



## **Inverkan av torrsubstanshalt och temperatur på kompostens syrabildning**

Influence of dry matter content and temperature on acid production in compost

**Jenny Leonardsson  
Emma Östensson**





## **Inverkan av torrsubstanshalt och temperatur på kompostens syrabildning**

Influence of dry matter content and temperature on acid production in compost

**Jenny Leonardsson  
Emma Östensson**



*”Att inse att man är okunnig är ett bra steg mot kunskap.”*  
*Disrael*



## SAMMANFATTNING

Kompostering är en process där organiskt material mineraliseras med hjälp av mikroorganismer. I och med att det år 2005 infördes förbud mot deponering av organiskt avfall har kompostering blivit ett alternativ för omhändertagande av det organiska avfallet. Ett problem vid lokal kompostering där avfall tillförs kontinuerligt är att det bildas organiska syror som är hämmande för en fortsatt komposteringsprocess. Syftet med dessa examensarbeten var att undersöka vilken påverkan som temperaturen och torrsbstanshalten hade på bildningen av organiska syror, samt vilken påverkan som de organiska syrorna hade på mineraliseringen av substratet och stabiliteten vid lagring av produkten.

I laboratoriemiljö utfördes sju försök där temperaturen var antingen 37°C, 55°C eller 70°C och uttorkningen varierades genom att låta kondensvattnet rinna tillbaka till behållaren eller ner i en flaska, eller genom att tillsätta vatten. Försöken startades med en blandning av startkultur, en redan fungerande kompost, och substrat, som bestod av en blandning av hundmat, bröd och äpple. Under försöken tillsattes sedan samma mängd substrat varje dag. Dessutom gjordes två försök utan startkultur och i det ena av dessa hygieniserades substratet vid 70°C innan behållaren matades.

Den högsta koncentrationen organiska syror uppmättes vid låg torrsbstanshalt, vilken gynnade de syrabildande bakterierna och hämmade de aeroba bakterierna. Vid höga torrsbstanshalter var koncentrationen av organiska syror låg samtidigt som tillväxten av både syrabildande bakterier och aeroba bakterier begränsades av den torra miljön.

Nedbrytning av substratet påvisades genom en rad analyser. En temperaturhöjning precis i början av försöken visar att en mikrobiell aktivitet förekommit. Koldioxidemissionen var hög i början och minskade sedan när syrahalten blev för hög. I försöken utan startkultur ökade nedbrytningen med tiden. Nedbrytningen var störst vid 37°C och 55°C, och mycket låg vid 70°C.

Trots att pH var som lägst i 37°C-behållarna var lagringsstabiliteten sämst, med förekomst av insekter och mögelutveckling. Bäst lagringsstabilitet påvisades i 70°C-behållarna där materialet var torrast. Där var materialet efter lagring i samma skick som före.

Resultaten visade att högre temperaturer gav större uttorkning än lägre och att uttorkningen berodde på hur hårt vattnet var bundet till partiklarna i materialet. Energin som bortfördes genom luftning blev högre vid högre temperatur men samtidigt torkade större mängder vatten bort så den effektivaste torkningen, mest borttorkat vatten per tidsenhet, skedde vid höga temperaturer. Energiåtgången per gram borttorkat vatten blev ungefär densamma vid de olika temperaturerna.

Vid hanteringen av avfallet kunde konstateras att det vid 37°C luktade surt och att strukturen var god. Materialets lagringsstabilitet var dålig då det drog till sig insekter och mögel bildades. Vid 55°C luktade materialet illa och strukturen var dålig med stora aggregatbildningar. Lagringsstabiliteten var god när materialet torkats minst 65 % torrsbstanshalt. Vid 70°C luktade materialet svagt surt och det blev snabbt till en grymig blandning som var lätthanterlig. Lagringsstabiliteten, efter 70°C-processen, var god.





## ABSTRACT

Composting is a process in which organic matter is mineralized by microorganisms. In January 2005 landfilling of organic waste was prohibited in Sweden. With this prohibition composting has become an important alternative to handle the produced organic wastes. One problem with continuous small-scale composting is the production of organic acids that will inhibit a further composting process. The aim of these theses was to study what effects temperature and dry matter content had on the production of organics acids, and what effect the organic acids had on the mineralisation of the substrate as well as the stability during storage of the product.

Laboratory experiments were performed, with seven trails where the temperature was set to 37°C, 55°C or 70°C. The rate of drying was varied by letting water either evaporate, or condensate and return to the container, or by adding water. The experiments were started with a mix of starter culture, already existing well-going compost, and substrate made of dog food, bread and apple. During the experiment the same amount of substrate was added to the containers daily. Furthermore, two trails were performed without adding any starter culture; in one of those the substrate was hygienised in 70°C before added to the container.

