbare, förutsatt att de ingående arterna är anpassade till detta klimat. Mer material hinner därmed brytas ner på kortare tid och röt-kammavolymen kan minskas jämfört med om samma mängd material skulle rötas vid en lägre temperatur (Duran och Speece 1997, Edström och Nordberg 2004). En högre temperatur kan också öka tillgängligheten av vissa organiska föreningar eftersom lösligheten generellt ökar med ökande temperatur. Som en följd av den ökade lösligheten kan viskositeten hos vissa material bli lägre vid termofila förhållanden, vilket bland annat kan underlätta omrörningen (van Lier 1995, Ryan 2008). En annan fördel med termofil rötning är att den höga temperaturen innebär en naturlig hygienisering av materialet, det vill säga oönskade, sjukdomsframkallande mikroorganismer som till exempel Salmonella, avdödas mer effektivt ju högre temperaturen är (Sahlström 2003). Tiden som materialet utsätts för den höga temperaturen är här avgörande för om en godkänd hygienisering ska kunna uppnås.

Vid termofil rötning ökar emellertid uppvärmningsbehovet av röt-kammare och substrat jämfört med vid mesofil rötning. Å andra sidan får anläggningar som hygieniserar sitt ingående substrat vid 70°C ett värmeöverskott som gör att substratet behöver kylas ner mer före inmatning till mesofila processer jämfört med till termofila biogassystem.

Termofila förhållanden kan också göra processen mer känslig för störningar (Zinder 1986, Ryan 2008). Detta beror bland annat på att mikroorganismernas optimala temperatur ligger nära den maximala temperatur vid vilken många mikroorganismer dör eller inaktiveras (Madigan och Martinko 2006). En höjning av temperaturen med några få grader kan därför leda till processtörning. En sänkning av temperaturen med några grader behöver inte vara lika kritisk, men även här kan en obalans uppstå mellan fermentation och metanbildning. En annan förklaring till att den termofila processen lättare störs är att den på grund av högre nedbrytningshastighet snabbare svarar på eventuellt giftiga komponenter. När det gäller hämning av ammoniak sker detta snabbare, rent kemiskt, vid den högre rötningstemperaturen, eftersom mer ammoniak frigörs när temperaturen stiger. Ammoniak står i jämvikt med den vattenlösliga och för mikroorganismerna ofarliga formen ammonium. När temperaturen stiger förskjuts denna jämvikt mot mer gasformig ammoniak (Aylward och Findlay 1994; se även kapitel 3). Erfarenheter från några svenska anläggningar visar att rötning vid en lägre termofil temperatur (omkring 50-51°C) kan ha en positiv inverkan vid rötning av kvävehaltiga material (personlig kommunikation, Pernilla Bratt, Skövde kommun)

Generellt är ett färre antal arter mikroorganismer närvarande och aktiva vid termofil jämfört med vid mesofil rötning (Levén m fl 2007). Den mesofila processen har därmed ofta en större mångfald av organismer och kan på så vis vara mer stabil och bättre rustad för förändringar. En större mångfald av organismer kan också vara förklaringen till att mesofila processer kan ha en bättre nedbrytningsgrad av vissa organiska föreningar än termofila processer (Levén och Schnürer 2005, Levén m fl 2005). Det totala

antalet aktiva mikroorganismer kan dock vara lika stort i en termofil som i en mesofil process (Nordberg m fl 1999). Den bildade mikrobiella biomassan per mängd substrat är något lägre för termofila jämfört med mesofila mikroorganismer (van Lier 1995, Duran och Speece 1997), vilket kan resultera i att en mindre mängd överskottsslam bildas från den termofila processen (Zinder 1986).

Temperaturområde	Temperatur (°C)
Psykrofil	4-25
Mesofil	25-40
Termofil	50-60
Hypertermofil	> 65

Tabell 1. Temperaturintervall för metanbildare. Rötning fungerar bäst inom områdena mesofil respektive termofil (efter Gerardi 2003, Edström och Nordberg 2004)

Ändrad temperatur

Varje biogasprocess utvecklar sin egen mikroorganismflora som är anpassad till rådande förhållanden. De ingående mikroberna samspelar och utvecklar ett organismsamhälle som fungerar och är unikt för just denna miljö. Det tar naturligtvis en viss tid för ett sådant samhälle att etableras, men det tar även tid för samhället att förändras och anpassa sig till nya förhållanden. Detta gäller i hög grad de ingående mikroorganismernas respons till temperaturväxlingar. En mesofil process kan anpassas till termofila temperaturer, men en sådan anpassning kräver tid. De termofila organismerna, som ofta är närvarande i ett litet antal (cirka 10 % av den totala floran; Chen 1983), ska hinna växa till, medan flera av de tidigare aktiva mesofila arterna gradvis slås ut eller inaktiveras av den höga temperaturen. En höjning med cirka en grad per dag kan vara en riktlinje för anpassning av en process till högre temperatur, även om det finns exempel beskrivna i litteraturen där en högre momentan temperaturhöjning också har fungerat (Dinsdale m fl 1997, Pender 2000, Philpott 2001). Vid alla förändringar är det viktigt att utgå ifrån en stabil process, till exempel avseende alkaliniteten (se nedan under Alkalinitet och pH).

Substrat och processtyp kan också ha betydelse för hur processen klarar en temperaturhöjning från mesofil till termofil miljö. I ett laboratorieförsök med rötning av reningsverksslam fann Bouskova m fl (2005) att en momentan höjning av temperaturen från 37°C till 55°C till en början orsakade en kraftig störning. Processen återhämtade sig dock till fullo efter 30 dygn, medan motsvarande höjning utförd stegvis tog 70 dygn innan processen anpassat sig till termofila förhållanden. Baserat på rötning av energigrödor föreslår dock Lindorfer m fl (2008) att det troligen är bäst med små stegvis höjningar av temperaturen för att tillåta mikroorganismerna att anpassa sig till högre temperatur.

Det kan vara svårare att ändra från termofil till mesofil rötningstemperatur med bibehållen biogasproduktion. Ofta finns det mycket få mesofila arter närvarande i den termofila processen, eftersom de har slagits ut av den höga temperaturen. Om temperaturen sänks finns det därför inga specialister på det mesofila området närvarande som kan växa till och arbeta optimalt vid den lägre temperaturen. De termofila arterna överlever säkert temperatursänkningen, men arbetar långsammare vid den lägre temperaturen, eftersom det inte är optimala förhållanden för dem.

Belastning

I en biogasprocess pågår hela tiden en biologisk nedbrytning av det organiska materialet. Om inget nytt material tillförs kommer processen så småningom att avstanna. Belastningen är ett begrepp som anger hur mycket nytt material som tillförs processen per tidsenhet. Denna anges vanligen som organisk belastning eller organic loading rate (OLR). Det är här viktigt att känna till substratets innehåll av torrsubbstans (TS) respektive organisk substans (VS) för att ge biogasprocessen rätt belastning. Torrsubbstansen är det material som blir kvar när allt vatten torkats bort, medan VS (volatile solids) anger den organiska delen av torrsubbstansen.

Belastningen bör anpassas till den mikroorganismflora som är aktiv. Vid uppstart av en ny process börjar man vanligen med en låg belastning, till exempel 0,5 kg organisk substans per m³ röt-kammare och dygn, för att sedan successivt öka belastningen allteftersom mikroorganismerna växer till (Angelidaki m fl 2006).

Det kan ibland ta flera månader innan önskad belastning kan uppnås. Detta kan till stor del förklaras av den långsamma tillväxten hos de anaeroba mikroorganismerna. Som tidigare nämnts (kapitel 1) kan till exempel metanbildande mikroorganismer ha en fördubblingstid på flera dygn. Om det låga antalet mikroorganismer, som finns närvarande från starten av en process, plötsligt tillförs en stor mängd substrat är de helt enkelt för få för att kunna tillgodogöra sig denna mängd "mat". Det bildas ett överskott av icke nedbrutet material, som till exempel olika fettsyror. Detta i sin tur medför bland annat att pH sjunker och att en obalans uppstår i hela nedbrytningskedjan. Processen är inte längre stabil.

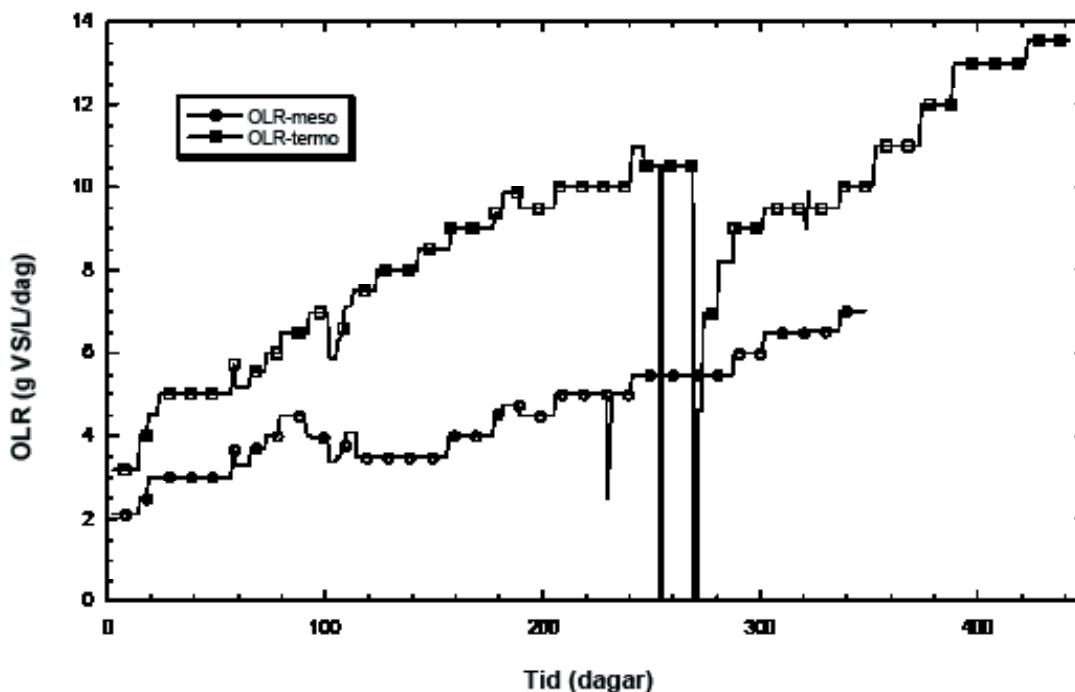
Anpassning till substrat och temperatur

Hur snabbt och hur mycket man kan höja belastningen beror bland annat på vilket substrat som används. Substrat med mycket lättsmält material, som till exempel processvatten från livsmedelsindustrin med hög andel socker eller stärkelse är lätta för mikroorganismerna att hantera, medan fiberrika växtmaterial är mer hårdsmälta och kräver en längre tid av anpassning. Å andra sidan kan ett mycket lättsmält material orsaka problem med ansamling av fettsyror på grund av för snabb nedbrytning (se kapitel 3). Kväverika substrat, som till exempel proteinrikt slaktavfall, kan också behöva tillföras i mindre portioner, det vill säga med lägre belastning, bland annat för att undvika att det bildas för stora mängder ammoniak och svavelväte. En förutsättning för snabb anpassning är också att substratet inte innehåller ämnen som är giftiga för mikroorganismerna, till exempel tungmetaller eller olika organiska föroreningar (se kapitel 4). Här måste operatören prova sig fram, det vill säga höja belastningen successivt och hela tiden försäkra sig om att processen "svarar" på den ökade belastningen med motsvarande ökning i metanproduktion och med bibehållen stabilitet i form av neutralt pH-värde med mera (för lämpliga övervakningsparametrar se kapitel 5). Först därefter kan belastningen höjas ytterligare ett steg.

En väl fungerande termofil biogasprocess kan efter uppstartsfasen i regel belastas med mer organisk substans, i storleksordningen 4-5 kg VS per m³ röt-kammare och dygn, än en mesofil process som normalt har en belastning på cirka 2-3 kg VS per m³ röt-kammare och dygn. Även högre belastningar kan vara möjliga. Richards m fl (1991) uppnådde i laboratorieförsök med termofil torrötning av sorghum och cellulosa en belastning på 24 kg VS per m³ röt-kammare och dygn, vilket är bland de högsta belastningar som rapporterats i litteraturen. I ett annat laboratorieförsök erhöles effektiv termofil nedbrytning av matavfall vid en belastning på 13,5 kg VS per m³ röt-kammare och dygn och uppehållstiden 10 dygn. I motsvarande försök med mesofil rötning av matavfall uppnåddes en belastning på 6 kg VS per m³ röt-kammare och dygn och uppehållstiden 20 dygn (Figur 6; Nordberg m fl 1999). För den mesofila processen krävdes dock tillsats av skumdämpare. Vilken belastning som är möjlig att uppnå beror dels på materialets karaktär, men också på vilka mikroorganismer som är aktiva i den specifika processen (se kapitel 3). Med mycket vattenrika substrat, som har låg koncentration av VS, kan det vara svårt att uppnå tillräckligt hög belastning med den röt-kammarvolym som finns tillgänglig och är ekonomiskt försvarbar. Detta kan till exempel gälla kommunala och industriella avloppsslam som har karaktären av vätskor med TS-halter på endast 3-6 %. Det kan då bli aktuellt med en avvattning (förtjockning) av substratet så att andelen organiskt material koncentreras inför inmatning i processen.

När processen väl nått önskad belastning är det viktigt att fortsätta med samma inmatningsmönster. Belastningen bör hållas så konstant som möjligt över tiden och inte variera mer än maximalt 10 – 15 % över en vecka. Det är också önskvärt att inte variera sammansättningen av det ingående substratet alltför mycket eftersom mikroorganismerna i processen anpassar sig efter det ingående materialet. Ge-

nerellt är det lättare för mikroorganismerna att hantera nytt material lite i taget och det är därför fördelaktigt om substratet kan tillföras processen i små portioner jämnt fördelade över dygnet. Med substrat som har höga vattenhalter, till exempel reningsverksslam eller flytgödsel, är detta oftast lätt att uppnå genom att materialet kan pumpas in mer eller mindre kontinuerligt i processen (omkring 20 gånger/dygn). Däremot kan det vara svårare att åstadkomma en jämn belastning över dygnet med substrat som har höga TS-halter, till exempel växtmaterial eller matavfall. Ibland kan det vara fördelaktigt att späda ut sådana "torra" substrat för att underlätta inmatningen, till exempel genom tillsats av flytgödsel eller vätska som återförs från processen.



Figur 6. Successiv höjning av organisk belastning (OLR) till en mesofil (37°C) respektive termofil (55°C) biogasprocess i laboratorieskala (volym 45 liter). Processerna matades med källsorterat matavfall och pågick i 348 respektive 442 dagar. Den tillfälliga störningen i den termofila processen orsakades av en spricka i röt-kammarväggen som gjorde att materialet fick placeras i ny röt-kammare. Nordberg m fl 1999.

Uppehållstid

Med uppehållstid menas den tid som det tar att byta ut allt material (hela volymen) i rökammaren. I en biogasprocess omvandlas kolväten i fast form till gasformigt metan och koldioxid. Därmed sker hela tiden en reducering av mängden fast material, det vill säga innehållet av organiskt material minskar under processens gång. När processen tillförs nytt kolhaltigt substrat kommer detta också att omvandlas till gas. Oftast är dock belastningen av substrat högre än vad som bryts ner fullständigt mellan inmatningstillfällena. Genom att med jämna mellanrum ta ut en del av röt-kammarens innehåll behålls konstant volym i processen. Volymen ingående material är ibland större än volymen uttaget material eftersom en del avgår som gas i processen. Volymen in- respektive utgående material regleras också av tillsatt mängd vätska. Det uttagna materialet består dels av vatten med däri lösta salter, dels organiskt material som rötats i kammaren under kortare eller längre tid, den så kallade rötresten. I rötresten ingår också en viss mängd biomassa, det vill säga mikroorganismer som vuxit till under processens gång.

Hydraulisk och partikulär uppehållstid

Upphållstiden brukar anges som hydraulisk uppehållstid, eller hydraulic retention time (HRT), och är för en biogasprocess vanligen mellan cirka 10 och 25 dygn, men kan också vara längre. Ibland anges istället uppehållstiden för det partikulära materialet, eller solids retention time (SRT), i processen. I många fall är HRT och SRT lika långa, men i en röt-kammare där en viss del av rötresten återförs till processen blir SRT längre än HRT. Detta kan förekomma till exempel vid rötning av industriella avloppsslam, där det ingående materialet har hög vattenhalt och där återföring av rötat, förtjockat slam inklusive biomassa gör att mikroorganismerna får längre tid på sig att bryta ner den ingående organiska substansen.

Hur lång uppehållstiden ska vara beror bland annat på substratets sammansättning och på rötnings-temperaturen. Ett lättnedbrytbart substrat med mycket socker och stärkelse klarar mikroorganismerna i allmänhet att bryta ner på kort tid. Ett exempel är industriella avloppsvatten som endast innehåller lösligt organiskt material. I detta fall krävs ingen hydrolys, vilket tillåter en relativt kort HRT. Däremot kan mikroorganismerna behöva betydligt längre tid på sig för att effektivt attackera och bryta ner ett fiber- och cellulosrikt växtmaterial. För sådant material är det ofta hydrolysen, och inte metanbildningen, som blir det hastighetsbegränsande steget. Vid rötning av energigrödor används bland annat i Tyskland uppehållstider upp emot 50 – 100 dagar för att garantera god nedbrytning och stabil drift (Ergebnisse des Biogas-Messprogramms 2005).

Utrötningsgrad

Längre tid i röt-kammaren innebär ofta att mer metan kan utvinnas ur substratet, eftersom mikroorganismernas kontakt med det material som ska brytas ner förlängs. Utrötningsgraden anger i procent hur stor del av det organiska materialet som brutits ner och omvandlats till biogas under en viss tid. Generellt har satsvisa processer högre utrötningsgrad än kontinuerliga. I en satsvis process kan utrötningsgraden i teorin vara 100 %. Oftast är det dock inte ekonomiskt eller praktiskt möjligt att utvinna all metan som teoretiskt kan produceras från ett visst substrat. Vid satsvis rötning sker den största biogasproduktionen normalt i början, därefter bildas mindre biogas över tiden. Utrötningsgraden varierar också med substratet. Lättnedbrytbara substrat, som till exempel pressvätska från sockerbeter, kan ha en nedbrytningsgrad på över 90 % medan en fiberrik vallgröda inte bryts ner mer än till drygt 60 % av ingående organisk substans under motsvarande tid i röt-kammaren (Edström och Nordberg 2004).

Det är vanligt att rötresten pumpas vidare till ett rötrestlager, där en fortsatt nedbrytning av organiskt material och produktion av biogas kan ske över en längre tid. Generellt gäller att ju lägre utrötningsgraden är i själva röt-kammaren är, desto mer potential finns kvar för metanproduktion vid efterlagringen. Det är alltid viktigt att efterrötningen sker i täckta behållare så att inte metan och andra miljöstörande gaser läcker ut till atmosfären (se kapitel 6).

Råvara	Nedbrytningsgrad (% av VS)
Nötflytgödsel	35
Svinflytgödsel	46
Vallgröda	64
Sockerbeter	93
Frukt- och grönsaksavfall	91

Tabell 2. Ungefärliga utrötnings-/nedbrytningsgrader för några olika substrat (efter Edström och Nordberg 2004).

Belastning och temperatur påverkar

Uppehållstid och belastning bör regleras i förhållande till varandra för att uppnå maximalt gasutbyte. Generellt krävs längre uppehållstid vid en hög belastning. Om en process med kort uppehållstid belastas hårt finns risken att utrotningsgraden av materialet blir för låg. Temperaturen har också betydelse för uppehållstiden. I en mesofil process är uppehållstiden minst 15 dygn och oftast längre, medan en termofil process kan klara omsättningen av materialet snabbare, kanske på 10 dygn (Nordberg m fl 1999). Vanligt är dock att även termofila processer drivs vid något längre uppehållstid (minst 12 dygn) för att säkra en stabil drift (Kim m fl 2006).

Mikroorganismerna kan hållas kvar i processen

Om uppehållstiden blir alltför kort är det stor risk att mikroorganismerna inte hinner växa till i den takt som material tas ut ur processen. Som tidigare nämnts (kapitel 1) har de dominerande metanbildarna i en biogasprocess ofta fördubblingstider på upp till 12 dygn. Detta gör att uppehållstiden för materialet i rötchammaren sällan kan vara kortare än så. I annat fall sköljs mikroorganismerna helt enkelt ut i så stora antal att populationerna inte hinner återhämta sig fram till nästa uttag av rötrest. Genom att förtjocka slammet före rötning kan TS-halten och koncentrationen av aktiva mikroorganismer ökas i rötchammaren, en metod som utnyttjas vid landets reningsverk (VAV P42 1981).

Mikroorganismerna kan också hållas kvar med olika processtekniska lösningar. Som tidigare nämnts kan olika bärrmaterial användas i processen, vilket bland annat tillämpas i anaeroba filter och i så kallade AFBR (anaerobic fluidized bed reactors; Kumar m fl 2008). Mikroorganismerna fäster till bärrmaterial och kan därmed hållas kvar bättre i rötchammaren. Detta innebär att den partikulära uppehållstiden (SRT) ökar i förhållande till den hydrauliska uppehållstiden (HRT) i processen. Den långa partikulära uppehållstiden gör också att mikroorganismerna får möjlighet att anpassa sig till salter, ammoniak, sulfider med flera ämnen som annars i höga koncentrationer kan bli giftiga för dem.



Figur 7. Plastringar kan användas som bärrmaterial i anaeroba filter. Foto: Åsa Jarvis.

Andra typer av biogasreaktor som kan används när mikroorganismerna behöver hållas kvar i processen är till exempel UASB (upflow anaerobic sludge blanket) eller EGSB (expanded granular sludge bed). Här tillåts mikroorganismerna att ansamlas och växa i klumpar (aggregat). Trots höga inflöden av substrat kan de därför bli kvar i röt-kammaren. Nytt material pumpas in med sådan kraft att det ger en tillräcklig omblandning för att skapa kontakt mellan mikroorganismer och substrat (Lettinga m fl 1980, Kumar m fl 2008). Processer med kvarhållen biomassa används ofta vid behandling av industriella avloppsvatten med hög andel löst organisk material (Digman och Kim 2008).

Omrörning

Röt-kammaren utrustas lämpligen med någon form av omrörare för omblandning av substratet. Exempelvis kan olika typer av mekaniska omrörare eller pumpar användas. Omblandningen underlättar mikroorganismernas kontakt med substrat och näringsämnen samt ger en jämn temperatur i hela processen. Särskilt viktigt är det att de hydrolytiska mikroorganismerna får god kontakt med de olika molekyler som de ska bryta ner och att de och deras enzymer kan spridas till en stor kontaktyta på substratet. Omrörningen förhindrar dessutom att material ansamlas på botten av röt-kammaren samt minskar risken för skumbildning.

Omrörningen underlättar också för den viktiga kontakten och överföringen av vätgas mellan metanbildarna och de organismer som utför de anaeroba oxidationerna. Omblandningen får dock inte vara för kraftig. Ofta växer dessa mikroorganismer tätt ihop i klumpar, så kallade aggregat, vilket underlättar deras nära samarbete och överföringen av vätgas. Med en skonsam omrörning gynnas aggregatbildningen och metanbildarna hindras från att sköljas ut i vätskan. En kontinuerlig omrörning över dygnet gör att sedimentering undviks och befintlig röt-kammarmvolym utnyttjas på bästa sätt. Substrat med höga TS-halter är generellt svårare att blanda om än mer vätskeformiga material. Omrörning i substrattanken är också viktig för att undvika sedimentering och därmed ojämn belastning in till röt-kammaren.

Alkalinitet och pH

Biogasprocesser drivs vanligen bäst vid neutralt pH-värde eller strax däröver, det vill säga mellan pH 7.0 och 8.5. För att behålla ett neutralt och stabilt pH-värde krävs det att processen har en relativt hög och jämn alkalinitet. Alkaliniteten är ett mått på mängden alkaliska (basiska) ämnen i biogasprocessen. Ju högre alkaliniteten är desto större buffertförmåga finns i processen, vilket i sin tur främjar ett stabilt pH-värde. Alkaliniteten utgörs främst av bikarbonatjoner som står i jämvikt med koldioxid (se ekvation). Även kolsyra och karbonatjoner bidrar till alkaliniteten. Nedbrytning av kväverika substrat med höga andelar av proteiner och aminosyror kan öka alkaliniteten, eftersom den ammoniak som frigörs kan reagera med löst koldioxid och bilda ammoniumbikarbonat.

Ekvation 1. Koldioxid står i jämvikt med kolsyra och karbonater (Gerardi 2003)



CO_2 = koldioxid

H_2CO_3 = kolsyra

HCO_3^- = bikarbonat

CO_3^{2-} = karbonat

Alkaliniteten i en biogasprocess kan mätas dels som total alkalinitet (TA), dels som bikarbonatalkalinitet (BA). BA för stabila processer varierar vanligen i intervallet 3 000 – 15 000 mg HCO_3^- per liter. Ofta ger rötning av olika organiska material, till exempel grödor och slakteriavfall, högre alkalinitet än i processer där endast slam från reningsverk behandlas (VAV P42 1981, Nordberg m fl 2007, personlig kommunikation Halina Rybczynski, Kamlar Biogas AB).

En låg alkalinitet kan bero på att syraproduktionen i processen är för hög i förhållande till metanbildarnas kapacitet. Detta är särskilt vanligt vid uppstart, överbelastning och temperatursvängningar eller om mikroorganismerna utsätts för giftiga ämnen som hämmar deras aktivitet. En för hög alkalinitet kan å andra sidan medföra att ammoniak frigörs och hämmar metanbildarna. Gränsvärdet för detta kan variera mellan olika processer beroende på i vilken grad processens mikroorganismer är anpassade till höga ammoniakhalter. Om alkaliniteten i en biogasprocess inte är stabil ska detta ses som en varningsklocka för pH-förändringar och orsaken bör redas ut. Ett lågt pH-värde säger endast att störningen redan har slagit igenom, eftersom en kraftig sänkning inträffar först då huvuddelen av alkaliniteten förbrukats. Detta gör att det ofta är lättare att tillfälligt justera pH i en biogasprocess än att varaktigt förändra alkaliniteten. Alkalinitet och pH kan justeras i biogasprocessen genom tillsats av olika stabiliserande ämnen, se kapitel 5.

KONTROLLERA DIN KUNSKAP

- Vad är skillnaden mellan en kontinuerlig och en satsvis process?
- När kan det vara av intresse att ha en två-stegs process?
- Går det att gå från mesofil till termofil rötningstemperatur?
- Vad innebär begreppet belastning?
- Vad är utröttningsgrad?
- Varför har processer som drivs vid en termofil rötningstemperatur ofta en kortare uppehållstid än processer som drivs vid en lägre temperatur?
- I vissa processtyper är SRT högre än HRT. Hur är detta möjligt?
- Vad är alkaliniteten ett mått på?

LITTERATUR

1. *A guide to anaerobic digestion*, A (2005). Composting Association.
2. Anderson, J. och Björnsson, L. (2002). *Evaluation of straw as a biofilm carrier in the methanogenic two-stage anaerobic digestion of crop residues*. *Bioresource Technology* 85: 51-56.
3. Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P. och Ellegaard, L. (2006) *Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor*. *Water Research* 40: 2621-2628.
4. Aylward, G. och Findlay, T. (1994) *SI chemical data*. John Wiley & Sons, Milton, Queensland, Australia.
5. *Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter – goda svenska exempel*. (2008). Rapport Svenska Gasföreningen, Stockholm.
6. Bouskova, A., Dohanyos, M., Schmidt, J.E. och Angelidaki, I. (2005) *Strategies for changing temperature from mesophilic to thermophilic conditions in anaerobic CSTR reactors treating sewage sludge*. *Water Research* 39: 1481-1488.
7. Chen, M. (1983) *Adaptation of mesophilic anaerobic sewage fermentor populations to thermophilic temperatures*. *Applied and Environmental Microbiology* 45: 1271-1276.
8. Colleran, E., Barry, M., Wilkie, A. och Newell, P.J. (1982) *Anaerobic digestion of agricultural wastes using upflow anaerobic filter design*. *Process Biochemistry* 17: 12-17.
9. Digman, B. och Kim, D.S. (2008). *Review: Alternative energy from food processing wastes*. *Environmental Progress* 27: 524-537.
10. Dinsdale, R.M., Hawkes, F.R och Hawkes, D.L. (1997) *Comparison of mesophilic and thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating instant coffee production wastewater*. *Water Research* 31: 163-169.
11. Duran, M. och Speece, R.E. (1997) *Temperature-staged anaerobic process*. *Environmental Technology* 18: 747-754.
12. Edström, M. och Nordberg, Å. (2004) *Producera biogas på gården – gödsel, avfall och energigrödor blir värme och el*. JTI-rapport nr 107, Uppsala.
13. *Ergebnisse des Biogas Messprogramms (2005) Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.* (www.FNR.de)
14. Fannin, F.F. och Biljetina, R. (1984) *Reactor Design. Anaerobic digestion of biomass*. Chynoweth, D.P och Isaacson, R (eds). Elsevier Applied Sciences, London.
15. Gerardi, M.H. (2003) *The microbiology of anaerobic digesters*. In: *Wastewater microbiology series*, John Wiley & Sons Inc. New Jersey, USA.
16. Held, C., Wellacher, M., Robra, K-H. och Gübitz, G.M. (2002). *Two-stage anaerobic fermentation of organic waste in CSTR and UFAF – reactors*. *Bioresource Technology* 81: 19-24.
17. Jewell, W.J., Dellorto, S., Fanfoni, K.J., Jackson, D. och Kabrick, R.M. (1981). *Dry anaerobic methane fermentation*. *Biogas alcohol fuels production* 2: 159-178.
18. Kim, J.K., Oh, B.R., Chun, Y.N. och Kim, S. W. (2006) *Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste*. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 102: 328-332.
19. Kreuger, E. och Björnsson, L. (2006) *Anaerobic digestion of horse manure with and without co-digestion with grass-clover silage in a batch loaded reactor with percolation*. Rapport, Institutionen för Bioteknologi, Lunds universitet.

20. Kumar, A., Yadav, A.K., Sreerishnan, T.R., Satya, S. och Kaushik, C.P. (2008). *Treatment of low strength industrial wastewater by anaerobic hybrid reactor*. *Bioresource Technology* 99: 3123-3129.
21. Lettinga, G., van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., de Zeeuw, W. och Klapwijk, A. (1980) *Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment*. *Biotechnology and Bioengineering* 22: 699-734.
22. Lettinga G. (2005). *The anaerobic treatment approach towards a more sustainable and robust environmental protection*. *Water Science and Technology* 55: 1-11.
23. Léven, L., Nyberg, K., Korkea-Aho, L., och Schnürer, A. (2005) *Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonium oxidising bacteria in soil*. *Science and the total Environment* 364: 229-238.
24. Léven, L., och Schnürer, A. (2005) *Effect of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions*. *International Biodeterioration & Biodegradation* 55: 153-160.
25. Levén, L., Eriksson, A. och Schnürer, A. (2007). *Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste*. *FEMS Microbiology Ecology*. 59: 683-693.
26. Lindorfer, H. Waltenberger, R., Köllner, K., Braun, R. och Kirchmayr, R. (2008) *New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters*. *Bioresource Technology* 99: 7011-7019.
27. Madigan, M.T. och Martinko, J.M. (2006) *Brock Biology of Microorganisms (11th ed.)* Pearson Education Ltd, London
28. Mshandete, A.M., Björnsson, L., Kivaisi, A.K., Rubindamayugi, M. S. och Mattiasson, B. (2008). *Performance of biofilm carriers in anaerobic digestion of sisal leaf waste leachate*. *Electronical Journal of Biotechnology* 11: 1-8.
29. Nordberg, Å., Jarvis, Å. Mathisen, B. och Svensson, B.H. (1999) *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted municipal solid waste*. *Proceedings International Conference ORBIT 99, Biological Treatment of Waste and the Environment, Weimar: 271-276*.
30. Nordberg U. och Nordberg, Å. (2007) *Torrötning – kunskapsammanställning och bedömning av utvecklingsbehov*. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr 357, Uppsala.
31. Nordberg, Å., Jarvis, Å., Stenberg, B., Mathisen, B och Svensson, B. (2007) *Anaerobic digestion of alfalfa silage with recirculation of process liquid*. *Bioresource Technology* 98: 104-111.
32. Nyns, E.-J. (1986) *Biomethanation process*. *Biotechnology* 8 (Schönborn, W. ed). 207-267.
33. Pender, S. (2000) *Mesophilic and thermophilic anaerobic treatment of molasses-based wastewater*. Doktorsavhandling. National University of Ireland, Galway, Irland.
34. Philpott, U. (2001) *Mesophilic and thermophilic treatment of sulphate containing wastewater*. Doktorsavhandling. National University of Ireland, Galway, Irland.
35. Pohland, F.G. och Gosh, S. (1971) *Developments in anaerobic stabilization of organic wastes – the two-phase concept*. *Environmental Letters* 1: 255-266.
36. Richards, B.K., Cummings, R.J., Jewell, W.J. och Herndon, F.G. (1991) *High solids anaerobic methane fermentation of sorghum and cellulose*. *Biomass and Bioenergy* 1: 47-53.
37. Ryan, P. (2008) *The ecology, metabolism and role of homoacetogens in high rate anaerobic digesters*. Doktorsavhandling. National University of Ireland, Galway, Irland.
38. Sahlström, L. (2003). *A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants*. *Bioresource Technology*. 87: 161-166.
39. Sakar, S., Yetilmezsoy, K. och Kocak, E. (2009) *Anaerobic digestion technology in poultry and livestock treatment – a literature review*. *Waste Management & Research* 27: 3-18.

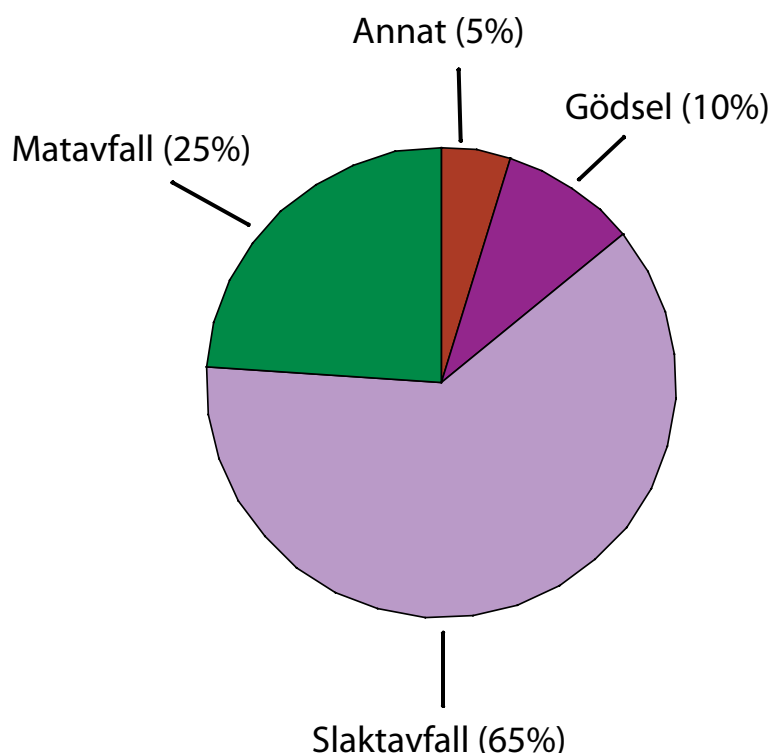
40. Svahn, J. (2006) *Energioptimering av biogasproduktion – hur primärenergibehov till biogasanläggning kan minskas med energiåtervinning och isolering*. Examensarbete Energiteknik, Umeå Universitet.
41. VAV P42 (1981) *Rötning av kommunalt slam – teknik med nya möjligheter*. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Stockholm.
42. Verrier, D., Roy, F. och Albagnac, G. (1987) *Two-phase methanization of solid vegetable wastes*. *Biological Wastes* 22: 163-177.
43. Van Lier, J.B. (1995) *Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability*. Doktorsavhandling. Agricultural University, Wageningen, Nederländerna.
44. Verstraete, W., de Beer, D., Lettinga, G. och Lens, P. (1996) *Anaerobic bioprocessing of organic wastes*. *World Journal of Microbiology & Technology* 12: 221-238.
45. Wagner, I.D. och Wiegand, J. (2008) *Diversity of thermophilic anaerobes*. *Annals of New York Academy of Sciences* 1125: 1-43.
46. Zinder, S. H. (1986) *Patterns of carbon flow from glucose to methane in a thermophilic anaerobic bioreactor*. *FEMS Microbiology Ecology* 38: 243-250.

3. SUBSTRAT

Materialet som tillförs en biogasprocess är mikroorganismernas substrat (mat) och karaktären påverkar i stor utsträckning processens stabilitet och effektivitet. Substratets sammansättning har betydelse både för hur mycket gas som bildas och för gasens kvalitet. Sammansättningen inverkar i slutänden också på den bildade rötrestens kvalitet, både avseende innehåll av växtnäring och av eventuella föroreningar (metaller, organiska föroreningar, sjukdomsalstrande organismer etc). Genom att välja rätt material finns alltså stor möjlighet att påverka utgången av processen, maximera energiuttaget och producera biogödsel av god kvalitet.

3.1 Substrat för biogasproduktion

Många olika typer av organiskt material kan användas för biogasproduktion, sannolikt många fler än de som används redan idag. Den största källan för biogasproduktion i Sverige är idag olika slam från våra kommunala avloppsreningsverk. Andra vanliga substrat för biogasproduktion är slakteriavfall, avfall från livs- och fodermedelsindustri, källsorterat matavfall och gödsel. Dessa avfall behandlas i så kallade samrötningsanläggningar runt om i Sverige. Exempel på andra material som också behandlas i dessa anläggningar är bland annat fettavskiljarslam, flotyrfett, avfall från mejeriindustrin, sockerlösningar från läkemedelsindustri, ensilerad vall, vete och drank (restprodukt från etanolproduktion) etcetera. I framtiden spås också olika grödor och avfall från jordbrukssektorn bli viktiga substrat för biogasproduktion. Andra mer ovanliga material som för tillfället utvärderas för biogasproduktion är alger, gräs, hönsfjädrar och träråvaror (t ex salix). Totalt produceras idag biogas som motsvarar en energimängd på cirka 1.3 TWh/år, men den teoretiska potentialen från inhemska restprodukter exklusive skogsavfall anses ligga kring 15 TWh/år (Nordberg 2006, Linné m fl 2008).



Figur 1. Andelen biogasproduktion från olika substrat vid svenska samrötningsanläggningar (ej reningsverk). Nordberg 2006.

3.2 Hur väljer man substrat till en biogasprocess?

Många olika organiska material kan brytas ner till biogas i en röt-kammare (Gunaseelan 1997). Det finns naturligtvis vissa material som lämpar sig bättre än andra, och vissa generella riktlinjer som kan tillämpas, men mycket hänger samman med vilka processparametrar som används, till exempel belastning, temperatur, uppehållstid med mera. Hur bra ett visst material fungerar i en biogasprocess kan också bero på vilken förbehandling som tillämpas eller på om materialet används som enda substrat eller om det samrötas med något annat material. Förekomst av eventuellt toxiska (giftiga) komponenter eller lignin, som inte alls bryts ner i en biogasprocess, spelar också in. Nedan diskuteras vilken betydelse substratets sammansättning har för mikroorganismerna, och därmed också för gasproduktionen samt hur ett materials lämplighet för biogasproduktion kan utvärderas.