The highest concentration of organic acids was measured where the dry matter content was low, as this benefited the organic acids producing bacteria and inhibited the aerobic bacteria. When dry matter content was high the concentration of organic acids was low, as the growth of both organic acids producing bacteria and aerobic bacteria was inhibited by the dry environment.

Mineralisation of the substrate was quantified through different analyses. A rising temperature during the first days of the experiment shows the existence of microbial activity. The emission of carbon dioxide was high at first and declined as the concentration of organic acids increased. However, the experiments without starter culture showed the opposite development, where materialization of substrate increased over time. Mineralisation was greatest where temperature was set to 37°C and 55°C, and very low at 70°C.

Although pH was lowest in the containers with 37°C, the stability during storage was very bad, with appearance of insects and growth of mold. Best stability during storage was obtained in the containers with 70°C, where the substrate had the highest dry matter content. Here the matter had the same appearance both before and after storage.

Higher temperatures resulted in higher dry matter content than lower temperatures, and the drying depended on how hard the water was bond to the particles of the substrate. The energy removed with aeration from the containers became higher as temperature rose; however, the fastest drying was obtained at higher temperatures. The amount of energy used to evaporate one gram of water was approximately the same at any temperature.

When working with the organic waste it was apparent that the matter from the containers with 37°C had an acid smell and a good structure. The stability during storage was poor, as the material was still moist it attracted insects and molds grew. At 55°C the material smelled very bad and the structure was poor with large aggregates. The stability during storage was good when the dry matter content reached above 65 %. At 70°C the material had an acid smell and the structure was good as well as was the stability during storage.



## **FÖRORD**

Detta examensarbete var ett samarbete mellan naturresursstudenten Jenny Leonardsson (institutionen för mikrobiologi) och teknikagronomstudenten Emma Östensson (institutionen för biometri och teknik). I rapporten markeras de stycken som Jenny hade huvudansvaret för med en stjärna\* och de som Emma hade huvudansvaret för med två stjärnor\*\*.

Vi vill tacka våra handledare Cecilia Sundberg och Håkan Jönsson, institutionen för biometri och teknik, och Stefan Roos och Helena Lind, institutionen för mikrobiologi, för stort stöd och hjälp med försöken, analyserna och rapporten. Vi vill också visa vår tacksamhet till våra familjer och vänner som har varit tålmodiga och stått ut med vår frånvaro under vissa perioder.

Jenny Leonardsson, [jenny\\_leonardsson@yahoo.com](mailto:jenny_leonardsson@yahoo.com)  
Emma Östensson, [emmaostensson@hotmail.com](mailto:emmaostensson@hotmail.com)



## BETECKNINGAR

Q	energimängd [J]
m	mängd material [kg]
$C_p$	specifikt värmevärde [J/(kg °C)]
$\Delta t$	temperaturskillnaden [°C]
$\Delta H_{\text{vap}}$	vattnets ångbildningsvärme vid olika temperaturer [J]
X	mängden nedbruten biomassa [g]
x	g syre per gram BVS (Biodegradable Volatile Solids)
L	luftmängd [g]
V	luftmängd [m <sup>3</sup> ]
$E_f$	energiförlust [J]
TS	torrsubstanshalt [%]



# INNEHÅLL

INLEDNING .....	1
LITTERATURSTUDIE .....	2
Genererat matavfall** .....	2
Biologisk behandling av matavfall** .....	2
Kompostering* .....	2
<i>Komposteringens faser*</i> .....	2
<i>Succession av mikroorganismer i komposten*</i> .....	3
<i>Syretillgång och fuktighet*</i> .....	3
<i>Temperatur*</i> .....	3
<i>pH*</i> .....	4
<i>Organiska syror*</i> .....	4
<i>Substratets sammansättning*</i> .....	6
Mjölksyrabakterier* .....	6
Identifiering av mikrobiella ekosystem* .....	7
Kompostens mognad* .....	7
Stabilisering** .....	7
Hygienisering** .....	8
Föreskrifter om omhändertagande av biologiskt avfall** .....	9
Torkning och energi** .....	9
MATERIAL OCH METODER .....	10
Försöksupplägg** .....	10
Försöksutrustning och principskiss** .....	10
Materialets sammansättning, tillsättning och uttagning** .....	12
Temperaturmätning i materialet** .....	12
Bestämning av energiförluster från behållarna** .....	13
Bestämning av torrsubstans- och askhalt** .....	13
Bestämning av mängden nedbrutet material och mängden borttorkat vatten .....	13
<i>Beräkning av viktsförändring, mängd nedbruten torrsubstans och mängd borttorkat vatten**</i> .....	13
<i>Mätning av koldioxidemission*</i> .....	13
Beräkning av värmeutvecklingen** .....	14
pH-mätning i materialet** .....	14
Analys av innehållet av glukos, etanol och organiska syror* .....	14
Analys av totalantalet bakterier och mjölksyrabakterier* .....	15
<i>Inkubering vid högre temperaturer*</i> .....	15
16S rDNA sekvensering av mjölksyrabakterier* .....	15
Bedömning av lukt, struktur och lagringsstabilitet** .....	16
RESULTAT .....	17
Beräkning av erforderlig luftmängd** .....	17
Beräkning av den mängd vatten som teoretiskt kunde torkas bort** .....	17
Substratets sammansättning** .....	17
Bestämning av energiförluster från behållarna** .....	19
Första försöket .....	19
<i>Temperatur**</i> .....	19
<i>Torrsubstans- och askhalt**</i> .....	21
<i>Borttorkad vattenmängd**</i> .....	22
<i>Viktsreduktion**</i> .....	22
<i>Reduktion av organiskt material**</i> .....	23
<i>Koldioxidemission*</i> .....	24
<i>Materialets pH värde**</i> .....	24
<i>Innehåll av glukos, etanol och organiska syror*</i> .....	25
<i>Aeroba bakterier*</i> .....	28
<i>Mjölksyrabakterier*</i> .....	28
<i>Inkubering vid högre temperaturer*</i> .....	29
<i>Observationer av materialets lukt och struktur**</i> .....	29
<i>Lagringsstabilitet**</i> .....	30
Andra försöket .....	30
<i>Matning**</i> .....	30
<i>Temperatur**</i> .....	30