3.3 Substratets betydelse för mikroorganismerna och gasproduktionen

Substratets sammansättning har stor betydelse för mikroorganismerna i processen och därmed också för stabiliteten och gasproduktionen. Substratet måste uppfylla mikroorganismernas näringskrav, det vill säga innehålla energikällor och olika komponenter som behövs för att bygga nya celler (kapitel 1). Substratet behöver också innehålla olika komponenter som behövs för aktiviteten hos mikroorganismernas enzymssystem, såsom spårämnen och vitaminer. När det gäller nedbrytning av organiskt material i en biogasprocess anses vidare förhållandet mellan kol och kväve (C/N-kvoten) vara av stor betydelse. Det är viktigt att kvoten inte blir för låg, det vill säga för mycket kväve i relation till kol. Då kan processen lätt drabbas av ammoniakhämmning (se nedan under Proteinrika material). Kvoten ska heller inte vara för hög, då bakterierna i processen kan uppleva kvävebrist (Yen och Brune 2007). Det är svårt att säga vilken kvot som är den optimala eftersom den varierar med olika substrat och också med processförhållandena.

Faktorer som inverkar på vilken C/N-kvot som är den mest optimala för en process är exempelvis:

1. Om substratet är begränsande i andra avseende än på kol eller kväve, till exempel låga nivåer av fosfor eller spårämnen. Detta kan då få en inverkan på funktionen hos processen som blir av större betydelse än C/N-kvoten (Handreichung 2004, Speece 1984).
2. Processens nedbrytningseffektivitet. Om processens utröttningsgrad, det vill säga hur stor andel av det organiska materialet som omvandlas till metan, är låg kommer en mindre andel av kvävet att frisättas som ammoniak jämfört med en process med en hög utröttningsgrad. En sådan process "klarar" då ett substrat med en låg C/N-kvot bättre än en mer nedbrytningseffektiv process (personlig kommunikation Pernilla Bratt, Skövde kommun).
3. Sammansättningen av substratet, det vill säga vilka komponenter som egentligen svarar för kvoten. Kolföreningar som cellulosa bryts ner långsamt och risken för försurning av processen är då betydligt lägre jämfört med om huvuddelen av kolet är glukos, som bryts ner mycket snabbt. En del av kolet kan också förekomma i form av lignin, som i intakt form inte alls bryts ner under processen (Gunaseelan 2007)

Värden på C/N-kvot som anses fungera i en biogasprocess varierar i litteraturen mellan 10-30, med ett optimum mellan 15 och 25 (Speece 1984, Nyns 1986, Handreichung 2004, Yadvika m fl 2004, Hansson och Christenssen 2005, Yen och Brune 2007, Liu m fl 2008). C/N-kvoten har stor betydelse för hur mycket och också vilka fettsyror som bildas (Liu m fl 2008). Med ökande C/N-kvot (i området 10-30) ökar bildningen av fettsyror i processen (Callaghan m fl 2002, Yen och Brune 2007, Liu m fl 2008). Om nivåerna inte blir för höga kan detta också stimulera metanbildningen (Callaghan m fl 2002, Sosnowski m fl 2003, Yen och Brune 2007).

Material	C/N- kvot
Nötgödsel-flyt	6-20
Höns gödsel	3-10
Sving gödsel-flyt	5
Halm	50-150
Gräs	12-26
Potatis	35-60
Sockerbetor/betblast	35-46/14
Spannmål	16-40
Frukt och grönsaker	7-35
Blandat matavfall	15-32
Slakteriavfall-mjukdelar	4
Slakteriavfall - mag/tarm	22-37
Matavfall	3-17
Drank	8

Tabell 1. C/N-kvoten hos några olika material som kan användas som substrat för biogasproduktion (Kang 1993, Eklind m fl 1997, Bernersson m fl 1999, Hadders m fl 2001, Murto m fl 2004, Gunaseelan 2007, Cirne m fl 2007, Parawira m fl 2008, Lethomäki 2008a, Carlsson och Uldal, 2009). Kvoten kan variera något beroende på ursprung/odling av ett visst material

Det är också bra om substratet inte är för utspätt, det vill säga innehåller för mycket vatten i relation till mängden organiskt substrat. Om materialet är för utspätt, och innehåller för lite organiskt material, är risken stor att mikroorganismerna tvättas ut ur en kontinuerlig process. Detta eftersom deras tillväxthastighet är låg. Vilka vattenhalter som fungerar beror på vilken typ av process som används. Ett mycket utspätt material kan behandlas med olika tekniker som håller kvar mikroorganismerna, till exempel genom att använda ett bärrmaterial eller genom att föra tillbaka biomassa (Fannin och Biljetina, 1984, Barber and Stuckey 1999, Mahmoud m fl 2003, Liao m fl 2006). Ett bra riktmärke för en kontinuerlig process, som vanligtvis används för mer fasta avfall, är ett torrsustansvärde (TS) på 7-10% (Gunaseelan, 1997, Svärd och Jansen 2003, Yadvika m fl 2004, Nordberg 2006). TS-halten på slammet som rötas vid avloppsreningsverken är vanligtvis något lägre, cirka 4-6% (Svärd och Jansen 2003). En annan faktor av betydelse är materialets tillgänglighet för organismerna. Genom att finfördela materialet ökar tillgängligheten för mikroorganismerna, något som kan ge ett snabbare gasbildningsförlopp och ett högre utbyte.

3.4 Substratets sammansättning

Olika komponenter i ett organiskt material har olika energiinnehåll och genererar därför olika mängd gas samt gas med olika metaninnehåll. Eftersom mikroorganismerna som är aktiva under den syrefria nedbrytningen använder mycket små mängder energi för sin egen tillväxt hamnar huvuddelen, av den från substratet tillgängliga energin, som metan. I tabell 2 redovisas ungefärliga biogas- och metanmängder som kan bildas från kolhydrater, protein och fett. Genom att använda dessa värden för ett blandat material är det möjligt att göra en teoretisk beräkning av hur mycket gas som kan bildas.

	~Bildad biogas (m ³ /kg VS)	Biogasens sammansättning: CH ₄ :CO ₂ (%)
Kolhydrater	0,38	50:50
Fett	1,0	70:30
Protein	0,53	60:40

Tabell 2. Teoretisk mängd och sammansättning av biogas bildad från kolhydrat, fett och protein (Berglund och Börjesson 2003)

Ett beräkningsexempel

Fråga. Vilken är den teoretiska mängd biogas som är möjlig att få ut från 1 ton matavfall med nedanstående sammansättning?

Parametrar	Matavfall
Våtvikt	1000 kg
TS(torrsubstans)	33 % av våtvikt
VS(volatile solids)	90% av TS
Fett	19% av VS
Protein	20% av VS
Kolhydrat	61% av VS

Svar: Vid beräkningen är det viktigt att tänka på att det endast är den organiska fraktionen, det vill säga VS (volatile solids), som organismerna kan utnyttja och som därför ligger till grund för biogasproduktionen.

Fett	$1000 \text{ kg (våtvikt)} \times 0,33 \text{ (\% TS av våtvikt)} \times 0,9 \text{ (\%VS av TS)} \times 0,19 \text{ (\% fett av VS)} \times 1,0 \text{ (m}^3 \text{ biogas/kg fett)} = 56 \text{ m}^3 \text{ biogas/ton matavfall}$
Protein	$1000 \times 0,33 \times 0,9 \times 0,20 \times 0,53 = 31 \text{ m}^3 \text{ biogas/ton matavfall}$
Kolhydrat	$1000 \times 0,33 \times 0,9 \times 0,61 \times 0,38 = 69 \text{ m}^3 \text{ biogas/ton matavfall}$
Summa biogas:	$56 + 31 + 69 = 156 \text{ m}^3$
Summa metan:	$(56 \times 0,70) + (31 \times 0,60) + (69 \times 0,5) = \sim 92 \text{ m}^3$

Vid beräkning av teoretisk mängd biogas är det viktigt att tänka på att de uträknade värdena inte är exakta och att teori och praktik inte helt stämmer överens. Eftersom det är många faktorer som inverkar på den slutliga nedbrytningsgraden och därmed också på biogasmängden finns flera anledningar till skillnader mellan teori och praktik. En anledning är att en del av energin som finns tillgänglig i substratet används för produktion av ny biomassa, det vill säga nya mikroorganismer, och därför inte används för bildning av metan. En annan anledning är att inte allt material som går in i en kontinuerlig process kommer att bytas ner. Detta beror inte på en dålig process utan helt enkelt på den kontinuerliga matningen och uttaget. I en väl fungerande biogasprocess är det vanligt att utrottningsgraden ligger mellan cirka 50 och 70 %. Vissa delar av det organiska materialet bryts inte ner alls ner i en biogasprocess, till exempel lignin. Detta innebär att även om processen fungerar mycket bra kommer den praktiskt erhållna mängden gas aldrig att överensstämma med den teoretiskt beräknade. I en satsvis process kan å andra sidan i princip allt organiskt material (som är nedbrytbart) ge upphov till biogas.

En annan anledning till bristen på överensstämmelse mellan teori och praktik är att olika socker, proteiner och fetter har något olika sammansättning och struktur och att dessa kan variera avseende energiinnehåll. Därmed kan också mängden producerad gas variera för till exempel olika typer av socker. Genom att ta hänsyn till sammansättningen av kol, syre, kväve och väte på materialet som ska rötas är det möjligt att göra en mer noggrann beräkning (Berglund och Börjesson 2003, Möller m fl 2004, Gunaseelan 2007). En del av den organiska fraktionen kan också vara svårtillgänglig för mikroorganismerna och inte brytas ner i någon större omfattning, till exempel lignin. Dessutom kan de olika komponenterna var och en för sig i för höga halter leda till en minskning av metanhalten. Så kan till exempel en för hög andel protein, som i teorin ger mycket gas, ge betydligt mindre mängder biogas än beräknat på grund av ammoniakhämmning av de metanbildande mikroorganismerna.

Ett annat sätt att utvärdera ett substrat som ger ett något mer rättvisande resultat är att göra så kallade satsvisa eller kontinuerliga försök i laboratoriet. I satsvisa utrotningsförsök utvärderas och beräknas ett visst substrats metanbildningspotential (se kapitel 7). Genom att göra sådana försök är det möjligt att bättre bedöma ett visst materials värde för en biogasanläggning. I tabell 3 anges den ungefärliga metanpotentialen från några olika substrat, bestämda med satsvisa utrotningsförsök under mesofil temperatur.

Substrat	Ungefärligt utbyte av metan ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{ton VS}$)
Matavfall	400-600
Frukt- och grönsaksavfall	200-500
Gödsel från nöt, svin eller höns	100-300
Slakteriavfall	700
Spannmål	300-400
Sockerbeta	300-800
Ensilage av gräs	350-390
Gräs	200-400
Halm	100-320
Slam från reningsverk	160-350
Drankvatten	300-400

Tabell 3. Specifik gasproduktion för några olika tänkbara substrat för biogasproduktion. De angivna värdena är ungefärliga (Bolin m fl 1988, Gunaseelan 1997, 2004, 2007, Möller m fl 2004, Davidsson m fl 2006, Leksell 2005, Stenström Moglia 2007, 2008, Åkerlund 2008, Lethomäki m fl 2008a,b, Demetriades 2008). Fler värden finns att tillgå i Linné m fl (2008) och Carlsson och Uldal (2009).

Den specifika gasproduktionen kan variera mellan olika försök på samma typ av substrat. Denna variation beror på att ympen, det vill säga de mikroorganismer som utför själva nedbrytningen, varierar mellan olika anläggningar och har olika god förmåga att bryta ner ett specifikt substrat. Variationen kan också bero på substratets karaktär, rötningsstemperatur och på vilken förbehandling som använts. Matavfall har till exempel inte alltid samma sammansättning utan denna kan variera från ort till ort och beror också på när på året det är insamlat. Sammansättningen av en gröda varierar beroende på var och under vilka betingelser den är odlad (jordtyp, klimat etc) och också på när den skördas (Gunaseelan 1997, Kreuger m fl 2007, Anon m fl 2007, Lethomäki m fl 2008a). Dessutom kan lagringsbetingelser och lagringstid av grödor också påverka gasutbytet (Pakarinen m fl 2008, Anon m fl 2007, Pakarinen m fl 2008). En dålig lagring kan till exempel leda till att förskämningorganismer utnyttjar en del av den tillgängliga energin i grödan och därmed sänks gaspotentialen (Haraldsson 2008).

Samrötning av olika substrat

Generellt ger samrötning av olika material ett bättre resultat (Nordberg m fl 1997, van Lier m fl 2001, Ahring 2003, Yadvika m fl 2004, Alvarez och Lidén 2008). Vid samrötning fås ofta mer gas än vad som kan förväntas utifrån gasproduktion från de enskilda substraten (se tabell 4). Förklaringen till detta är bland annat att ett blandat material har större förutsättning att innehålla alla de komponenter som är viktiga för mikroorganismernas tillväxt. En blandning kan till exempel ge bättre tillgång på spårämnen eller en mer optimal C/N-kvot. Dessutom, om substratet är komplext och inte alltför ensidigt, gynnas tillväxten av flera olika typer av mikroorganismer i röt-kammaren. En kontinuerlig process som matas under en längre tid med ett alltför ensidigt substrat, till exempel enbart ett sockerrikt material, får efter en tid svårt att bryta ner proteiner och fett. Organismer med förmåga att bryta ner fett och protein har då till stor del tvättats ut ur processen.

Ett varierat substrat är alltså önskvärt då det förbättrar förutsättningen för en stabil och robust process. Om mikroorganismersamhället redan från början har fått utvecklas under nedbrytning av många olika typer av komponenter klarar processen fortsatt också en högre variation i substratsammansättning över tiden. Vid en samrötning finns det också större förutsättningar för att processen ”klarar av” substrat som innehåller toxiska (giftiga) komponenter. Om det från början finns många olika mikroorganismer som uppfyller samma funktion, exempelvis nedbrytning av socker klarar sig processen fortsatt bra även om en eller flera av dessa slås ut på grund av toxiska effekter. Så länge det finns överlevare går processen bra. Slutligen kan också samrötningen förbättra de tekniska förutsättningarna, till exempel genom att ge en bättre pumpbarhet och omrörning (Nordberg m fl 1997).

Blandning (VS%)		Metanutbyte
Betblad	Potatisavfall	m ³ /kg VS och dag
100	-	2.1
-	100	2.5
33	67	3.9

Tabell 4. Metanutbyte vid samrötning av potatisavfall och sockerbetsblad (Parawira m fl 2008). Kvoten C/N för potatisavfallet var 35 och för betbladen 14.

För att uppnå en stabil röttningsprocess med en blandning av substrat är det bra om blandningen kan ske under kontrollerade förhållanden i en substrattank. För att få en bra blandning av olika ingående komponenter och kunna belasta mikroorganismerna med ungefär samma mängd material hela tiden är det viktigt att ha god kunskap om sammansättningen på de ingående materialen. Genom att till exempel regelbundet analysera VS på de olika substraten, eller på den färdiga substratblandningen, går det att kontrollera att belastningen hela tiden blir jämn.

3.5 Förbehandling

Det är vanligt att materialet förbehandlas innan det går in i biogasprocessen. Anledningarna till en sådan förbehandling är flera (Mata-Alvarez m fl 2000, Tsao 1987).

1. Avdöda sjukdomsalstrande mikroorganismer, det vill säga en hygienisering.
2. Ta bort material som inte kan brytas ner och/eller som stör processen. Denna förbehandling kan handla om att slita upp och plocka bort plastpåsar som inte bryts ner i processen eller att få bort sand eller bestick som sliter på kvarnar och knivar och som sjunker till botten i röt-kammaren. Detta är en förbehandling av mer teknisk betydelse för processen och kommer inte att behandlas vidare i denna skrift.
3. Koncentrera materialets organiska innehåll, det vill säga en förtjockning.
4. Öka tillgängligheten på det organiska materialet, det vill säga en minskning av partikelstorlek eller ökning av löslighet.

Hygienisering

För att undvika smittspridning i samband med hantering och användning av substrat och rötrest är det viktigt att avdöda (hygienisera) eventuella sjukdomsalstrande organismer. Den vanligaste hygieniseringsmetoden för substrat på biogasanläggningar är upphettning till 70°C i en timme, en behandling som enligt EU förordning EEC 1774/2002 krävs för låg-risk animaliskt avfall (kategori 3). Alternativa metoder som ger motsvarande avdödning som denna så kallade pastörisering är, från och med 2007, också tillåtna (se kapitel 6). Förutsättningen är att den använda metoden minskar halten bakterier med 1000 000 gånger och värmeståligena virus med 1000 gånger. Förekomst av patogener, det vill säga sjukdomsalstrande mikroorganismer, i substratet påverkar vanligtvis inte utgången av själva biogasprocessen. Närvaro av patogener i substratet kan däremot påverka kvaliteten och därmed användbarheten hos rötresten, varför detta ämne utvecklas mer i kapitel 6.

Förtjockning

Genom att låta materialet passera genom till exempel en press eller skruv är det möjligt att höja substratets TS-halt. Detta är bra då det minskar den volymetriska belastningen på röt-kammaren. Den frigjorda volymen kan i stället användas för att öka den organiska belastningen och därmed ge ökat gasutbyte. En nackdel med att ta bort en del vatten är att det finns en risk för att vissa nödvändiga näringsämnen, till exempel salter försvinner. En del organiskt material kan också vara löst i vattnet och denna del går då förlorad som substrat för gasproduktion. Avvattningen kan också leda till ett ökat slitage på kvarnar, omrörare med mera eftersom även icke organiskt material som grus eller dylikt koncentreras.

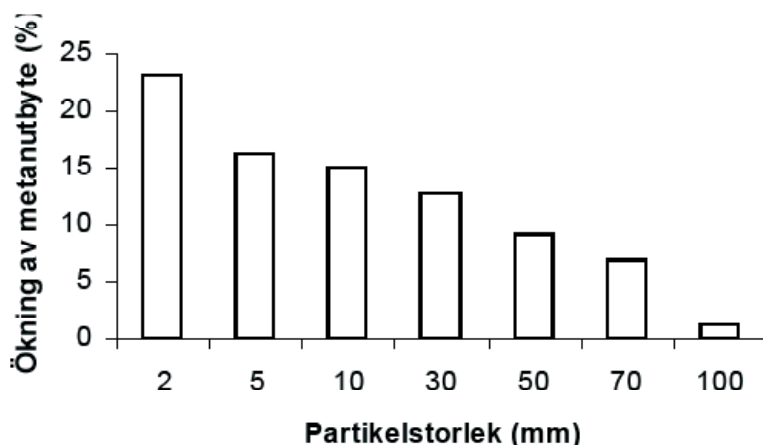
Minskning av partikelstorlek / ökad löslighet

Det finns många olika förbehandlingsmetoder av substrat till biogasprocessen som används för att öka tillgängligheten av materialet för nedbrytning. Den vanligaste är mekanisk sönderdelning med till exempel en kvarn, mixer, skruv eller roterande knivar. Sönderdelningen kan också ske på termisk, kemisk eller biologisk väg genom ångexplosion, värmebehandling, tillsats av syror/baser, ultraljud, elektroporation, hydrolytiska enzymer med mera (Tsao 1987, Alvarez 2008, Yadvika m fl 2004, Medes m fl 2005, Bour-grier m fl 2006, 2008, Davidsson och Jansen 2006, Davidsson m fl 2007, Bochmann m fl 2007, Dewil 2007, Däverhög och Balmér 2008, Wawrzyn´czyk 2007, Xie m fl 2007, Stenströmmér Moglia 2008, Demetriades, 2008). Genom att kombinera metoder är det möjligt att nå högre grad av sönderdelning. Vilken metod som ger bäst resultat beror på substratets kemiska sammansättning och på strukturen.

Varför leder denna förbehandling till ökad gasproduktion? Jo, förbehandlingen är positiv för mikroorganismerna eftersom sönderdelningen ofta ökar lösligheten och därmed tillgängligheten på det organiska materialet. En finfördelning gör också att den totala ytan på materialet ökar. Många mikroorganismer, speciellt de som är aktiva i det inledande hydrolytiska steget, vill gärna fästa på materialet som de ska bryta ner. Ju mindre partiklarna är desto större blir den totala fästytan. Genom att fästa kan organismerna utsöndra sina klyvande enzymer och mer eller mindre simultant ta in klyvningsprodukten i cellen. På det sättet får de en konkurrensfördel gentemot de organismer som inte kan fästa på det organiska materialet och nedbrytningshastigheten ökar.

Enligt EU-förordning EG 208/2006 föreslås den maximala partikelstorleken vara 12 mm, det vill säga för en bra nedbrytning bör partikelstorleken understiga 12 mm. Flera studier visar också på ett tydligt samband mellan partikelstorlek och metanutbyte och för en maximal nedbrytning kan partikelstorleken gärna vara bara någon mm eller till och med mindre (Figur 2; Mshandete m fl 2006, Yadvika m fl 2004, Angelidaki och Ahring 2000, Tsao 1987, Hills och Nakamo 1984). En alltför liten partikelstorlek kan dock ställa till problem med igensättning av utrustning på den storskaliga anläggningen.

Viktigt att tänka på är att en förbehandling nödvändigtvis inte ökar det potentiella gasutbytet, det vill säga den mängd biogas som totalt kan utvinnas ur ett visst material, även om det inledande nedbrytningssteget går fortare. Organismerna i biogasprocessen har en enastående förmåga att bryta ner många olika typer av föreningar. Ofta handlar det "bara" om att ge dem tillräckligt mycket tid. Tiden kan emellertid vara mycket viktig för ekonomin på en biogasanläggning. Om nedbrytningen går snabbare innebär det att uppehållstiden på anläggningen kan kortas utan att gasutbytet behöver minska.



Figur 2. Effekt av partikelstorleken på metanutbytet av sisal fiber (Modifierad från Mshandete m fl 2006). Ökningen av metanutbytet är i jämförelse med obehandlat material.

3.6 Olika substratkomponenters betydelse för processen

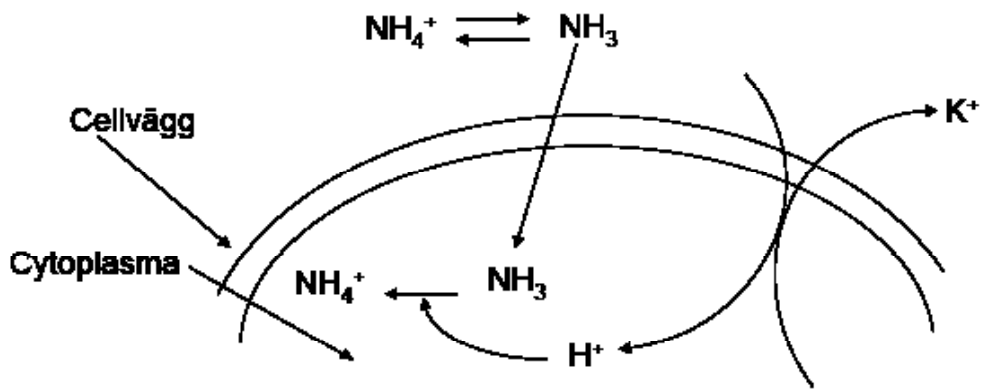
Olika komponenter i det ingående substratet kan som nämnts ovan ge varierande mycket gas på grund av olikheter i energiinnehåll. Komponenterna kan också påverka processen på andra sätt. Nedan ges generell information kring anaerob nedbrytning av material med högt innehåll av protein, kolhydrat eller fett.

Proteinrika material

Många organiska avfall innehåller proteiner, som precis som fett är energirika och ger förhållandevis mycket metan i biogasen. Exempel på material som är proteinrika är slakteriavfall, svin- och hönskött samt drank från etanolindustrin. Även andra material som till exempel matavfall innehåller proteiner, dock i mindre mängder. Proteiner består av långa kedjor av aminosyror. Det finns totalt 20 olika aminosyror i proteiner och sammansättningen i kedjorna varierar. Gemensamt för alla ingående aminosyror är att de har aminogrupper ($-NH_2$). När proteiner bryts ner i en biogasprocess omvandlas de under hydrolysen först till enskilda aminosyror eller till peptider (kortare kedjor av aminosyror).

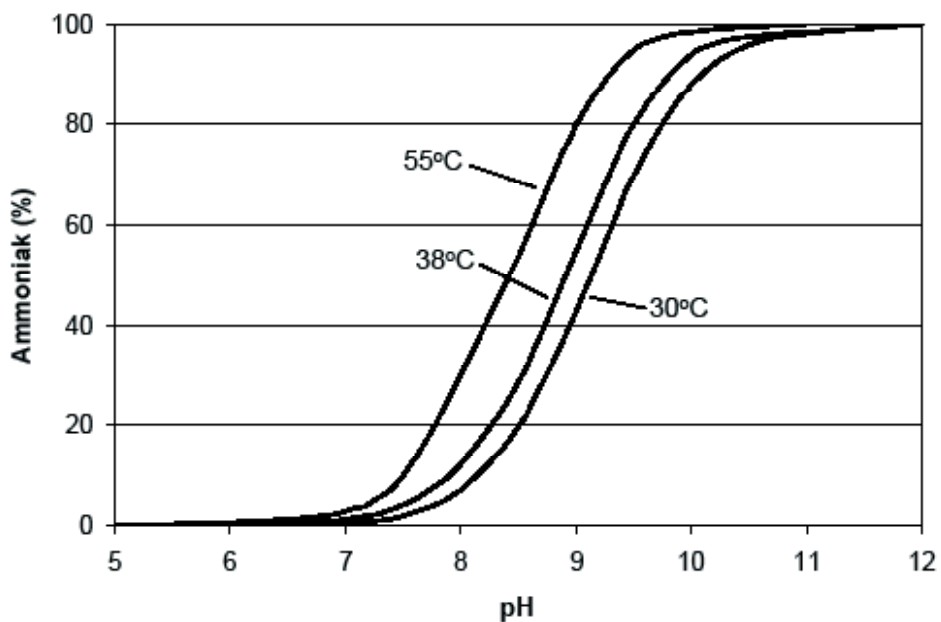
När sedan aminosyrorna bryts ner vidare i nästa steg, fermentationen, frigörs aminogrupperna som ammoniak (NH_3) eller ammonium (NH_4^+). Ammoniak och ammonium står i jämvikt med varandra. Vilken form som dominerar beror bland annat starkt på rådande pH och temperatur. Ammoniak (inte ammonium) verkar generellt avdödande på många organismer i höga koncentrationer och i biogasprocessen är det de metanbildande mikroorganismerna som först blir hämmade när koncentrationen av ammoniak börjar öka (Warren 1962, Sprott och Patel 1986, Hashimoto 1986, Schnürer och Nordberg 2008). Denna hämning leder till instabilitetsproblem (se kapitel 8) i processen.

Varför hämmas metanbildaren av ammoniak? Anledningen till hämningen är inte helt känd, men har föreslagits bero på att ammoniak, som är en oladdad förening, kan ta sig in i cellen. I cellen omvandlas ammoniak till ammonium, en reaktion som "konsumerar" vätejoner. När vätejoner försvinner måste cellen kompensera för detta på något sätt, annars kommer pH i cellen att förändras. För att hålla pH konstant pumpar metanbildaren in vätejoner från omgivningen samtidigt som den pumpar ut kaliumjoner. Detta gör att cellen får brist på kalium. Olika metanbildare har olika mycket kalium i cellen från början, något som gör att de hämmas vid olika ammoniak-koncentrationer. Generellt har de acetatutnyttjande metanbildarna ett lägre kaliuminnehåll än de metanbildare som använder vätgas som energikälla. Acetatutnyttjande metanbildare hämmas därför vid lägre koncentrationer av ammoniak än de vätgasutnyttjande metanbildarna (Sprott och Patel 1986).



Figur 3. Effekt av ammoniak på metanbildare (hypotes föreslagen av Sprott och Patel 1986)

I litteraturen finns olika värden för den koncentration av ammoniak/ammonium som orsakar en hämning. Ofta anges 2-3 g $\text{NH}_4^+\text{-N}$ per liter som ett tröskelvärde (Hasimoto 1986, van Velsen 1981). Det finns emellertid gott om exempel på processer som klarar högre halter och det finns också rapporter på hämning vid lägre halter (van Velsen 1981, Koster och Lettinga, 1984, 1988, Hashimoto 1986, Hansen m fl 1998). Det finns flera anledningar till denna variation. En betydelsefull faktor är om värdet är framtaget för metanbildare i renodling eller i ett biogassystem och vilken typ av metanbildare som studerats, de som använder acetat eller de som använder vätgas. En annan avgörande faktor för vilken koncentration som leder till hämning är om de nedbrytande mikroorganismerna har tillåtits långsam anpassning eller om ammoniakhalten stigit snabbt. En snabb ökning av ammoniakhalten leder generellt till hämning vid lägre nivåer än vid en långsam ökning och tillvänjning. Slutligen anges ofta också hämningsvärdena som ammonium och inte som ammoniak. Då det är ammoniak som hämmar blir dessa värden något missvisande och det är därför svårt att jämföra värden mellan olika anläggningar. Två anläggningar med samma ammoniumhalt kan ha mycket olika halter av ammoniak och därmed också olika grad av hämning. Jämvikten mellan ammonium och ammoniak förskjuts mot högre andel ammoniak med ökande pH och temperatur. Detta innebär till exempel att termofila biogasprocesser kan hämmas tidigare än mesofila processer (se kapitel 2).



Figur 4. Fördelningen av ammoniak/ammonium beroende på pH och temperatur. Bild modifierad från Fricke m fl (2007).

Som nämndes ovan finns det biogasprocesser som drivs vid betydligt högre halter av ammoniak/ammonium än vad tröskelvärdena anger som möjligt. Förklaringen till detta är en anpassning av mikroorganismerna till de höga halterna. Anpassningen till ökande halter av ammoniak beror bland annat på en förändring av metanbildningsvägen från acetat (Schnürer och Nordberg 2008). Som beskrivs i kapitel 1 sker vanligtvis metanbildning från acetat genom aktivitet av så kallade acetotrofa metanbildare. Vid höga halter av ammoniak sker istället metanbildning från acetat via syntrof acetatoxidation (se kapitel 1 Alternativ metanbildningsväg). Utvecklingen av denna nedbrytningsväg, som sker mellan 128-330 mg ammoniak per liter, beror på en selektiv hämning av de acetatutnyttjade metanbildarna.

Syntrof acetatoxidation har visats ske i flera mesofila biogasprocesser som har höga halter av ammoniak, men det är idag oklart vad som händer med mikroorganismerna vid ökande ammoniakhalter i biogasprocesser som körs vid termofil temperatur (Schnürer m fl 1999, Karakashev 2006, Schnürer och Nordberg 2008). Syntrof acetatoxidation finns beskriven för termofila system, men här finns ännu ingen bevisad koppling till ammoniakhalt (Hattori 2008). Studier i mesofila laboratoriereaktorer visade på instabilitetsproblem (skumning) i samband med att skiftet skedde, problem som avklingade när den nya vägen väl etablerat sig. Organismerna som är aktiva under syntrof acetatoxidation växer långsammare än de acetatutnyttjade metanbildarna (Schnürer m fl 1994). Detta innebär att en biogasprocess med syntrof acetatoxidation som huvudsaklig metanbildningsväg från acetat kan kräva en relativt lång uppehållstid (mer än 30 dagar).

Kolhydratrika material

Kolhydrater är ett gemensamt namn för olika sockerarter. Det kan vara enkla socker som till exempel glukos, disackarider (två sockerenheter som sitter ihop som till exempel i rörsocker) eller kedjor av socker (polysackarider). I gruppen polysackarider ingår cellulosa, hemicellulosa, stärkelse och glykogen. Typiska kolhydratrika substrat är växtbaserade material som till exempel olika grödor.

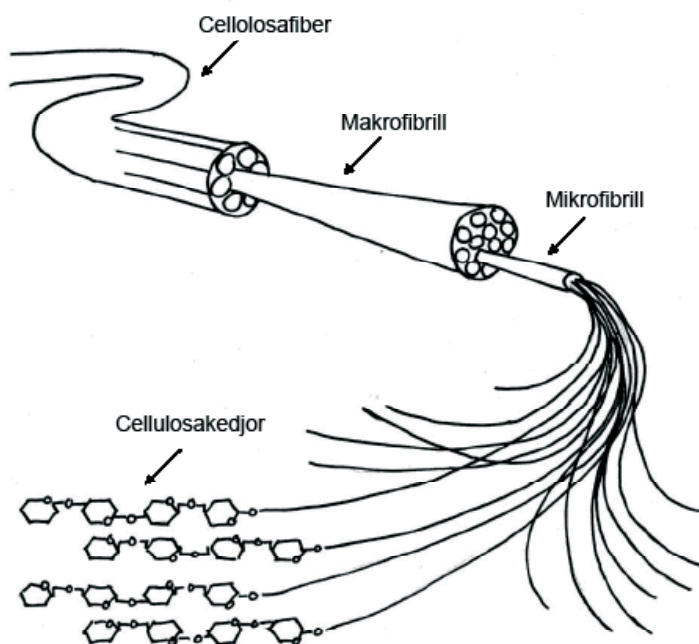
Eftersom kolhydrater är mycket olika i sin karaktär bryts de ner med olika hastighet i biogasprocessen. Enkla socker och disackarider bryts ner lätt och mycket snabbt. Detta kan tyckas bra, men kan leda till instabilitetsproblem på grund av ökande halter av fettsyror (Gunaseelan 1997, Lee 1999, Bouallagui m fl 2004). När ett ingående material innehåller höga halter av dessa socker går hydrolysstegets i nedbrytningen mycket fort, likaså fermentationen. Metanbildarna växer långsamt och eftersom de är viktiga när det gäller att driva nedbrytningen av fettsyror (se kapitel 1 Anaeroba oxidationer) blir det här ett "stopp". Metanbildarna blir flaskhalsen eftersom de inte hinner driva på nedbrytningen av fettsyrorna i den takt som de bildas, varför en ansamling av dessa sker. På grund av ansamlingen av fettsyror, och på grund av att kolhydratrika material ofta har en dålig buffrande förmåga, finns det i dessa processer risk för problem på grund av sjunkande alkalinitet (Demirel och Scherer 2008).

För att få en bra balans i processen bör därför material med högt sockernehåll blandas med ett annat material som innehåller mer svärnedbrytbara föreningar och gärna också mer kväve (Murto 2004, Parawina m fl 2004, 2008, Kaparaju and Rintala 2005). Detta för att de inledande stegen i processen inte ska gå för fort. Ett alternativ är att använda sig av en två-steps process där syrabildnings- och metanbildningsstegen är separerade (Bouallagui m fl 2004, Parawira m fl 2008). Exempel på material som innehåller mycket snabbnedbrytbart socker är rena sockerlösningar, frukt, bär, potatis och sockerbetor.

Polysackarider är uppbyggda av olika sockerarter och de är vanliga i växtbaserat material. Polysackarider är generellt relativt svårösliga och deras sammansättning och struktur varierar. Därför bryts också

de ner med mycket olika hastighet i en biogasprocess. Stärkelse, som är den vanligaste polysackariden i vår föda, till exempel i potatis, ris och pasta, består av raka eller grenade kedjor av glukos och bryts relativt lätt ner i processen. För mycket stärkelsematerial kan leda till liknande problem som med enklare socker, det vill säga att processen går "sur".

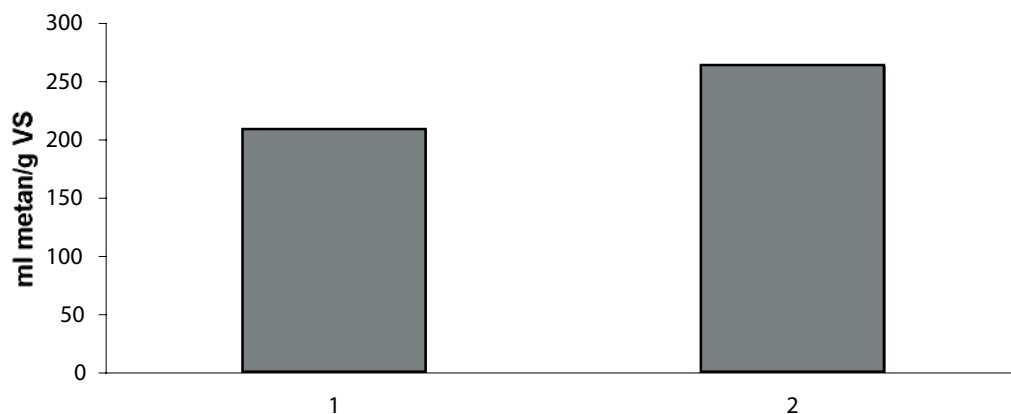
Cellulosa, som är den vanligaste organiska föreningen på jorden, och därför representerar en stor möjlig potential för biogasproduktion, är däremot betydligt svårare att bryta ner. Cellulosa är en viktig komponent i cellväggen hos växter och består av långa kedjor av sockret glukos, i genomsnitt cirka 5000 glukos/kedja. I cellväggen binder flera parallella kedjor av cellulosa till varandra och bildar så kallade mikrofibriller. På grund av denna komplexa struktur är cellulosa inte löslig och därmed också svår att bryta ner.



Figur 5. Strukturen hos en mikrofibrill

I växtmaterial är cellulosan sammanlänkad med både hemicellulosa och lignin, vilket gör den än mer svårtillgänglig (Gunaseelan 1997, Zhang m fl 2007). Lignin, som är en aromatisk förening med mycket komplex struktur, bryts inte ner alls i biogasprocessen. Hemicellulosa består av flera olika socker, inte bara glukos, och den exakta sammansättningen varierar beroende på ursprung, det vill säga olika växter har olika hemicellulosa. Hemicellulosa består också av grenade polysackarider, något som försämrar dess nedbrytbarhet. På grund av cellulosans och hemicellulosans komplexa struktur och på att de dessutom är bundna till varandra blir hydrolysen det hastighetsbestämmande steget under nedbrytning av växtmaterial (Gunaseelan 1997, Zhang m fl 2007). Enzymerna som utsöndras av de hydrolyserande mikroorganismerna har svårt att "komma åt" strukturen och hydrolysen går därför långsamt.

När det gäller cellulosarikt material, som till exempel halm eller ensilage, blir förbehandlingen avgörande för hur fort hydrolysen, och därmed också i förlängningen gasbildningen, går. Finfördelning av materialet kan öka tillgängligheten och nedbrytbarheten. Ju mindre partikelstorleken är desto bättre blir åtkomligheten (se ovan). Forskning har också visat att kemisk förbehandling som bryter upp den kristallina strukturen av cellulosan kan öka hastigheten på nedbrytningen och ge ett högre utbyte (Gunaseelan 1997, Liu m fl 2002, Yadvika m fl 2004, Stenström Moglia 2008, Demetriades 2008; Fig. 6). Likaså kan en förbehandling med olika cellulaser (enzymer) göra att nedbrytningen går fortare (Bochman m fl 2007). Mikroorganismerna i biogasprocessen har emellertid i sig själva en mycket god förmåga att bryta ner cellulosa, bara de får tillräckligt med tid.



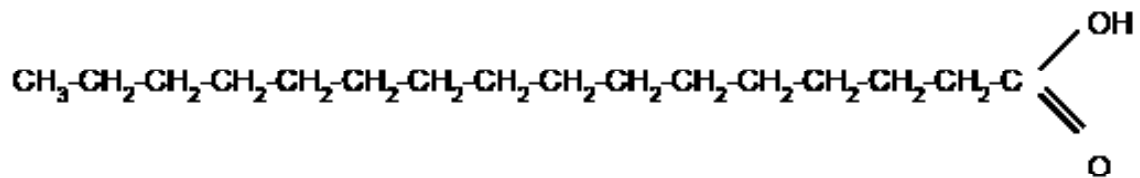
Figur 6. Metanpotentialen hos halm, (1) obehandlad och (2) behandlad med ångexplosion. Modifierad från Demetriades 2008. Potentialen är bestämd i satsvisa utrotningsförsök utförda vid 37°C.

Fettrika material

Typiska fettrika material som idag används i biogasprocesser är slakteriavfall, fettavskiljarslam, avfall från mejeriindustri och olika oljor, till exempel fityrolja (Li m fl 2005, Demirel m fl 2005, Cavaleiro m fl 2008). Precis som proteinrikt material är fett mycket energirikt och kan ge mycket gas med ett högt innehåll av metan. Fett kan dock också orsaka problem med störningar av processen (Pereira m fl 2004, Fernandez m fl 2005). Fetter är föreningar uppbyggda av huvudsakligen fettsyror och glycerol. Det finns olika typer av fett beroende på sammansättningen. Fetter brukar indelas i mättade, enkelomättade och fleromättade fetter. Skillnaden mellan dem är sättet på vilket fettsyrorna är uppbyggda. Mättat fett finns i kött och mejeriprodukter, fleromättat i till exempel fisk och majsolja och enkelomättade i vegetabiliska oljor och nöter. Mättat fett har högre smältpunkt än omättat fett, något som gör det mindre tillgängligt för biologisk nedbrytning. En förbehandling med värme kan öka nedbrytbarheten av dessa fetter.