<i>Torrsubstans- och askhalt**</i> .....	31
<i>Borttorkad vattenmängd**</i> .....	33
<i>Viktsreduktion**</i> .....	33
<i>Reduktion av organiskt material**</i> .....	33
<i>Koldioxidemission*</i> .....	35
<i>Materialets pH-värde**</i> .....	35
<i>Innehåll av glukos, etanol och organiska syror*</i> .....	36
<i>Aeroba bakterier*</i> .....	38
<i>Mjölksyrabakterier*</i> .....	38
<i>16S rDNA sekvensering*</i> .....	39
<i>Observationer av materialets lukt och struktur**</i> .....	39
<i>Lagringsstabilitet**</i> .....	39
Tredje försöket .....	39
<i>Startkultur**</i> .....	39
<i>Temperatur**</i> .....	40
<i>Torrsubstans- och askhalt**</i> .....	41
<i>Borttorkad vattenmängd**</i> .....	42
<i>Viktsreduktion**</i> .....	42
<i>Reduktion av organiskt material**</i> .....	43
<i>Koldioxidemission*</i> .....	44
<i>Materialets pH värde**</i> .....	44
<i>Innehåll av glukos, etanol och organiska syror*</i> .....	45
<i>Aeroba bakterier*</i> .....	48
<i>Observerad mögelutveckling*</i> .....	48
<i>Mjölksyrabakterier*</i> .....	48
<i>16S rDNA sekvensering*</i> .....	49
<i>Observationer av materialets lukt och struktur**</i> .....	49
<i>Lagringsstabilitet**</i> .....	49
DISKUSSION .....	50
Substratets vattenhalt** .....	50
Temperatur och luftflöde** .....	50
Korrelation mellan bakterier på plattan och bakterier i kompostmassan* .....	50
Temperatur* .....	51
Torrsubstans* .....	51
Organiska syror, torrsubstans och temperatur* .....	52
pH och organiska syror* .....	53
Koldioxidemission, temperatur och torrsubstanshalt* samt energiförlust** .....	55
Antalet aeroba bakterier, temperatur och torrsubstanshalt* .....	56
Mjölksyrabakterier, temperatur och torrsubstanshalt* .....	58
Förhållandet mellan aeroba bakterier och mjölksyrabakterier* .....	59
Inkubering vid högre temperatur* .....	60
Identifierade mjölksyrabakterier* .....	60
Torrsubstans eller aciditet viktigast vid lagring?* .....	61
Jämförelser mellan 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur .....	62
Askhalt** .....	66
Uttorkning och TS-minskning** .....	67
Hanteringsaspekter- lagringsstabilitet** .....	68
Möjlig processutformning** .....	70
SLUTSATSER .....	72
REFERENSER .....	73
Tryckta referenser .....	73
Internetreferenser .....	75
Personliga meddelanden .....	75



## INLEDNING

Kompostering har under lång tid använts, mer eller mindre medvetet, av människan för att återföra näring till den åkermark som sedan ska föda henne. Denna procedur har under industrialiseringen försummats då det funnits andra metoder att få lättillgänglig växtnäring såsom kväve från luften och fosfor från fosforgruvor. Allt eftersom människan får mer kunskap om och förståelse för naturens resurser ökar intresset för de biologiska processerna. Det är processer där organiskt material med hjälp av mikroorganismer bryts ner till minerala beståndsdelar, vilka kan tas upp av växtligheten igen, samt humus.

År 2001 infördes förbud mot att deponera brännbart avfall. Detta förbud utökades år 2005 till att omfatta allt organiskt avfall. Regeringen har under miljömålet ”God bebyggd miljö” i kretsloppspropositionen 2003 satt upp ett delmål som innebär att år 2010 ska 35 % av matavfallet återvinnas genom biologisk behandling, inklusive hemkompostering. Förbudet och målen leder till att stora mängder avfall som tidigare hamnade på deponi nu istället måste behandlas på annat sätt. De metoder som finns idag för att genomföra biologisk behandling av organiskt avfall på ett hygieniskt och säkert sätt omfattar rötning och kompostering.

Kompostering innebär nedbrytning av organiskt material med hjälp av mikroorganismer i närvaro av syre. Kompostering i stor skala är en viktig metod för att ta hand om det organiskt nedbrytbara avfall som bildas i samhället. Ett problem med storskalig kompostering är att det ofta sker en syrabildning redan under tiden som går från källsorteringen i hemmen till dess att det organiska materialet transporterats till komposteringsanläggningen. De bildade syrorna påverkar nedbrytningen av det biologiska materialet genom att hämma mikroorganismernas tillväxt.

Idag finns företag som använder sig av metoder som utnyttjar att det organiska materialet surnar. För att erhålla en hygienisk och luktfri process torkas den sura massan ut med hjälp av tillförd värme och en fläkt vilket kräver mycket elenergi. Detta ger en lagringsstabil produkt under förutsättningen att den bevaras torrt. Denna typ av process är relativt utforskad och är därför intressant att studera.

Syftet med dessa två samverkande examensarbeten var att undersöka bildningen av organiska syror genom att komposten matades hårt så att den med säkerhet skulle surna.

Den småskaliga komposteringen i laboratoriemiljö syftade främst till att ge svar på hur bildningen av syror påverkades av substratets torrsbstanshalt och temperatur under processen. Det skulle också undersökas vilka syror som bildades och i vilken mängd, och hur den biologiska aktiviteten påverkades av aciditeten i substratet. Försöken skulle även ge en bild av hur det totala antalet bakterier och antalet mjölksyrabakterier i komposten varierade med temperatur och torrsbstanshalt, samt hur antalet varierade med tiden och surheten i kompostmassan.

Arbetet berörde även faktorer som var av betydelse för om den surnande komposten kunde vara ett alternativ till kompostering i butiks- och storköksmiljö. En avgörande faktor för detta är att minimera elanvändningen. Det var även av intresse att få veta om det är aciditeten eller torrsbstansen som begränsade mikroorganismernas aktivitet och gör produkten lagringsstabil.

## LITTERATURSTUDIE

### **Genererat matavfall\*\***

Varje år genereras ca 180 000 ton organiska restprodukter från livsmedelshandel, storkök och restauranger. Av dessa kommer ca 80 % från restauranger och storkök. År 2000 behandlades det organiska avfallet genom att ca 50 % deponerades, 45 % brändes och 5 % komposterades (Steineck, 2000). Deponering av organiskt avfall förbjöds år 2005 vilket innebär att denna fördelning måste ändras. Torrsubstanshalten i dessa avfall uppskattas vara endast ca 25 % vilket innebär att stora mängder vatten hanteras och transporteras. Växtnäringsinnehållet i matavfallet från dessa kategorier uppskattas vara ca 900 ton kväve, 230 ton fosfor och 540 ton kalium varje år (Steineck, 2000). Varje år genereras dessutom ca 0,9 miljoner ton matavfall från hushållen, vilket uppskattas ha en torrsubstanshalt på ca 30 %. Detta matavfall innehåller ca 7 000 ton kväve, 1 000 ton fosfor och 3 000 ton kalium (Steineck, 2000).

### **Biologisk behandling av matavfall\*\***

Under 2003 behandlades nästan 200 000 ton matavfall biologiskt. Det finns stora planer på att öka den biologiska behandlingen varför den uppskattas komma att fördubblas inom några år. Det är främst nya biogasanläggningar som kommer att stå för ökningen (RVF, www1). Dessutom beräknas andelen hushåll som hemkomposterar sitt matavfall öka från 9 till 11 % under år 2005 (RVF, www2). Processer som används för biologisk behandling av matavfall i Sverige idag är kompostering, rötning och våtkompostering. År 2003 behandlades totalt 14 000 ton källsorterat biologiskt hushållsavfall i biogasanläggningar och 183 000 ton komposterades (RVF, www2).

### **Kompostering\***

Kompostering definieras som mikrobiell nedbrytning av organiskt material under aeroba förhållanden (Miller, 1996; Riddech m.fl., 2002; Sundh, 2002). Det anses vara ett miljövänligt sätt att minska mängden organiskt avfall och producera organiska gödningsprodukter och jordförbättringsmedel (Riddech m.fl., 2002). En välskött kompostprocess har relativt liten miljöpåverkan och den stabila produkten har stor potential som näringstillskott och jordförbättringsmedel (Sundh, 2002). Användningen av kompost är inte alltid fördelaktigt för växterna om komposten inte är helt mogen. Höga halter av organiska syror i den omogna komposten sänker pH i marken och hämmar rötternas näringsupptag (Robertsson, 2001). Eftersom kompostering är en biologisk process är det viktigt att förstå de faktorer som styr mikroorganismernas aktivitet. De viktigaste parametrarna är tillgången på syre, fuktigheten, temperaturen, pH och substratets sammansättning, dess C/N-kvot (Epstein, 1997; Sundberg, 2004).