Den vanligaste typen av fetter är de så kallade triglyceriderna (neutrala fetter) som lätt hydrolyseras i en biogasreaktor till långa fettsyror (LCFA; long chain fatty acids) och glycerol. Det finns olika typer av LCFA, gemensamt är att de alla innehåller fler än 18 kolatomer. Några vanliga långa fettsyror är stearinsyra, palmitinsyra, oljesyra och linolsyra. Glycerol omvandlas snabbt till biogas medan nedbrytningen av LCFA är något mer komplicerad. Nedbrytning av dessa syror kräver, precis som korta fettsyror, närvaro av en vätgasutnyttjande metanbildare, det vill säga nedbrytningen sker i syntrofi (Sousa m fl 2007, se kapitel 1). Detta innebär att även denna typ av fettsyror lätt ansamlas under en processtörning. Det hela kompliceras också av att flera LCFA i höga koncentrationer har en inhiberande effekt på flera olika grupper i biogasprocessen, inklusive metanbildarna (Koster och Kramer 1987, Angelidaki och Ahring 1992, Lalman och Bagley 2001, Chen m fl 2008). Oljesyra, men också stearinsyra, har visats ha en effekt på metanbildarna vid koncentrationer kring 0,2-0,5 g per liter (Angelidaki och Ahring 1992).

Vidare är, precis som vid ammoniakhämmning, de acetatutnyttjande metanbildarna mer känsliga än de vätgasutnyttjande arterna. Denna inhibering leder då till en mindre effektiv process (mindre biogas) och ibland till instabilitetsproblem. Inhiberingen av LCFA är dock till viss del reversibel, det vill säga när koncentrationerna kommit ner under toxiska nivåer kan processen återhämta sig (Pereira m fl 2004, Cirne m fl 2007). Tiden innan nedbrytningen kommer igång (lagfas) kan vara relativt lång (dagar - veckor) och eftersom celler gärna binder till fett kan det finnas risk för ursköljning av biomassa (Pereira m fl 2004). Vissa studier visar också att en anpassning till höga fetthalter är möjlig om ökningen sker i långsam takt och om fett tillsätts i upprepade pulser (Cavaleiro m fl 2008).



Figur 7. Palmitinsyra, en långkedjig fettsyra (LCFA) som hämmar metanbildare, men som också kan ge mycket metan om halterna inte är för höga.

Ytterligare en aspekt med fett är att de långa fettsyrorna har ytaktiva egenskaper och därför lätt bildar skum om koncentrationerna blir för höga. En enkätundersökning som nyligen gjordes på 13 samrötningsanläggningar visade en tydlig koppling mellan andelen fett i det ingående materialet och frekvensen av skumning (Albertsson 2007). Det visade sig också vanligt att slakteriavfallet eller fettavskiljarslammet skummade redan i tankbilen när materialet levererades till anläggningen samt i substratblandningstanken. Problemet var störst på sommarhalvåret när temperaturen var relativt hög. Anledningen till detta är att hydrolysen av fett startade redan innan det gick in i röt-kammaren och denna process gick snabbare då temperaturen var hög. Under hydrolysen frigörs LCFA, som leder till skumning. När detta material sedan går in i biogasprocessen blir denna belastad med höga koncentrationer av sådana fettsyror, som också leder till skumningsproblem. Om fettsyrorna frigörs i långsam takt under nedbrytning av fetter i själva biogasprocessen, och inte leder till för höga halter, är risken för instabilitetsproblem mindre än om processen direkt blir belastad med höga halter LCFA. Det finns också tekniska lösningar på skumningsproblem (se kapitel 8).

3.6 Viktig information kring några olika substrat

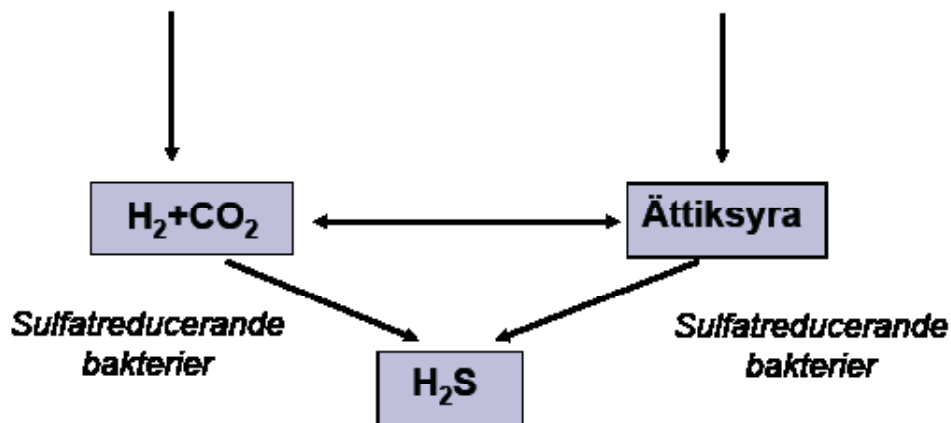
Det finns många olika substrat som används eller kan användas i en biogasprocess och listan nedan skulle kunna bli mycket lång. Här beskrivs några olika huvudkategorier av material, som är vanliga idag eller som ser ut att kunna få en större betydelse inom en snar framtid. Utgångspunkten för beskrivning av olika material är deras tillgänglighet och begränsning för mikroorganismerna i biogasprocessen. För att kunna förutse potentialen och/eller begränsningen av ett "okänt" material för rötning rekommenderas en kemisk karakterisering och/eller försök i laboratorieskala.

Drank och andra sulfatinnehållande substrat

Drank, det vill säga restprodukten från bioetanolproduktion, är ett substrat som inte är så vanligt i Sverige, men som troligtvis kommer att öka i framtiden. Just nu finns det bara ett par mesofila processer som använder detta substrat. Genom att koppla samman produktionen av bioetanol och biogas kan energieffektiviteten ökas, något som självfallet är intressant (Börjesson och Mattiasson 2007). Drank kan fungera bra som substrat till en biogasanläggning, men som enda substrat finns det en viss risk att ammoniakhalten blir för hög. Under etanolproduktionen, som vanligtvis sker med tillsats av jäst förbrukas enbart socker. Detta gör att restprodukten är rik på protein och dranken kan därför leda till processproblem på grund av ammoniakinhibering (se ovan under rubriken protein samt i kapitel 8). Vid användning av drank som substrat i en biogasprocess är det därför mycket viktigt att kontrollera ammoniakhalten. Dranken kan med fördel blandas med ett mer kolhydratrikt material.

När det gäller drank som substrat till en biogasprocess är det också av vikt att ta en titt på etanolproduktionsanläggningen som materialet ska tas ifrån. För att jästen under etanolproduktionen ska komma åt sockret i substratet, som i Sverige i huvudsak är vete men som också kan vara andra grödor eller cellulosa-rika restprodukter, genomförs en förbehandling av materialet. Denna förbehandling kan ske på lite olika sätt, men vanligt är en värmebehandling i närvaro av svavelsyra (H₂SO₄; Hahn-Hägerdahl

m fl 2006). Svavelsyra tillsätts ibland också för att reglera pH under själva etanolproduktionen. Rester av svavelsyra i dranken gör att den kan innehålla relativt höga halter av sulfat (SO_4^{2-}). Denna förening stimulerar tillväxt av sulfatreducerarna, en konkurrens som vanligtvis leder till att sulfatreducerarna "vinner" över metanbildarna (Dar m fl 2008, Chen m fl 2008; kapitel 1). Resultatet blir en minskad biogasproduktion och en ökad produktion av svavelväte (H_2S). Höga halter av svavelväte är inte bra då det leder till sämre gaskvalitet och också verkar hämmande på mikroorganismerna i biogasprocessen. Dessutom är svavelväte mycket korrosivt och kan orsaka problem i gasledningarna och i tankar (Hasnaian och Anderson 2005). Under produktion av pappersmassa används också sulfat och andra svavelföreningar varför restprodukter från pappersmassaindustrin kan leda till likartade problem som med dranken.



Figur 8. Sulfatreducerande bakterier konkurrerar med metanbildaren om dess substrat, acetat och vätagas. Aktivitet av sulfatreducerare leder till bildning av svavelväte.

Nedbrytning av lignocellulosa-strukturen under förbehandlingen inför etanolproduktionen leder också till att det frisätts så kallade furfuraler, små fenoliska föreningar som kan orsaka inhibering av metanbildare, speciellt acetatutnyttjande metanbildare (Torry-Smith 2003, Olguin-Lora m fl 2003).

Matavfall

Matavfall är ett vanligt förekommande material för biogasproduktion. Flera biogasprocesser, både vid mesofil och termofil temperatur använder matavfall från hushåll, livsmedelsindustrier, restauranger etcetera med goda resultat. Sammansättningen av ett matavfall är vanligtvis mycket varierad och eftersom det innehåller både protein, fett, kolhydrater och olika spårämnen har det potentialen att fungera utmärkt i en biogasprocess (Gunaseelan 1997). Det är dock viktigt att blandningen av avfallet är varierat, det vill säga inte innehåller till exempel för mycket köttavfall i relation till grönsaks- och fruktavfall. Om avfallet innehåller för mycket protein kan problem med ammoniakinhibering uppstå (Fricke m fl 2007, Akunna m fl 2007). Likaså kan för mycket fett eller socker ställa till problem (se ovan). En nyligen utförd studie visade att ett matavfall som innehöll mycket friterade matrester endast kunde rötas under stabila förhållanden efter tillsatser av olika spårämnen (Climenhaga och Banks 2008). En kemisk karakterisering av ett matavfall från hushåll i Uppsala visade dock att sammansättningen av protein, kolhydrat och fett var gynnsam för biogasproduktion (C/N-kvoten var 15; Eklind m fl 1997). Materialet innehöll en hel del rester av olika bekämpningsmedel, troligen från skalrester, men nivåerna var låga varför dessa sannolikt inte innebär något problem för vare sig processen eller användningen av rötresten som gödningsmedel (Nilsson 2000). Matavfallet användes som enda substrat för kontinuerlig rötning i laboratorieskala vid både mesofil och termofil temperatur under en period av 8 år (Schnürer och Schnürer 2006, Levén 2006).

Gödsel

Sammansättningen av gödsel från olika djur varierar och därför fungerar gödsel också olika bra som substrat i biogasprocesser (Möller m fl 2004). Gödsel kan delas in i två kategorier, beroende på TS-halt och består av en flytande och en fast fas. Den fasta fasen har vanligtvis en högre kolhalt och TS-halt (27-70%) än den flytande fasen då den utöver träck också innehåller till exempel halm och hö (Nordberg 2006). Flytgödsel är mer tillgänglig för rötning då den innehåller mer kväve och har en TS-halt på 5-10%. Generellt ger gödsel från nötkreatur mindre gas än gödsel från svin och fjäderfä (se tabell 3, Moller m fl 2004). Anledningen är att en hel del av det organiska materialet tillgängligt i fodret redan brutits ner och omvandlats till metan i idisslarnas magar. Om gödsel rötas tillsammans med andra typer av material, till exempel matavfall eller vallgröda, kan gasutbytet bli större (se ovan under Samrötning av olika substrat; Lethomäki m fl 2007). Gödsel från nötkreatur kan också ibland verka stabiliserande på en biogasprocess som har en processtörning, detta bland annat för att tillförsel av gödsel leder till inympning av fler mikroorganismer. Dessutom kan en utspädning eventuellt sänka förhöjda halter av hämmande komponenter som till exempel ammoniak eller flyktiga fettsyror. Att röta gödsel ger också många miljöfördelar, bland annat minskade emissioner av metan från gödselbrunnar (Börjesson och Mattiasson 2007, Biogas Syd 2008).

Gödsel från svin och höns innehåller mer protein än gödsel från nötkreatur, något som kan leda till problem med ammoniakinhibering om dessa material rötas utan närvaro av något mer kolhydratinnehållande material (Van Velsen 1981, Chynoweth m fl 1999, Möller m fl 2004, Hansson och Christensson 2005, Litorell och Persson 2007).



Figur 9. Biogas kan produceras från kogödsel. Foto Åsa Jarvis

Energigrödor/restprodukter från grödor

Många olika grödor och växtmaterial går att använda för biogasproduktion, till exempel majs, spannmål, sockerbetor, potatis, frukt, gräs, ensilage etcetera (Hansson m fl 2007, Demirel och Scherer 2008, Lehtomäki m fl 2007, 2008 a,b, Anon m fl 2007). Som tidigare nämnts påverkas metanutbytet från energigrödor av lagringsförfarande, odlingsplats och skördetid. Anledningen är att dessa faktorer påverkar grödans kemiska sammansättning och därmed också förutsättningen för mikroorganismerna att använda växterna som substrat för sin tillväxt (Gunaseelan 1997, Kreuger m fl 2007, Anon m fl 2007, Lehtomäki 2008a).

Energigrödor har ofta en relativt hög TS-halt (10-50%). För att behandla denna typ av material i vätrotsprocesser är det därför lämpligt att göra en utspädning med ett material (samrötning) med en högre vattenhalt alternativt att återföra processvätska (Lehtomäki 2008a, Parawira m fl 2008). En utblandning med ett annat material kan också vara lämpligt då många växtmaterial innehåller relativt låga halter av spårämnen, något som kan begränsa nedbrytningsprocessen. Mikroorganismerna, och därmed biogasprocessen kan vid för låga halter av spårämnen inte verka vid högsta möjliga effektivitet. Spårämnesbrist kan undvikas dels genom samrötning, men också genom tillsats av en spårämneslösning. Spårämnestillsatser används bland annat på tyska gårdsanläggningar som i huvudsak rötar grödor (personlig kommunikation, Ralf Winterberg, Elbe Energi). Många energigrödor har också höga C/N-kvoter och genom en blandning med ett mer kväverikt material kan optimala processförhållanden uppnås. Samrötning av energigrödor med till exempel gödsel har visats ge 16-65 % ökning av metanutbytet (Lehtomäki m fl 2008b).



Figur 10. Ensilerade vallgrödor kan användas för biogasproduktion. Foto Anna Schnürer.

Energigrödor som innehåller mycket cellulosa, hemicellulosa och lignin (till exempel halm) bryts på grund av sin komplexa struktur ner långsamt i en biogasprocess. För att få en så snabb nedbrytning som möjligt av cellulosarika material är det bra med en hög grad av finfördelning (se ovan) och/eller en behandling som bryter upp den komplexa cellulosastrukturen och gör den mer tillgänglig för nedbrytning. Behandlingar som visats sig gynnsamma för gasutbytet är till exempel behandling med lut, väteperoxid eller värme (Stenströmmers Moglia 2008, Yadvika m fl 2004).

Med energigrödor som innehåller mer lättnedbrytbara kolhydrater, till exempel frukt, potatis och sockerbeter, blir problemet det omvända. Med dessa grödor som substrat till biogasprocessen går hydrolysen istället fort och det finns en överhängande risk för ackumulering av syror med en pH-sänkning som resultat (Bouallagui m fl 2004, Parawira m fl 2008). För att undvika försurning vid rötning av kolhydratrika material kan olika strategier användas. En uppenbar strategi är att använda sig av samrötning med ett mer kväveinnehållande material (Lethomäki m fl 2008b, Parawira m fl 2008, 2004). En annan strategi är att tillsätta buffrande ämnen och extra kväve till processen. En nyligen utförd studie visade att det var möjligt att röta sockerbeter (utan blad) som enda substrat genom regelbundna tillsatser av olika buffrande ämnen, kväve samt spårämnen (Demirel och Scherer 2008). Slutligen kan en strategi vara att använda sig av en tvåstegs-process (se kapitel 2), eventuellt också tillsammans med samrötning. Det finns flera exempel i litteraturen som visar på en ökning av metanutbytet vid en separering av de syrabildande stegen och metanbildningssteget (Lethomäki m fl 2008b, Parawira m fl 2008, Bouallagui m fl 2004). I en sådan process är det möjligt att "skydda" de metanbildande organismerna från låga pH genom att reglera inmatningen till detta steg. Återföring av processvätska mellan de två reaktorerna minskar behovet av extern vätsketillförsel och gynnar också nedbrytningen i den första reaktorn (Parawira m fl 2008).

Ytterligare en aspekt med energigrödor är att dessa kan orsaka viss självuppvärmning av processen. En nyligen publicerad vetenskaplig artikel visade att ungefär hälften av alla (20 av 41 stycken) biogasanläggningar i Österrike som rötade energigrödor hade en ökning av processtemperaturen (Lindorfer m fl 2007, 2008). Istället för att ha, som planerat, en processtemperatur mellan 35-39°C hade de istället 42-49°C. Beräkningar med data från dessa anläggningar visade att temperaturökningen var mellan 0,15-0,5°C per dag. Anledningen till uppvärmning ansågs vara frigörandet av energi under nedbrytningen av kolhydrater och att detta kunde ske när substratet hade en hög energidensitet, det vill säga innehöll en hög andel stärkelse, och vid en relativt hög belastning. Ibland ledde denna oönskade ökning av temperatur till en processtörning, med ökande fettsyra-koncentrationer som följd. Responsen hos mikroorganismerna och processen varierade dock mellan olika anläggningar (Lindorfer m fl 2008).

Slakteriavfall

Slakteriavfall innehåller som tidigare nämnts höga halter av fetter och proteiner, som är mycket energirikt och har potentialen att ge mycket biogas. Emellertid kan också både fett och protein i för höga halter leda till ökande halter av ammoniak, LCFA och flyktiga fettsyror, med processtörningar som följd (Cuetos m fl 2008, Salminen och Rintala 2002; se ovan under Olika substratkomponenters betydelse för processen). Slakteriavfall kan därför vara svårt att använda som enda substrat och speciellt vid termofila temperaturer då andelen ammoniak i relation till ammonium lätt blir för hög. Slakteriavfall har en hög C/N-kvot, men genom samrötning kan förutsättningarna för en stabil processdrift med slakteriavfall betydligt förbättras (Cuetos m fl 2008, Salminen och Rintala 2002, Rosenwinkel och Meyer 1999). Samrötning, som förbättrar bland annat C/N-kvoten, med gödsel, rötslam och matavfall har alla visat sig leda till stabilare processer. Ett alternativ till samrötning är att tillämpa två-stegsrötning (Wang och Banks 2003).

Slam från avloppsreningsverk

Slam från olika steg på avloppsreningsverken svarar idag för den största enskilda källan för biogasproduktion. Slammet kan dock innehålla olika kemiska föreningar, som kan verka hämmande på mikroorganismerna i processen, till exempel metaller och organiska föroreningar. Det kan också ha en relativt låg halt av organiskt material (3-4 %). Trots att en stor mängd biogas produceras på reningsverken genom rötning av slam återstår det ibland en del organiskt material i det resterande rötslammet, det vill säga röttningsprocessen har i detta fall en relativt låg effektivitet. Att en del organiskt material inte har brutits ner kan bero på flera saker. Uppehållstiden kan vara för kort för att mikroorganismerna ska hinna bryta ner materialet eller processen kan vara ineffektiv på grund av närvaro av hämmande komponenter. Det organiska materialet i slammet är dessutom ofta för komplext för att mikroorganismernas hydrolyserande enzymer ska komma åt att "klippa upp" materialet på ett bra sätt.

Förbehandling av slam har visat sig ha en positiv effekt genom att minska skumningsfrekvensen. Skumning kan bero på flera olika faktorer (se även kapitel 8), men en vanlig anledning i röt-kammare på reningsverken är närvaro av organismerna *Microtrix parvicella* och/eller *Nocardia*. Båda dessa organismer kan orsaka skumbildning i aktiv-slam processen (det vill säga reningssteget som har tillgång till syre), men kan också följa med till röt-kammaren och ställa till problem även här. *Microtrix* klarar sig bra i den syrefria röt-kammaren och kan eventuellt även tillväxa i denna miljö. Cellväggarna hos denna organism är hydrofoba, det vill säga de binder till sig fetter. De binder också gärna till varandra och bildar tillsammans med det organiska materialet så kallade flockar. Flockbildningen gör slammet mer svårnedbrytbart och ökar också risken för skumning. En förbehandling som bryter upp strukturen gör slammet mer tillgängligt för nedbrytning och minskar också risken för problem med skumning.

Flera reningsverk arbetar i dagsläget med olika projekt som syftar till att optimera och öka biogasproduktionen i sina röt-kammare. Olika urbana avfall, matavfall, slam från fettavskiljare och frukt- och grönsaksavfall, har till exempel visats kunna stimulera nedbrytningen av slammet och ge högre metanutbyten än vad som kunde förväntas utifrån separat rötning av de olika avfallen (Jansen m fl 2004, Leksell 2005). Olika förbehandlingar och kombinationer av förbehandlingar har också visats kunna öka gasproduktionen genom att göra slammet mer tillgängligt för nedbrytning. En studie har visat att en direkt tillsats av enzymer till röt-kammaren kan öka gasutbytet (Davidsson m fl 2007).

Lukt

Runt biogasanläggningar kan en del besvärande lukt uppstå (Röönols och Jonerholm 2007). Denna lukt kommer från olika föreningar som bildas under det att mikroorganismerna bryter ner det organiska materialet. Exempel på ämnen som orsakar besvärande lukt är olika sulfider, merkaptaner (svavelföreningar), aminer och indoler (kväveföreningar) samt organiska syror och aldehyder (Higgins m fl 2008). Vilka lukttande föreningar som bildas beror på sammansättningen av det organiska materialet, vilka mikroorganismer som är närvarande i röt-kammaren samt på processdriften. Även om valet av material och rätt processtyrning kan inverka på luktemissioner kommer, oavsett material och drift, det dock i viss utsträckning alltid bildas lukttande föreningar, eftersom dessa är en naturlig del av nedbrytningsförloppet i biogasprocessen. Det finns dock olika tekniska lösningar för att reducera och minimera lukter i och kring biogasanläggningar, till exempel kan processer som luktar byggas in och utgående luft kan behandlas med biologiska filter. Fler exempel på tekniska lösningar går att läsa om i rapporten av Röönols och Jonerholm (2007).

Helt klart är att både biogasprocessens utbyte och stabilitet påverkas starkt av substratets karaktär. Det är därför av största vikt att vid planeringen av en biogasanläggning se till att säkerställa tillgången och leveransen av lämpliga substrat. Beroende på typ av material kan det också vara av vikt att titta lite extra på vilken typ av förbehandling som ska användas, eftersom denna också har stor betydelse för det slutliga gasutbytet.

KONTROLLERA DIN KUNSKAP

- Vilket material ger mest biogas, fett, socker eller protein?
- Varför är det bra att göra en förbehandling av substratet till en biogasprocess?
- Vilka typiska problem kan uppstå med ett material som innehåller mycket fett, kolhydrater eller protein?
- Viken betydelse har C/N kvoten för biogasprocessens effektivitet och stabilitet?
- Under vilka förhållanden är hämningen av ammonium/ammoniak starkast? Varför?
- Varför finns det en risk för låga metanutbyten när substratet innehåller höga halter av sulfat?
- Varför ger nötgödsel lägre metanutbyte än svingödsel?
- Varför kan det vara svårt att röta enbart energigrödor eller slakteriavfall?
- Vad är det som luktar i en biogasprocess?

LITTERATUR

1. Ahring, B.K. 2003. *Perspectives for anaerobic digestion. Advances in biochemical engineering/biotechnology - Biomethanation I.* (Ahring, B. ed). Springer. Berlin. pp. 1-30.
2. Akunna, J.C., Abdullahi, Y.A. och Stewart, N.A. (2007). *Anaerobic digestion of municipal solid wastes containing variable portions of waste types.* Water Sciences and Technology. 56: 143-149.
3. Albertsson, I. (2007). *Skumning vid Svenska samrötningsanläggningar.* Avfall Sverige rapport B2007:02
4. Alvarez, R. och Lidén, G. (2008). *Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste.* Renewable Energy. 33: 726-734.
5. Angelidaki, I och Ahring B. K. (1992). *Effects of free long-chain fatty acids on thermophilic anaerobic digestion.* Applied Microbiology and Biotechnology. 37: 808-812.
6. Angelidaki, I. and Ahring, B.K. (2000). *Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure.* Water Science and Technology. 3: 189-94.
7. Anon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Machmüller, A., Hopfner-Sixt, K., Bodiroza, V., Hrbek, R., Friedel, J., Pötsch, E., Wagenstrisl, H., Schreiner, M. och Zollitsch, W. (2007). *Methane production trough anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotation.* Bioresource Technology. 98: 3204-3212.
8. Barber, W.P. och Stuckey, D.C. (1999). *The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for waste waster treatment: a review.* Water Research. 33: 1559-1578.
9. *Basdata om biogas, 2006.* Informationsbroschyr sammanställd av SGC. (www.sgc.se)
10. Berglund, M och Börjesson, P. (2003). *Energianalys av biogassystem.* Rapport nr 44. Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Univeristet.

11. Bernesson, S, Hansson, K., Robertsson, M. och Thyselius, L. (1999). *Torr biogasprocess för lantbruksgrödor – studier av aerob förbehandling, torrs substans – och ympningsförutsättningar*. JTI rapport nr 19.
12. Biogas Syd (2008). *Biogas av gödsel ger många miljöfördelar*. Informationsbroschyr.
13. Bolin, L., Thyselius, L. och Johansson, M. 1988. *Biogas ur energigrödor, System och kostnader för storskalig framställning och användning av biogas*. JTI rapport 97.
14. Bochmann, G. Herfellner, T., Susanto, F. Kreuter, F., och Pesta, G. (2007). *Application of enzymes in anaerobic digestion*. Water Science and Technology. 56: 29-35.
15. Bouallagui, H., Torrijos, M., Gordon; J.J., Moletta, R., Cheik, R.B., Touhami, Y., Delgenes, J.P., och Hamid, M. (2004). *Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactor performance*. *Biochemical Engineering Journal*. 21: 193-197.
16. Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J.P, och Carrere, H. (2006). *Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability*. *Chemical Engineering and Processing*. 45: 711-718.
17. Bougrier, C. Delgenes, J.P. och Carrere, H. (2008). *Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion*. *Chemical Engineering Journal*. 139: 236-244.
18. Börjesson, P. och Mattiasson, B. (2007). *Biogas as a resource-efficient vehicle fuel*. *Trends in Biotechnology*. 26: 7-13.
19. Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K. Och Fortser, C.F. (2002). *Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure*. *Biomass and Bioenergy*. 27: 71-77.
20. Carlsson, M. och Uldal, M. (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. Rapport SGC 200.
21. Cavaleiro, A.J., Pereira, M.A. och Alves, M. (2008). *Enhancement of methane production from long chain fatty acid based effluents*. *Bioresource Technology*. 99: 4086-4095.
22. Cirne, D.G., Paoumet, X., Björnsson, L., Alves, M.M. och Mattiasson, B. (2007). *Anaerobic digestion of lipid-rich waste – effects of lipid concentration*. *Renewable Energy*. 32 965-975.
23. Chen, Y., Cheng, J.J. och Creamer, K.S. (2008). *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. *Bioresource Technology*. 99: 4044-4064.
24. Chynoweth D.P., Wilkie A.C. och Owens J.M. (1999). *Anaerobic treatment of piggery slurry – Review*. *Asian-Australian journal of animal sciences*. 12: 607-628.
25. Climehaga, M. A. och Banks, C. J. (2008). *Anaerobic digestion of catering wastes: effect of micronutrients and retention time*. *Water Science and Technology*. 57 698-692.
26. Cuetos, M.J., Gómez, X., Oterbo, M. och Mórán, A. (2008). *Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. *Biochemical Engineering Journal*. 40 99-106.
27. Dar, S.A., Kleerebezem, R., Stams, A.J.M, Kuenen, J.G. och Muyzer, G. (2008). *Competition and co-existence of sulfate-reducing bacteria, acetogens and methanogens in a lab-scale anaerobic bioreactor as affected by changing substrate to sulphate ratio*. *Environmental Technology*. 78 1045-1055.
28. Davidsson, Å., Gruvberger, C., Christensen, T.H., Hansen, T.L och Jansen J.L. (2006). *Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste*. *Waste Management*. 27 406-414.
29. Davisson, Å. och Jansen J.L.C. (2006). *Pre-treatment of wastewater sludge before anaerobic digestion – hygienisation, ultrasonic treatment and enzyme dosing*. *Vatten*. 4 335-340.
30. Davidsson, Å, Wawrzynczyk, J., Norrblow, O. Jansen, J. L. (2007) *Strategies for enzyme dosing to enhance anaerobic digestion of sewage sludge*. *Journal of Residual Science & Technology*. 4 1-7.
31. Demetriades, P. (2008). *Termisk förbehandling av cellulosarika material för biogasproduktion*. Examensarbete 2008:10. Institutionen för Mikrobiologi, SLU

32. Demirel, B., Yenigun, O. och Onay, T.T. (2005). *Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review*. Process Biochemistry 40: 2583-2595
33. Demirel, B. och Scherer, P. (2008). *Production of methane from sugare beet silage without manure addition by a single-stage anaerobic digestion process*. Biomass and Engineering. Vol. 32, s. 203-209.
34. Dewil, R. Apples, L., Baeyens, J., och Degreve, J. (2007). *Peroxidation enhances the biogas production in the anaerobic digestion of biosolids*. Journal of Hazardous Materials. 146: 577-581.
35. Däverhög, M. och Balmér, P. (2008). *Ultraljudsbehandling, en kostnadseffektiv metod för att öka gasproduktionen och minska mängden slam?* Swedish Water Development, Report No 2008-2.
36. Eklind, Y., Beck-Friis, B., Bengtsson, S., Ejlertsson, J., Kirchmann, H., Mathisen, B., Nordkvist, E., Sonesson, U., Svensson, B.H. och Torstensson, L. (1997). *Chemical characterization of source-separated organic household wastes*. Swedish Journal of Agricultural Research. 27: 167-178.
37. Fannin, K. F., och Biljetina, R. (1987). *Reactor design. Anaerobic Digestion of Biomass (Chynoweth, D.P. och Isaacson, R. eds)*. Elivier Applied Science, London. s. 109-128.
38. Fernandez, A., Sánchez, A. and Font, X. (2005). *Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin*. Biochemical Engineering Journal. 26: 22–28.
39. Fricke, K., Santen, H., Wallman, R., Hütter, A. Och Dichtl (2007). *Operating problems in anerobic digestion plants resulting in nitrogen from MSW*. Waste Management. 27: 30-43.
40. Gunaseelan, V.N. (1997). *Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review*. Biomass and Bioenergy. 13: 83-114.
41. Gunaseelan, V.N. (2004). *Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks*. Biomass and Bioenergy. 26: 389-399.
42. Gunaseelan, V.N. (2007). *Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition*. Bioresource Technology. 98: 1270-1277.
43. Hadders, G. Arshadi, M., Nilsson, C., Burwall, J (2001). *Bränsleegenskaper hos spannmålskärna*. Rapport 289. JTI.
44. Hahn-Hägerdal, B. Galbe, M., Gorwa-Grauslund, M-F., Lidén, G. och Zacchi, G. (2006). *Bio-ethanol – the fuel of tomorrow from the residue of today*. Trends in Technology. 24: 549-556.
45. *Handreichung, Biogasgewinnung und – Nutzung. Leipzig* (2004). Institute for Energetik und Umwelt gGmbH, Bundesforschungsanstalt für Lantwirtschaft, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschafte. Fachargenture Nachwachsende Rohstoffe e.V. www.fnr.de).
46. Hansen, K.H., Angelidakli, I., och Ahring, B. (1998). *Anaerobic digestion of Swine manure – inhibition by ammonia*. Water Resources. 32: 5-12.
47. Hansson, A och Christensson, K (2005). *Biogas ger energi till ekologiskt lantbruk*. Jordbruksverket, Jordbruksinformation. 22 – 2005.
48. Hansson, A., Blomquist, J och Christenssen, K.(2007). *Energigrödor till biogasproduktion – effekter på odlingsystemet*. Broschyr, Agellus miljökonserter
49. Haralsson, L. (2008). *Anaerobic digestion of sugar beet – fate of plant pathogens and gas potential*. Examensarbetet 2008:4. .Institutionen för Mikrobiologi, SLU
50. Hasnain, M.I. och Anderson, G.K. (2005). *Molybdate inhibition of sulphate in two-phase anaerobic digestion*. Process Biochemistry. 40: 2079-2089.
51. Hashimoto, A.G. (1986) *Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle waste*. Agricultural Wastes. 17: 241-261.
52. Hattori, S. (2008). *Syntrophic acetate oxidazing microbes in methanogenic environments*. Microbes and Environments. 23: 118-127.

53. Higgins, M.J., Adams, G., Chen, Y., Erdal, Z., Forbes, R.H., Glindermann, D., Hargreaves, J.R., McEwen, D. Murthy, S.N., Novak, J.T. och Witherspoon, J. (2008). *Role of protein, amino acids and enzyme activity on the odor production from anaerobically digested and dewatered biosolids*. Water and Environmental Research. 80: 127-135.
54. Hills, D.J. och Nakamo, K. (1984). *Effects on particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes*. Agricultural Wastes. 10: 285-295.
55. Jansen, J.I.C., Gruvberger, C., Hanner, N. Apspergren, H. och Svärd, Å. (2004). *Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden*. Water Sciences and Technology. 49: 163-169.
56. Kang, H. (1993) *Ultimate anaerobic biodegradability of some agro-industrial residues*. Biore-source Technology. 43: 107-111.
57. Kaparju, P. och Rintala, J. (2005). *Anaerobic co-digestion of potatoe tuber and its industrial by-products with pig manure*. Resources, Conservation and Recycling. 43: 175-188.
58. Karakashev, D., Batstone, D.J., Trably, E., och Angelidaki, I. (2006). *Acetate oxidation is the dominant methanogenic pathway from acetate in the absence of Methanosaetceae*. Applied Environmental Microbiology. 72: 5138-5141.
59. Koster I.W. och Cramer A. (1987). *Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long-chain fatty acids*. Applied and Environmental Microbiology. 53: 403-409.
60. Koster, I.W. och Lettinga, G (1984). *The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge*. Agricultural Wastes. 9: 205-216.
61. Koster, I.W. och Lettinga, G (1988). *Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations*. Biological Wastes. 25: 51.
62. Kreuger, E., Escobar, F., Svensson, S.E. och Björnsson, L. (2007). *Biogas production from hemp – evaluation of the effect of harvest time on methane yield*. Poster on the 11th IWA World Congress on Anaerobic Digestion, 23-27 September, Brisbane, Australia.
63. Lalman, J. A. och Bagley, D.M. (2001). *Anaerobic degradation and methanogenic inhibitory effects of oleic and stearic acid*. Water Resources. 35: 2975–2983.
64. Lee, J.P., Lee, J.S. och Park, S.C. (1999). *Two-phase methanisation of food wastes in pilot scale*. Applied Biochemistry and Biotechnology. 77-79: 585-593.
65. Lehtomäki, A. Huttunen, S. och Rintala, J.A. (2007). *Laboratory investigation on co-digestion of energy crop and crop residue with cow manure for methane production; effect of crop to manure ratio*. Resource Conservation and Recycling. 51: 591-609.
66. Lethomäki, A., Viinikainen, T.A., Rintala, J.A. (2008a). *Screening boeral energy crops and crop residues for methane biofuel production*. Biomass and Bioenergy. 32: 541-550.
67. Lethomäki, A., Huttunen, S., Lethinen, T.M., Rintala, J.A. (2008b). *Anaerobic digestion of grass silage in batch leach bed processes for methane production*. Bioresource Technology. 99: 3267-3278.
68. Leksell, N. (2005) *Käppalaverkets nuvarande och framtida rötningspotential*. Examensarbete Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
69. Levén, L. (2006). *Anaerobic digestion at mesophilic and thermophilic temperature*. Avhandling no. 2006:116, SLU, Uppsala.
70. Li Y., Sasaki H., Yamashita K., Seki K., och Kamigochi, I. (2005). *High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process* Water Sciences and Technology. 45: 143-150.
71. Liao, B.Q., Kraemer, J.T. och Bagley, D.M. (2006). *Anaerobic membrane bioreactors: application and research directive*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 36: 489-530.
72. Lindorfer, H., Braun, R. och Kirchmayr, R. (2007). *Self-heating of anaerobic digesters using energy crops*. Water Science and Technology: 53: 159-166.

73. Lindorfer, H., Waltenberger, R., Köller, K., Braun, R. och Kirchmayr, R. (2008). *New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters*. *Bioresource Technology*. 99: 7011-7019.
74. Linné, M., Ekstrand, A., Engellson, R., Persson, E., Björnsson, L. och Lantz, M. (2008). *Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter*. Avfall Sverige, Svenska Biogasföreningen, Svenska Gasföreningen, Svenskt Vatten. Lund.
75. Liu, H.W., Walter, H.K., Vogt, G.M., och Holbein, B.E. (2002). *Steam pressure disruption of municipal solid waste enhances anaerobic digestion kinetics and biogas yield*. *Biotechnology and Bioengineering*. 77: 121-30
76. Litorell, O. och Persson, L.A. (2007). *Produktion av biogas från fjäderfågödsel*. Rapport. Fjäderfärcentrum.
77. Liu, X., Chen, Y., Du, G. och Chen, J. (2008) *effects of organic matter and initial carbon-nitrogen ratio on the bioconversion of volatile fatty acids from sewage sludge*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 83: 1049-1055.
78. Mahmoud, N., Zeeman, G. Gijzen, H. och Lettinga G. (2003). *Solid removal in upflow anaerobic reactors, a review*. *Bioresource Technology*. 90: 1-9.
79. Mata-Alvarez, J., Maceó, S och Llabrés, P. (2000). *Anaerobic of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives*. *Bioresource Technology*. 74: 3-16.
80. Medzes, A.A., de Castro, H.F., Pereira, E.B., och Furgio, A. (2005). *Application of lipases for wastewater treatment containing high level of lipids*. *Quimica Nova*. 28: 296-305.
81. Mshandete, A., Björnsson, L., Kivasi, A.K., Rubindamayugi, M.S.T., och Mattiasson, B. (2006). *Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste*. *Renewable Energy*. 31: 2385-2392.
82. Murto, M., Björnsson, L. och Mattiasson, B. (2004). *Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure*. *Journal of Environmental Management*. 70: 101-107.
83. Möller, H.B., Sommer, S.G. och Ahring, B.K. (2004). *Methane productivity of manure, straw and solid fraction of manure*. *Biomass and Bioenergy*. 26: 485-495.
84. Nilsson, M.-L. (2000). *Occurrence and fate of organic contaminants in waste*. Avhandling nr. 249. Institutionen för Miljöanalys, SLU.
85. Nordberg, U. (2006), *Biogas- nuläge och framtida potential*, Värmeforsk, projektnummer T5-503.
86. Nordberg, Å., Edström, M. Petterson, C-M. och Thyselius, L. (1997). *Samrötning av vallgrödor och hushållavfall*. JTI rapport nr 13.
87. Nyns, E-J. (1986). *Biomethanation process*. *Biotechnology, Volume 8* (Schönborn, W. ed). s. 207-267.
88. Olguin-Lora, P., Puig-Grajales, L. och Razo-Flores, E. (2003). *Inhibition of the acetoclastic methanogenic activity by phenol and alkyl phenols*. *Environmental Technology*. 24: 999-1006.
89. Ottoson, J, Schnürer, A., Vinnerås, B. (2007). *In situ ammonia production as a sanitation agent during anaerobic digestion at mesophilic temperature*. *Letters in Applied Microbiology*. 46: 325-330.
90. Parkarinen, O., Lethomäki, A. Rissanen, S, och Rintala, J. (2008). *Storing energy crops for methane production. Effects of solid content and biological additive*. *Bioresource Technology*. 99: 7074-7082.
91. Parawira, W., Read, J.S., Mattiasson, B. och Björnsson, L (2008). *Energy production from agricultural residues: high methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion*. *Biomass and Bioenergy*. 32: 44-50.
92. Parawira, W., Murto, L. och Mattiasson, B. (2004). *Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves*. *Renewable Energy*. 29: 1811-1823.