### ***Komposteringens faser\****

En satsvis komposteringsprocess utgörs av tre faser (Smårs, 2002). Den första fasen karakteriseras av mesofila temperaturer. Under denna initiala fas sker en fördröjning av temperaturutvecklingen mot högre temperaturer som brukar förklaras som att den bakteriella populationen undergår en förändring från mesofil till termofil. Samtidigt sker ofta en signifikant pH-sänkning på grund av ackumulering av organiska syror (Reinhardt, 2001). De termofila mikroorganismernas aktivitet begränsas av lågt pH och förekomsten av organiska syror (Smårs, 2002). Den andra, termofila, fasen karakteriseras av hög mikrobiell aktivitet och ackumulering av värme som leder till temperaturhöjning. Detta sker efter det att pH stigit som ett resultat av att de organiska syrorna förbrukats och ammonium mineraliserats i slutet av den

första fasen (Reinhardt, 2001; Smårs, 2002; Sundberg, 2004). Nedbrytningshastigheten är som störst precis efter pH-skiftet i slutet av den mesofila fasen och då är tillgången på syre den mest begränsande faktorn. Den tredje fasen karaktäriserades av en minskad mikrobiell aktivitet på grund av minskad mängd lättnedbrytbara organiska ämnen i kompostmassan (Smårs, 2002).

### ***Succession av mikroorganismer i komposten\****

Kompostering är ett ekosystem som till en början främjar snabb tillväxt när resurser finns tillgängliga vilken övergår i ett habitat lämpligt för långsam tillväxt på svårnedbrytbart substrat, exempelvis lignin. Det mest lättillgängliga substratet bryts ned snabbt, medan substrat som är mer komplexa och svårnedbrytbara finns kvar. Successionen av mikroorganismer i komposten börjar vanligtvis med en dominans av bakterier följt av aktinomyceter och slutligen svampar (Miller, 1996).

Bakterier är den viktigaste gruppen av mikroorganismer under den mest aktiva fasen av komposteringen. Bakterierna kan föröka sig snabbt på lättillgängligt substrat och många kan växa även vid höga temperaturer och låga syrehalter. Aktinomyceter är bakterier som med en annan ekologisk nisch och nedbrytningsroll skiljer sig från övriga bakterier. Deras morfologi är filamental, tillväxten är långsam, de föredrar fuktiga och syrerika förhållanden och ett neutralt eller något basiskt pH. Aktinomyceter är vanligtvis aktiva i den senare delen av nedbrytningen. Svampar påträffas i komposten när temperaturen sjunkit och substratet till störst del består av cellulosa och lignin. Svampar har förmågan att bryta ned många komplexa polymerer så som lignin och organiska kemikalier som inte produceras i naturen (Miller, 1996).

### ***Syretillgång och fuktighet\****

Kompostering är huvudsakligen en aerob process där de aktiva mikroorganismerna använder syre som elektronacceptor i respirationen. Andra mikroorganismer är anaeroba och fermenterar organiska föreningar för att utvinna energi. Dessa kan vara mer eller mindre syretoleranta. Vissa mikroorganismer är fakultativa och har både aerob och anaerob metabolism (Sundberg, 2004). Aerob metabolism är effektivare och utvinmer mer energi ur substratet. Därför är tillväxten av mikroorganismer snabbare i aeroba miljöer (Miller, 1996). Alla levande organismer behöver vatten, men mikroorganismerna i komposten kräver också tillgång på syre. Därför är det viktigt att vattenhalten inte reducerar luftporvolymen allt för mycket (Miller, 1996; Sundberg, 2004). Vatteninnehåll på mindre än 40 % verkar hämmande på mikroorganismaktiviteten medan över 60 % reducerar syreinnehållet i kompostmassan (Epstein, 1997). Dessa är ungefärliga värden då kompostens struktur är avgörande för fukt- och luftinnehållet (Sundberg, pers., 2005). Brist på vatten leder till minskad biologisk aktivitet, nedbrytningen avstannar och temperaturen sjunker (Epstein, 1997).

Robertsson (2001) utförde försök där han stängde av luftningen, dessa visade att temperaturen, mikroorganismernas egenproducerade värme, pH och koldioxidemissionen sjönk när luftningen stängdes av och ökade igen när lufttillförseln sattes på igen. Halten av organiska syror var högst i den behållare där lufttillförseln stängts av. Resultatet visade också att nedbrytningen hade påverkats negativt av att lufttillförseln stängdes av.