93. Parkin, G.F. och Owen, W.F. (1986) *Fundamental of anaerobic digestion of wastewater sludge*. Journal of Environmental Engineering. 112: 867-920.
94. Pereira, M.A., Sousa, D.Z., Mota, M. och Alves, M.M. (2004). *Mineralization of LCFA Associated with anaerobic sludge: kinetics, enhancement of methanogenic activity, and effect of VFA*. Biotechnology and Bioengineering. 88: 502-511.
95. Rosenwinkel, K.-L och Meyer, H. (1999). *Anaerobic treatment of slaughterhouse residues in municipal digesters*. Water Sciences and Technology. 40: 101-111.
96. Röönlöf, E. och Jonerholm, K. (2007). *Åtgärder mot lukt. Erfarenheter från svenska anläggningar för behandling av bioavfall*. Rapport B2007:4. Avfall Sverige och Sweco Viak.
97. Salminen, E. och Rintala, J. (2002). *Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review*. Bioresource Technology. 83: 13-26.
98. Schnürer A, Houwen FH och Svensson BH (1994) *Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation by a triculture at high ammonium concentration*. Archives for Microbiology. 162: 70-74.
99. Schnürer A, Zellner G och Svensson BH. (1999) *Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation in different biogas reactors*. FEMS Microbiological Ecology. 29: 249-261.
100. Schnürer, A. och Schnürer, J. (2005). *Survival of fungi during anaerobic treatment of organics household waste*. Waste Management. 26: 1205-1211.
101. Schnürer, A (2007). *Höga ammoniakhalter inget hinder för biogasprocessen*. EnergiGas. 3: 42-43
102. Schnürer, A. och Nordberg, Å (2008). *Ammonia, a selective agent agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature*. Water Sciences and Technology. 57: 735-740.
103. Sosnowski, A., Wiczorek, A. och Ledakowicz, S. (2003). *Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste*. Advances in Environmental Research. 7: 609-619.
104. Sousa, D.Z., Pereira, A.M., Stams, A.J.M., Alves, M.M. och Smidth (2007). *Microbial communities involved in anaerobic degradation of unsaturated long-chain fatty acids*. Applied and Environmental Microbiology. 73:1054-1064.
105. Sousa, D.Z., Pereira, M.A, Alves, J.I., Smidt, H., Stams, A.J.M. och Alves, M.M. (2008). *Anaerobic microbial LCFA degradation in bioreactors*. Water Science and Technology. 57: 439-444.
106. Speece, R.E. (1984). *Nutrient Requirements. Anaerobic Digestion of Biomass (Chynoweth, D.P. och Isaacson, R. eds)*. Elsevier Applied Science, London. S. 109-128.
107. Sprott, G.D. and Patel, G.B. (1986) *Ammonium toxicity in pure cultures of methanogenic bacteria*. Systematic and Applied Microbiology. 7: 758-363.
108. Stenström Moglia, E. (2007). *Gårdsbaserad biogasproduktion*. Projektarbete vid Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
109. Stenström Moglia, E. (2008). *Enzymatic pretreatment of cellulose rich biomasses for use in the biogas process*. Examensarbete Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
110. Svärd, Å. och Jansen J.C. (2003). *Svenska biogasanläggningar – erfarenhetssammanställning och rapporteringssystem*. Va- forsk rapport, nr. 14.
111. Torry-Smith, M., Sommer, P. och Ahring, B.K. (2003). *Purification of bioethanol effluent in an UASB reactor system with simultaneous biogas formation* *Biotechnology and Bioengineering*. 84: 7-12
112. Tsao, G.T. (1987). *Pre-/Posttreatment. Anaerobic Digestion of Biomass (Chynoweth, D.P. och Isaacson, R. eds)*. Elsevier Applied Science, London. S. 91-107.
113. van Lier, J.B., Tilche, A., Ahring, B.K., Macarie, H., Moletta, R., Dohanyos, M., Pol, L.W.H., Lens, P. & Verstraete, W. 2001. *New perspectives in anaerobic digestion*. *Water Science and Technology*. 43: 1-18.

114. van Velsen, A.F.M. (1981). *Anaerobic digestion of piggery waste*. Avhandling Wageningen University.
115. Wang, Z. och Banks, C.J. (2003). *Evaluation of a two-stage anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes*. Process Biochemistry. 38: 1267-1273.
116. Warren, K.S. (1962) *Ammonia toxicity and pH*. Nature. 195: 47-49.
117. Wawrzyńczyk, J. (2007). *Enzymatic treatment of wastewater sludge*. Avhandling. Avdelningen för tillämpad biokemi, Lunds Universitet
118. Xie, R. Xing, Y., Ghani, Y.A., Ooi, K.E. och Ng, S.W. (2007). *Full-scale demonstration of an ultrasonic disintegration technology in enhancing anaerobic digestion of mixed primary and thickened secondary sewage sludge*. Journal of Environmental Engineering and Science. 6: 533-541.
119. Yadavika, S., Sreekrishnan, T.R., Kohli, S och Rana, V. (2004). *Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review*. Bioresource Technology. 95: 1-10.
120. Yen, H-W. och Brune, D. (2007). *Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane*. Bioresource Technology. 98: 130-134.
121. Zang, B., Pin-Jing, H., Lü, F., Shao, L och Wanf, P. (2007). *Extracellular enzyme activities during regulated hydrolysis of high solid organic wastes*. Water Research. 41: 4468-4478.
122. Åkerlund, Anna (2008). *Evaluation of disintegration technique for increased biogas production from excess activated sludge*. Examensarbete. Institutionen för Mikrobiologi, SLU.

4. TOXICITET

Det finns många olika ämnen som kan verka hämmande på en biogasprocess och oftast är det metanbildarna som är känsligast och som först blir störda. Hämmande ämnen kan komma in i processen antingen genom ett dåligt sorterat eller förorenat material eller genom att de bildas under nedbrytningen av ett från början icke hämmande ämne. Effekten av ett toxiskt ämne kan variera och processen kan också svara på olika sätt. Vilken effekten blir kan bero på faktorer som koncentration av hämmande ämne, uppehållstid, temperatur, pH, koncentration och typ av närvarande mikroorganismer, andra hämmande ämnen etcetera. Rester av olika toxiska ämnen i rötresten kan också i förlängningen leda till negativa effekter på markens mikroorganismer om rötresten används som gödningsmedel.

4.1 Hämningsnivåer

I litteraturen finns en stor variation i vilka nivåer/halter av olika ämnen som leder till hämning eller processtopp. Dessa variationer beror på att graden av hämning påverkas av många olika faktorer, som till exempel (Speece 1987, Chen m fl 2008):

1. antagonism, det vill säga när närvaron av flera inhiberande ämnen tillsammans ger en lägre hämningsgrad än var och en av de olika komponenterna.
2. synergism, det vill säga när närvaron av flera inhiberande ämnen tillsammans ger en högre hämningsgrad än var och en av de olika komponenterna.
3. komplexbildning, det vill säga när det inhiberande ämnet genom bindning till andra eller likadana strukturer blir "osynligt" för mikroorganismerna.
4. adaptering/acklimatisering, det vill säga när mikroorganismerna anpassar sig till den giftiga miljön och återigen kan börja tillväxa. Denna anpassning kan bero på flera olika faktorer, till exempel att cellen lär sig att bryta ner det hämmande ämnet, vars koncentration då sjunker, eller att mikroorganismen mobiliserar ett försvarssystem, till exempel förändrar sammansättningen på cellen så att den blir mer motståndskraftig.

Organismerna i processen kan ibland återhämta sig efter en störning, men ibland är hämningen irreversibel, det vill säga mikroorganismerna kan inte återhämta sig från den hämmande effekten även om det hämmande ämnet försvinner. Processen måste då startas om och/eller nya "pigga" organismer måste tillföras. Alternativt blir organismerna "bara" hämmade och kan sedan efter en viss tillvänjningsperiod återhämta sig (acklimatisering). Man brukar då tala om en lagperiod, med vilket menas den tid då organismerna på grund av den hämmande effekten slutat tillväxa eller tillväxer med lägre hastighet. Lagfasen kan också representera en period då tillväxt sker av organismer som redan från början är rustade för att klara närvaron av en hämmande komponent. Dessa organismer kan från början representera en mycket liten grupp men deras antal och betydelse kan öka i samband med att den hämmande komponenten kommer in i processen.

För att inte riskera ett fullständigt processhaveri under denna period är det viktigt att förlänga uppehållstiden/minska belastningen i en kontinuerlig process, annars är risken överhängande att organismerna tvättas ut. Parallellt med denna åtgärd kan det också vara viktigt att försöka sänka koncentrationen av det hämmande ämnet, såvida inte en anpassning till ökande koncentrationer är ett slutmål. Nivåerna av de hämmande ämnena kan minskas genom att till exempel förändra sammansättningen på det ingående materialet så att det innehåller mindre av den hämmande komponenten eller av de

ämnen som frigör hämmande substanser under själva nedbrytningen. För att slippa problem med långa tillväxningsperioder kan det ibland också vara strategiskt att starta en process, eller tillföra en redan existerande process, med material från en annan biogasanläggning med redan anpassade organismer.

4.2 Hämmande ämnen

Det finns många olika ämnen som kan verka hämmande i biogasprocessen. I tabellen nedan listas några huvudgrupper av komponenter som är kända för att verka inhiberande i processen (Chen m fl 2008). Nedan följer också en mer detaljerad beskrivning av några huvudgrupper av ämnen som kan verka hämmande i en biogasprocess och vid vilka koncentrationer som hämningen sker.

NH ₃
Katjoner (Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺)
Alternativa elektronmottagare (SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻)
Föreningar med bensenring, t ex fenoler, toluen, bensen och xylen
Cyanider (föreningar med -CN grupp)
Tungmetaller
Detergenter, t ex lauryl sulfat
Svavelväte
Lösningsmedel
Desinfektionsmedel
Långa fettsyror (LCFA)
Formaldehyd
Klorerande kolväten (kloroform, kolteraklorid, metylenklorid, triklormetan etc)
Organiska kväveföreningar, t ex acrylonitril
Antibiotika, t ex monensin
Ligninderivat (furfuraler)

Tabell 1. Ämnen som kan verka hämmande på biogasprocessen

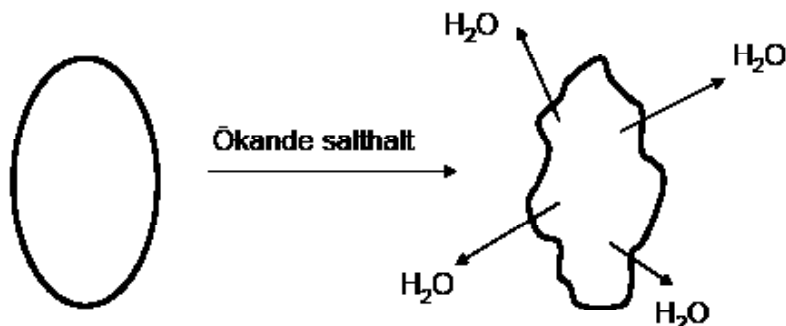
Ammoniak

Ammoniak frigörs under nedbrytning av proteinrikt material och hämmar bland annat de metanbildande organismerna. Ammoniak (NH₃) står i jämvikt med ammoniumjonen (NH₄⁺) och vilken form som dominerar beror bland annat på processtemperatur och pH. Den hämmande komponenten är ammoniak och hämning kan ske redan vid 30 mg per liter ammoniak men det finns rapporter om processer som klarar betydligt högre halter (~100 mg NH₃ per liter; Fricke m fl 2007). Vanligen övervakas processen genom analys av ammonium-kväve (NH₄⁺-N), som är ett samlat mätvärde för ammoniak/ammonium. Halter av ammonium-kväve som rapporterats hämmande ligger allt mellan 1.5 och 14 g/L (Calli m fl 2005, Chen m fl 2008, Fricke m fl 2007). Nivåer kring och över 3 g/L har rapporterats ofta orsaka hämning, oberoende av pH (Calli m fl 2005). En utvecklad förklaring till ammoniaktoxicitet finns i kapitel 3 under rubriken Proteinrika material.

Katjoner

Katjoner är nödvändiga för mikroorganismerna, men kan i för höga koncentrationer bli hämmande för processen. Höga saltkoncentrationer leder till en kollaps av bakteriecellen eftersom den försöker "späda ut" omgivningskoncentrationen genom att pumpa ut vatten (Figur 1). Vissa mikroorganismer kan i viss mån anpassa sig till höga salthalter genom att bilda så kallade osmolyter, föreningar som stabiliserar cellen i närvaro av höga salthalter. Det finns också studier som visat att tillsats av osmolyter (glycinbetain och kolin) kan öka metanutbytet i processer som behandlar matavfall med hög natriumhalt (Oh m fl 2008). Mycket salt finns bland annat i olika industriella avfall, till exempel avfall från fisk- och livsmedelsindustrin, men katjoner kan också frisättas under nedbrytningen av det organiska substratet.

Katjoner är också kopplade till olika alkaliska komponenter (natriumhydroxid (NaOH), natriumkarbonat (NaCO_3)) som ibland tillsätts för att öka pH och alkalinitet i rötkammaren (Chen m fl 2008). Den optimala koncentrationen för metanbildarna har rapporterats vara cirka 100-200 mg per liter natrium, 400 mg per liter kalium, 200 mg per liter kalcium och 720 mg per liter magnesium (Chen m fl 2008). Hämmning har påvisats vid koncentrationer av respektive salt omkring 1500 mg per liter, men koncentrationer upp mot 8000 mg per liter kan fungera om en tillvänjning får ske. Koncentrationen som ger hämmning kan variera beroende på vilket substrat som används, något som sannolikt hänger samman med att olika organismer tillväxer och att dessa har olika förmåga att hantera höga saltkoncentrationer (Lefebvre m fl 2007). Närvaro av katjoner kan också ha en positiv effekt på processen då de har visats minska effekten av ammoniakinhibering (antagonism; Chen m fl 2008).



Figur 1. Höga salthalter gör att bakterien "tappar" vatten

Alternativa elektronmottagare

Detta är föreningar som gör att flödet av elektroner i en biogasprocess styrs bort från metanbildning och istället ökar aktiviteten hos konkurrerande mikroorganismer som sulfatreducerande och nitratreducerande mikroorganismer (se kapitel 1). Dessa organismer konkurrerar både med metanbildarna och syrabildarna om deras substrat och vinner vanligtvis denna tävling. Resultatet blir då en minskad produktion av biogas och istället en ökad bildning av svavelväte eller olika kväverika gasföreningar (kvävgas, lustgas). Höga halter av sulfat kan till exempel finnas i drank och i restprodukter från pappersmassaindustrin. För mer information kring sulfatinnehållande material se kapitel 3. Nitrat (NO_3^-) kan finnas bland annat i olika avloppsvatten, till exempel från läkemedelsindustrin (Rodriguez-Martinez m fl 2005).

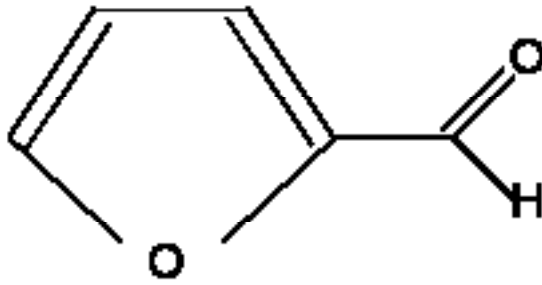
Det är här svårt att ange exakta koncentrationsnivåer för när hämmningen av metanbildarna inträffar. Det finns flera olika faktorer som kan vara av betydelse (Isa m fl 1986, Shabir m fl 2008, Dar m fl 2008). Effekten av sulfat är till exempel starkt kopplad till förhållandet mellan COD (chemical oxygen demand) och sulfat, där COD är ett mått på mängden organiskt material som är tillgängligt för nedbrytning. En studie har visat att när kvoten $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ i substratet var över 2.7 dominerade metanbildarna (de acetatutnyttjande), men när kvoten sjönk under 1.7 blev de sulfatreducerande bakterierna mer konkurrenskraftiga med minskade biogasmängder som följd (Dar m fl 2008). Lägre substratkoncentration i relation till mängden sulfat är alltså positiv för sulfatreducerarna. Rötningstemperaturen har också visats ha betydelse för utgången av tävlingen mellan sulfatreducerande bakterier och metanbildare, där metanbildarna tycks ha en fördel vid termofil rötningstemperatur (Pender m fl 2004). När det gäller nitrat så visade en studie att koncentrationer över 62 mg/L ledde till en ökning av aktiviteten av denitrifikation i relation till både sulfatreduktion och metanbildning (Rodriguez-Martinez m fl 2005). Kvoten COD/NO_3^- -N visades i en studie också vara av betydelse med ett värde mellan 2 och 3,7 som optimal för denitrifikationen (Sonza och Atalay 2005).

Organiska föreningar

Organiska föreningar finns till exempel som rester i olika industriella avfall eller som rester av bekämpningsmedel på grödor eller i matavfall (Chen m fl 2008). Det finns därför många olika organiska föreningar som kan hamna i en biogasprocess tillsammans med avfallet/grödan och som kan inverka negativt på organismerna i processen (Nilsson 2000, Engwall och Schnürer 2002, Olsman m fl 2002, Levén m fl 2005, Levén 2006, Chen m fl 2008, Elefsiniotis och Li 2008). Vilken koncentration som verkar hämmande beror på flera olika faktorer som till exempel typ av förening, exponeringstid, process-temperatur och matningsfrekvens (Chen m fl 2008). Generellt har många organiska föreningar dålig löslighet i vatten och binder istället hårt till annat organiskt material. Föreningarna kan också binda till bakteriecellens membran, som då skadas med följden att cellen inte längre kan utföra sin metabolism. Mikroorganismens tillväxt kan då starkt hämmas eller organismen kan till och med dö. Vissa organiska föreningar kan, efter en viss tids anpassning hos mikroorganismerna, bytas ner i en biogasprocess. Generellt har mikroorganismerna i biogasprocessen tillsammans en mycket stor förmåga att bryta ner många organiska föreningar (Alexander 1994, Baker och Herson 1999, Zhang och Benett 2005). Vissa föreningar bryts till och med ner mer effektivt i en anaerob process än i närvaro av syre. Detta gör att biogasprocesser ibland också används för att rena olika industriella avloppsvatten (Farhadian m fl 2008) och inte primärt för produktion av metan.

Processens kapacitet att bryta ner olika organiska föreningar påverkas starkt av under vilka förhållanden processen drivs samt självfallet också på koncentrationen av föreningen. En förening som i höga koncentrationer verkar hämmande kan i lägre halter vara lätt att bryta ner (Chen m fl 2008). Generellt har också den mesofila processen en större nedbrytningskapacitet eftersom det finns flera olika mikroorganismer som klarar detta temperaturintervall jämfört med en högre temperatur (Leven och Schnürer, Leven m fl 2005). Ibland kan också uppehållstiden vara en avgörande faktor då flera organiska föreningar bryts ner mycket långsamt. Föreningar som är kända för att orsaka problem i biogasprocesser är bland annat föreningar med bensenföreningar (fenoler, xylen, bensen, toluen), ftalater (mjukgörare i plaster), halogenerade alifater (kloroform, koltetraklorid, trikloretan) och halogenerade aromater (till exempel klorofenoler som PCP), föreningar med bensenring (fenol, toluen, xylen etc) och olika nitroföreningar (nitrofenol, amonifenol, aminer etc; Chen m fl 2008)

Många hämmande föreningar kommer med förorenade avfall, men vissa grupper finns också naturligt i vissa substrat som är av intresse för biogasproduktion. I denna grupp finns bland annat olika typer av fenoler, som fenol, kresoler, tanniner, toluen och andra aromatiska strukturer. Fenoler och toluen finns bland annat i svingödsel (Loughrin m fl 2006). Olika fenolderivat och tannin är vanliga strukturer i växtmaterial och kan frigöras under nedbrytning av detta material. Vid termisk förbehandling av växtmaterial kan också uppspjälkningen av lignin leda till bildning av så kallade furfuraler (Figur 2). Dessa kan verka hämmande i biogasprocessen (Rivard och Grohman 1991). Biogasproduktion från matavfall har också visats leda till ansamling av olika aromatiska syror, av vilka några uppvisade hämmande effekt på biogasprocessen (Hecht och Griehl 2008). Samtliga av dessa föreningar kan i låga koncentrationer brytas ner i biogasprocesser om processförhållandena är de rätta.



Figur 2. Furfural, en förening som verkar hämmande på biogasprocessen.

Tungmetaller

Tungmetaller kan finnas i relativt höga koncentrationer i olika industriella avfall samt ibland i slam från reningsverk. Typiskt för metaller är att de inte kan brytas ner i processen utan det finns risk att de ansamlas till giftiga nivåer. I gruppen tungmetaller ingår giftiga ämnen som bly, kvicksilver, kadmium och uran, men även livsnödvändiga metaller som järn, zink, koppar, krom, mangan, molybden, nickel och selen. Metaller verkar hämmande eftersom de stör organismernas enzymssystem genom att binda till olika grupper på dessa enzymer. Låga koncentrationer av vissa tungmetaller är dock nödvändiga för mikroorganismernas aktivitet. Kobolt, molybden och nickel är tungmetaller som är viktiga för aktiviteten hos metanbildarna och deras enzymer. Som diskuterats tidigare i kapitel 3 kan vissa substrat (vissa energigrödor) till och med ha för låga koncentrationer av metaller och en bristsituation kan uppstå.

Det är svårt att säga vilken koncentration som orsakar hämning och vilka metaller som är giftigast eftersom många av de redovisade resultaten i litteraturen varierar avsevärt (Chen m fl 2008). Spännvidden är stor när det gäller vilka nivåer som leder till hämning av de olika tungmetallerna, men de är i storleksordningen 100 mg per liter (Chen m fl 2008). Vissa metaller, till exempel järn är dock relativt ogiftiga och kan förekomma i processen i storleksordningen flera hundra gram per liter utan att orsaka några problem. Vissa rapporter visar också att processen kan klara sig från störningar även vid höga halter av mer giftiga metaller. En trolig förklaring till detta är att metaller binder in till olika organiska föreningar (så kallade kelatorer) i processen eller bildar fällningar med exempelvis sulfider. Detta gör att metallerna blir "osynliga" för mikroorganismerna, som då inte heller hämmar processen. Exempel på föreningar som visats binda metaller är bentonit och citrat (Chen m fl 2008). Nivån vid vilken en hämning uppstår påverkas också av att olika metaller tillsammans både kan ha synergistisk och antagonistisk effekt. Till exempel har nickel visat sig ha antagonistisk effekt (det vill säga minska den hämmande effekten) av kadmium och zink. Emellertid visade samma metall en ökning av den hämmande effekten av koppar, molybden och kobolt (Chen m fl 2008).

Långa fettsyror

Långa fettsyror (LCFA) som stearinsyra, palmitinsyra, oljesyra och linolsyra med flera frigörs under nedbrytning av fettrika material och kan verka starkt hämmande på både metanbildare och andra mikroorganismer (se kapitel 3). Fettsyrorna binder till cellens membraner, som inte längre kan skydda cellen och inte heller sköta olika transporter av material in och ut ur cellen (Chen m fl 2008). Termofila organismer har rapporterats vara känsligare för långa fettsyror än mesofila organismer. LCFA kan ha en akut toxisk effekt och har också visats orsaka permanent hämning av metanbildare (Chen m fl 2008). Andra studier visar att LCFA kan brytas ner och att processen kan återhämta sig, men att återhämtningstiden kan vara lång (Cirne m fl 2008, Chen m fl 2008). Toxiciteten tycks vara mer beroende av slammets (rötkammarinnehållets) fysiska karaktär (yta och storleksfördelning) än föreningens biologiska karaktär. Nedbrytning har visat sig vara möjlig vid koncentrationer upp till 5 g COD-LCFA/g VS (Pereira m fl 2002). Nedbrytningen av fetter har visats vara möjlig att stimulera genom tillsats av hydrolyserande enzymer (lipaser; Cirne m fl 2008, Rigo m fl 2008). Detta ledde emellertid till en kraftigare hämning av processen, troligen på grund av frisättning av LCFA, om koncentrationen lipaser var för hög.

Antibiotika

Metanbildarna är generellt mindre känsliga för antibiotika än vad bakterier är. Detta på grund av att de har en annan typ av cellvägg än bakterier. Emellertid störs biogasprocessen också av att till exempel olika fermentativa eller ättiksyrabildande bakterier är hämmade, då detta hindrar dem från att producera metanbildarnas substrat. Om ättiksyrabildarna är hämmade ansamlas olika fettsyror och processen kan då drabbas av en störning på grund av en pH-sänkning. Vissa antibiotika hämmar också direkt mot metanbildarna, till exempel kloramfenikol och klortetracyclin, som i tester visats orsaka 50% -ig minskning av metanbildningen vid 20 respektive 40 mg/L (Sanz m fl 1996). Thiamfenikol har också visats ha en hämmande effekt på metanbildningen, med en cirka 60% -ig minskning vid 80 mg/L (Lallai m fl 2002). Olika antibiotika kan finnas i gödsel om djurbesättningen blivit behandlad mot någon infektion. Ibland får djur också antibiotika direkt i fodret för att stimulera deras tillväxt. Till denna grupp av antibiotika hör till exempel monensin och rumensin, som båda har en stark hämmade effekt på biogasprocessen (Sanz m fl 1996, Zitomer m fl 2007). Antibiotika kan självfallet också finnas i det ingående slammet till rötningsprocessen på ett avloppsreningsverk och flera antibiotika har både visats verka hämmande samt kunna brytas ner i dessa system (Gartiser m fl 2007).

Detergenter

Detergenter är föreningar som används för att sänka ytspänningen och kan finnas bland annat i slam på reningsverk (Garcia m fl 2006). Flera av dessa kan verka hämmande på biogasprocessen (Garcia m fl 2000, Gavala och Ahring 2002). En av de vanligast förekommande detergenterna är tensiden LAS (linear alkylbenzene sulfonates). LAS är hämmande både för bakterier och för metanbildare och bryts ner mycket dåligt i en biogasprocess (Hariklia och Ahring 2002). Hämningsgraden är beroende av koncentrationen i biomassa och den övre koncentrationsgränsen har föreslagits till 14 mg LAS/g VS.

Sulfider

Flera olika mikroorganismgrupper som är aktiva i en biogasprocess kan hämmas av svavelväte. Metanbildarna tillhör som vanligt en av de mer känsliga grupperna. Svavelväte står i jämvikt med vätesulfid (HS-) och denna jämvikt förskjuts med sjunkande pH (mindre än 7) mot H₂S, som är den toxiska komponenten. Detta innebär att hämningsgraden ökar med sjunkande pH. Nivåer som rapporterats vara toxiska är 50-400 g/l H₂S (Chen m fl 2008). Sulfid (S²⁻) kan också binda till olika metaller och bilda fällningar. Detta kan leda till att mikroorganismerna får brist på vissa metaller som är nödvändiga för deras tillväxt och aktivitet (Hasnaian och Anderson 2004). Svavelväte bildas inte bara från sulfat genom aktivitet av sulfatreducerande bakterier utan också genom fermentation av svavelinnehållande aminosyror som cystein och metionin. Genom tillsats av järnklorid (FeCl₂ eller FeCl₃) direkt till biogasprocessen är det möjligt att "bli av med" en del sulfid som järnsulfid. Detta tillämpas av flera svenska biogasanläggningar (Lanz 2008).

Processproblem på grund av hämmande ämnen kan i många fall undvikas genom att iaktta försiktighet och noggrannhet vid val av substrat och genom att driva sin process på ett sätt som tillåter god nedbrytbarhet av eventuellt hämmande organiska ämnen. Ibland kan det dock vara svårt att veta om ett substrat innehåller hämmande ämnen eller inte och om nedbrytning av föroreningar kan ske eller inte. För att utvärdera ett okänt substrat i detta avseende (utan att riskera driften) kan det vara värt att göra satsvisa eller kontinuerliga rötningsförsök i laboratorieskala eller så kallade aktivitetsmätningar (kapitel 7; Rozzi och Remigi 2004).

KONTROLLERA DIN KUNSKAP

- Vilka olika faktorer påverkar hämningseffekten av en viss förening på biogasprocessen?
- Varför kan salter verka hämmande på biogasprocessen?
- Vilka grupper av föroreningar kan brytas ner i en biogasprocess?
- Är alla tungmetaller farliga för biogasprocessen?
- Verkar antibiotika mot metanbildare?
- Hur kan man utvärdera "giftigheten" hos ett visst substrat?

LITTERATUR

1. Alexander, M. (1994). *Biodegradation and Bioremediation (2nd ed)*. Academic Press, London.
2. Baker, K.H. och Herson, D. S. (1999). *Bioremediation. Environmental Microbiology Associates, Inc.* Harrisburg, Pennsylvania. McCraw-Hill companies.
3. Calli, B., Mertoglu, B., Inac, B., och Yenigun, O. (2005). *Effects of free ammonia concentrations on the performance of anaerobic bioreactors*. Process Biochemistry. 40: 1285-1292.
4. Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. (2008). *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. Bioresource Technology. 99: 4044-4064.
5. Cirne, D.G., Palmoument, X., Björnsson, L., Alves, M.M. och Mattiasson, B. (2008). *Anaerobic digestion of lipid-rich waste – effects of lipid concentration*. Renewable Energy. 32: 965-975.
6. Dar, S.A., Kleerebezem, R., Stams, A.J.M, Kuenen, J.G. and Muyzer, G. (2008). *Competition and co-existence of sulfate-reducing bacteria, acetogens and methanogens in a lab-scale anaerobic bioreactor as affected by changing substrate to sulphate ratio*. Environmental Technology. 78:1045-1055.
7. Engwall, M och Schnürer, A. (2002). *Fate of Ah-receptor antagonists in organic household waste during anaerobic degradation – estimation of levels using EROD induction in organ cultures of chicken embryo livers*. The Sciences of the Total Environment. 297 (1-3).
8. Elefsiniotis, P. och Li, W. (2008). *Biodegradation of agricultural pesticides in anaerobic batch reactors*. Journal of Environmental science and Health, Part B – Pesticides and Food contaminants and Agricultural wastes. 43: 172-178
9. Farhadian, M., Duchez, D., Vachelard, C. och Larroche, C. (2008). *Monoaromatic removal from polluted water through bioreactors – a review*. Water Research. 42: 1325-1341.
10. Fricke, K., Santen, H., Wallman, R., Hütter, A. och Dichtl, N. (2007). *Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW*. Waste Management. 27: 30-43.
11. Garcia, M.T., Campos, E., Sanchez-Leal, J. och Ribosa, I. (2000). *Anaerobic degradation and toxicity of commercial cationic surfactants in anaerobic screening tests*. Chemosphere. 41: 705-710.
12. Garcia, M.t., Campos, E., Sanchez-Leal, J. och Ribosa, I. (2006). *Effect of linear alkylbenzene sulfonates (LAS) on the anaerobic digestion of sewage sludge*. Water Research. 40: 2958-2964.
13. Gartiser, S., Ulrich E., Radka, A. och Kümmeren, K. (2007). *Anaerobic inhibition and biodegradation of antibiotics in ISO test schemes*. Chemosphere. 66: 1839-1848.

14. Gavala, H.N. och Ahring, B.K. (2002). *Inhibition of the anaerobic digestion process by linear alkylbenzene sulfonates*. Biodegradation. 3: 201-209.
15. Gerardi, M.H. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. In: *Wastewater microbiology series*, John Wiley & Sons Inc. New Jersey, USA.
16. Hariklia, N och Ahring, B.K. (2002). *Inhibition of the anaerobic digestion process på linear alkylbenzene sulfonates*. Biodegradation. 13: 210-209.
17. Hasnain, M.I. och Anderson, G.K. (2005). *Molybdate inhibition of sulphate in two-phase anaerobic digestion*. Process Biochemistry. 40: 2079-2089.
18. Hecht, C. och Griehl, C. (2008). *Investigation of the accumulation of aromatic compounds during biogas production from kitchen waste*. Bioresource Technology. 100: 654-658.
19. Isa, Z., Grusenmeyer, S. och Verstratete, W. (1986). *Sulfate reduction relative methane production in high-rate anaerobic digestion: Microbiological aspects*. Applied and Environmental Microbiology. 51: 580-587.
20. Lallai, A., Mura, G. och Onnis, N. (2002). *The effect of certain antibiotics on biogas production in the anaerobic digestion of pig waste slurry*. Bioresource Technology. 82: 205-208.
21. Lantz, M. (2008). *Kvalitetshöjning av biogas*. Informationsbroschyr Biogas Syd.
22. Lefebvre, O., Quentin, S., Torrijos, M., Gordon, J.J., Delgenès, J.P. och Moletta, R. (2007). *Impact of increasing NaCl concentrations on the performance and community composition of two anaerobic reactors*. Applied and Environmental Microbiology: 75: 61-69.
23. Léven, L., Nyberg, K., Korkea-Aho, L., och Schnürer, A. (2005). *Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonium oxidising bacteria in soil*. Science and the Total Environment 364: 229-238.
24. Léven, L. och Schnürer, A. (2005). *Effect of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions*. International Biodeterioration & Biodegradation. 55: 153-160.
25. Levén, L (2006). *Anaerobic digestion at mesophilic and thermophilic temperature*. Avhandling nr. 116. Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
26. Loughrin, J. H., Szogi, A. A., Vanotti, M. B. (2006). *Reduction of malodorous compounds from liquid swine manure by a multi-stage treatment system*. Applied Engineering in Agriculture. 22: 867-873.
27. Nilsson, M.-L. (2000). *Occurrence and fate of organic contaminants in waste*. Avhandling nr. 249. Institutionen för Miljöanalys, SLU.
28. Oh, G., Zang, L. och Jahng, D. (2008). *Osmoprotectants enhance methane production from the anaerobic digestion of food wastes containing a high content of salt*. Journal of Technology and Biotechnology. 83: 1204-1210.
29. Olsman, H., Björnfoth, H., van Bavel, B., Lindström, G., Schnürer, A. and Engwall, M. (2002). *Characterisation of dioxine-like compounds in anaerobically digested organic material by bioassay-directed fractionation*. Organohalogen Compounds. 58: 345-348.
30. Pender, S., Toomey, M., Carton, M., Eardly, D., Patching, J.W., colleran, E, and O´Flerthy, V. (2004). *Long-term effects of operating temperature and sulphate addition on the methanogenic community structure of anaerobic hybrid reactors*. Water Research. 38: 619-630.
31. Pereira, M.A., Pires, O.C., Mota, M. och Alves, M.M. (2002). *Anaerobic degradation of oleic acid by suspended and granular sludge: identification of plamitic acid as a key intermediate*. Water Science and Technology. 45: 139-144.
32. Rigo, E., Rigoni, R.E., Lodea, P., de Oliveira, D., Freire, D.M.G., di Luccio, M. (2008). *Application of different lipases as pretreatment in anaerobic treatment of waste water*. Environmental Engineering Science. 25: 1243-1248.
33. Rivard, C. och Grohman, K. (1991). *Degradation of furfural (2-aldehyde) to methane and carbon-dioxide by an anaerobic consortium*. Applied Biochemistry and Biotechnology. 28/29: 1101-1117.

34. Rodriguez-Martinez, J. Garza-Garcia, Y., Aguilera-Carbo, A., Martinez-Amador, S.Y. och Sosa-Santillan, G.J. (2005). *Influence of nitrate and sulfate on the anaerobic treatment of pharmaceutical wastewater*. Engineering Life Sciences. 5:568-573.
35. Rozzi, A. och Remigi, E. (2004). *Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a review*. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 3: 93-115.
36. Sanz, J.L., Rodriques, N. Och Amlis, R. (1996). *The action of antibiotics on the anaerobic degradation process*. Applied Microbiology and Biotechnology 46: 587-592.
37. Shabir, A., Kleerbenzem, R. Stams, A.J.M., Kuenen, J. G. och Muyezer, G. (2008). *Competition and co-existence between sulfate-reducing bacteria and methanogens in a lab-scale anaerobic bioreactor affected by changing substrate to sulfate ratio*. Applied and Microbiology and Biotechnology. 78: 1045-1055.
38. Speece, R.E. (1987). *Toxicity. Anaerobic Digestion of Biomass* (Chynoweth, D.P. och Isaacson, R. eds). Elivier Applied Science, London. s. 129- 140.
39. Sonza, D.T. och Atalay, H. (2005). *Influence of nitrate and COD on phosphorous and nitrogen removals under batch methanogenic and denitrifying conditions*. Environmental Engineering Science. 22: 145-155.
40. Zang, C., och Benett, G.H. (2005). *Biodegradation of xenobiotics by anaerobic bacteria*. Applied Microbiology and Biotechnology. 67: 600-618.
41. Zitomer, D.H., Burns, R.T., Duran, M. och Vogel, D.S. (2007). *Effect of sanitizers, rumensin, and temperature on anaerobic digester biomass*. Transactions of the Asabe: 50: 1807-1813.

5. ÖVERVAKNING

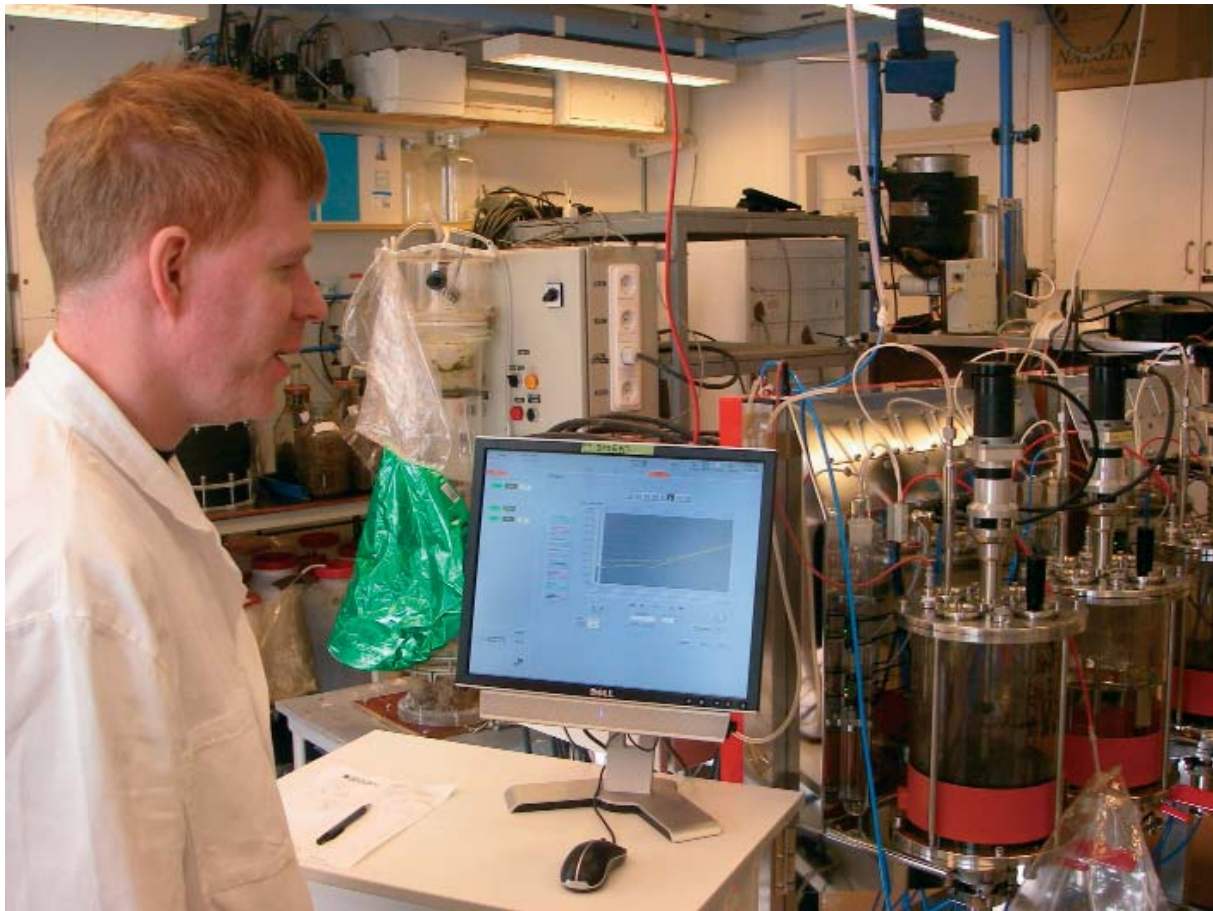
Det är viktigt att man har god kontroll på sin biogasprocess. Då är det möjligt att upptäcka störningar i tid och hinna åtgärda dem innan det gått så långt att processen försämras. Vissa mikroorganismer, som till exempel metanbildarna, är extra känsliga och kan sluta växa och/eller sköljas ur om de inte trivs. Till exempel måste temperaturen i processen övervakas noga eftersom de anaeroba mikroorganismerna är mycket känsliga för temperatursvängningar. Alkalinitet och pH, halten av fettsyror och ammonium samt gasens innehåll av koldioxid och metan är också viktiga parametrar att följa under hela processens gång. I detta kapitel beskrivs några olika sätt att mäta och övervaka hur biogasprocessen och dess mikroorganismer mår. I kapitel 2 finns en beskrivning av de olika parametrarnas betydelse för mikroorganismerna.

5.1 Metoder för övervakning

Biogasprocessen är dynamisk och kräver regelbunden tillsyn. Förutom att pumpar, omrörare, installationer för gasuppsamling med mera ska fungera och kontrolleras behöver även själva processen och mikroorganismernas aktivitet övervakas. Det är också värdefullt om substrattankar och rötrestlager kan övervakas, eftersom en viss mikrobiologisk aktivitet pågår även i dem. Det kan till exempel handla om att hålla låg temperatur i substrattanken för att hindra att en nedbrytningsprocess startar och orsakar problem med lågt pH och skumning, eller att täcka rötrestlagret för att undvika oavsiktliga utsläpp av metan och lustgas (se kapitel 6).

Dagliga rutiner för övervakning av biogasprocessen bör sättas upp och det är viktigt att personalen är väl insatt i arbetet. Lämpligen utformas ett schema för övervakning, där vissa parametrar, som till exempel alkalinitet, pH, temperatur, ammoniumkväve, fettsyror och gasflöde följs upp dagligen eller veckovis, medan andra parametrar kan mätas med något längre tidsintervall mellan provtagningarna. Avgörande för vilka analyser som görs samt frekvensen i provtagningarna är ofta hur lätt eller snabbt respektive analys kan utföras med befintlig provtagningsteknik och laboratorieutrustning. Flera snabbmetoder finns redan idag. På detta område sker dessutom en teknikutveckling och nya metoder tas fram för att underlätta en mer fullständig och kontinuerlig övervakning av processen.

Ett viktigt moment är själva provtagningen vid anläggningen. Den mikrobiologiska processen kan undersökas på flera ställen och lämpliga provtagningsplatser kan vara såväl i själva processen (till exempel på röt-kammarens in- respektive utflöden), i substrat- och hygieniseringsstankar samt i efterröttningslager. Det är viktigt att provet blir så representativt som möjligt och att provet tas på samma sätt varje gång. Oftast är det lämpligast att ta prov i samband med omrörning/pumpning av material eftersom det annars finns risk för att materialet skiktas och inte är tillräckligt väl omblandat om provet tas från en stillastående process. Provtagningen kan göras med kortare tidsintervall vid misstänkt obalans eller störning.



Figur 1. Det är viktigt med en noggrann övervakning och kontroll av biogasprocessen. Foto: Åsa Jarvís.

Belastning och uppehållstid

För att få en jämn nedbrytning i biogasprocessen är det viktigt med en jämn belastning av substrat över tiden. Upphållstiden bestämmer hur mycket av substratet som hinner brytas ner. Ur ett mikrobiologiskt perspektiv är båda dessa parametrar avgörande för processens effektivitet. Mikroorganismerna mår bäst av en jämn tillförsel av substrat över tiden samtidigt som de behöver en viss tid på sig för att bryta ner substratet i tillräckligt hög grad. Belastning och uppehållstid regleras därför i förhållande till varandra. En jämn belastning in till röt-kammaren kan säkerställas genom att analysera substratblandningen i tanken, till exempel avseende TS- och VS-halt, samt att ha en god omrörning i substrattanken. Det är ibland svårt att veta exakt vilken belastning som kan vara möjlig och ofta får man här pröva sig fram, till exempel vid uppstart och introduktion av nya substrat. Vanligtvis startas processen på en relativt låg belastning, till exempel 0,5 kg VS per m³ röt-kammarevolym och dygn för att sedan successivt höjas.

Ett sätt att ta reda på hur processen svarar på en ändrad belastning kan vara att bestämma den specifika metanproduktionen, det vill säga mängden producerad metan per mängd inmatad organisk substans varje dag (m³ CH₄ per kg VS och dygn). Ett annat sätt att utvärdera hur processen hanterar en ökning av belastningen är att titta på utröttningsgraden (se kapitel 2) av det organiska materialet, det vill säga hur stor andel av det organiska materialet som hunnit brytas ner under den aktuella uppehållstiden. Här nedan anges en formel för beräkning av utröttningsgrad:

$$\text{Utröttningsgrad (\%)} = ((TS_{in} \times VS_{in} - TS_{ut} \times VS_{ut}) / (TS_{in} \times VS_{in})) \times 100$$

Uppehållstiden regleras utifrån flera olika faktorer, exempelvis processtemperatur och substratets karaktär. Generellt behöver svärnedbrytbara material, som till exempel cellulosarika växtmaterial, en längre uppehållstid än vad som krävs för ett mer lättnedbrytbart material som till exempel matavfall (se kapitel 3). Termofila processer kan ofta köras vid något lägre uppehållstid än motsvarande mesofila processer, eftersom den mikrobiologiska aktiviteten ökar vid höjd temperatur. Vanligtvis behöver en mesofil process en uppehållstid av minst 15 dygn, medan en termofil process kan fungera vid 12 dygns uppehållstid (Kim m fl 2006). De flesta samrötningsanläggningar i Sverige arbetar dock vid betydligt längre uppehållstider, cirka 25-30 dagar är vanligt, men både längre och kortare tider förekommer. Vid rötning av material med höga vattenhalter, till exempel industriella processvatten, kan rotat slam återföras till processen för att "hålla kvar" mikroorganismerna som annars riskerar att sköljas ut. I detta fall blir den partikulära uppehållstiden (SRT) förlängd i jämförelse med uppehållstiden för vätskan (HRT). I denna typ av process kan uppehållstiden (HRT) vara bara några dagar.

Räkneexempel:

Beräkna a) uppehållstid och b) belastning för följande process:

Volym rötchammare = 2 500 m³

Beskickning, dvs inmatning av substrat = 75 m³ per dygn

Substratets TS-halt = 10 % av våtvikt

Substratets VS-halt = 90 % av TS

a) Uppehållstiden är $2\,500\text{ m}^3 / 75\text{ m}^3\text{ per dygn} = 33\text{ dygn}^1$

b) Belastningen är $(75\,000\text{ liter}^2\text{ per dygn}) \times 0,1\text{ (\% TS av våtvikt)} \times 0,9\text{ (\% VS av TS)} / 2\,500\text{ m}^3\text{ (rötkammarevolym)} = 2,7\text{ kg VS per m}^3\text{ rötchammare och dygn}$

¹Ungefärligt värde, kan variera på grund av gasavgång, se under Uppehållstid, kapitel 2

²Substratet antas ha en volymvikt (densitet) av 1 kg / liter

Bestämning av organiskt innehåll

Halten organiskt material bestäms vanligast genom analys av VS (volatile solids). Vid en VS-analys bestäms inledningsvis materialets torrs substans (TS) genom att torka bort allt vatten vid 105°C. Den organiska substansen (VS) i materialet kan sedan beräknas efter att den torkade fraktionen bränts vid hög temperatur (550°C). VS beräknas då som mängden torrs substans minus mängden kvarvarande aska och utgör den del av materialet som är biologiskt nedbrytbart. Denna benämns ibland som glödförlust, medan kvarvarande aska kallas för glödrest (Standard Methods 1995).

Vid bestämning av TS och VS är det viktigt att känna till att höga halter av flyktiga fettsyror (VFA) i ursprungsmaterialet kan ge missvisande resultat, eftersom dessa kan avgå från materialet redan vid den första upphettningen och därmed ge ett för lågt värde på TS och VS. Detta kan i sin tur ge felaktiga värden på till exempel biogasproduktion och utrötningsgrad, som båda anges i relation till VS. Ett sätt att undvika detta är att göra provet för bestämning av TS och VS basiskt före torkning, men denna metod är ännu inte utvecklad. Resultaten från TS- och VS-bestämning av prover med höga fettsyrahalter bör därför tolkas med försiktighet (personlig kommunikation Åke Nordberg, JTI).

Halten organiskt material kan också bestämmas med andra metoder, till exempel analys av COD (chemical oxygen demand) eller BOD (biological oxygen demand; Standard Methods 1995). COD är ett generellt mått på mängden lösliga organiska föreningar och kan ge uppgift om hur mycket lösliga kolför-

eningar som finns i processen och som kan ge upphov till metan. COD, det vill säga motsvarande den mängd syre som skulle åtgå för att oxidera alla lösliga organiska föreningar i vätskefasen kan bestämmas med hjälp av ett oxidationsmedel, till exempel dikromat.

Temperatur

Eftersom en jämn temperatur är önskvärd för att behålla stabil mikrobiell aktivitet bör biogasprocessens temperatur följas kontinuerligt (se kapitel 2). För mätning av temperatur installeras lämpligen en eller flera sonder/termometrar direkt i processen och de uppmätta värdena kan registreras och avläsas digitalt på en display. Exempelvis kan insticksgivare installeras i röt-kammaren som går att ta ut utan att något innehåll töms ut. De flesta biogasanläggningar har numera kontinuerlig övervakning av temperaturen via online instrument samt larm om temperaturen avviker från det normala. I detta sammanhang är det viktigt att termometrarna kalibreras med jämna mellanrum.

Alkalinitet

Alkaliniteten är ett mått på processens buffertförmåga och anger mängden alkaliska, det vill säga basiska, joner i biogasprocessen. Alkalinitetens värde ger information om hur bra buffertförmåga processen har och hur mycket fettsyror som kan ansamlas i processen innan pH börja sjunka. En hög alkalinitet tillåter alltså en viss obalans i samspelet mellan mikroorganismerna och en ökning av fettsyror utan att processen drabbas av sjunkande pH (Gerardi 2003).

För att bestämma alkaliniteten tas prov ut ur röt-kammaren och innehållet av basiska joner (bikarbonat, karbonat, kolsyra med mera) bestäms med hjälp av titrering med tillsatt syra ner till ett bestämt pH-värde. Man skiljer på bikarbonatalkalinitet (BA) och totalalkalinitet (TA), där BA anger halten av bikarbonat, medan TA är ett mått på den totala mängden basiska joner.

BA kan bestämmas genom att titrera till pH 5,75 med 0,05 M saltsyra enligt följande formel (VAV P54 1984):

$$BA = 381 \times (\text{mängd saltsyra i ml}) = \text{mg HCO}_3^- / \text{liter}$$

Eller:

$$BA = a \times M \times 61 \times f \times k$$

a = ml saltsyra

M = saltsyrans molaritet

f = utspädningsfaktor

k = 1,25 (korrigeringsfaktor som justerar för att endast 80 % av salterna deltar i reaktionen)

HCO_3^- = bikarbonat

Vidare kan TA bestämmas genom titrering till pH 4,0 med 0,05 M saltsyra och beräknas enligt ovanstående formler, då BA byts ut mot TA.

Även andra enheter på BA och TA förekommer, till exempel milliekvivalenter per liter och mg kalciumkarbonat per liter. Vid omvandlingar gäller följande samband.

$$1 \text{ milliekvivalent per liter} = 50 \text{ mg kalciumkarbonat per liter} = 61 \text{ mg vätekarbonat per liter}$$

Genom bestämning av BA-värdet kan störningar upptäckas på ett tidigare stadium än om endast TA mäts (Brovko och Chen 1977, VAV P42 1981). BA kan i stabila processer variera inom ett relativt brett intervall, 3 000 – 15 000 mg HCO₃ per liter, medan TA-värdet vanligen varierar mellan cirka 5 000 och 20 000 mg HCO₃ per liter. Om halten av fettsyror är låg (< 300 mg ättiksyra/ liter), vilket är vanligt vid rötning av slam i reningsverk, hamnar BA endast några procent under TA-värdet. Samrötningsanläggningar har ofta högre halter av fettsyror (mer än 1 000 mg/liter är vanligt) och här kan BA- och TA-värdena skilja sig mer åt. Vid driftstörningar kan en hög andel flyktiga fettsyror ge mycket låga eller negativa BA-värden. Alkaliniteten bör mätas minst en gång per vecka, vid ändringar i drift och substratkomposition sker mätningar förslagsvis mer frekvent.

Ett sätt att bedöma processtabilitet är genom att titta på kvoten mellan flyktiga fettsyror (VFA) och alkalinitet. Här har tre kritiska värden för VFA/TA föreslagits (VAV P42 1981):

< 0,3	Stabil process
0,3 – 0,5	Viss instabilitet
> 0,5	Tydlig instabilitet

Vid VFA/TA större än 1,0 är det stor risk för kraftigt minskad gasproduktion och skumning. Problem kan uppkomma även vid kvoter under 1, och då speciellt vid snabba förändringar (personlig kommunikation, Pernilla Bratt Skövde kommun).

pH

Processens pH-värde kan mätas med hjälp av en pH-meter där en elektrod doppas i lite slurry/processvätska som tas ut från rötkammaren. Det är viktigt att vätskan analyseras direkt efter provtagning eftersom avgång av löst koldioxid kan orsaka en förändring i pH-värdet. Det finns också sonder som kan installeras direkt i rötkammaren för mätning av pH online. På detta sätt går det att få en daglig uppföljning av pH-värdet, vilket i en biogasprocess vanligtvis ligger mellan pH 7 och 8,5. Mätning av pH och alkalinitet i substrattanken kan också rekommenderas för att kontrollera att innehållet inte blir för surt på grund av hög fettsyraproduktion.

Tillsats av stabiliserande ämnen

Exempel på ämnen som tillsätts i syfte att stabilisera alkaliniteten och höja pH-värdet i biogasprocesser är karbonater och bikarbonater i förening med natrium eller kalium, kalciumkarbonat (kalk) och ammoniak. Eftersom metanbildande mikroorganismer kräver bikarbonatjoner i sin omgivning är bikarbonaterna att föredra (Capri och Marais 1975). Vanligen väljs natriumkarbonat, natriumbikarbonat, kaliumkarbonat eller kaliumbikarbonat, vilka svårligen kan överdoseras. Andra basiska ämnen, som till exempel kalk, ammoniak och lut kan lätt överdoseras och ge för högt pH-värde samt ett tillfälligt undertryck i rötkammaren. Tillsats av kalk kan snabbt öka pH, men bidrar ej nämnvärt till ökad alkalinitet i processen. Ammoniak bör användas med försiktighet eftersom den är giftig för mikroorganismerna om den inte snabbt övergår i löslig ammonium-form (se kapitel 3).

En för hög alkalinitet kan justeras genom tillsats av till exempel järnklorid eller citrat (Gerardi 2003). Generellt bör alla dessa kemikalier tillsättas successivt och i lagom mängd till processen. I annat fall kan förändringen i pH, alkalinitet eller jonstyrka bli för stor, vilket bland annat kan leda till problem med skumbildning i reaktorn. Exakt hur mycket av buffrande ämnen som måste tillsättas för att få en förändring av alkaliniteten kan variera mellan olika biogasprocesser och är beroende av flera olika faktorer, som till exempel bikarbonat halt, temperatur, pH, fettsyrakoncentration, ammoniakhalt etc. (Capri och Marais 1975). Det kan därför vara svårt att beräkna exakt vilken tillsats som behövs för en viss justering

av alkaliniteten. Lämpligen görs upprepade tillsatser av mindre doser och däremellan analyser som visar hur processen svarar. Exempel på hur olika stabiliserande ämnen kan doseras i syfte att höja alkaliniteten ges i Capri och Marais (1975) och VAV P42 (1981).

Gasmängd

Produktionen av gas är ett mycket viktigt mått på hur processen mår. Om gasproduktionen minskar eller inte "svarar mot" inmatning av nytt substrat är det ett tecken på att processen inte fungerar optimalt. Genom att relatera producerad gasmängd till tillsatt mängd organiskt material erhålls också ett mått på processens effektivitet. En normalt fungerande biogasprocess producerar i storleksordningen 1-3 m³ biogas per m³ röt-kammarvolym och dygn, beroende på vilket substrat som rötas. Anläggningen måste därför vara utrustad för att dagligen kunna samla upp denna mängd gas. I anslutning till gasuppsamlingen kopplas lämpligen även utrustning för mätning av producerad mängd biogas. Olika typer av flödesmätare kan användas för detta ändamål.

Mängden biogas anges vanligen i normalkubikmeter (Nm³), det vill säga volymen gas vid 0°C och atmosfärstryck (absoluttryck 1,01325 bar). Det är i detta sammanhang viktigt att mätarens värde räknas om till normaltryck. Gasens volym förändras med tryck och temperatur. Nedanstående formel kan användas för att bestämma mängden gas i Nm³:

$$\text{Nm}^3 = G * (1,01325 + P) / 1,01325 * 273,15 \text{ grader Kelvin} / (273,15 + T)$$

G = gasmängd i m³

P = gasens övertryck i bar

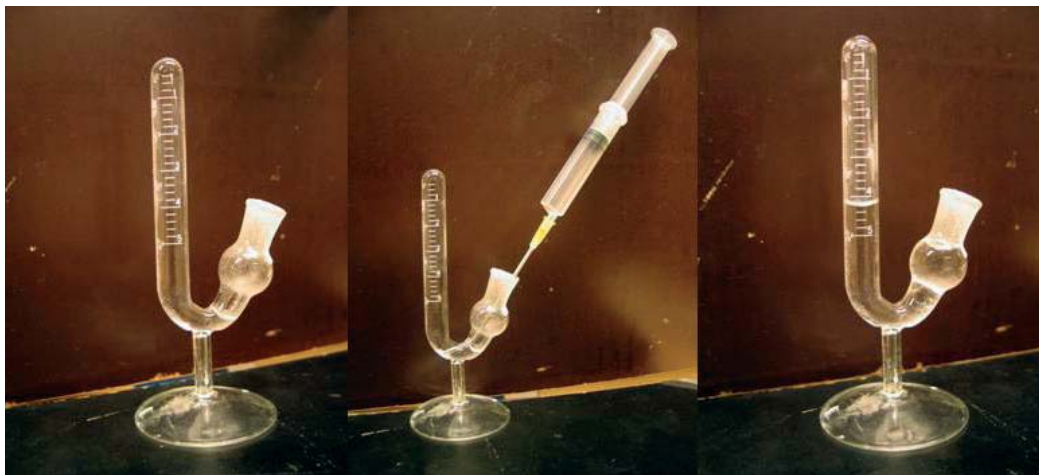
T = gasens temperatur i grader Celsius

Det finns även mätare som registrerar gasproduktion direkt i Nm³. Gasproduktionen kan till exempel anges som volymen biogas producerad per röt-kammarvolym och dygn (volymetrisk gasproduktion).

Gassammansättning

Gasens sammansättning är ett annat viktigt mått på hur processen går. En minskad andel metan och därmed ökad andel koldioxid tyder på att metanbildarna är hämmade och kan ses som en indikation på processtörning. Alla de gaser som ingår i biogas bildas under mikroorganismernas nedbrytning av olika organiska ämnen (se kapitel 1 och 3). Rå biogas består till största delen av metan (45-85 %) och koldioxid (15-45 %). Dessutom förekommer andra gaser i små mängder, som till exempel vätesulfid, ammoniak och kvävgas. Biogasen är oftast också mättad med vattenånga (Basdata om biogas 2006).

Gasens sammansättning kan bestämmas genom att låta bildad biogas kontinuerligt passera ett analysinstrument. Ett annat sätt är att ta ut separata prover från gasfasen för senare analys, vilket bland annat tillämpas vid studier av processen i laboratorieskala (se kapitel 7). Det finns flera olika analysmetoder som kan tillämpas. En snabb metod för bestämning av koldioxidhalten är att använda sig av ett graderat jäsningsrör, en så kallad Einhorn's saccharometer. I denna finns en stark lutlösning (7M) vari en känd mängd av gasprovet injiceras. Koldioxiden löser sig i luten medan metanet bildar en gasbubbla i röret. Halten av koldioxid kan sedan bestämmas genom att läsa av den totala volymen gas och relatera denna till injicerad mängd. Vid användning av denna metod kan det vara bra att känna till att plötsliga förändringar i pH kan leda till att bikarbonat, löst i röt-kammarinnehållet, avgår som koldioxid. Den uppmätta koldioxidhalten blir då högre än vad som kan förväntas utifrån den aktuella biogasproduktionen.



Figur 2. Jäsningrör (Einhorn saccharometer). Foto Anna Schnürer.

Biogasens innehåll av metan och andra gaser, som till exempel vätesulfid och vätgas, bestäms vanligen med hjälp av gaskromatografi. Vätgas förekommer oftast i mycket små mängder, men halten kan vara bra att känna till, eftersom även en liten förhöjning i koncentrationen betyder att samspelet mellan anaerob oxidation och metanbildning inte fungerar. Analysen av vätgas är dock relativt dyr eftersom den kräver en särskild detektor (kvicksilver) och utförs normalt inte rutinmässigt. För fullskaleprocessen finns i dag utvecklade online-mätare som ger ett samlat mått på halterna av flera komponenter i biogasen, till exempel metan, vätesulfid, koldioxid med mera.

Ammonium / ammoniak

Under hydrolysen av proteinrika material frigörs aminosyror och när dessa fermenteras bildas ammonium/ammoniak. Av dessa båda föreningar är det ammoniak som verkar hämmande på metanbildarna (se kapitel 3). De flesta biogasanläggningar i Sverige analyserar totalt Kjeldahl-kväve (TKN) och/eller ammonium-kväve (NH_4^+ -N). Analysen av ammonium innebär ett samlat mätvärde för ammoniak/ammonium eftersom ammoniak under analysen överförs till ammonium. Eftersom det är ammoniak som är den hämmande komponenten kan det vara intressant att istället beräkna halten av ammoniak. Den kan beräknas genom att sätta in aktuellt pH-värde och temperatur (T; °C) i följande formler (Calli m fl 2005):

$$\text{NH}_3 \text{ (g/L)} = \text{NH}_4^+\text{-N (g/L)} / (1 + 10^{(\text{pKa} - \text{pH})})$$

$$\text{pKa} = 0,09018 + (2729,92/T + 273,15)$$

pKa = dissociationskonstanten för ammonium (NH_4^+)

Fettsyror

Vid hydrolysis och fermentation bildas en rad olika fettsyror. Dessa bryts ner ytterligare i de anaeroba oxidationerna för att slutligen omvandlas till metan och koldioxid. Om nedbrytningen av fettsyror inte fungerar, till exempel på grund av att metanbildarna är hämmade, ansamlas syrorna snabbt i processen. En ansamling av fettsyror kan också ske vid en överbelastning. Den ökande koncentrationen av fettsyror beror då inte på en hämning utan på att de hydrolyserande och fermentativa bakterierna växer fortare än metanbildarna, som inte hinner driva oxidationen av fettsyrorerna i samma takt som de bildas. Detta i sin tur leder till att pH sjunker och att processen blir instabil. En ökad koncentration av fettsyror är därför en viktig indikation på processtörning. Det kan här vara värdefullt att analysera innehållet av fettsyror redan i substrattanken. Om hydrolysen gått mycket långt kan detta leda till problem med överbelastning i den efterföljande processen.

Man skiljer på korta flyktiga fettsyror (VFA; volatile fatty acids) och långkedjiga fettsyror (LCFA). De korta fettsyrorna, som till exempel ättiksyra, propionsyra och smörsyra, analyseras i prov som tas ut ur processen med jämna mellanrum, helst minst en gång i veckan och gärna oftare. Av dessa är halten av propionsyra ett särskilt värdefullt mått. En ökad halt av propionsyra är ofta en tydlig indikator på att samspelet mellan fermentation/anaerob oxidation och metanbildning inte fungerar optimalt. Analysen sker exempelvis med hjälp av gaskromatografi (GC) eller vätskekromatografi (HPLC). Samlingsanalyser kan göras med hjälp av olika färdiga snabbtester. Även de långkedjiga fettsyrorna, som till exempel stearinsyra, palmitinsyra och oljesyra kan analyseras med GC (Sousa m fl 2007). Långkedjiga fettsyror bildas tidigare i den anaeroba nedbrytningskedjan än vad korta fettsyror gör. Detta innebär att analys av LCFA kan visa på en störning i ett tidigare skede än vad analysen av korta fettsyror kan göra.

Andra analyser som kan ge information om processens funktion

Andra analyser som kan ge värdefull information om processen är till exempel att bestämma innehållet av aromatiska föreningar i processen, eftersom ökande halter av dessa kan utgöra tidiga tecken på en störning (Hecht och Griehl 2009). Nedbrytning av aromatiska strukturer i en biogasprocess kräver ofta aktivitet av vätgasutnyttjande metanbildare (Harwood m fl 1999) och en hämning av dessa organismer leder därför till en ineffektiv nedbrytning av aromater.

Det är också viktigt att känna till substratets ingående komponenter, inte bara för att belasta processen rätt utan också för att ha uppsikt över för mikroorganismerna potentiellt giftiga substanser, som till exempel organiska miljögifter och tungmetaller. Närvaro av sådana föreningar kan dessutom få konsekvenser för rötrestens användbarhet som gödningsmedel. Kvoten mellan kol och kväve (C/N) är ett annat viktigt mått på substratets nedbrytbarhet (se kapitel 3). Den totala mängden C och N kan bestämmas exempelvis genom "torr förbränning" (dry combustion; Eklind m fl 1997). Totalkväve kan även bestämmas med Kjeldahlmetoden (Standard Methods 1995).

Sammanfattning

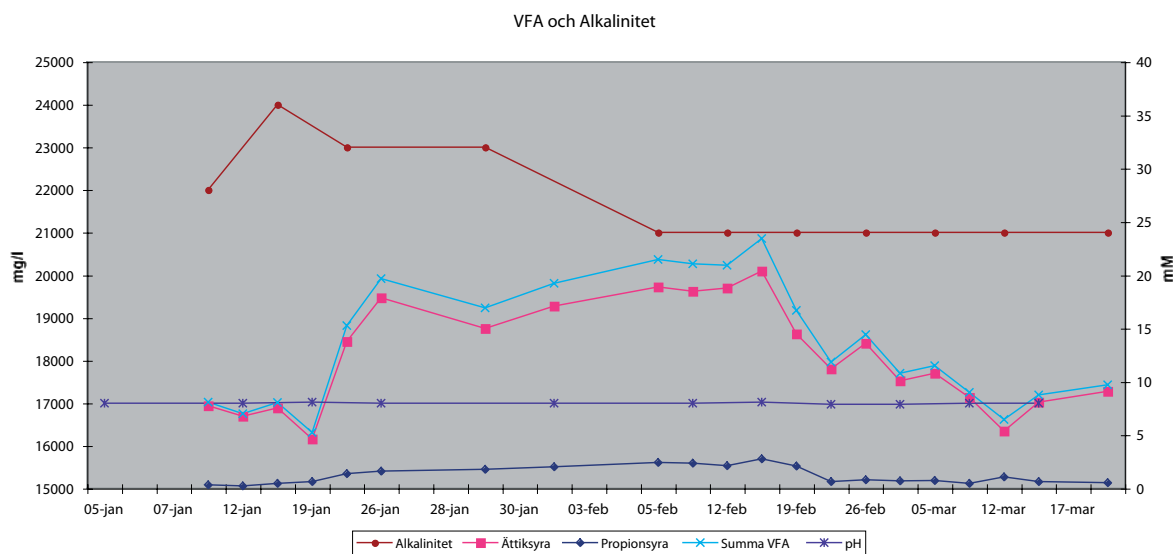
En biogasprocess kan följas upp med en mängd olika analyser. Av tids- och kostnadsskäl behöver man dock ofta begränsa antalet. I tabell 1 anges de analyser som kan anses utgöra ett minimum av vad som krävs för att upprätthålla en god kontroll av processen och ge indikation på störningar. Fler analyser kan dock behövas, till exempel vid olika förändringar i driften. Vissa parametrar rekommenderas för daglig uppföljning, till exempel temperatur, gasproduktion och gassammansättning i förhållande till inmatad mängd substrat. Andra kan följas upp veckovis eller ett par gånger i veckan, till exempel korta fettsyror (VFA) och alkalinitet. Tillgång till ett välutrustat och tillförlitligt analyslaboratorium är en fördel. Det är också mycket viktigt att fasta rutiner sätts upp för kontroll och övervakning av processen och att personalen är väl förtrogen med arbetssättet och vilka analyser som behöver göras.

Indikator	Minskar	Ökar
Biogasproduktion	X	
Metanhalt i biogas	X	
Alkalinitet	X	
pH	X	
Koncentration av fettsyror		X
Koldioxidhalt i biogas		X

Tabell 1. Viktiga indikatorer på störning i biogasprocesser (efter Gerardi 2003)

Uppmätta värden för de undersökta parametrarna kan variera mellan olika biogasprocesser. Detta beror på olikheter i substrat, processtemperatur, anpassningstid med mera. Generellt kan sägas att så länge mätvärdena håller sig relativt konstant inom ett visst intervall för den enskilda processen är den med största sannolikhet stabil. Vid all kontroll av rötkammare baserad på olika mätvärden ger utvecklingen över tiden mer värdefull information än enskilda värden. Detta blir särskilt viktigt vid förändringar, till exempel i uppstartsskedet, vid byte av substrat eller ökad belastning. I sådana fall kan övervakningen tillfälligt behöva ökas för att försäkra sig om en stabil process trots förändringen.

Variationer i till exempel pH, gasmängd, gassammansättning med mera förekommer vanligen även i normala och stabila processer. Det är därför viktigt att lära känna den egna processen, eftersom det då blir då lättare att upptäcka avvikelser av mer allvarlig karaktär (till exempel varaktiga uppåt- eller nedåtgående trender) och även hinna åtgärda dem i tid.



Figur 3. Exempel på naturlig variation i en i övrigt stabil biogasprocess. Alkalinitet anges i mg HCO_3 per liter (vänster y-axel) medan koncentrationen av ättiksyra, propionsyra respektive summan av flyktiga fettsyror (VFA) anges i mM (höger y-axel). pH varierade mellan 7.9 och 8.1 med medelvärde 8.0 över hela tidsperioden.

KONTROLLERA DIN KUNSKAP

- Varför är det viktigt att övervaka en biogasprocess?
- Varför sjunker inte alltid pH vid en ansamling av fettsyror?
- Varför är det viktigt att ha en jämn belastning och vad är egentligen belastning?
- Vad är skillnaden mellan BA och TA?
- Är det möjligt att justera alkaliniteten i en biogasprocess?
- Varför är det viktigt att analysera både mängden bildad gas och gasens sammansättning?
- Är alla kemiska värden (t ex pH, fettsyror) konstanta i en stabil process?

LITTERATUR

1. *Basdata om biogas (2006)* Informationsbroschyr sammanställd av SGC (www.sgc.se)
2. Brovko, N. och Chen, K.Y. (1977) *Optimizing gas production, methane content and buffer capacity in digester operation*. Water and Sewage Works 124: 54-57.
3. Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B. Och Yenigun, O. (2005) *Effects of free ammonia concentration on the performance of anaerobic bioreactors*. Process Biochemistry 40: 1285-1292.
4. Capri, M.G. och Marais, G.v.R. (1975) *pH adjustment in anerobic digestion*. Water Research 9: 307-313.
5. 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*. Swedish Journal of Agricultural Research 27: 167-178.
6. Gerardi, M.H. (2003) *The microbiology of anaerobic digesters*. In: Wastewater microbiology series, John Wiley & Sons Inc. New Jersey, USA.
7. Harwood, C.S., Burchardt, G., Herrmann, H. och Fuchs, G. (1999). *Anaerobic metabolism of aromatic compounds via the Benzoyl-CoA pathway*. FEMS Microbiological Reviews 22: 439-458.
8. Hecht, C. och Griehl, C. (2009). *Investigation of the accumulation of aromatic compounds during biogas production from kitchen waste*. Bioresource Technology 100: 654-658.
9. Kim, J.K., Oh, B.R., Chun, Y.N. och Kim, S. W. (2006) *Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste*. Journal of Bioscience and Bioengineering 102: 328-332.
10. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. (1995) 19th ed. APHA, AWWA, WPCF, American Public Health Association, Washington DC.
11. Sousa, D.Z., Pereira, A.M., Stams, A.J.M., Alves, M.M. och Smidth (2007). *Microbial communities involved in anaerobic degradation of unsaturated long-chain fatty acids*. Applied and Environmental Microbiology. 73:1054-1064.
12. VAV P42 (1981) *Rötning av kommunalt slam – teknik med nya möjligheter*. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Stockholm.
13. VAV P54 (1984) *Enkla analyser för driftkontroll vid avoppsreningsverk*. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Stockholm.

6. DEN RÖTADE RESTPRODUKTEN - BIOGÖDSEL

Nedbrytning av organiskt material i en biogasprocess ger utöver biogas även en restprodukt som, om den har bra kvalitet, kan användas som gödningsmedel. Den mineralnäring som finns tillgänglig i det organiska materialet (substratet) frigörs och koncentreras i den rötade slutprodukten. Om rötningen utförs med relativt ”rena” substrat som till exempel gödsel, källsorterat matavfall och växtmaterial kan restprodukten användas som gödningsmedel (biogödsel) inom livsmedelsproduktionen. Denna produkt ska inte förväxlas med den restprodukt, så kallat rötslam, som erhålls vid rötning av slam vid reningsverken. Rötslammet är, på grund av sitt innehåll av metaller och/eller organiska föroreningar, inte alltid lämpligt att lägga på odlingsmark. Kvaliteten och näringsinnehållet hos biogödsel påverkas av flera olika faktorer, bland annat typ av substrat, förbehandlingsmetod, processförhållanden (temperatur, uppehållstid etc.), efterrötning och lagring. I detta avsnitt ges en överblick av biogödsel som gödningsmedel med fokus på mikroorganismerna i substratet, processen, biogödseln och i marken. Mer detaljerad information kring användningen av biogödsel avseende spridningstekniker, regelverk med mera finns att tillgå via Avfall Sveriges hemsida, www.avfallsverige.se.

6.1 Funktion och användning som gödningsmedel

I Sverige produceras cirka 200 000 ton biogödsel per år och av dessa används cirka 90 % som gödningsmedel på åkermark (www.avfallsverige.se). Jämfört med kompost är användningen av biogödsel en relativt ny företeelse och det finns därför fortfarande behov av teknikutveckling och forskning. Helt klart är att biogödsel fungerar mycket bra som gödningsmedel och att den kan ge skördeutbyten i samma storleksordning eller mer som när mineralgödselmedel används (Avfall Sverige 2005, Odlare 2005, Baky m fl 2006, Johansson 2008). Rötresten har också en positiv effekt på markens kemi, struktur och mikroorganismer (Odlare m fl 2008).

Flytande biogödsel har en torrsbstanshalt på 2-7 %, det vill säga ungefär samma torrsbstanshalt som flytgödsel, och kan också spridas med samma teknik och utrustning som används för flytgödsel (Avfall Sverige 2005). Vid några biogasanläggningar delas biogödseln upp i en fast och en flytande del. Vid en sådan uppdelning kommer den flytande delen att innehålla mer näringsämnen medan den fasta delen innehåller mer mullbildande ämnen. Flytande biogödsel sprids vanligtvis med släpslangspridare eller med myllningsaggregat. Fast biogödsel sprids som vanlig stallgödsel (Baky m fl 2006). Biogödseln sprids vanligen från sådd fram till att grödan blivit cirka 20 cm hög. En fördel med spridning i växande gröda är att marken bär de tunga transporterna bättre och att näring tillförs under en period då växterna har sitt största växtnäringsbehov (Berg 2000). Lantbrukare som använder biogödsel är övervägande positiva till detta. De anser att biogödsel ger bättre kväveeffekt än flytgödsel och att den dessutom har bättre egenskaper när det gäller lukt, smittämnen och spridbarhet (Avfall Sverige 2005).



Figur 1. Spridning av rötrest med släpplangspredare. Foto: Lena Rhode.

6.2 Växtnäringsvärdet

Under den mikrobiella nedbrytningen av organiskt material i en biogasprocess frisätts olika mineralämnen. Biogödsel innehåller därför både N (kväve), P (fosfor), K (kalium) och Mg (magnesium) i växttillgänglig form. Biogödsel innehåller också olika spårämnen som är nödvändiga för växten. Växtnäringsvärdet, det vill säga koncentrationen av de olika ämnena, varierar mellan olika slutprodukter och beror till stor del på vilket substrat som används i biogasprocessen samt på hur processen drivs (tabell 1). En stor fördel med rötresten som gödningsmedel är att den innehåller en stor andel ammoniumkväve ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), som direkt kan tas upp av växterna.

Eftersom allt organiskt material inte omvandlas till biogas under rötningsprocessen innehåller biogödsel vanligtvis också en viss del organiskt kol och kväve. En del av denna fraktion bryts vidare ner i marken och detta leder på lång sikt till frisättande av fler växtnäringsämnen. Den organiska fraktionen har dessutom en generell stimulerande effekt på den biologiska aktiviteten i marken, något som är positivt för växterna. Emellertid kan biogödsel ibland ha ett något för lågt innehåll av fosfor (P) och detta näringsämne kan därför behöva tillföras som komplettering för att undvika fosforbrist i marken på lång sikt vid användning av biogödsel.

	TS halt (%)	Tot-N (kg/m ³)	NH ₄ ⁺ -N (kg/m ³)	P (kg/m ³)	K (kg/m ³)
Biogödsel 1 ^a	5.0	7.1	5.3	0.80	1.0
Biogödsel 2 ^b	1.6	3.6	2.6	0.20	1.1
Biogödsel 3 ^c	4.8	5.7	4.3	0.38	2.0
Biogödsel (medel) ^d	3.8	4.5	3.2	0.40	1.2
Nötgödsel (medel) ^e	9.8	3.9	1.8	0.80	4.0
Svingödsel (medel) ^e	8.8	5.1	3.3	1.9	3.0

a ingående substrat; gödsel 10%, slakteriavfall, 75%, avfall från livsmedelsindustri 5%

b ingående substrat; källsorterat hushållsavfall och restaurangavfall

c ingående substrat; Gödsel 61%, slakteriavfall 17%, matavfall 2%, fett 11%, avfall från livsmedelsindustri 9%

d medelvärde från sju certifierade biogasanläggningar 2005

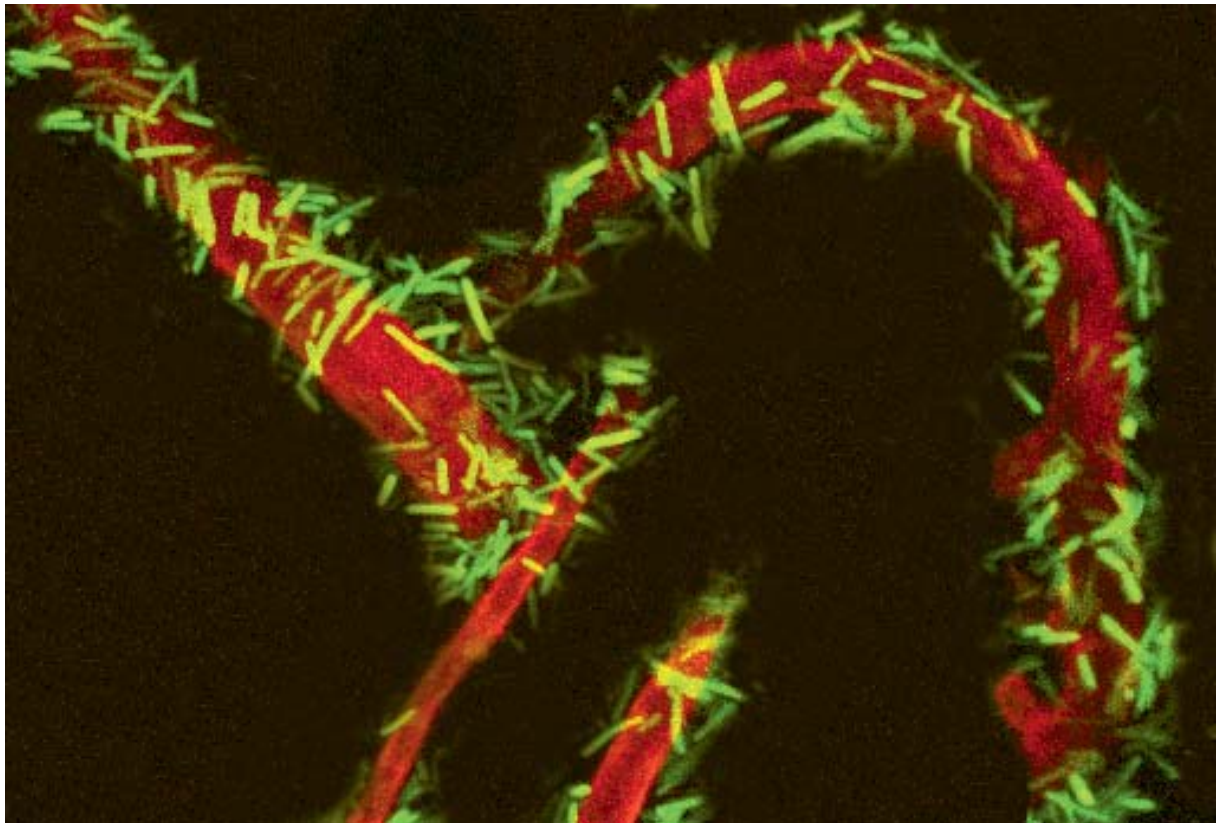
e växtnäringsinnehållet i enstaka prov kan avvika 17-35%

Tabell 1. Växtnäringsinnehåll i gödsel från svin och nöt samt biogödsel (flytande) i medeltal och producerad efter rötning av substrat med olika sammansättning (Avfall Sverige 2005, Baky m fl 2006).