### ***Temperatur\****

Kompostering är en exoterm process och värme bildas vid nedbrytningen av det organiska materialet. Värmeenergin kan antingen stanna kvar i komposten och höja temperaturen i

materialiet eller avgå till omgivningen med luftströmningen eller genom värmestrålning (Sundberg, 2004). Den förhöjda temperaturen i kompostmassan under komposteringen är inte bara orsakad av mikroorganismerna utan bestämmer också deras aktivitet (Miller, 1996). Olika organismer trivs i olika temperaturintervall, mesofila organismer är aktiva upp till en temperatur på cirka 45°C, medan termofila organismer trivs vid temperaturer däröver upp till ungefär 70°C (Sundberg, 2004).

Både den mikrobiella populationens sammansättning och dess storlek varierar under nedbrytningsprocessen. Epstein (1997) beskriver temperaturen som den faktor som är viktigast för vilken typ och hur många mikroorganismer som finns i kompostmassan. Tillväxten av mikroorganismer ökar när temperaturen stiger tills hämmande temperaturer nåtts, ca 80°C (Miller, 1996). Populationer med termofila organismer anses ge en högre nedbrytningshastighet än mesofila populationer (Epstein, 1997).

### ***pH\****

Tre syra-bassystem bestämmer en komposts pH. Dessa är karbonatsystemet, ammonium/ammoniak, och organiska syror (Smårs, 2002; Sundberg, 2004). Koldioxid (CO<sub>2</sub>) bildas i komposten genom mikroorganismernas respiration. Gasen kan antingen avgå från komposten eller lösas i vätskefasen och där bilda kolsyra (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), vätekarbonatjoner (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) och karbonatjoner (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>). Kolsyra är en svag syra. Karbonatsystemet har två syra-baskonstanter (pK<sub>a</sub>), 6,35 och 10,33 vid 25°C (Sundberg, 2004), och tenderar därför att neutralisera kompostens pH genom att höja låga pH-värden och sänka höga pH-värden. Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)/ammoniak (NH<sub>3</sub>)-systemet bildas när proteiner bryts ned. Under den initiala fasen av komposteringen kommer det mesta av det frigjorda kvävet att byggas in i den växande mikroorganismbiomassan, men under nästa fas där nedbrytningshastigheten är högre, kommer kväve att frigöras. Ammonium/ammoniak-systemet har vid 25°C ett pK<sub>a</sub>-värde på 9,24 och är därför pH-höjande (Sundberg, 2004). Det tredje systemet utgörs av flera olika organiska syror varav mjölksyra och ättiksyra har störst betydelse. Detta system kan reducera pH till runt 4, beroende på vilka syror som är närvarande och deras pK<sub>a</sub>-värden (tabell 1) (Sundberg, 2004).

### ***Organiska syror\****

Organiska syror bildas vid fermentering av organiskt material (Brinton, 1998; Sundberg, 2004). Grunden för syraproduktionen är fermentering som sker när syrenivån är låg, men inte nödvändigtvis frånvarande, när mikroorganismerna använder sig av andra föreningar än syre som elektronacceptor. Halten av organiska syror kontrolleras av ett dynamiskt förhållande mellan substratets nedbrytbarhet, fuktighet och porositet. Fakultativa anaerober växer aerobt under optimal kompostering men växlar till syraproduktion vid viss syrestress. Flera syretoleranta anaerober, som lactobaciller, växer i närvaro av syre och producerar organiska syror (Brinton, 1998). Många mjölksyrabakterier är syretoleranta, och vissa kan till och med använda syret som elektronacceptor (Roos, pers., 2005).

Smårs och Beck-Friis utförde experiment med reducerade syrehalter (16 % O<sub>2</sub>) och fann att förhållandena påskyndade bildningen av organiska syror och förlängde tiden för deras nedbrytning (Smårs, 2002). Den tidiga ökningen av organiska syror i kompostmassan kan ses som att partiellt anaeroba förhållanden existerar i kompostmaterialiet då organiska syror anses vara en produkt från anaerob mikrobiell metabolism (Smårs, 2002). Anaeroba förhållanden utvecklas inuti även de minsta partiklarna på grund av syrets begränsade kapacitet att transporteras från gas till vätskefas (Miller, 1996; Reinhardt, 2001), tillfällig syrebrist förekommer därför både på makro- och mikropornivå och resulterar i produktion av organiska

syror (Brinton, 1998). En förklaring till den tidiga pH-sänkningen under komposteringsprocessen anses därför vara att anaeroba förhållanden existerar jämsides med aeroba (Brinton, 1998; Smårs, 2002). En annan förklaring till pH-sänkningen kan vara att ett stort antal bakterier producerar organiska syror, även i närvaro av syre, då förekomsten av lättnedbrytbart substrat, främst glukos, är stor (Reinhardt, 2001).