Eftersom rötresten innehåller mycket vatten (93-98%) blir transporterna dyra. Dessutom finns det, på grund av det höga innehållet av vatten, viss risk för kompaktering (packning) av marken vid användning av biogödsel (Avfall Sverige 2005). För att minska dessa problem är det därför positivt med ett högt innehåll av $\text{NH}_4^+\text{-N}$ eftersom detta tillåter applicering av mindre volymer. Biogödsel (flytande) som ska användas som gödningsmedel bör minst innehålla 2 kg/ton ammoniumkväve och 3-4 kg/ton totalkväve (Baky m fl 2006). Som nämnts tidigare (kapitel 3) kan rötrestens innehåll av kväve höjas genom att öka andelen protein i substratet in till biogasprocessen. Det är då viktigt att tänka på att för stora mängder protein också kan leda till processrelaterade problem på grund av ammoniakhämning av de metanbildande mikroorganismerna. Naturligtvis kan även biogödselns innehåll av andra näringsämnen till viss del regleras genom sammansättningen av det ingående materialet. Ett annat sätt att minska volymen biogödsel som måste transporteras till marken är att avvattna biogödseln. Avvattning ger en kväverik vätskefas och en fast fas med ett högt fosforinnehåll. Fast biogödsel ger dock generellt sämre skördeutbyten än flytande biogödsel, troligen på grund av ett högre innehåll av mer långsamverkande organiskt kväve (Baky m fl 2006). Ett problem vid avvattning är också att förluster av kväve i form av ammoniakavgång kan ske (upp till 90% av kvävet kan gå förlorat, Rivard m fl 1995).

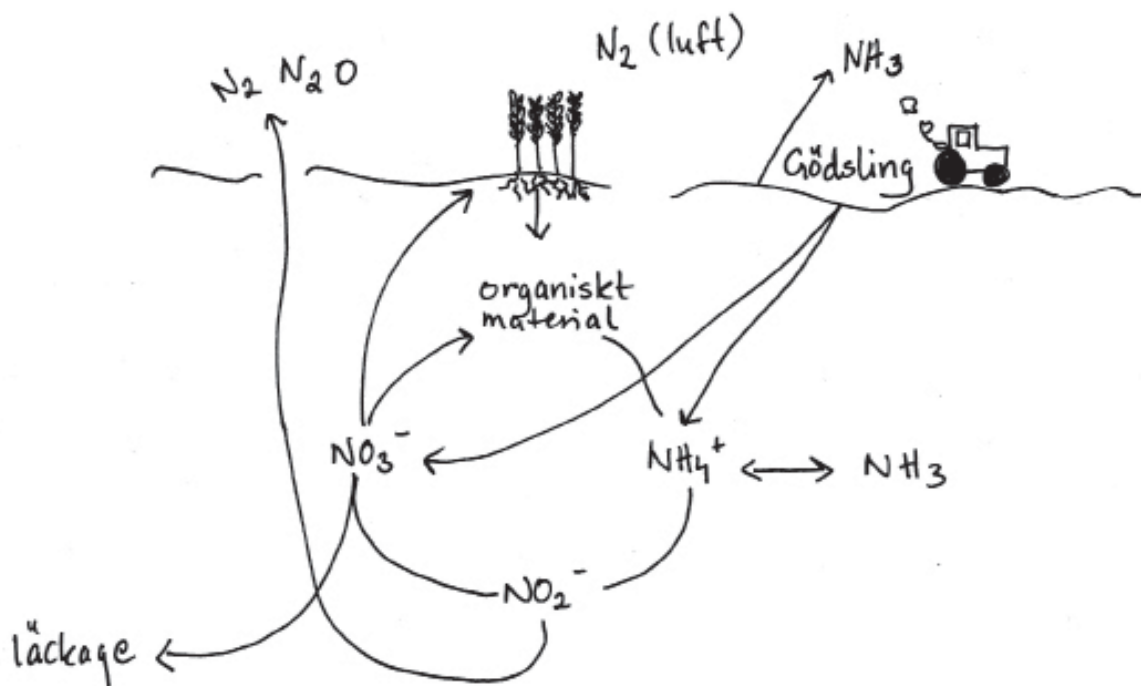
6.3 Effekter på marken

Vilken kvalitet en viss mark har avgörs av både fysikaliska (porositet, textur, vattenhalt), kemiska (vattenhalt, pH) och biologiska parametrar (marklevande organismers antal och aktivitet). Markens kvalitet påverkas, av flera anledningar, positivt av användningen av biogödsel, såvida den inte innehåller kemiska föroreningar som är toxiska för markens organismer. Organiskt material från biogödsel ökar till exempel markens buffrande förmåga och håller kvar vatten och luft i jordprofilen. Tillförsel av biogödsel påverkar också mikroorganismerna i marken på ett positivt sätt. Huvuddelen av markens mikroorganismer är så kallade heterotrofer, vilket innebär att de använder organiska kolföreningar som kol- och energikälla under tillväxten. Tillförsel av organiskt material med biogödsel leder därför till en allmän stimulering av mikroorganismernas tillväxt (Odlare m fl 2008, Johansson 2008). Mikroorganismerna spelar en nyckelroll för markens bördighet då de mineraliserar organiskt material och därmed frisätter olika växtnäringsämnen. Mikroorganismerna underlättar växternas näringsupptag, bildar polysackarider som stimulerar bildningen av stabila markaggregat, och skyddar dem också från angrepp av sjukdomar. Dessutom gör innehållet av mineralkväve (ammonium) i biogödsel att växterna växer bra, något som i sin tur leder till en ökad andel kol i marken genom rotutsöndring (Svensson m fl 2004). Detta kol stimulerar i sin tur tillväxt av olika mikroorganismer.



Figur 2. Mikroorganismer i marken är viktiga för växten. Foto: Veronica Arthurson.

Användningen av organiska gödningsmedel kan leda till emissioner av ammoniak (NH_3) och klimatgaser som lustgas (N_2O) och metan (CH_4 ; Rodhe m fl 2006, Flessa och Beese 2000). Ammoniak frigörs främst från biogödseln medan lustgas och metan bildas på grund av en ökad mikrobiell aktivitet i marken. Emissioner av klimatgaser sker inte bara under användning av biogödsel från biogasanläggningar utan också för stallgödsel. Ammoniak kan även avgå vid spridning av mineralgödsel. Ammoniak kan avgå från biogödsel både under lagring (se avsnitt nedan) och under spridning. Spridningsmetodiken har stor betydelse för storleken på utsläppen. Ytspridning leder generellt till större kväveförluster än ytmyllning (Rhode m fl 2006). Myllning kan dock öka risken för bildning av klimatgaser (Rodhe m fl 2006, Flessa och Beese 2000). Ammoniak kan nämligen användas av ammoniumoxiderande mikroorganismer i marken vilket kan leda till bildning av lustgas (Enwall 2008). Mikroorganismernas nedbrytning av organiskt material i marken leder också till emissioner av metan. Täckt ytmyllning minskar dessa emissioner i jämförelse med öppen myllning (Rhode m fl 2006). Utöver spridningstekniken har även jordtypen stor betydelse för storleken på emissionerna. Sandjordar kan till exempel ge högre emissioner än lerjordar (Jarecki m fl 2008). För att förhindra växtnäringsläckage/övergödning och ammoniakavgång till grundvatten och atmosfär finns regler för hur gödselspridning får ske. En sammanfattning av dessa finns i Lindström (2008).



Figur 3. Kvävetts kretslopp i marken. Modifierad efter Nyberg 2006.

6.4 Kvalitet och certifiering

För att rötresten ska kunna användas som gödningsmedel är det av största vikt att den har god kvalitet. För att säkerställa god kvalitet hos biogödsel finns i dag ett frivilligt certifieringssystem (SPCR 120). I certifieringssystemet ingår kvalitetsdokumentation av hela kedjan från råvara (substrat) till slutprodukt. Den godkända biogödseln får kvalitetsmärkas med en certifieringssymbol (Figur 4).



Figur 4. Certifieringssymbolen

I innehållsdeklarationen för certifierad biogödsel ingår innehåll och koncentration av växtnäringsämnen, tungmetaller, synliga föroreningar, frön och växtdelar samt halt av organisk substans. Även den hygieniska kvaliteten ska kontrolleras. Ett komplett provtagningsprogram för certifiering kan hämtas från Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (SP). SP är ett oberoende certifieringsorgan för certifieringssystemet och är också den enhet som utfärdar certifikat. För att certifieringsreglerna ska vara så aktuella som möjligt uppdateras de regelbundet och en aktuell upplaga finns att ladda ner på SP:s hemsida (<http://www.sp.se>).

6.5 Föroreningar

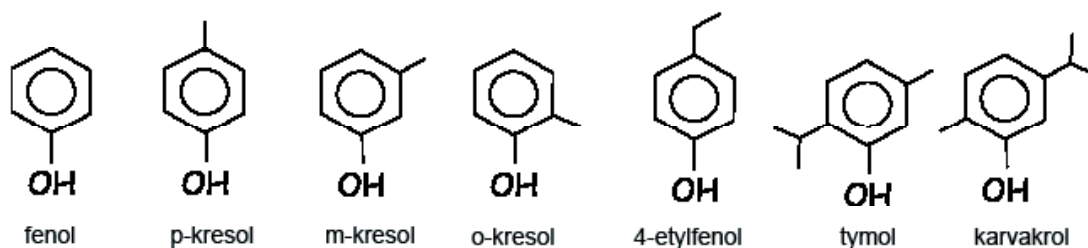
Beroende på vilket substrat som används kan ibland olika kemiska föroreningar förekomma i rötresten. Dessa kan, om de finns i höga halter, påverka aktiviteten hos markens mikroorganismer negativt. Eftersom mikroorganismernas aktivitet är mycket viktig för markens långsiktiga bördighet kan en hämning i förlängningen leda till ett försämrat skördeutbyte. Det är också viktigt att säkerställa att biogödsel inte innehåller sjukdomsalstrande organismer som kan skada grödan eller människor/djur. Hygienisk kvalitet behandlas vidare i avsnittet "Hygien" nedan.

Kemiska föroreningar

Rötslam från rötningsprocesser på avloppsreningverk kan ha relativt höga metallhalter och innehåller ibland också organiska föroreningar. Sådana rötresten kan därför inte alltid användas på samma sätt som biogödsel. Rötresten producerade från "renare" avfall, till exempel matavfall, gödsel eller grödor, har betydligt lägre innehåll av olika föroreningar. Vanligtvis innebär närvaron av dessa föroreningar inget problem för användningen av biogödseln som växtnäring. Föroreningar som visats förekomma i biogödsel är till exempel rester av bekämpningsmedel, fenoler och PCB:er (Nilsson, 2000, Engwall och Schnürer 2002, Olsman m fl 2002, Levén m fl 2005, Levén 2006). Dessa kemikalier har vanligtvis inte sitt ursprung i ett dåligt sorterat material utan de finns i/på det organiska materialet eller bildas under nedbrytningen i biogasprocessen. Vissa kemikalier kan också hamna i materialet genom atmosfärisk deposition, det vill säga nedfall från luften efter användning av kemikalien någon annanstans i världen. Än så länge har inga studier visat att dessa föroreningar skulle innebära några hinder för användningen av biogödseln som gödningsmedel. Nivåerna är låga, ofta under gränsvärdena för vad som är tillåtet på livsmedel, och flera av föroreningarna har också visats kunna brytas ner antingen i processen eller i marken (Nilsson 2000, Levén m fl 2006). För att undvika problem på lång sikt med markens bördighet är det dock viktigt att ha kontroll på och minimera innehållet av dessa föroreningar. Detta sker idag genom att säkerställa kvaliteten på det, till biogasprocessen, ingående substratet.

Det är också viktigt att minimera halterna av olika organiska föroreningar i det ingående materialet för att säkerställa en effektiv och stabil biogasprocess. Vissa kemikalier har en hämmande effekt på mikroorganismerna i biogasprocessen och kan orsaka processtörningar (se kapitel 4). En effektiv biogasprocess är en bra utgångspunkt för att effektivisera nedbrytningen av dessa föroreningar. Många olika organiska föroreningar kan brytas ner i rötningsprocessen om förhållandena är de rätta, det vill säga om koncentrationerna av föroreningarna inte är så höga att de verkar hämmande på mikroorganismerna samt om processparametrarna är de rätta.

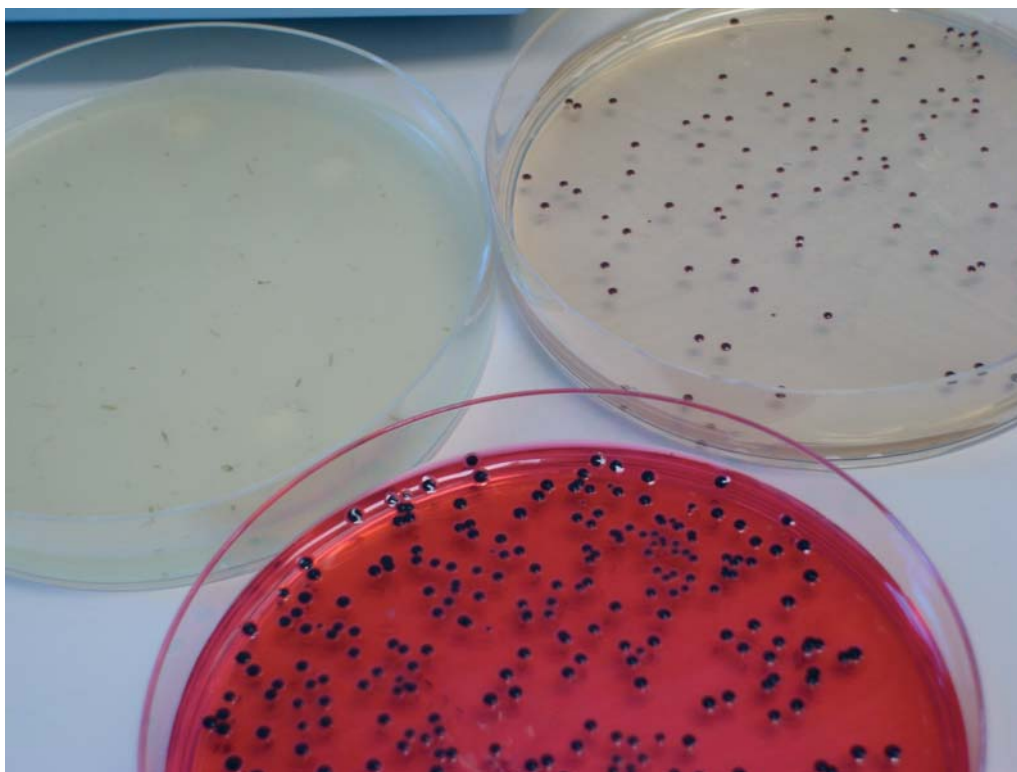
När det gäller processparametrar är det svårt att ge generella riktlinjer eftersom påverkan av dessa kan variera för olika föroreningar. En faktor som kan ha en stor betydelse för nedbrytningen av vissa föroreningar är processtemperaturen (Nilsson 2000, Engwall och Schnürer 2002, Levén och Schnürer 2005, Levén m fl 2005, Olsman m fl 2007). En högre temperatur ger generellt en högre löslighet, något som kan vara positivt då det ökar tillgängligheten på föroreningen, men som också kan vara negativt då den hämmande effekten av en viss förorening kan bli mer uttalad. Teoretiskt bör också faktorer som pH och uppehållstid kunna ha en inverkan på nedbrytningen. pH-värdet är ibland avgörande för i vilken form en förorening har, det vill säga med eller utan påkopplad vätejon. Formen av en viss förorening kan också vara av stor betydelse för tillgängligheten och toxiciteten (Lagas 1988, Sercu m fl 2005). Upphållstiden kan vara viktig då vissa föroreningar är mycket komplexa och kan kräva aktivitet av flera olika organismer i flera steg för att brytas ner, däribland långsamväxande syntrofa organismsamhällen (se kapitel 1).



Figur 5. Fenoler, exempel på organiska föreningar som finns i svingödsel och som även återfunnits i biogödsel.

6.6 Hygien

För att användningen av biogödsel inte ska innebära en risk för smittspridning är det viktigt att den inte innehåller sjukdomsalstrande mikroorganismer, så kallade patogener. Biologiskt material som används som substrat för en biogasprocess kan teoretiskt innehålla både patogena bakterier, virus och svampar samt parasiter och prioner (Deportés m fl 1995, Gale och Stanfield 2001, Sahlström 2006, Schnürer och Schnürer 2006, Huang m fl 2007, Haraldsson 2008, Zetterström 2008). Risken för närvaro av dessa organismer i biogödsel varierar beroende på vilket material som användas som substrat till biogasprocessen, hur processen styrs och på vilken hygieniseringsmetod som används (Smith m fl 2005, Albiñ och Vinnerås 2007, Ottoson m fl 2008, Sahlström m fl 2008). Patogena mikroorganismer i biologiskt material kan komma från sjuka djur och människor eller från infekterade individer som inte är sjuka. Patogener kan finnas i urin och fekalier, men också i vävnader. Vissa patogener angriper bara växter och kan därför finnas i växtbaserade material som till exempel olika grödor eller restprodukter från jordbruket. Många patogener är värdspecifika, men det finns även sådana som kan spridas mellan människa och djur, så kallad zoonos. Den senare gruppen innebär en högre risk för större och mer svårkontrollerade sjukdomsutbrott. Generellt är dock djurhälsoläget gott i Sverige när det gäller olika infektionssjukdomar, varför smittspridningsrisken bedöms vara förhållandevis låg.



Figur 6. Odlingsplattor med kolonier av salmonella (röd platta), enterockocker (överst till höger) och plack från bakteriofager, det vill säga virus som infekterar bakterier. Foto: Josefine Elving.

Smittrisk

Störst risk för smittspridning av human/djurpatogener finns med så kallade animaliska biprodukter (ABP) och naturgödsel, som båda kan innehålla mikroorganismer som kan ge upphov till smitta. Animaliska biprodukter delas in i tre kategorier beroende på smittrisk och måste utifrån detta behandlas på olika sätt (tabell 2). ABP kategori 3, samt naturgödsel (kategori 2), får användas i en biogasanläggning för produktion av biogas om det steriliseras/hygieniseras, det vill säga att patogena mikroorganismer avdödas med lämplig metod (tabell 2). Standardmetoden för sterilisering är idag 70°C under en timme, så kallad pastörisering, men alternativa metoder som ger likvärdig effekt som denna behandling är tillåtna enligt förordning (EG) 208/2006 (Ottoson m fl 2008). Upphettning till 70°C under en timme har vistats ge god avdödning av många olika typer av patogena mikroorganismer (Benedixen 1999)

ABP kategori	Exempel på material	Föreslagen hantering
1	Organ från djur som misstänks vara infekterade av prioner	Destruktion, t ex förbränning
2	Naturgödsel, ABP som inte räknas som kategori 1 eller 3.	Sterilisering 133 °C 20 min, 3 bar (undantag finns för naturgödsel)
3	Avfall från djur godkända för konsumtion och matavfall (med undantag av matavfall enligt EG förordningen 1774/2002)	Pastörisering 70 °C, 60 min, följt av stabilisering eller alternativ hygieniseringsmetod enligt Förordning (EG) nr 2008/2006

Tabell 2. Animaliska biprodukter (ABP), riskkategori enligt förordningen EC1774/2002.

Vid behandling av grödor eller annat växtmaterial finns idag inga krav på hygienisering. Biogasproduktion från gödsel och användning av biogödseln på den egna gården kräver inte heller någon hygienisering. Om biogödseln däremot ska transporteras och användas gemensamt av flera olika gårdar gäller samma regler som för animaliska produkter eftersom risken för eventuell smittspridning härmed ökar markant.

Även icke patogena organismer kan innebära problem i samband med biogasproduktion från olika organiska avfall. Nedbrytningen av materialet har oftast startat redan innan det kommer till anläggningen och under hanteringen av avfallet finns det risk för att det bildas aerosoler (spridning i luften) av olika typer av mikroorganismer. Studier har visat att det till exempel kan finnas olika mögelsvampar som växer i organiskt avfall (Schnürer och Schnürer 2006). Svampar bildar så kallade sporer, det vill säga överlevnadsstadier som lätt kan spridas i luft och bilda aerosoler (Schnürer och Schnürer 2006). Dessa organismer orsakar vanligtvis inte infektion hos friska individer, men kan innebära en risk för personer med svagt immunförsvar. Aerosoler av luftburna organismer kan också leda till luftvägsproblem och allergier hos friska individer och det är därför av största vikt att säkerställa god ventilation på en biogasanläggning.

När det gäller smittrisk av växtpatogener så är detta ett ännu ganska dåligt undersökt område. Det finns några studier kring växtpatogena svampar (se avsnittet "Organismer som överlever pastörisering") men än så länge har ingen undersökning publicerats angående överlevnad av växtpatogena virus i biogasprocesser.

Indikatororganismer/utvärdering av hygien

Eftersom det är opraktiskt och dyrt att analysera alla tänkbara patogener som kan finnas i ett visst avfall analyseras istället olika så kallade indikatororganismer för att utvärdera effekten av en viss hygieniseringsmetod. Indikatororganismer är vanligtvis icke patogena mikroorganismer som har liknande egenskaper som patogener och som kan analyseras med enkla, snabba och billiga metoder (Bitton 1999). Olika indikatororganismer används för att undersöka risken för att en viss patogen organism

finns närvarande. För att analysera effekten av hygienisering på en biogasanläggning används vanligtvis Salmonella och Escherichia coli (E.coli) eller Enterococceae. Alla dessa organismer förväntas reflektera egenskaper hos tarmpatogena mikroorganismer och närvaro av dessa indikerar en fekal förorening. Analysen sker vanligtvis både efter hygieniseringssteget och i rötresten.

Studier på rötningsanläggningar har påvisat närvaro av både Salmonella och Escherichia coli i röt slam från olika avloppsreningsverk (Sahlström m fl 2004, Sahlström 2006). Då inget hygieniseringskrav i dag finns för avloppsreningsverken är närvaro av dessa organismer inte förvånande. Om röt slam ska användas som gödningsmedel är det därför nödvändigt att även här introducera ett hygieniseringssteg. Enterococceae har också påvisats i olika typer av rötresten, både från avloppsreningsverk och från samrötningsanläggningar (Bagge m fl 2005). Då olika enterococcer kan ingå i en röt kammarens normalflora behöver dock inte närvaro av dessa organismer indikera en fekal förorening eller en ökad risk för smittspridning.

Alternativa hygieniseringsmetoder

Kravet på en viss hygieniseringsmetod är att den ska minska halten av Salmonella och Enterococceae 100 000 gånger och virus 1000 gånger. Om hygieniseringsmetoden är kemisk måste det dessutom vara möjligt att påvisa en minskning av halten parasitägg med 100 gånger. Ett exempel på en alternativ hygieniseringsmetod är att använda enbart termofil rötning. Den högre rötningstemperaturen har en avdödande effekt på många patogena organismer (Sahlström 2006, Wagner m fl 2008). Rötning vid mesofil temperatur kan ha en viss avdödande effekt på olika patogener, men metoden är långt ifrån lika effektiv som rötning vid en högre temperatur. Om termofil rötning ska användas som enda hygieniseringsmetod är det dock viktigt att känna till att rötning i kontinuerliga processer innebär att material tillförs och tas ut från röt kammaren med jämna mellanrum, ibland med korta tidsintervall. För att uppnå en tillfredsställande reduktion av patogener är det nödvändigt att en viss tid hinner gå mellan "matningarna" av processen, så att allt material utsätts för den höga temperaturen under en garanterad minimitid. Hur långt tidsintervall som är nödvändigt beror på rötningstemperaturen. För rötning vid 52°C har intervallet bestämts till minst 10 timmar (Norin 2007).

En annan intressant och lovande hygieniseringsmetod är rötning vid hög ammoniakhalt. Nyligen genomförd forskning visade en god avdödning av Salmonella och Enterococceae under mesofil rötning vid hög ammoniakhalt, som erhöles genom rötning av ett proteinrikt material (Ottoson m fl 2008). Ytterligare forskning kring denna metod krävs dock för en fullständig utvärdering om dess möjlighet att användas som alternativ hygieniseringsmetod. Andra metoder och deras effekt går att läsa om i Norin (2007), varför en vidare fördjupning i detta ämne inte sker i detta avsnitt.

6.7 Organismer som överlever pastörisering

Som tidigare nämnts leder pastörisering av organiskt material till en god avdödning av olika mikroorganismer. Vissa organismer överlever dock behandlingen. I denna grupp finns olika sporbildande mikroorganismer. Sporer är ett överlevnadsstadium som bildas av vissa organismer som en respons på ogynnsamma omgivningsfaktorer, till exempel dålig näringstillgång eller hög temperatur. Sporer har kraftiga cellväggar och är ofta mycket resistent, det vill säga de klarar av en "tuff" miljö som till exempel hög temperatur eller dåliga näringsförhållanden. Sedan, när förhållandena blir mer gynnsamma, övergår sporen till en aktivt växande organism. I denna grupp återfinns både bakterier i släktet Clostridium, Bacillus och olika svampar. Detta innebär att även om det till biogasprocessen ingående materialet har pastöriserats så finns det en risk för att rötresten innehåller dessa grupper av organismer.

Clostridium

Studier av olika patogena bakterier inom släktet *Clostridium* visar att dessa organismer överlever röttningsprocessen om de finns i det ingående materialet (Chauret m fl 1999, Aitken m fl 2005, Bagge m fl 2005). Överlevnadsgraden varierar dock mellan olika arter. *Clostridium chauvoe*, som orsakar fransbrand, gillar till exempel inte miljön i röt-kammaren och minskar betydligt i antal över tid i en biogasprocess. *Clostridium septicum* och *Clostridium sordellii* klarar sig däremot mycket bra (personlig kommunikation Elisabeth Bagge, SVA). Infektion av *C. septicum* ger ödem och *C. sordellii* orsakar sårinfektioner hos djur. Även om en minskning kan ske så är sannolikheten att hitta organismer från släktet *Clostridium* i rötresten mycket hög. Detta dels för att flera överlever processen bra, dels för att tiden i röt-kammaren mellan matningar inte är tillräckligt lång för att tillåta en fullständig avdödning. Många arter inom släktet *Clostridium* är dessutom en del av normalfloran i röt-kammaren. Många av dessa organismer är inte patogener och innebär ingen ökad risk för smitta vid användning av rötresten.

Bakterier inom släktet *Clostridium* är också vanliga i gödsel från djur och finns dessutom redan i relativt höga halter i marken (Gyles and Thoen 1993, del Mar Gamboa m fl 2005, Songer och Post 2005). Sporer från både till exempel *Clostridium botulinum* (som orsakar botulism) och *Clostridium tetani* (som orsakar stelkramp) finns redan i jord varför en gödning med biogödsel sannolikt inte innebär någon ökad risk för sjukdomsutbrott orsakade av dessa organismer.

Vissa klostridier som kan förkomma i organiskt avfall och i röttningsprocessen är inte, som nämnts ovan, patogena organismer, men finns ändå med i diskussioner angående risker med användningen av biogödsel. Ett exempel på en sådan organism är *Clostridium tyrobutyricum*, som är en erkänd problemorganism vid osttillverkning (Klinj m fl 1995). Höga halter av denna organism i jord kan leda till en direkt förorening av kons juver eller en kontaminering av foder som producerats från marken. Organismen överlever sedan i mag-tarmkanalen hos kon och hamnar så småningom i gödseln, som också kan förore-na kons juver. Om denna organism sedan hamnar i mjölken leder det till problem vid osttillverkningen, dels på grund av att den bildar gas (ger stora hål i osten) och dels för att den bildar smörsyra (ger dålig smak). Vissa indikationer finns på att vall (ensilage) producerad från jordar som vid upprepade tillfällen gödslats med flytgödsel innehåller högre halter av denna bakterie (Rammer och Lingvall 1997, Johansson 2008). Denna organism finns emellertid naturligt i marken och ingenting tyder ännu på att användning av biogödsel skulle innebära någon ökning av problemen vid osttillverkning.

Svampar

Svampar bildar också sporer och kan därför överleva pastöriseringssteget (Schnürer och Schnürer 2006). Få svampar är dock humanpatogena och innebär därför ingen stor infektionsrisk för människor. Emellertid kan aerosoler av svampsporer orsaka problem med luftvägsirritationer och allergier om halterna av svampsporer är höga kring en biogasanläggning eller i samband med hantering av avfall eller biogödsel (Bunger m fl 2000). Det finns däremot en hel del svampar som är växtpatogena och som kan komma med i röttningsprocessen genom användning av infekterade grödor. Studier av flera vanliga växtpatogener visar dock på en mycket snabb avdödning i biogasprocessen (Zetterström 2008, Haraldsson 2008). Om dessa organismer kommer in i processen finns det, om matningsfrekvensen är hög, en viss risk för att en del överlever och finns närvarande i den rötade restprodukten. Emellertid räcker det med ett efterröttningssteg eller lagring av biogödsel under två-sju dagar för en fullständig avdödning av alla de undersökta svamparna (Zetterström 2008, Haraldsson 2008, Karin Jacobsson SLU personlig kommunikation) Det är dock svårt att fullständigt utvärdera risker för spridning av växtpatogener då flera växtpatogena svampar är svåra att odla i laboratorium.



Figur 7. *Cladosporium Cladosporoides*, en lagringspatogen som inte trivs i biogasprocessen. Foto: Karin Zetterström (2008).

6.8 Efterrötning och lagring

Vid lagring av biogödsel är det viktigt att ha en bra omrörning. Om omrörningen inte är tillräckligt effektiv finns det risk för sedimentering av organiskt material i lagringstanken. Då kan även de näringsämnen som huvudsakligen förekommer i organisk form, till exempel fosfor, också sjunka till botten (Baky m fl 2006). Det är viktigt att täcka rötrestlagret så att inte gaser som till exempel ammoniak, lustgas och metan avgår från materialet. Ibland kan ett svämtäcke bildas som kan förhindra en del av emissionerna, men normalt är det nödvändigt med någon typ av täckmaterial, till exempel hackad halm (Hansson och Christensson 2005). För att undvika oönskade emissioner av metan, lustgas och ammoniak ska både lagring och transport av biogödsel ske på ett sådant sätt att den mikrobiologiska aktiviteten hålls på en låg nivå. Temperaturen är här en viktig faktor, eftersom aktiviteten generellt ökar med ökande temperatur. Lagring och transport av rötrest under varma sommar dagar kan följaktligen leda till mer mikrobiologisk aktivitet än under motsvarande hantering på vintern. Att tänka på vid lagring (och transport) är också risken för återkontamination av eventuella patogener. En studie av Bagge m fl (2005) visade att halterna av både *E. coli* och *Enterococceae* ökade i samband med lagringen, något som de antog berodde antingen på att lagringsbrunnen inte var ren eller att samma fordon användes för transport av biogödsel och stallgödsel.

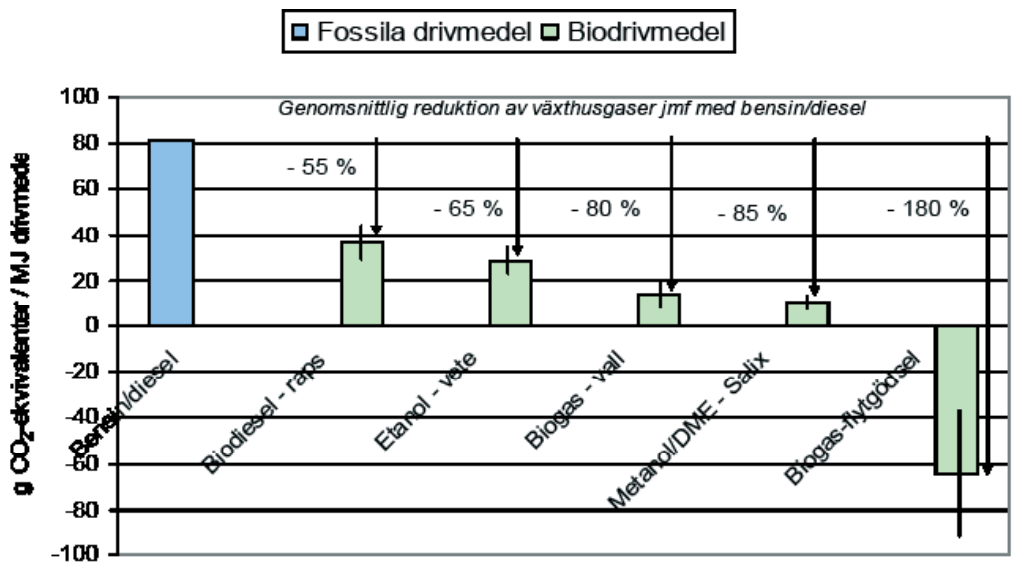
6.9 Biogödsel som gödningsmedel - miljöfördelar

Det finns flera miljöfördelar med att använda biogödsel. Den mest självklara är att detta leder till en minskad användning av fossila energikällor och en återföring av växtnäringsämnen till marken. Produktion och transport av mineralgödsel är en energikrävande process som dessutom leder till emissioner av lustgas, en mycket kraftig växthusgas. Återföring av växtnäring från stad till land är nödvändigt eftersom vi annars på lång sikt får en urlakning av jorden. Växterna tar upp näringen och i samband med skörd förloras viktiga näringsämnen från marken. Om inte denna växtnäring ersätts utarmas förråden och markens produktionsförmåga avtar.

Vidare är det fördelaktigt att röta gödsel och sprida slutprodukten på åkrarna istället för att använda öröad stallgödsel direkt som gödningsmedel. Tillgängligheten av växtnäring i stallgödsel skiljer sig åt beroende på djurslag, men generellt är näringen relativt svårtillgänglig och kan inte direkt tas upp av växternas rötter. Följden blir då en ökad risk för att näringsämnen lakas ut från marken och når grundvatten och vattendrag, där en övergödning kan ske. Vid rötning av gödsel omvandlas (mineraliseras) en stor del av det organiskt bundna kvävet till ammoniumkväve, som växterna lättare kan ta upp. Att använda slutprodukten efter rötning av gödsel medför alltså en minskad risk för urlakning av kväve från jordbruksmarken (Hansson och Christensson 2005).

Rötning av gödsel innan den används som gödningsmedel minskar också riskerna för emissioner av metan och lustgas, gaser med cirka 20 respektive 300 gånger kraftigare växthuseffekt än koldioxid (Börjesson och Mattiasson 2007). Detta för att gödsel innehåller en hel del organiskt material som under lagring kan brytas ner till metan. Om inte denna gas samlas upp under kontrollerade former, som till

exempel sker under själva rötningen, läcker gasen ut till atmosfären. Mikroorganismer som är ansvariga för denna nedbrytning kommer från djurets mag-tarmkanal och finns närvarande i gödsel. Organiskt material i stallgödsel kan användas av mikroorganismerna i marken som kol- och energikälla och i samband med detta bildas bland annat lustgas (se ovan). Rötning av gödsel är också fördelaktigt då det minskar både antalet sjukdomsalstrande mikroorganismer och andelen illaluktande komponenter i gödseln.



Figur 8. Rötning av gödsel ger en negativ koldioxideffekt vid användning av biogasen som drivmedel. Beräkningarna är baserade på odling i södra Sverige på genomsnittlig åkermark och anläggningar som drivs med biobränslen och har ekonomisk allokering av biprodukter. Pål Börjesson, LTH.

6.10 Transport av biogödsel

Vid transport av biogödsel med lastbil som tidigare transporterat gödsel eller annat avfall är det mycket viktigt att fordonen hålls rena för att undvika smittspridning. En biogasanläggning är skyldig att tillse att transportfordonen är rena både på in- och utsidan och att de inte smutsas ner igen efter rengöring. En studie av bilar från olika anläggningar visar dock att det är svårt att få en bil ren mellan transport av gödsel och den rötade restprodukten (Ekvall 2005). Oavsett rengöringsmetod fanns det platser kring kranar, omrörare etc där mikroorganismer kan gömma sig. Ett alternativ är att använda olika fordon för in- respektive uttransport från anläggningen, eller att ha separata tankar i fordonet för substrat respektive biogödsel.

Ett distributionssätt som tillämpas av NSR biogasanläggning i Helsingborg är att pumpa biogödseln i nedgrävda pipelines ut till spridningsarealer i omgivningen. Förutom att detta minskar antalet tunga och energikrävande lastbilstransporter förhindrar det också att biogödseln kommer i kontakt med inkommande transporter av icke hygieniserat substrat till anläggningen.



Figur 9. Rengöring av däck på en lastbil som används för transport av biogödsel. Foto Mikael Andersson.

6.11 Röttslam som gödningsmedel

Röttslam används idag främst som täckningsmaterial på deponier eller som anläggningsjord till vägslåtter, golfbanor med mera. Ofta behandlas det rötade slammets före slutanvändning, till exempel genom kompostering och/eller med tillsats av olika material som sand, spån eller bark. Ett certifieringssystem för användning av röttslam som växtnäring på jordbruksmark har tagits fram av Svenskt Vatten (www.svensktvatten.se) i nära samråd med aktörer inom bland annat jordbruks- och livsmedelsbranschen, dagligvaruhandeln och olika myndigheter och konsumentorganisationer. Certifieringen har sitt ursprung i projektet Ren växtnäring från avlopp (Revaq; www.revaq.se), ett arbete som utförts vid svenska reningsverk och som syftar till att förbättra slammets kvalitet och användbarhet som gödningsmedel. Bland annat läggs stor vikt vid uppströms dokumentation, det vill säga samverkan med industrier och hushåll som levererar sitt avloppsvatten till reningsverken för att spåra och eliminera föroreningskällor.

KONTROLLERA DIN KUNSKAP

- Ger biogödsel samma gödningsverkan som mineralgödsel?
- Hur påverkar biogödsel markens fysiologiska och mikrobiologiska egenskaper?
- Har alla biogödsel samma näringsinnehåll?
- Vilka är fördelarna med att röta stallgödsel före användning som gödningsmedel?
- Hur kontrolleras biogödselns kvalitet?
- Kan rötslam användas som biogödsel?
- Avdödas alla sjukdomsalstrande bakterier i samband med en pastörisering?
- Kan samma bil användas för transport av substrat till biogasanläggningen och för hämtning av biogödsel?

LITTERATUR

1. Albihn, A. och Vinnerås, B. (2007). *Biosecurity and arable use of manure and biowaste –treatment alternatives*. Livestock Science 112, s. 232-239.
2. Aitken, M.D., Sobsey, M.D., Shehee, M., Blauth, K.E., Hill, V.R., Farrell, J.B., Nappier, S.P., Walters, G.W., Crunk, P.L. och van Abel, N. (2005). *Laboratory evaluation of thermophilic anaerobic digestion to produce Class A Biosolids. 2. Inactivation of Pathogenes and indicator Organisms in a Continuous Flow Reactor Followed by Batch Treatment*. Water Environment Research. 77: 3028-3036.
3. Avfall Sverige (2005). *Användning av biogödsel*. RVF Utveckling 2005:10. En rapport från BUS projekt.
4. Baky, A, Nordberg, Å, Palm, O, Rhode, L och Salomon, E. (2006). *Rötresten från biogasanläggningar – användning i lantbruket*. JTI rapport 115.
5. Bagge, E., Sahlström, L och Albihn, A. (2005). *The effect of hygienic treatment on the microbial flora of biowaste at biogas plants*. Water Research. 39: 4879-4886.
6. Bendixen, H.J.(1999) *Hygienic safety.- results of scientific investigations in Denmark*. IEA Bioenergy Workshop, Hohenheim, Germany, s. 27-47.
7. Berg, J. (2000). *Lagring och hantering av rötresten från storskaliga biogasanläggningar*. JTI rapport 22
8. Bitton, G. (1999). *Waste Water Microbiology*. Wiley-Liss, New York.
9. Bunger, J, Antlauf-Lammers, M., Schultz, T.G., Westphal, G.A., Muller, M.M., Ruhnau, P. och Hallier, E. (2000). *Health complaints and immunological markers of exposure to bioaerosols among biowaste collectos and compost workers*. Occupational and Environmental Medicine. 57: 458-464.
10. Börjesson, P och Mattiasson, B. (2007). *Biogas as a resource-efficient vehicle fuel*. Trends in Biotechnology. 26:1.

11. Chauret, C., Springthorpe, S. och Sattar, S. (1999). *Fate of Cryptosporidium oocysts, Giardia oocysts and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion*. Canadian Journal of Microbiology. 45: 257-262
12. Déportes, I., Benoit-Guyod, J. och Zmirou, D. (1995). *Hazard to man and the environment caused by the use of urban waste compost: a review*. Science of the Total environment. 172: 197-222.
13. del Mar Gamboa, M., Rodríguez, E. och Vargas, P. (2005). *Diversity of mesophilic clostridia in Costa Rican soils*. Anaerobe. 11: 322-6.
14. Ekvall, A. (2005). *Effektivitet av fordonsdesinfektion för transport av rötrest*. SP Rapport 2005:1
15. Engwall, M och Schnürer, A. (2002). *Fate of Ah-receptor antagonists in organic household waste during an anaerobic degradation – estimation of levels using EROD induction in organ cultures of chicken embryo livers*. The Sciences of the Total Environment. 297 (1-3).
16. Enwall, K. (2008) *Community Ecology of Denitrifying bacteria in Arable Land*. Avhandling nr. 2008:50. Institutionen för Mikrobiologi, SLU
17. Enwall, K., Nyberg, K., Bertilsson, S., Cederlund, H., Stenström, J. och Hallin, S. (2006). *Long-term impact of fertilization on activity and composition of bacterial communities and metabolic guilds in agricultural soil*. Soil Biology and Biochemistry Vol 39, s. 401-417.
18. Flessa, H. och Beese, F. (2000). *Atmospheric pollutants and trace gases. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle manure*. Journal of Environmental Quality. 29: 262-268.
19. Gale P. och G. Stanfield. (2001). *Towards a quantitative risk assessment for BSE in sewage sludge*. Journal of Applied Microbiology. 91:563-569.
20. Gyles, C.L. och Thoen, C.O. (1993). *Pathogenesis of bacterial infections in animals. 2nd ed*. Iowa State University Press: Ames, s 106-113.
21. Hansson, A. och Christensson, K. (2005) *Biogas ger energi till ekologiskt lantbruk*. Jordbruksverket, Jordbruksinformation JO05:22.
22. Haraldsson, L. (2008). *Anaerobic digestion of sugar beet – fate of plant pathogens and gas potential*. Examensarbete 2008:4. Institutionen för Mikrobiologi, SLU
23. Huang, H., Lloyd Spencer, J., Soutyrine, A., Guan, J., Rendulich, J. och Balachandran, A. (2007). *Evidence for degradation of abnormal prion protein in tissues from sheep with scrapie during composting*. Canadian Journal of Veterinary Research. 71: 34-40.
24. Jarecki, M.K., Parkin, T.B., Chan, A.S.K., Hatfield, J.L. och Jones, R. (2008). *Greenhouse Gas Emissions from Two Soils Receiving Nitrogen Fertilizer and Swine Manure Slurry*. Journal of Environmental Quality. 37: 1432-1438.
25. Johansson, M., Emmoth, E., Salomonsson, A.-C. och Albihn, A. (2005). *Potential risk when spreading anaerobic digestion residues on grass silage crops – survival of bacteria, moulds and viruses*. Grass and Forage Science. 60: 175-185.
26. Johansson Kajsas (2008). *Biogas residues as fertilizers effects on plant growth and soil microbiology*. Examensarbete Institutionen för Mikrobiologi, SLU
27. Gale, P. och Stanfield, G. (2001). *Towards a quantitative risk assessment for BSE in sewage sludge*. Journal of Applied Microbiology. 91: 563–569.
28. Klinj, N., Niewenhof, F.F., Hoolwerf, J.D., van der Waals, C.B., och Weerkamp, A.H. (1995). *Identification of Clostridium tyrobutyricum as the causative agent of late blowing in cheese by species specific PCR-amplification*. Applied and Environmental Microbiology. 61: 2919-2924.
29. Lagas, P. (1988). *Sorption of chlorophenols in the soil*. Chemosphere. 17: 205-216.
30. Levén, L (2006). *Anaerobic digestion at mesophilic and termophilic temperature*. Avhandling nr. 116. Institutionen för Mikrobiologi, SLU.

31. Léven, L. och Schnürer, A. (2005). *Effect of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions*. International Biodeterioration & Biodegradation. 55: 153-160.
32. Léven, L., Nyberg, K., Korkea-Aho, L., och Schnürer, A. (2005). *Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonium oxidising bacteria in soil*. Science and the Total Environment. 364: 229-238.
33. Lindström, J. (2008). *Biogödsel för gårdsnära biogasproduktion*. Klassificering och Tillåtenhet. Examensarbete Institutionen för Beteende-, social- och rättsvetenskap. Örebro Universitet.
34. Nilsson, M.-L. (2000). *Occurrence and fate of organic contaminants in waste*. Avhandling nr. 249. Institutionen för Miljöanalys, SLU
35. Norin, E. (2007). *Alternativa hygieniseringsmetoder*. Avfall Sverige rapport B2007:01.
36. Odlare, M. (2005). *Organic Residues – A Resource for Arable Soils*. Anhandling, Inst för Mikrobiologi, Sveriges Lantbruks Universitet. No. 2005:71
37. Odlare, M, Pell, M och Svensson, K. (2008). *Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues*. Waste Management. 28: 1246-1253.
38. Olsman, H., Björnfoth, H., van Bavel, B., Lindström, G., Schnürer, A. och Engwall, M. (2002). *Characterisation of dioxinlike compounds in anaerobically digested organic material by bioassay-directed fractionation*. Organohalogen Compounds. 58: 345-348.
39. Olsman, H., Schnürer, A., Björnfoth, H., van Bavel, B. och Engwall, M. (2007). *Fractionation and determination of Ah receptor (AhR) agonist in organic waste after anaerobic bio-degradation and in batch experiments with PCB and decaBDE*. Environmental Science of Pollution Research.14: 36-43.
40. Ottoson, J.R., Schnürer, A. och Vinnerås, B. (2008). *In situ ammonia production as a sanitation agent during anaerobic digestion at mesophilic temperature*. Letter of Applied Microbiology. 46: 325-330.
41. Rammer, C. och Lingvall, P. (1997). *Ensiling of manured crop-does repeated spreading of slurry increase the hygienic risk?* Journal of Science and Food Agriculture. 73: 329-336.
42. Rivard, C.J., Rodriguez, J.B, Nagel, N.J., Self, J.R., Kay, B.D., Soltanpour, P.N. och Nieves, R.A. (1995). *Anaerobic digestion of municipal solid waste. Utility of process residue as a soil amendment*. Applied Biochemistry and Biotechnology. 51-52: 125-135.
43. Rodhe, L, Pell, M och Yamulki, S. (2006). *Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland*. Soil Use and Management. 22: 229-237.
44. Sahlström, L., Aspan, Ann, Bagge, E. Danielsson-Tham, M.L. och Albiñ, A. (2004). *Bacterial pathogens in sludge from swedish sewage treatment plants*. Water Research. 38: 1989-1994.
45. Sahlström, L. (2006). *Recycled biowaste as a source of infection*. Avhandling, SLU no 2006:70
46. Sahlström, L. Bagge, E., Emmoth, E., Holmqvist, A., Danielsson-Tham, M.L. och Albiñ, A. (2008). *A laboratory study of survival of selected microorganisms after heat treatment of biowaste used in biogas plant*. Bioresource Technology. 16: 7859-7865.
47. Schnürer, A. och Schnürer, J. (2006). *Survival of fungi during anaerobic treatment of organics household waste*. Waste Management. 26, 1205-1211.
48. Sercu, B., Demeestere, K., Baillieul, H., Van Langenhove, H. och Vestratete, W. (2005) *Degradation of isobutanol at high loading rates in a compost biofilter*, Journal of Air and Waste Management Association. 44: 1217-1227.

49. Smith, S.R., Lang, K.H.M. och Spanoudaki, C.K. (2005). *Factors controlling pathogen reduction during anaerobic digestion of biowaste*. Waste Management. 25: 417-425.
50. Songer, J.G., Post, K.W. (2005). *The genus Clostridium*. In *Veterinary Microbiology, Bacterial and Fungal Agents of Animal Disease*. Elsevier Saunders Inc. ISBN 0-7216-8717-2. Missouri, USA, s 261-282.
51. Svensson, K, Odlare, M och Pell, M. (2004). *The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste*. Journal of Agricultural Science. 142: 461-467.
52. Tiwari, V.N, Tivari, K.N och Upadhyay, R.M. (2000). *Effect of crop residue and biogas slurry incorporation in wheat on yield and soil fertility*. Journal of the Indian Society of Soil Science. 48: 515-520.
53. Wagner, A.O., Gstraunthaler, G. Och Illmer, P. (2008). *Survival of bacterial pathogens during the thermophilic anaerobic digestion of biowaste: Laboratory experiments and in situ validation*. Anaerobe. 14: 181-183
54. Zetterström, K. (2008). *Fate of plant pathogens during production of biogas as biofuel*. Exjobb 2008:3. Institutionen för Mikrobiologi, SLU.

7. FORSKNING OCH UTVECKLING

Med en hela tiden ökad efterfrågan på biogas som ett miljövänligt bränsle ökar även kravet på dagens biogasanläggningar att vara effektiva och att producera biogas med hög metanhalt. Driftstörningar kan bli mycket kostsamma varför stabila biogasprocesser eftersträvas så långt som det är möjligt. Biogasprocessen innebär dock ett komplicerat samspel mellan många olika mikroorganismgrupper, var och en med sitt specifika krav på näring och miljö. För att processen ska kunna fungera optimalt krävs att alla steg i nedbrytningen av ursprungsmaterialet till metan och koldioxid är aktiva och synkroniserade. Här behövs mer kunskap om de ingående mikroorganismerna och vad som styr deras aktivitet. En ökad förståelse för den mikrobiologiska processen gör det lättare att anpassa tekniken och styra processen på ett medvetet sätt. Målsättningen måste hela tiden vara att få mikroorganismerna att producera maximalt under givna betingelser.

7.1 Viktiga forskningsområden

När det gäller själva den biologiska processen är viktiga pågående forskningsområden till exempel hur mikroorganismerna kan anpassas till höga ammoniak- och salthalter, utredningar av mikroorganismernas spårämneskrav, hur cellulospjälkningen, det vill säga hydrolysen, kan stimuleras och påskyndas samt hur skumning kan undvikas. Introduktionen av nya substrat och substratblandningar innebär också att behovet av ny kunskap ökar till exempel inom områdena förbehandling, hygienisering, uppehållstid och belastning av processen.

Ett annat område där forskning och utveckling behövs gäller rötresten och dess användning. Med detta menas både röt slam och biogödsel. Arbetet med biogödseln har redan kommit långt med god kontroll och ett etablerat certifieringssystem, medan mer arbete återstår för att ta fram kvalitetssäkrade slutprodukter från rötning vid reningsverken. Det långsiktiga arbetet vid dagens biogasanläggningar syftar till att få en ökad acceptans och spridning av rötresten inom lantbruket. Detta är viktigt eftersom det på sikt handlar om att sluta kretsloppet av näringsämnen. Detta kräver också ökade kunskaper om rötresten, dess innehåll av näringsämnen och eventuella föroreningar, mikrobiell aktivitet och spridningsbarhet med mera. Ett viktigt område är också hur rötresten ska hanteras innan spridning. Ibland delas den upp i olika gödselprodukter med olika vattenhalt och näringsinnehåll. Avvattningen är en viktig fråga, eftersom det bland annat handlar om kostnader för transporter. Ju mer vatten som finns kvar i rötresten, desto större är den slutliga volymen som ska transporteras ut till användaren. Vid avvattningen finns även möjlighet att avskilja vattenlösligt kväve, det vill säga ammonium, från vätskan och återföra det till gödselprodukten.

Nya metoder för övervakning av biogasprocessen behöver också utvecklas. Eftersom den biologiska processen är känslig för störningar är det viktigt att snabbt kunna detektera eventuella förändringar på ett tidigt stadium så att haverier kan undvikas. Idag sker fortfarande en del av provtagningen vid biogasanläggningarna manuellt och med ibland relativt tidskrävande analyser. Forskning pågår för att ta fram nya metoder eller förbättra befintliga tekniker i syfte att underlätta provtagning och analys. Målsättningen är bland annat att få en mer kontinuerlig uppföljning av biogasprocessen, till exempel genom att anpassa olika mätmetoder för registrering av alkalinitet, pH, gasflöde, gaskvalitet, fettsyrahalter med mera online. Personalen får därmed ett bättre beslutsunderlag och kan upptäcka processtörningar på ett tidigt stadium och kan då också hinna åtgärda dem i tid.

Viktigt i detta sammanhang är att metoderna anpassas till den specifika miljö som ska provtas. Biogasprocessen utgör en ganska tuff miljö och slitaget på detektorer och mätutrustning kan vara högt, till exempel via korrosion.

Systemstudier av hela biogaskedjan, från hantering av olika avfall och odling av energigrödor till slutlig distribution av biogas och rötresten behöver också utföras, bland annat för att kunna göra jämförelser mellan biogas och andra alternativa biobränslen på marknaden. Även här är det av största vikt att biogasprocessen optimeras, till exempel avseende energiförbrukning och effektiv nedbrytning av substratet. Hygienisering och förbehandling av substratet måste utföras energisnålt och effektivt och lagringen av rötresten måste ske så att utsläpp av metan och lustgas minimeras. Med hjälp av systemstudier kan energinsatser och miljönyttor för olika produktionskedjor räknas fram och därmed vara till god hjälp för utformning av framtida biogassystem.

7.2 Metoder för studier av biogasprocessen

Studier av enskilda mikroorganismer eller grupper av mikroorganismer i laboratoriet kan ge oss mycket information om bakomliggande mikrobiologiska mekanismer vid anaerob rötning. Det är dock viktigt att även göra försök med prover direkt från biogasprocessen, eftersom miljön i denna oftast skiljer sig från miljön som mikroorganismerna utsätts för i laboratoriet.

Forskning om biogasprocessen sker ofta i laboratorieskala, det vill säga där biogasreaktorer i miniatyr studeras, men koppling till biogasanläggningar i pilot- och fullskala är vanlig. Ofta tas till exempel en ymp (rötkammarinnehåll) eller rötrest från biogasanläggningen för vidare undersökning i laboratoriet. En vanlig metod är att göra så kallade batchförsök, det vill säga satsvisa utrötningar, för att till exempel undersöka hur mycket biogas som kan bildas från ett visst substrat (Hansen m fl 2004, Demetriades 2009).

Satsvisa utrötningförsök

Uppstart

Mikroorganismerna som ska bryta ner det organiska substratet i utrötningförsöket hämtas från en väl fungerande biogasprocess. Ett prov från reaktorinnehållet, den så kallade ympen, innehåller alla de mikroorganismer som behövs för att bryta ner olika typer av organiskt material. För att få mikroorganismer med en bred nedbrytningsförmåga är det lämpligt att ta material från en anläggning som använder ett blandat substrat. Om ett substrat för den egna anläggningen ska utvärderas används lämpligen ymp från denna biogasprocess. För att få aktiva mikroorganismer i ympen är det viktigt att låta reaktorinnehållet flöda en stund innan det samlas upp. Annars finns en risk att materialet har stått stilla i ledningar och rör och att mikroorganismerna därmed är mindre aktiva på grund av ogynnsamma omgivningsförhållanden.



Figur 1. Uppsamling av ymp för satsvisa utrotningsförsök. Foto Anna Schnürer.

Ympen samlas upp i kärler som stängs och som lämpligen kopplas till en gaspåse eller dylikt för att samla upp bildad gas och utjämna trycket i kärlet. Mikroorganismerna kommer under en tid att fortsätta bilda gas från organiskt material som finns kvar i ympen, varför ett övertryck lätt kan uppstå. Eftersom allt organiskt material inte bryts ner i en kontinuerlig process finns det alltid en viss del kvar när provet tas. Innan försöken startas är det viktigt att detta material får brytas ner och att gasproduktion i ympen klingat av. Annars är det svårt att se skillnad mellan gasproduktion från ympmaterialet respektive från det tillsatta substratet. Hur lång tid det tar innan gasproduktionen klingar av beror på ympens karaktär och på hur varmt kärlet står. Om kärlet får stå vid samma temperatur som ursprungsprocessen tar det cirka 4-7 dagar innan försöken kan starta.

Ympen överförs sedan till mindre flaskor (250 ml – 1 liter) till vilka också det organiska materialet som ska undersökas tillsätts. Överföringen av ympen samt av substratet görs under det att kvävgas får flöda genom flaskorna. Detta för att mikroorganismerna inte ska utsättas för alltför höga halter av syre, som de är mycket känsliga för. Substratet ska, innan det överförs till flaskorna, finfördelas i en mixer eller hackas upp. Finfördelningen gör att mikroorganismerna får en större yta att fästa till och detta ger en ökad nedbrytningshastighet. Det är också viktigt att lagom mängd substrat tillsätts, tillräckligt för att en gasproduktion ska kunna uppmätas men inte så mycket att en överbelastning sker. En lämplig tillsats är 3 och 5 g VS per liter ymp (=organisk belastning) för försök vid mesofil respektive termofil temperatur. En viktig faktor vid start av satsvisa försök har visat sig vara relationen mellan mängden organiskt material i ympen och det tillsatta substratet. En kvot på 2:1 mellan ympens och substratets VS-innehåll har föreslagits vara ett minimum för att få fram den maximala metanbildningspotentialen (Hashimoto 1989, Neves m fl 2004). Då variationen mellan flaskorna ibland blir relativt stor är det viktigt att varje material analyseras i 3-5 parallella flaskor. Detta för att möjliggöra en statistisk analys av resultatet.

Flaskorna stängs och försöket startas när dessa placerats vid 37°C eller 55°C, alternativt vid den temperatur som den storskaliga process som ska undersökas drivs vid. För att få en effektiv nedbrytning är det också bra om flaskorna under försökets gång kan stå på svag skakning. Skakningen är inte absolut nödvändig men gör att gasbildningsprocessen går fortare. Skakningen gör, precis som omrörningen i en storskalig kontinuerlig process, att mikroorganismerna får bättre kontakt med det organiska material som ska brytas ner. Det är dock viktigt att skakningen inte blir för kraftig eftersom den då kan bryta upp ansamlingar av mikroorganismer vilka är nödvändiga för en effektiv nedbrytning. En lagom hastighet är när hela innehållet i flaskan sakta rör sig.



Figur 2. Satsvis utrötningsförsök. Flaskorna står på ett skakbord. Foto: Anna Schnürer.

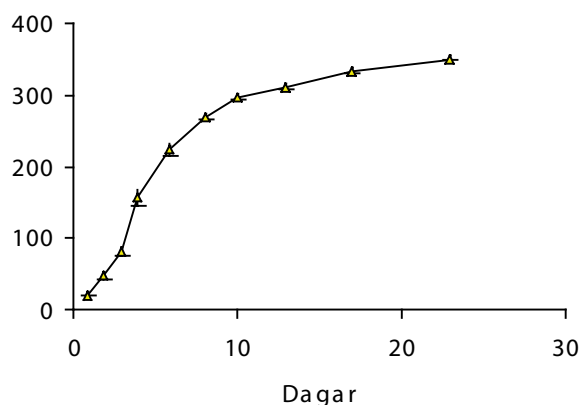
Bestämning av gasproduktionspotential

För att utvärdera och beräkna gasproduktionspotentialen hos det tillsatta substratet följs nu gasutvecklingen, både total mängd biogas och gasens metan- och koldioxidhalt över tiden. Gasen kan antingen analyseras direkt via ett analysinstrument eller också kan gasprover tas ut för en senare separat analys.

Ett sätt att följa gasproduktionen är med hjälp av tryckmätning. Om försöket sker i slutna flaskor utan kontinuerlig gasuppsamling bildas snabbt ett övertryck i gasfasen. Denna tryckförhöjning kan utnyttjas för att bestämma mängden producerad gas genom anslutning till ett tryckmätningssinstrument. Det uppmätta trycket kan sedan omvandlas till den mängd gas som producerats under en viss tid. Efter tryckmätningen släpps överskottsgasen ut varpå nybildad biogas återigen bygger upp ett övertryck i flaskan. Tryckmätningen görs med jämna intervall och omvandlas till producerad gas i milliliter. Gasens sammansättning bestäms sedan i separata prov som tas ut i samband med tryckmätningen, vanligen med hjälp av gaskromatografi.

När gasproduktionen klingat av beräknas den specifika gasproduktionen, det vill säga mängden bildad metan per tillsatt mängd organiskt material (VS). Nedan visas ett exempel på en gasproduktionskurva

(Figur 3). För att kunna jämföra biogaspotentialen från olika försök utförda vid olika rötningstemperaturer brukar gaspotentialen anges i normalkubikmeter (Nm^3) producerad metan, det vill säga den volym gasen har vid 0°C och atmosfärstryck (se kapitel 5).



Figur 3. Bildad mängd metan (ml), från tre flaskor, som funktion av tiden i ett satsvis utrötningförsök med ensilage som substrat (Stenströmmers Moglia, 2007).

Kontinuerliga försök

Satsvisa försök ger ett mått på den maximala metanbildningspotentialen och hastigheten, men inte den mängd metan som i realiteten kan utvinnas från en viss mängd substrat i en kontinuerlig storskalig process. I en kontinuerlig process fås nästan aldrig fullständig nedbrytning utan en viss del av materialet lämnar processen helt eller endast delvis nedbrutet. Det kan också vara svårt att se eventuellt inhiberande effekter i satsvisa försök. Om substratet innehåller kraftigt hämmande komponenter kan detta troligen ses som en minskning i metanbildningspotentialen även i ett satsvist försök. Mindre hämmande effekter blir däremot svårare att upptäcka under den begränsade tid som det satsvisa försöket pågår. Eventuella begränsningar i ett substrat, som till exempel lågt innehåll av spårämnen eller hög andel protein blir också svåra att upptäcka med satsvisa försök.

För att helt utvärdera potentialen av ett substrat eller blandningar av substrat i den egna anläggningen kan man istället skala ner och köra en variant av den kontinuerliga fullskaleprocessen i laboratorieskala. Vid studier av samrötningseffekter lämpar sig också det kontinuerliga systemet bättre. Även positiva effekter av bättre näringssammansättning blir svåra att se under den korta tid som satsvisa försök körs. Tidigare försök har visat att det går bra att skala ner en anläggning och få samma processresultat som i en fullskaleanläggning (Leksell 2005). Fördelen med att göra en sådan nedskalning är att det går att utvärdera olika substrat och förändringar av processparametrar (temperatur, belastning, uppehållstid etc) utan att riskera driften i den storskaliga anläggningen. När utvärderingen är klar är det sedan möjligt att under mer säkra förhållanden testa nya substrat eller andra driftförändringar i fullskala.

Det finns många olika fungerande system som kan användas för kontinuerliga försök, från enkla glas-kärl som matas för hand och värms i vattenbad till mer eller mindre automatiserade reaktorer. Vilket som används har mindre betydelse, så länge som reaktorerna underhålls och övervakas på liknande sätt som de storskaliga. Volymerna är vanligen i storleksordningen 3 – 50 liter. För en säker utvärdering är det en fördel om flera reaktorer (minst 2) kan köras parallellt i försöken. Utvärdering av olika substrat i laboratorieskala, både med satsvisa och kontinuerliga försök kan beställas från olika konsultföretag (se nedan).



Figur 4. Kontinuerliga biogasreaktorer i laboratorieskala (8 L). Foto: Anna Schnürer.

Studier av mikroorganismer

Det finns flera olika metoder för studier av biogasprocessens mikroorganismer. Ett relativt enkelt sätt är att göra små preparat av processvätskan/slurryn och studera dessa under mikroskop. Metanbildare kan här urskiljas från övriga mikroorganismer tack vare deras unika celluppbyggnad. Eftersom metanbildarna tillhör en helt egen grupp av mikroorganismer, de så kallade arkéerna, har de bland annat unika komponenter i sina cellmembran. En av dessa, ko-faktor F420 utsänder ett blåaktigt fluorescerande ljus när den belyses med ultraviolett (UV)-ljus (se Figur 6, Kapitel 1). Metanbildare kan därför särskiljas från övriga mikroorganismer då de studeras i ett mikroskop utrustat med UV-lampa, eftersom de då fluorescerar i en grön-blå färg (Cheeseman m fl 1972, Delafontaine m fl 1979, Gorris m fl 1988). Ofta är det svårt att urskilja enskilda mikroorganismer i ett slam, som också innehåller mycket partikulärt material, men med UV-ljus är detta inget problem för studier av metanbildare. Genom att vid upprepade tillfällen titta på metanbildare i mikroskop är det möjligt att få en känsla för om populationen är stabil över tiden eller om den förändras. En förändring kan ske om substratsammansättningen ändras. Om samma substrat används kan förändringen också vara en indikation på en störning av något slag.

En annan metod som baseras på mikroskopteknik är FISH (Fluorescence In Situ Hybridization). Prover från reaktorinnehåll fixeras och märks med fluorescerande prober för att sedan undersökas i mikroskop. Proberna kan vara gjorda för att fastna på vissa grupper av mikroorganismer eller till och med vara artspecifika. Detta möjliggör studier av alla typer av mikroorganismer, inte bara de metanbildare som har naturlig fluorescens (Allison 2007, Fernandez m fl 2008)

Mikroorganismer kan också odlas och anrikas i speciella näringslösningar i laboratoriet. På detta sätt kan man få fram renkulturer av de organismer man vill studera vidare. Isolerade organismer kan sedan användas för att öka förståelsen och kunskapen om biogasprocessen, till exempel genom studier i mikroskop eller i olika aktivitetstest. Isolerade organismer kan också användas för att till exempel studera effekter av hämmande ämnen eller för att ta fram näringsbehovet för en optimal nedbrytning. Eftersom biogasprocessens mikroorganismer är anaeroba krävs det särskilda metoder för detta arbete (Hungate 1973, Zehnder m fl 1980, Schnürer m fl 1996). Odlingen måste ske i helt syrefri miljö, och utrustningen måste anpassas därefter (Figur 5). För att ytterligare reducera syrehalten måste dessutom olika reducerande ämnen tillsättas till näringslösningarna.



Figur 5. Odling av metanbildare i förslutna serumflaskor. Luften i flaskorna ersätts med en gasblandning av kvävgas och koldioxid med hjälp av gasutrustningen i bakgrunden.

En metod som blivit allt vanligare på senare år är att analysera DNA från olika mikroorganismer i prov som extraheras ut från biogasprocessen (Ng m fl 1994, Levén m fl 2007, Collin m fl 2006, Hatamoto m fl 2008). Genom att använda olika typer av molekylära metoder, till exempel PCR, DGGE, TRFLP, kan extraherat DNA studeras i detalj (Allison 2007). Molekylära metoder har sedan länge använts inom till exempel medicinsk forskning och öppnar helt nya möjligheter för studier av mikroorganismer eller grupper av mikroorganismer i röt-kammarmiljön. Genom att använda dessa metoder är det möjligt att få en ökad kunskap om populationen i ett visst system och också studera förändringar som sker i populationen som ett svar på ändringar av substratsammansättning eller processparametrar. Sådan kunskap är viktig för att i förlängningen kunna se kopplingar mellan populationsammansättningen och processens funktion.

Förutom att försöka hitta och identifiera olika mikroorganismer i biogasprocessen kan det också vara intressant att studera deras aktivitet. För detta ändamål används ofta flaskförsök, där ymp från en röt-kammare alternativt en eller flera mikroorganismer studeras under kontrollerade former (van den Berg m fl 1974, Dolfing och Bloemen 1985, Jarvis 1996). Exempelvis kan metanbildare framodlade från en viss process undersökas för sin förmåga att växa med ättiksyra/acetat som enda substrat genom att inkubera dem i en flaska med en näringslösning innehållande ättiksyra och sedan mäta metanbildnings-hastigheten över tiden. Sådana flaskförsök lämpar sig även väl när man till exempel vill undersöka hur en viss ymp eller mikroorganism reagerar på olika toxiner/gifter som tillsätts odlingsmediet (Owen m fl 1979, Shelton och Tiedje 1984, Urra m fl 2008). Nedbrytningsvägar för olika substrat och ämnen kan studeras i detalj med hjälp av isotopteknik, till exempel genom att tillsätta ^{14}C - eller ^{13}C -inmärkta substrat till en ymp och sedan registrera hur det märkta koleket fördelar sig på olika nedbrytningsprodukter (Jeris och McCarty 1965, Zehnder m fl 1979, Schnürer m fl 1994, 1996, Levén och Schnürer 2005).

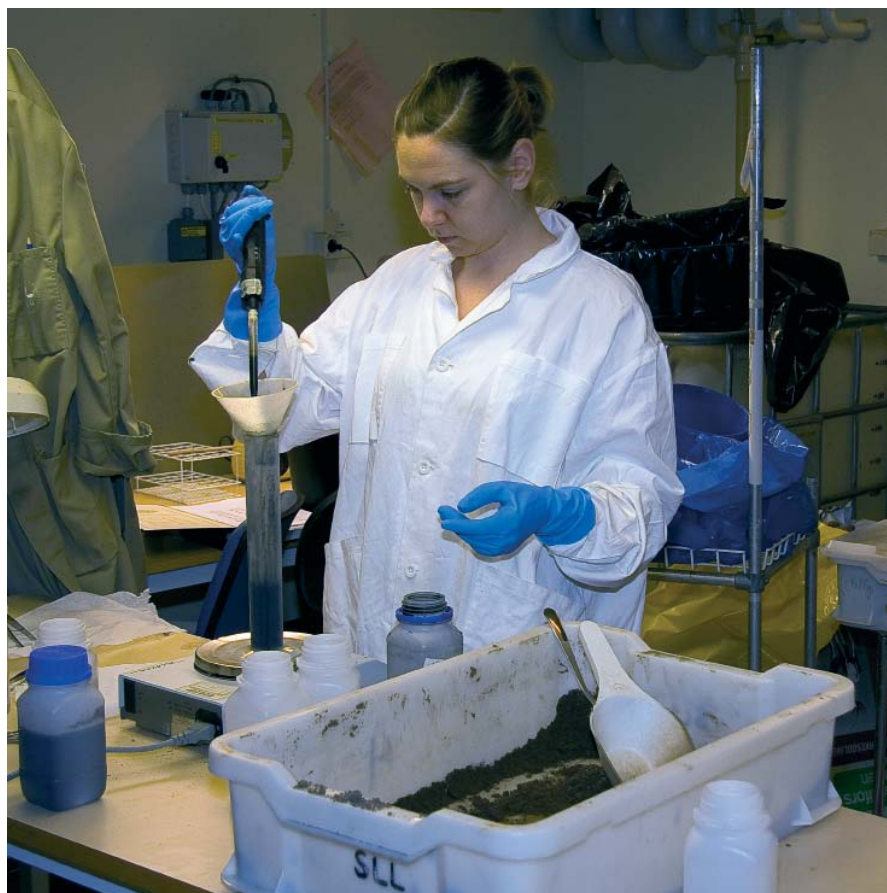
NIR

En metod som också kan användas för att studera biogasprocessen är så kallad near infrared spectroscopy (Hansson m fl 2002, 2003, Holm-Nielsen m fl 2007, 2008). Denna teknik används redan idag inom den kemiska industrin eller för att till exempel mäta kvaliteten på spannmål. Metoden går ut på att en sond installeras i röt-kammaren. Sonden sänder ut ett spektrum av strålar med olika våglängd som antingen kan absorberas eller reflekteras av materialet. Resultatet blir ett mönster som är unikt för just det materialet och som kan användas för att bestämma materialets beskaffenhet, till exempel innehållet av olika flyktiga fettsyror. Preliminära försök har visat att NIR-mönstret kan korreleras till halten av

propionat, vilken är en mycket viktig indikator på processtörning. NIR-tekniken kan också tillämpas på olika substratblandningar, till exempel för att bestämma innehållet av organiskt material. Halten av organiskt material kan sedan användas för att räkna ut rätt belastning till processen.

Markmikrobiologiska tester

Effekten av olika gödselmedel, inklusive biogödsel, på markens mikrobiologiska aktivitet kan studeras med olika markmikrobiologiska tester (Torstensson m fl 1998, Pell m fl 2005). Sådana tester gör det möjligt att dels analysera total mikrobiell aktivitet (respirationstest), dels aktiviteten hos specifika grupper som till exempel denitrifierande bakterier (PDA-test) och ammoniumoxiderade bakterier (PAO-test). Testerna har i flertalet studier använts för att studera effekten av olika gödselmedel, men också för att analysera effekter av vissa metaller och organiska föroreningar på markens mikroliv (Pell m fl 1998, Enwall m fl 2006, Levén m fl 2005, Odlare m fl 2008). Än så länge finns det flest rapporter på korttidseffekter av organiska gödningsmedel och det är i dagsläget oklart vad effekten på marken blir efter upprepad användning av olika gödselmedel under många år. Allt tyder dock på att biogödsel fungerar utmärkt som gödningsmedel.



Figur 6. Dosering av biogödsel till ett test av markens mikroorganismer. Foto: Mikael Pell.

Systemstudier

Det kan ibland vara svårt att tolka all information som erhålls från olika mätningar och dra de rätta slutsatserna för hur processen ska styras. Det pågår därför ett arbete med att ta fram datamodeller som ska kunna användas för bättre överblick och tolkning av biogasprocessens olika parametrar. Ett exempel på en sådan modell under utvecklande är den så kallade ADM1-modellen (Anerobic Digestion Model no 1, Batstone m fl 2002). Med denna modell är det möjligt att teoretiskt simulera nedbrytning, aktivitet och hämning (Rozzi och Remigi 2004).

7.3 Pågående forskning och utveckling

I dag pågår forskning och utveckling kring biogasprocessen på flera håll i landet. Forskningen bedrivs dels på universitet, högskolor och forskningsinstitut, dels ute på biogasanläggningarna och i olika konsultföretag. Dessutom sker hela tiden en utveckling inom de olika regionala samarbeten som i dag har etablerats i Sverige:

Biogas Väst, www.biogasvast.se

Biogas Syd, www.biogassyd.se

Biogas Öst, www.biogasost.se

Fler sådana regionala samarbetsprojekt är under bildande. Nedan listas universitet, högskolor och andra organisationer inom vilka forskning och utveckling av biogasprocessen bedrivs, samt exempel på aktuella forskningsområden. Mer om forskningen som sker inom området går att hitta via Avfall Sveriges hemsida, www.avfallsverige.se.

För en fullständig lista över de biogasanläggningar som finns i Sverige idag samt konsultföretag där forskning och utveckling sker inom biogasbranschen, se rapporten "Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter – goda svenska exempel" som kan laddas ner från Svenska Gasföreningens hemsida (www.gasforeningen.se).

Avfall Sverige (AS), www.avfallsverige.se

Förbehandling av matavfall

Frivilligt åtagande för spårning av metanläckage vid biogasanläggningar

Certifiering av rötrest i samarbete med SP Sveriges tekniska forskningsinstitut (www.sp.se)

Borås högskola (www.hb.se)

Förbehandlingar av cellulosarika material

Biogasproduktion från textilavfall

Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI), www.jti.se

Agroptigas: rötning av grödor, samarbete med Svensk Växtkraft i Västerås, Sweco, Stockholm Gas.

Utredningar om olika substrat för biogasproduktion, gårdsbiogas, rötrestspridning, produktionspotentialer, rötning vid reningsverk

Bioenergiportalen: en nationell webbplats som samlar information och kunskap om bland annat rötning av jordbruksgrödor (www.bioenergiportalen.se)

Linköpings universitet (LIU), www.liu.se

Processförbättringar med olika substratblandningar, belastning, mikronäringsämnen Populationsstudier av mikroorganismer

Luleå tekniska universitet (LTU), www.ltu.se

Förbehandling, uppgradering, biogas för produktion av el och värme

Lunds tekniska högskola (LTH), www.lth.se

Lågtemperaturreötning, gårdsbiogas, rening av gas

Systemstudier, energieffektivitet och miljönytta med olika biobränslen

Crops4Biogas: tvärvetenskapligt forskningsprogram om biogas från energigrödor.

Mälardalens högskola (MDH), www.mdh.se

Energisystem, användning av rötrest, produktion av biogas från grödor

Svenskt Gastekniskt Center (SGC), www.sgc.se

Samordnar svenska satsningarna på forskning, utveckling och demonstration inom energigasområdet. Verksamheten, som finansieras av Statens energimyndighet och gasbranschen, är uppdelad på följande delområden: Biogasteknik, Gasformiga drivmedel, Distribution och lagring, Förgasning och metanisering, Miljöteknik och Energigas användning.

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), www.slu.se

Nedbrytning av organiska miljögifter, anpassning av processen till höga ammoniakhalter

Utvärdering av rötresters effekter på markens bördighet

Populationsanalyser och isolering av olika organismer från biogasprocessen

MicroDrive: rötning av drank från etanoltillverkning samt biogas från cellulosarika material (MicroDrive.slu.se)

Agrobiogas: EU projekt med fokus på gårdbaserad biogasproduktion (www.agrobiogas.eu)

Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA), www.sva.se

Hygien i rötrest och gasledning

Hygienisering före, under och efter rötning

Alternativa hygieniseringsmetoder

Waste refinery, www.wasterefinery.se

Kunskapscentrum för avfalls- och återvinningsfrågor

LITTERATUR

1. Allison, L.A. (2007). *Fundamental Molecular Biology*. Blackwell Publishing Ltd.
2. Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, R.I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H och Vavilin, V.A. (2002). *Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)*. Scientific and Technical Report No 13 IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Wastewater (88p). IWA Publishing, London.
3. Cheeseman, P., Toms-Wood, A. och Wolfe, R.S. (1972) *Isolation and properties of a fluorescent compound, Factor F420, from Methanobacterium strain MoH*. Journal of Bacteriology. 112: 527-531.
4. Collins, G., Kavanagh, S., McHugh, S., Connaughton, S., Kearney, A., Rice, O., Carrigg, C., Scully, C., Bhreathnach, N., Enright, A.M. och O'Flaherty, V. (2006). *Journal of Environmental Science and Health Part A – Toxic/Hazardous substances & Environmental Engineering*. 5: 897-922
5. Delafontaine, M.J., Naveau, H.P. och Nyns, E.J. (1979) *Fluorimetric monitoring of methanogenesis in anaerobic digesters*. Biotechnological Letters 1: 71-73.
6. Demetriades (2009). *Thermal pre-treatment of cellulose rich biomass for biogas production*. Examensarbete 2008:10. Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
7. Dolfing, J. och Bloemen, W.G.B.M. (1985) *Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments*. Journal of Microbiological Methods 4: 1-12.
8. Enwall, K., Nyberg, K., Bertilsson, S., Cederlund, H., Stenström, J. och Hallin, S. (2006). *Long-term impact of fertilization on activity and composition of bacterial communities and metabolic guilds in agricultural soil*. Soil Biology and Biochemistry. 39: 401-417.