För mikroorganismerna kan de lättnedbrytbara organiska syrorna vara en kol- och energikälla (Brinton, 1998; Cherrington m.fl., 1991; Miller, 1996; Sundberg, 2004) eller utgöra en hämmande faktor, beroende på koncentrationen av syran, syrans förmåga att ta sig in i cellen samt organismens förmåga att bryta ned syran (Cherrington m.fl., 1991; Miller, 1996). Den höga värmeutvecklingen som sker efter vändning av kompostmaterialet eller luftning efter syrebrist kan vare ett resultat av en snabb mikrobiell förökning genom användning av de tillgängliga organiska syrorna i substratet (Brinton, 1998; Miller, 1996).

Olika mikroorganismer är olika känsliga för organiska syror, bakterier är känsligare än svampar (Sundberg, 2004) och vegetativa celler är känsligare än sporer. Generellt kan sägas att alla faktorer som reducerar tillväxt ökar cellens känslighet mot syror (Cherrington m.fl., 1991).

Halten av odissocierade syramolekyler vid ett givet pH-värde beror på syrans  $pK_a$ -värde (tabell 1) och en direkt jämförelse mellan olika syror kan därför endast göras om deras  $pK_a$ -värde är den samma (Cherrington m.fl., 1991).

Tabell 1.  $pK_a$ -värden för de organiska syror som behandlas i rapporten (Cherrington m.fl., 1991)

Syra	$pK_a$ -värde
Ättiksyra	4,8
Propionsyra	4,9
Smörsyra	4,9
Mjölksyra	3,1

Långa organiska syror är lipofila molekyler och deras antimikrobiella aktivitet hänger ihop med deras förmåga att integreras i cellmembranet. Eftersom syramolekylerna är lipidlösliga kan de fritt diffundera över cellmembranen, men det är bara de neutrala, odissocierade korta syror som kan ta sig in i cellen. Gramnegativa bakterier kan aktivt transportera in de organiska syror i cellen och bryta ned dem via  $\beta$ -oxidationscykeln. Studier visar att de Gramnegativa bakteriernas resistens mot långa och mediumlånga fettsyror också orsakas av lipopolysakaridlagret i cellväggen, vilket hindrar syror från att ta sig in i cellen. För Grampositiva bakterier tror man att syror integreras i cellmembranet och de uppvisar ökad känslighet mot syror då koncentrationen och kolkedjans längd ökar (Cherrington m.fl., 1991).

Syror sänker pH-värdet i omgivningen, men pH påverkas, som nämnts ovan, också av karbonat- och ammoniaksystemen (Sundberg, 2004). Vid lågt yttre pH-värde ökar proportionen av den odissocierade formen av syran som kan ta sig in i cellen (Robertsson, 2001; Sundberg, 2004). När syran nått cytoplasman med pH 7 dissocierar syran och pH sjunker (Cherrington m.fl., 1991; Robertsson, 2001). Den generella mekanismen för mikrobiell tillväxthämning av organiska syror anses vara förurning av celleytoplasman som ett resultat av överskott av frigjorda protoner från dissocierade syror. Det har senare föreslagits att pH-minskningen inte ensam är den primära orsaken av tillväxthämning, utan en syergistisk effekt av  $H^+$  och ackumulerade odissocierade syror. Enzymaktiviteten minskar av

sura pH-värden vilket kan vara en sekundär effekt av försurningen av cytoplasman. Syrans antimikrobiella aktivitet beror på mediets buffringsförmåga, förekomsten av organiska föreningar och syrans struktur, kolkedjans längd och mättnadsgrad. Den antimikrobiella aktiviteten hos organiska syror ökar med sjunkande pH-värden (Cherrington m.fl., 1991).

I plantjord kan så låga halter som 300-500 ppm av organiska syror ge fytotoxisk påverkan på småplantor, främst genom näringsläckage (Brinton, 1998). Växtcellens förmåga att ta upp och att hålla kvar joner försvåras när pH i cytoplasman sjunker (Robertsson, 2001). Mjölksyra, ättiksyra, propionsyra och smörsyra är några av de syror som bildas i komposten vid fermentering av fakultativt anaeroba bakterier (Sundberg, 2004).

### ***Substratets sammansättning\****

Den biologiska aktiviteten beror på substratets sammansättning på så sätt att nedbrytningen av lättnedbrytbart material går snabbt och ger en stor mikrobiell biomassaökning i början, medan svårnedbrytbart material tar längre tid att bryta ned och tillväxten av mikroorganismer blir därför inte lika stor. Fyra egenskaper hos substratet är speciellt viktiga för komposteringsprocessen: energi- och näringsinnehållet, fuktigheten och strukturen. Energi, näring och vatten behövs för mikrobiell tillväxt, och strukturen är viktig för luftningen vilken förser mikroorganismerna med syre och för bort den bildade värmen (Sundberg, 2004). Den mikrobiella tillväxten och nedbrytningshastigheten beror på tillgången av kol och kväve i substratet (Epstein, 1997).