9. Fernandez, N., Diaz, E.E., Amils, R., och Snaz, J.L. (2008). *Analysis of microbial community during biofilm development in an anaerobic waste water treatment reactor*. Microbial Ecology. 56: 121-132.
10. Gorris, G.G., de Kok, T.M., Kroon, B.M., van der Drift, C. och Vogels, G.D. (1988) *Relationship between methanogenic cofactor content and maximum specific methanogenic activity of anaerobic granular sludges*. Applied and Environmental Microbiology 54: 1126-1130.
11. Hansen, T.L., Schmidt, J.E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J.L.C, Mosbaek, H och Christensen, T.H. (2004). *Method for determination of methane potentials of solid organic waste*. Waste Management 24: 393-400.
12. Hansson, M.; Nordberg, Å. och Mathisen, B. (2003). *On-line NIR monitoring during anaerobic treatment of municipal solid waste*. Water Sciences and technology. 48: 9-13.
13. Hansson, M.; Nordberg, A. och Sundh, I. (2002). *Early warning of disturbances in a laboratory-scale MSW biogas process*. Water Sciences and technology. 45: 255-260.
14. Hashimoto, A.G. (1989). *Effect of inoculum/substrate ratio on methane yield and production rate from straw*. Biological wastes. 28: 247-255.
15. Hatamoto, M., Imachi, H., Yashiro, Y., Ohashi, A. och Harada, H. (2008). *Detection of active butyrate-degrading microorganisms in methanogenic sludges by RNA-based stable isotopic probing*. Applied and Environmental Microbiology. 74: 3610-3614.
16. Holm-Nielsen, J.-B., Andree, H., Lindorfer, H., och Esbensen, K. (2007). *Transflexive embedded near infrared monitoring for key process intermediates in anaerobic digestion/biogas production*. Journal of near infrared spectroscopy. 15: 123-135
17. Holm-Nielsen, J.-B., Lomborg, C., Oleskowicz-Popiel, P., Esbensen, K. (2008). *On-line near infrared monitoring of glycerol-boosted anaerobic digestion processes*. Biotechnology and Bioengineering. 99: 302-313
18. Hungate, R. och Marcy, J. (1973). *A roll-tube method for cultivation of strict anaerobes*. Methods Microbiology. 3B:177-132.
19. Jarvis, Å. (1996) *Evaluation of silage-fed biogas process performance using microbiological and kinetic methods*. Doktorsavhandling. Institutionen för mikrobiologi, SLU, Uppsala.
20. Jeris, J.S. och McCarty, P.L. (1965) *The biochemistry of methane fermentation using ¹⁴C tracers*. Journal WPCF. 37: 178-192.
21. Leksell, N. (2005). *Käppalaverkets nuvarande och framtida rötningskapacitet – en studie i lab-skala*. Examensarbete 2005:7. Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
22. Léven, L., Nyberg, K., Korkea-Aho, L. och Schnürer, A. (2005). *Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonium oxidising bacteria in soil*. Science and the Total Environment. 364: 229-238.
23. Léven, L. och Schnürer, A. (2005). *Effect of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions*. International Biodeterioration & Biodegradation. 55: 153-160.
24. Levén, L., Eriksson, A. och Schnürer, A. (2007). *Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste*. FEMS Microbiology Ecology. 59, 683-693.
25. Neves, L., Oliviera, R. och Alves, M.M. (2004). *Influence of inoculum activity on the bio-methanization of a kitchen waste/inoculum ratios*. Process Biochemistry. 39: 2019-2024.
26. Ng, A., Melvin, W.T och Hobson, P.N. (1994) *Identification of anaerobic digester bacteria using a polymerase chain reaction method*. Bioresource Technology. 47: 73-80.
27. Odlare, M, Pell, M och Svensson, K. (2008). *Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues*. Waste Management. 28. 1246-1253.

28. Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healy Jr, J.B., Young, L.Y. och McCarty, P.L. (1979) *Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity*. Water Research. 13: 485-492.
29. Pell, M., Stenberg, B. och Torstensson, L. (1998). *Potential denitrification and nitrification tests for evaluation of pesticide effects in soil*. *Ambio*: 27: 24-28.
30. Pell, M., Stenström, J. och Granhall, U. (2005). *Soil respiration*. *Microbiological Methods for assessing soil quality* (Ed. Bloem, J., Hopkins, D.W. och Benedetti, A.) Cabi Publishing, Cambridge, MA, USA
31. Rozzi, A. och Remigi, E. (2004). *Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review*. *Reviews in Environmental Science and Bio/technology*. 3: 93-115.
32. Schnürer, A., Houwen, F.P. och Svensson, B.H. (1994) *Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation by a triculture at high ammonium concentration*. *Archives of Microbiology*. 162: 70-74.
33. Schnürer, A., Schink, B. och Svensson, B. (1996). *Clostridium ultunense sp. nov, a mesophilic bacterium oxidizing acetate in syntrophic association with a hydrogenotrophic bacterium*. *International Journal of Systematic Bacteriology*. 46: 1145-1152.
34. Shelton, D.R. och Tiedje, J.M. (1984) *General method for determining anaerobic biodegradation potential*. *Applied and Environmental Microbiology* 47: 850-857.
35. Stenström Molgia, E. (2008). *Enzymatic pretreatment of cellulose rich biomasses for use in the biogas process*. Examensarbete Institutionen för Mikrobiologi, SLU.
36. Torstensson, L., Pell, M. och Stenberg, B. (1998). *Need of a strategy for evaluation of arable soil quality*. *Ambio*. 27: 4-8.
37. Urra, J., Poirrier, P., Segovia, J., Lesty, Y. och Chamy, R. (2008). *Analysis of the methodology to determine anaerobic toxicity: evaluation of main compounds present in wastewater treatment plants (WWTPs)*. *Water Science and Technology*. 57: 857-862.
38. van den Berg, L., Lentz, C.P., Athey, R.J. och Rooke, E.A. (1974) *Assessment of methanogenic activity in anaerobic digestion: apparatus and method*. *Biotechnology and Bioengineering* 16: 1459-1469.
39. Zehnder, A.J.B., Huser, B och Brock, T.D. (1979) *Measuring radioactive methane with the liquid scintillation counter*. *Applied and Environmental Microbiology* 37: 897-899.
40. Zehnder, A.J.B., Huser, B.A., Brock, T.D. och Wuhrman, K. (1980) *Characterization of an acetate-decarboxylating, non-hydrogen-oxidizing methane bacterium*. *Archives for Microbiology*. 124: 1-11.

8. VANLIGA PROBLEM OCH ÅTGÄRDER

Som framgår av tidigare kapitel är det viktigt att de mikrobiologiska förloppen sker på ett balanserat sätt i röt-kammaren. Det är endast när samarbetet mellan olika mikroorganismgrupper fungerar väl som en stabil biogasprocess med hög metanproduktion kan uppnås. Om detta samarbete av någon anledning störs är risken stor att processen försämras eller till och med avstannar. Med teknikens hjälp är det dock möjligt att anpassa miljön efter mikroorganismernas förmåga och krav på näringsämnen, temperatur, pH med mera. I detta kapitel diskuteras några olika problem som kan uppstå vid rötning samt deras bakomliggande mikrobiologiska orsaker. Några olika sätt att undvika och/eller komma till rätta med störningar tas också upp. Kapitlet sammanfattar vad som tidigare, i mer utförlig form, diskuterats i tidigare kapitel.

8.1 Vad händer vid en störning av processen?

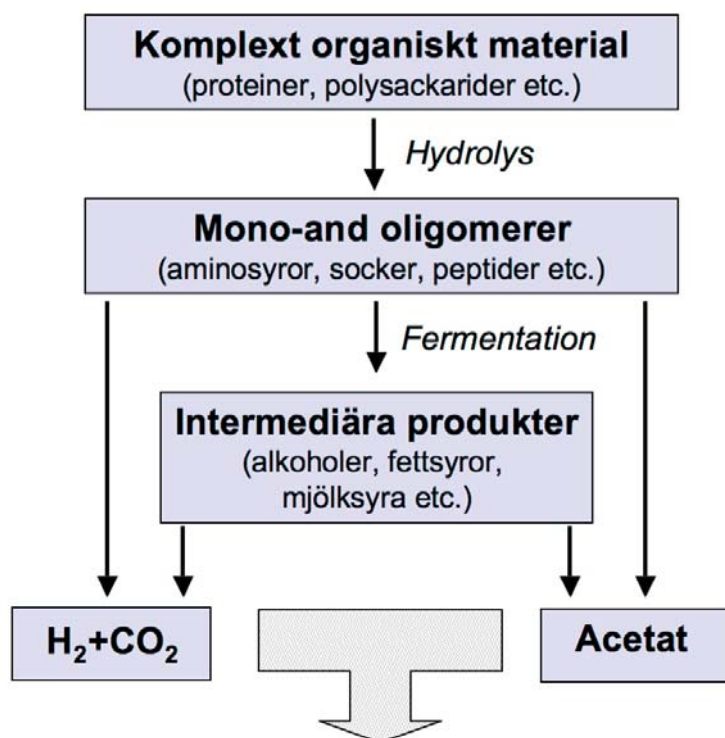
Det är svårt att ge ett enkelt och enhetligt svar på denna fråga. Många mikroorganismer är inblandade i rötningssprocessen, var och en med sitt specifika krav på näring och miljö och dessa svarar också olika på olika störningar. Några organismgrupper har emellertid specifika kompetenser som gör att de får en mer framträdande roll och betydelse för funktionen och vid en störning av biogasprocessen. Bland dessa finns metanbildarna som ansvarar för det sista steget i processen. En annan viktig grupp är de hydrolyserande mikroorganismerna, som står för den inledande nedbrytningen av cellulosarika material till mindre, mer lätthanterliga ämnen. Generellt gäller att samspelet mellan alla mikroorganismgrupper måste fungera för att processen ska kunna drivas hela vägen fram till bildningen av slutprodukten metan.

Metanbildarna

På grund av sin långsamma tillväxt och känsliga natur är det ofta metanbildarna, direkt eller indirekt, som är inblandade under en störning. Vad händer då om dessa organismer blir hämmande eller utslagna? Jo, eftersom de metanbildande mikroorganismerna "drar" flera av de tidigare nedbrytningsstegen kan en hämning av denna organismgrupp leda till ett fullständigt processhavari. En hämning av metanbildarna leder inledningsvis till en ansamling av de substrat som dessa organismer använder, det vill säga ättiksyra (acetat), vätgas och koldioxid. Att metanbildarna är hämmande kan därför tidigt upptäckas genom en minskning i gasproduktionen samt en förändring av gassammansättningen mot ett högre procentuellt innehåll av koldioxid. Även andelen vätgas ökar i gasen men denna ökning kräver mer komplicerade analysinstrument för att upptäcka än vad ökningen av koldioxid gör.

Ökningen i vätgaskoncentration får till följd att de organismer som utför de anaeroba oxidationerna också hämmas, eftersom halten av vätgas i processvätskan blir för hög för dem. Konsekvensen blir en ansamling också av andra ämnen, som flyktiga fettsyror (VFA), långkedjiga fettsyror (LCFA), olika aromater med flera. En hämning av de vätgaskonsumerande metanbildarna ses därför tidigt som en ökad koncentration av fettsyror. Av denna anledning är analys av fettsyrakoncentrationen ett utmärkt verktyg för att upptäcka eventuella störningar i biogasprocessen. Ansamlingen av fettsyror leder till att pH så småningom går ner, vilket även påverkar andra mikroorganismer än de som inledningsvis är hämmande. När pH sjunker drastiskt kan detta leda till en mycket kraftig, och ibland oåterkallelig, hämning av hela biogasprocessen. Hur fort pH sjunker beror på hur hög buffertkapacitet processen har (se kapitel 2 under rubriken Alkalinitet och pH). Vissa processer kan ha ett stabilt pH under en relativt lång tid även

om koncentrationen av fettsyror stadigt stiger. När buffertkapaciteten är förbrukad sjunker dock pH snabbt. Andra processer, med en från början låg buffertkapacitet, svarar snabbare med en sänkning av pH ganska snart efter att fettsyrhalten har ökat.



Akkumulering av intermediära produkter, acetat, H₂ och CO₂

Figur 1. Hämmning av metanbildarna leder till ackumulering av fettsyror, koldioxid och vätgas.

Cellulosaspjälkarna

Hydrolysen är en viktig startpunkt för efterföljande nedbrytning och om detta steg inte fungerar tillfredsställande påverkas därför hela processen. Utmärkande för detta steg är bildandet av olika enzymer som klyver upp substratet i mindre delar. De mindre delarna kan sedan utnyttjas av en mängd olika mikroorganismer för tillväxt. Utan dessa enzymer, som produceras av bakterier i det första steget i biogasprocessen, kan den fortsatta nedbrytningen inte fortgå. Hydrolysen av olika komponenter går olika fort och med olika effektivitet och detta kan få en stor effekt på både hastigheten och gasutbytet i processen. Generellt är cellulosarika material, på grund av sin komplexitet, svåra att bryta ner. En hög andel cellulosa i det ingående materialet leder därför till att det bildas en flaskhals i det första steget och processen blir långsam och ineffektiv.

8.2 Typiska problem

Ökande halter av fettsyror

Som nämnts ovan sker en ansamling av fettsyror (både VFA och LCFA) om de anaeroba oxidationsreaktionerna inte fungerar. Detta kan bero på en direkt störning av organismer som utför detta steg eller, mer vanligt, av att metanbildarna inte kan hålla vätgaskoncentrationen på en tillräckligt låg nivå. Förklaringen till att metanbildarna inte konsumerar vätgas i tillräckligt hög grad kan till exempel vara:

- Närvaro av hämmande ämnen, till exempel ammoniak (se kapitel 4)
- Temperatur- eller pH-förändringar (orsakar lägre tillväxthastighet)
- Överbelastning, det vill säga bildningen av metanbildarens substrat sker snabbare än konsumtionen (se nedan).

Ökande halter av ammonium/ammoniak

Under nedbrytning av proteiner i biogasprocessen frigörs ammonium/ammoniak. Om andelen protein i substratet är hög i relation till övrigt material (låg C/N kvot) finns det därför en risk för en gradvis ökning av ammonium/ammoniak halten. Ammoniak verkar hämmande på många organismer i processen, men speciellt på metanbildarna. Denna hämmande effekt gör att metanbildningssteget går långsamt och med detta följer ofta en ansamling av fettsyror. Viktigt att tänka på här är att analysen av ammoniumkväve, som ger ett samlat värde av ammonium och ammoniak, bara visar en del av sanningen då det är ammoniak som är den hämmande komponenten. Ammoniakhalten ökar i relation till ammonium med ökande pH och temperatur: Detta är orsaken till att termofila processer ofta uppvisar hämningsymptom tidigare än mesofila system, trots samma ammoniumkvävehalt.

pH sänkning/höjning

En sänkning av pH orsakas oftast av ökande halter av fettsyror, som bildats vid nedbrytningen av substratet. En ökning av fettsyror kan ske antingen på grund av en överbelastning eller på grund av att metanbildarnas aktivitet är hämmad. En ökning av pH-värdet är ofta kopplad till en ökning av ammoniakhalten under nedbrytning av proteinrikt material. Då frisätts ammoniak som är en stark bas. Förändringar i pH kan också ske om substratet är starkt surt eller basiskt. Hur snabbt en förändring av pH sker är starkt kopplad till processens buffertförmåga (alkalinitet). En process med bra buffertkapacitet kan klara relativt höga halter av till exempel fettsyror innan någon förändring sker.

Överbelastning

I en biogasprocess som matas med för mycket material hinner organismerna inte med att bryta ner materialet. Organismerna kan antingen vara för få eller tillväxa för långsamt för att klara nedbrytningen. Detta kan leda till olika symptom beroende på substratets karaktär, det vill säga om det innehåller mycket socker, proteiner eller fetter.

Socker

Med ett substrat som innehåller mycket socker, går de första nedbrytningsstegen relativt fort och det bildas snabbt mycket fettsyror. Nedbrytningen av fettsyror går däremot långsamt på grund av det nödvändiga samarbetet mellan den fettsyraoxiderande organismen och den långsamväxande vätgaskonsumerande metanbildaren. Då bildningen av fettsyror går fortare än konsumtionen leder en hög belastning av socker till en ansamling av fettsyror och detta följs så småningom av en pH-sänkning.

Protein

Nedbrytninghastigheten av proteiner varierar, men gemensamt för alla är att nedbrytningen leder till bildning av ammonium/ammoniak. Ammoniak verkar hämmande på många organismer i processen, men framförallt blir de metanbildande organismerna störda: Detta leder till att hastigheten i metanbildningssteget sjunker, följt av en ökning av halten av fettsyror och så småningom till en pH-sänkning. Halten ammoniak i relation till ammonium ökar med ökande pH och temperatur, varför olika processer kan uppvisa stor spridning i vilken belastning som kan tillåtas innan en överbelastningssituation uppstår.

Fett

Nedbrytning av fett leder bland annat till bildning av långkedjiga fettsyror (LCFA). LCFA kan inverka negativt på processen, dels genom att de kan ha hämmande effekt på de metanbildande mikroorganismerna och dels genom att de är detergent. För hög belastning av fetter kan därför leda både till en ansamling av flyktiga fettsyror (VFA) och till problem med skumning. Värt att notera här är att hydrolysen av fetter ibland påbörjas redan i transportfordonet eller i substrattanken, speciellt om vädret är varmt. Därmed finns det risk att biogasprocessen matas med ett material som redan från början innehåller

relativt mycket fettsyror. LCFA kan brytas ner i processen, men nedbrytningen går långsamt och kan i många fall bara ske om koncentrationen av syrorna inte är för hög. En hög belastning med hög koncentration av LCFA leder därför till större risker för överbelastningssymptom inklusive skumning.

Ojämn belastning

Organismerna i processen mår bäst av att ha en jämn organisk belastning och tillväxer också i takt med att nytt material kommer in. Om belastningen är ojämn finns det risk för överbelastning eller att organismernas kapacitet inte utnyttjas maximalt. Problem kan uppstå vid fluktuationer även om belastningen ligger inom ett intervall som kan betraktas som normal belastning. Detta för att en minskning av belastningen inte bara leder till minskad gasproduktion utan för att den totala mängden organismer i processen minskar, eftersom maten inte räcker till alla. Om belastningen är låg och sedan plötsligt blir betydligt högre finns det inte tillräckligt med organismer för att ta hand om materialet, även om den slutgiltiga belastningen inte är onormalt hög. Då uppvisar processen överbelastningssymptom med till exempel ökande halter av fettsyror. Hur stor kapacitet en process har för svängningar i belastning varierar med olika processer och beror på faktorer som uppehållstid, temperatur och ursprunglig belastningsnivå. Ofta orsakar ett uppehåll eller en missad belastning på några dagar inget problem, men om belastningen varit sänkt under en längre period kan det vara bra att gradvis öka på belastningen igen för att undvika problem.

Skumning/svämtäcke

Skumning i biogasreaktorer kan bero på flera olika faktorer. En orsak kan vara dålig omrörning i kombination med en hög andel svärnedbrytbart material, som till exempel lignin eller plast i substratet. Detta kan leda till att ett "täcke" bildas med material som ligger och flyter ovanpå vätskeytan i röt-kammaren. Då får den bildade gasen svårt att passera ut och detta kan resultera i att hela "täckets" lyfter. En annan anledning kan vara höga halter av långkedjiga fettsyror (LCFA) som har kemiska egenskaper som leder till skumbildning. LCFA bildas under nedbrytning av fettrikt material.

Låg/ojämn gasproduktion

Låg/ojämn gasproduktion kan bero på flera olika faktorer som till exempel:

- dålig gaspotential hos substratet (lågt energiinnehåll, högt innehåll av svärnedbrytbara komponenter, brist på spårämnen, låg finfördelningsgrad etc)
- ojämn belastning
- närvaro av hämmande ämnen
- dålig utrotningsgrad
- fluktuationer i temperatur

En väl fungerade biogasprocess har alltid en viss fluktuation i gasproduktion och denna variation är i sig inte ett tecken på att processen är störd. Om produktionen ligger på en nivå som är lägre än vad som teoretiskt kan förväntas kan förklaringarna vara flera. Troligtvis är utrotningsgraden av materialet lågt och detta kan till exempel bero på att uppehållstiden är för kort, att materialet innehåller en hög andel svärnedbrytbart material eller har en låg finfördelningsgrad. Om gasproduktionen plötsligt går ner, trots att samma substrat används, kan detta vara ett tecken på att belastningen är ojämn eller att något toxiskt ämne ansamlats till hämmade nivåer.

En förändring av gasproduktionen kan också ske vid en förändring av det ingående materialet och detta kan då bero på att det nya materialet har en bättre/sämre gaspotential. Om gasproduktionen sjunker kan förklaringen vara att det nya materialet innehåller hämmande ämnen. I detta sammanhang kan

nämns att uppmätt gasproduktion ibland kan ändras på grund av tillfälliga förändringar i pH-värdet, eftersom pH påverkar hur mycket koldioxid som löser sig i processvätskan. Vid ett högre pH-värde löser sig mer koldioxid i vätskan än vid ett lägre pH och detta förlopp kan påverka metanhalten i gasen.

En förändring i gasproduktion kan också ske om processen upplever förändringar i temperaturen. Detta eftersom temperaturen påverkar mikroorganismernas tillväxthastighet och därmed också gasproduktionen. Värt att notera i diskussionen om gaspotential är att även om gasproduktionen är jämn kan gasens sammansättning förändras mot ett högre/lägre innehåll av koldioxid respektive metan. Som nämndes leder en hämning av metanbildarna till att det procentuella innehållet av koldioxid i gasen ökar. Denna förändring kan visa sig snabbare än en förändring av den totala gasproduktionen.

Temperaturökning/sänkning

De flesta temperatursvängningar beror på tekniska problem men den bakomliggande orsaken kan också vara biologisk. Nedbrytning av vissa material (grödor) kan leda till värmeutveckling i biogasprocessen och därmed också till problem med temperatursvängningar. Om temperaturen går upp eller ner för mycket i processen leder detta till en hämning av många mikroorganismer. Till exempel leder en minskning av temperaturen till att metanbildarna växer långsamt och det finns då en risk att de successivt tvättas ut ur systemet och därmed inte hinner med att effektivt bryta ner fettsyror. Detta kan leda till ansamling av nedbrytningsprodukter, följt av instabilitetsproblem. Speciellt stort blir problemet om temperaturen svänger fram och tillbaka eftersom organismsamhället då inte hinner anpassa sig.

8.3 Åtgärder

Det är svårt att ge generella rekommendationer på åtgärder för att komma till rätta med ett visst symptom. Eftersom varje biogasprocess har sitt specifika samhälle av mikroorganismer och också drivs under specifika förhållanden kan störningen bakom ett visst symptom variera mellan olika processer. Några generella riktlinjer kan dock ges för att undvika störningsproblem med mikrobiologisk bakgrund:

- Jämn och kontrollerad organisk belastning.
- Jämn processtemperatur
- God omrörning, både i substrattank och i rötchammare
- Hög finfördelningsgrad hos substratet
- Kontroll på det ingående substratets sammansättning, det vill säga C/N kvot, innehåll av organisk substans, hämmande ämnen etcetera
- Bra övervakning, det vill säga regelbunden analys av fettsyror (VFA), pH, alkalinitet, gasmängd/gassammansättning, ammoniumkväve, temperatur etc.

Om processen uppvisar instabilitetsproblem är det viktigt att snarast försöka reda ut vad som orsakar problemen. På lång sikt är det bättre att helt eliminera källan till problemen än att tillfälligt försöka undvika symptomen. Nedan följer några kortfattade tips på åtgärder som kan användas vid olika typer av problem. Observera att detta är förslag på åtgärder och inga "recept" på absoluta lösningar. Alla biogasprocesser är unika och kan svara olika på olika behandlingar.

Ansamling av ammonium och/eller fettsyror

När fettsyror ansamlas i processen är det viktigt att dra ner på belastningen, det vill säga minska tillförseln av organiskt material eller förlänga uppehållstiden, för att ge processen en chans att återhämta sig och också försöka reda ut vad som är problemet. När belastningen minskar bildas färre syror och dessutom sjunker "arbetstrycket" på mikroorganismerna. Ibland kan det vara nödvändigt med ett totalt

matningsstopp för att vända trenden av ökande halter av syror och också tillåta koncentrationen att gå ner. Orsaken till de ökande halterna av syror kan vara flera, till exempel överbelastning eller hämning av metanbildarna.

Vissa material kan medföra en relativt sett större risk för problem med syrabildning än andra, till exempel material med höga halter av socker. För att undvika syrabildning när sockerrika material används i processen är det lämpligt att antingen samröta detta material med något mer kväverikt substrat eller att använda sig av en två-steps process (se kapitel 2).

En ökning av kvävehalten går ofta hand i hand med en ökning av fettsyrahalten eftersom ammoniak, som frigörs vid nedbrytningen av käverikt material, verkar hämmande på metanbildarna. Om halten ammoniumkväve i processen tillåts att gradvis och sakta öka kan mikroorganismerna anpassa sig. Det finns dock en gräns för vilka nivåer de klarar och när fettsyror börjar ansamlas är detta ett tecken på att gränsen är nådd. Det finns olika strategier för att sänka halten av ammoniumkväve. En lämplig åtgärd kan vara att minska andelen proteinrikt material som går in i processen (samrötning med material med lågt kväveinnehåll). Då frisätts mindre ammonium och så småningom sjunker halten också i processen.

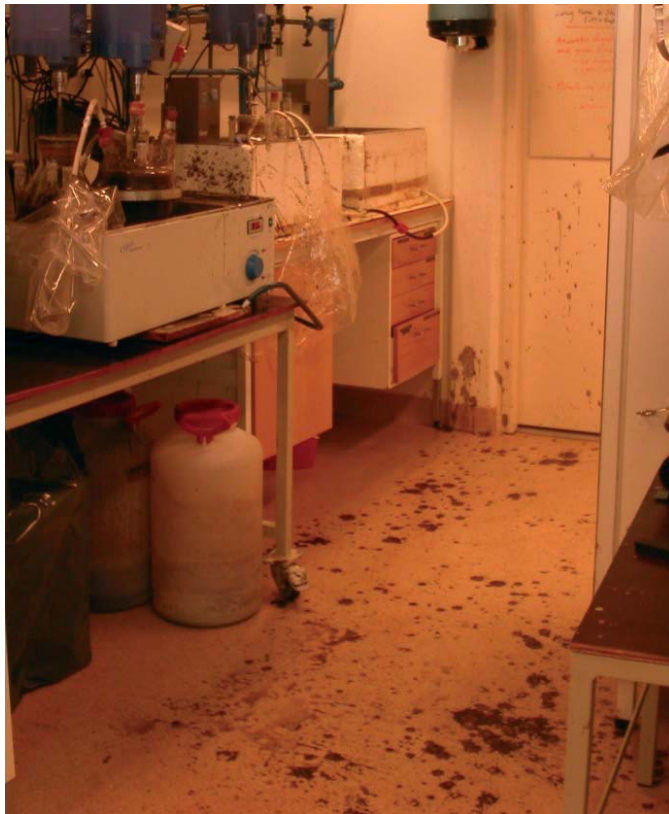
En annan strategi kan vara att förlänga uppehållstiden i sådan grad att den sänkning av hastighet som sker i samband med hämningen inte inverkar negativt på processen. Ytterligare en, kanske mer drastisk, strategi kan vara att göra tvärtom, det vill säga minska uppehållstiden. Då minskar utrotningsgraden av materialet och mindre mängder ammonium frigörs. Den låga omsättningen av materialet innebär dock att materialets totala gaspotential inte utnyttjas till fullo. Erfarenheter visar också att risken för ammoniakhämmning i termofila processer kan minskas genom att använda en lägre processtemperatur, det vill säga cirka 50-51°C. Är problemet med ammonium akut, det vill säga att processen är så kraftigt störd att gasproduktionen och kanske också pH sjunkit till låga nivåer, kan det vara nödvändigt att späda ut reaktorinnehållet. Detta kan göras genom tillsats av vatten, genom tillförsel av gödsel eller rötksammarinnehåll från en annan anläggning. Om gödsel eller material från en annan anläggning används ger detta också en tillförsel av nya "pigga" mikroorganismer och detta kan eventuellt förkorta återhämningsperioden.

Sjunkande pH

Sjunkande pH är ett tecken på att processen producerat syror i så stor utsträckning att processens buffertförmåga är förbrukad. Detta problem kan tillfälligt lösas genom att tillsätta buffrande ämnen (se kapitel 5). En bättre och mer långsiktig strategi är att försöka minska syrabildningen (se ovan).

Skumning/Svämtäcke

Problem med tillfällig skumning kan minskas/åtgärdas genom tillsats av skumdämpande ämnen. Om skumningen sker mer frekvent och är ett stort problem är det bättre att gå till källan för problemet. Kanske beror skumningen på att substratet innehåller mycket fett och då kan samrötning med ett annat mindre fettriikt material vara lösningen. En annan lösning kan vara att antingen minska den organiska belastningen och/eller öka matningsfrekvensen (med bibehållen belastning). Därmed belastas processen med en mindre mängd material vid varje matningstillfälle. Nedbrytningen av LCFA, som är källan till skumproblem vid användning av fettrika material, blir mer effektiv om en mindre mängd tillförs oftare än om en större mängd tillsätts vid ett matningstillfälle. Problem med svämtäcke kan ibland lösas antingen genom att effektivisera omrörningen, förbättra förbehandlingen (öka finfördelningsgraden) eller genom att minska mängden lignin i det ingående substratet.



Figur 2. Processhavereri i laboratorieskala. Foto: Åsa Jarvis.

Processhavereri

Om processen utsätts för kraftigt och hastigt förändrade (förhöjda eller låga) pH-värden eller temperaturer kan mikroorganismerna bli avdödade i så stor utsträckning att det inte går att få igång processen igen. Effekten kan också bli densamma om mikroorganismerna utsätts för höga doser av hämmade ämnen. För att få igång gasproduktionen inom en rimlig tid är det då bäst att hämta nytt ympmaterial från en annan process. Detta material kan användas för att byta ut hela eller delar av reaktorinnehållet.

8.4 Till sist

Som nämndes redan i början av denna handbok är biogasprocessen en naturlig, biologisk process som är beroende av att samarbetet mellan olika mikroorganismer och grupper av mikroorganismer fungerar väl. Processen kan liknas vid det förlopp som sker när gräs och kraftfoder bryts ner i magen på en ko. Likaväl som att kon behöver omvårdnad och jämn tillgång till ett balanserat och näringsrikt foder behöver även biogasprocessen en omsorgsfull behandling och tillsyn för att må bra och fungera tillfredsställande. Genom att tillämpa tekniken runt biogasprocessen på ett medvetet sätt, med den biologiska processen som utgångspunkt, kan därmed de bästa resultaten uppnås.

BILAGOR

ORDFÖRKLARINGAR

Acetat = CH_3COO^- , anjonen av ättiksyra (CH_3COOH).

Acetogen = acetatbildande mikroorganism.

Acetotrof = mikroorganism som använder acetat (ättiksyra) som substrat. Ett exempel är de ättiksyra-klyvande mikroorganismerna som bildar metan och koldioxid från acetat.

Alkalinitet = mått på mängden alkaliska (basiska) ämnen. Bikarbonat, karbonat och kolsyra är exempel på ämnen som bidrar till alkaliniteten i en biogasprocess.

Anaerob = syrefri.

Anaeroba oxidationer = nedbrytningssteg mellan fermentation och metanbildning. Mellanprodukter som alkoholer och fettsyror bryts i detta steg ner till vätgas, koldioxid och acetat.

Anaerobt filter = rötchammare med inbyggda bärmaterial som hjälper till att hålla kvar mikroorganismerna. Kan användas för metanbildning i det andra steget vid tvåstegsrötning.

Arkaea = en grupp av mikroorganismer med unika egenskaper som har utvecklats parallellt med bakterier och svampar. Metanbildande mikroorganismer tillhör gruppen Arkaea.

Belastning = anges vanligen som organisk belastning eller organic loading rate (OLR). Beskriver hur stor mängd organiskt material som tillförs processen per rötchammarvolym och dygn.

Biogas = den gas, bestående av till största delen koldioxid och metan, som bildas när organiskt material bryts ner i syrefri miljö (anaerob rötning).

Biogödsel = rötrest från biogasanläggningar som rötar relativt rena avfall såsom gödsel, källsorterat matavfall, avfall från livsmedelsindustrin, lantbruksgrödor mm.

Bärmaterial = material, vanligen i plast, som kan tillsättas i rötchammaren för att hålla kvar mikroorganismerna. Kallas också för fyllkroppar.

COD = chemical oxygen demand, generellt mått på mängden lösliga organiska föreningar.

CSTR = Continuously Stirred Tank Reactor, det vill säga en totalomblandad biogasreaktor där materialet blandas med hjälp av omrörare.

Elektronmottagare = molekyl som tar emot elektroner under respiration eller fermentation varvid energi kan utvinnas. Vid aerob respiration är syrgas slutlig elektronmottagare, medan andra organiska (t ex purin) eller oorganiska (t ex nitrat, sulfat eller koldioxid) molekyler används som elektronmottagare vid fermentation respektive anaerob respiration.

Fermentation = det andra nedbrytningssteget i biogasprocessen, varvid socker, aminosyror med mera bryts ner under syrefria förhållanden till diverse fermentationsprodukter, till exempel olika alkoholer, fettsyror, koldioxid och vätgas.

Gasutbyte = mängd biogas i Nm³ som bildas per viktsenhet organiskt material. Nm³ = normalkubikmeter, volym vid normaltillstånd, det vill säga 0°C och atmosfärstryck (1,01325 bar).

Hydrogenotrof = vätgaskonsumerande organism, till exempel metanbildare som bildar metan från vätgas och koldioxid.

Hydrolys = det första nedbrytningssteget i biogasprocessen, varvid stora organiska molekyler (proteiner, socker, fetter) bryts ner i mindre komponenter.

Hygienisering = värmebehandling / pastörisering för att reducera antalet sjukdomsalstrande organismer i substratet. Vanligt är att hygienisering sker vid 70°C i en timme inför rötning.

IHT = Inter species Hydrogen Transfer, överföring av vätgas mellan olika arter av mikroorganismer. I biogasprocessen sker detta mellan de organismer som utför anaeroba oxidationer (till exempel bildning av acetat och vätgas från propionat) och metanbildarna. Dessa mikroorganismer lever i syntrofi med varandra.

Kontinuerlig rötning = nytt material (substrat) pumpas kontinuerligt in i röt-kammaren med ett jämnt flöde över dygnet. Detta är möjligt för vätskeformiga substrat (TS-halt under 5 %), medan slamformiga substrat med högre TS-halter ofta pumpas in portionsvis över dygnet, så kallad semi-kontinuerlig rötning.

LCFA = Long Chain Fatty Acids (lång-kedjiga fettsyror). Bildas under hydrolysen av fetter.

Mesofil temperatur = inom intervallet cirka 25°C – 40°C. Mesofila biogasprocesser körs vanligen vid en temperatur på cirka 35 – 37°C.

Metan = CH₄, det enklaste kolvätet, en luktfri gas med högt energivärde (9,81 kWh/Nm³).

Metanogen = metanbildande mikroorganism.

Metanutbyte = mängd metan i Nm³ som bildas per viktsenhet inmatat organiskt material. Nm³ = normalkubikmeter, volym vid normaltillstånd, det vill säga 0°C och atmosfärstryck (1,01325 bar).

NIR = Near InfraRed spectroscopy, en metod som ger en samlad analysbild av en blandning olika ämnen. Kan användas för att studera biogasprocessen, till exempel dess innehåll av flyktiga fettsyror eller mängden organiskt material.

Patogen = sjukdomsalstrande organism, kan vara bakterie, virus eller parasit.

Propionat = CH₃CH₂COO⁻, anjonen av propionsyra (CH₃CH₂COOH).

Rötrest = den fasta, flytande eller slamformiga produkt som bildas efter rötning och som innehåller vatten, icke nedbrutet material, näringsämnen och mikroorganismer (biomassa).

Röttslam = rötrest som bildas efter rötning av avloppsslam vid reningsverk.

Samrötning = rötning av flera substrat samtidigt. Ger ofta högre metanutbyte än om varje material rötas var för sig.

Satsvis rötning = allt material rötas på en gång, det vill säga utan att något material tillsätts eller tas ut under processens gång.

Skumning = när närvaro av surfaktanter sänker ytspänningen. Exempel på surfaktanter är långkedjiga fettsyror som bildas under nedbrytning av fett.

Specifik metanproduktion = mängden producerad metan per mängd inmatad organisk substans ($\text{m}^3 \text{CH}_4$ per kg VS och dygn)

Substrat = organiskt material lämpligt för rötning.

Svämtäcke = kan bildas då material som inte brutits ner ansamlas och flyter ovanpå vätskeytan i röt-kammaren eller rötrestlagret.

Syntrofi = ett samarbete mellan två olika organismer där båda har nytta av samarbetet. Ett exempel på syntrofi i biogasprocessen är överföringen av vätgas (IHT) mellan de mikroorganismer som utför de anaeroba oxidationerna och metanbildarna.

Syntrof acetatoxidation = SAO, alternativ metanbildningsväg från acetat, där acetat först bryts ner av en icke metanbildande bakterie till vätgas och koldioxid. Dessa produkter används sedan av en annan mikroorganism, en hydrogenotrof metanbildare, för bildning av biogas.

Termofil temperatur = temperaturer över 40°C . Termofila biogasprocesser körs vanligen vid temperaturer kring $50 - 55^\circ\text{C}$.

Torrötning = rötning vid höga TS-halter ($20 - 35\%$), sker ofta i form av satsvis rötning.

Toxisk = giftig.

TS = torrs substans, det som återstår när vattnet torkats bort från ett material. Anges vanligen som procent av vätvikt.

Tvåstegsprocess = biogasprocessen delas upp i en syrabildande respektive en metanbildande del, där de olika stegen kan optimeras var för sig, vanligtvis i två separata röt-kammare.

UASB = Upflow Anaerobic Sludge Blanket, röt-kammare som tillåter mikroorganismer att ansamlas och växa i klumpar (aggregat). Nytt material pumpas in i ett kraftigt uppåttående flöde vilket ger tillräcklig om-blandning för att skapa kontakt mellan mikroorganismer och substrat. Förekommer till exempel i re-ningsverk för rötning av avloppsvatten.

Uppehållstid = tid som substratet befinner sig i röt-kammaren. Anges ofta som hydraulisk uppehållstid eller hydraulic retention time (HRT) och beskriver den tid det tar att byta ut allt material i röt-kamma-ren. Ibland anges istället uppehållstiden för det partikulära materialet i röt-kammaren, solids retention time (SRT).

Utrötningsgrad = anger, i procent, hur stor del av det organiska materialet som brutits ned och omsatts till biogas under en viss tid.

VFA = volatile fatty acids (flyktiga fettsyror). Ett samlingsnamn för flyktiga fettsyror.

VS = volatile solids, organiskt innehåll, det vill säga torrsbstans minus aska. Anges vanligen som procent av TS. Kallas ibland också för glödförlust.



Scheelegatan 3, 212 28 Malmö • Tel 040-680 07 60 • Fax 040-680 07 69
www.sgc.se • info@sgc.se