### ***Mjölksyrabakterier\****

Tidigare studier har visat att det bildas mjölksyra och ättiksyra i komposten (Sundberg, 2004). Olika mjölksyrabakterier kan producera både mjölksyra och ättiksyra och därför studeras mjölksyrabakterierna i detta arbete.

Mjölksyrabakterier är en grupp bakterier förenade genom morfologiska, fysiologiska och metaboliska egenskaper (Axelsson, 1998). Den generella beskrivningen av bakterierna som ingår i gruppen är Grampositiva kocker eller stavar. De är orörliga och inte sporbildande bakterier som är strikt fermenterande med mjölksyra som främsta slutprodukt. Mjölksyrabakterier trivs i syrefria miljöer, men de flesta är syretoleranta och kan även växa i syrerika miljöer (Axelsson, 1998; Brock m.fl., 2003). De flesta mjölksyrabakterier kan endast få energi från nedbrytning av socker och är därför begränsade till miljöer där socker finns tillgänglig (Brock m.fl., 2003). Därför associeras mjölksyrabakterierna normalt med näringsrika miljöer som matvaror, exempelvis mjölk, kött och grönsaker, men många finns också i den normala mikrofloran i munnen, tarmarna och övriga slemhinnor hos däggdjur (Axelsson, 1998).

Klassificeringen av mjölksyrabakterier i olika släkten är främst baserad på morfologi, typ av glukosfermentering, tillväxt vid olika temperaturer, konfiguration hos den bildade mjölksyran, förmågan att växa vid höga saltkoncentrationer och tolerans för sura eller basiska miljöer. De släkten som ingår i gruppen mjölksyrabakterier är *Aerococcus*, *Alloicoccus*, *Carnobacterium*, *Dolosigranulum*, *Enterococcus*, *Globicatella*, *Lactobacillus*, *Lactococcus*, *Oenococcus*, *Pediococcus*, *Streptococcus*, *Tetragenococcus*, *Vagococcus* och *Weissella*. Den nuvarande taxonomiska indelningen baseras även på fylogenetiska förhållanden vilka har bestämts med hjälp av 16S rDNA-sekvenser (Axelsson, 1998).

Det grundläggande kännetecknet i mjölksyrabakteriernas metabolism är en effektiv fermentering av kolhydrater kopplad till fosforylering på substratnivå (Axelsson, 1998; Brock

m.fl., 2003). Den ATP som bildats används till biosyntes. Mjölksyrabakterier som grupp har en enorm kapacitet att bryta ned olika kolhydrater, även om de flesta är begränsade till socker. Den dominerande slutprodukten är mjölksyra, mer än 50 % av sockrets kolinnehåll (Axelsson, 1998).

Under standardförhållanden, det vill säga obegränsade halter av glukos och tillväxtfaktorer (aminosyror och vitaminer) och begränsad syretillgång, kan mjölksyrabakterierna delas in i två grupper av fermenterare (Axelsson, 1998). Den ena gruppen kallas för homofermentativa mjölksyrabakterier vilka producerar enbart mjölksyra som slutprodukt. Den andra gruppen kallas för heterofermentativa mjölksyrabakterier vilka förutom mjölksyra också producerar andra slutprodukter, främst etanol/ättiksyra och koldioxid (Axelsson, 1998; Brock m.fl., 2003). Olika tillväxtförhållanden har betydelse för vilken slutprodukt som bildas (Axelsson, 1998). Homofermenterare producerar 2 mol mjölksyra och 2 mol ATP medan heterofermenterare producerar 1 mol av vardera mjölksyra, etanol/ättiksyra och koldioxid och 1 mol ATP. Många stammar av heterofermentativa mjölksyrabakterier kan använda syre eller andra föreningar som extern elektronacceptor vilket kan vara fördelaktigt eftersom mjölksyrabakterien då kan producera mer än 1 mol ATP (Axelsson, 1998; Brock m.fl., 2003). *Leuconostoc*, *Oenococcus*, *Weissella* och en undergrupp av *Lactobacillus* är strikt heterofermentativa, många mjölksyrabakterier är normalt homofermentativa och fakultativt heterofermentativa, och en liten grupp mjölksyrabakterier är strikt homofermentativa. (Axelsson, 1998; Roos, pers., 2005).

### **Identifiering av mikrobiella ekosystem\***

Fylogenetiska förhållanden mellan arter och släkten kan bestämmas genom studier av DNA-DNA homologier. Den mest använda metoden är jämförelse av sekvenser från genen som kodar för ribosomalt DNA (rDNA), främst 16S och 23S. Molekyler av rDNA innehåller växlande konserverade och variabla sekvenser. De konserverade områdena kan användas som bindningsställe för PCR (Polymerase Chain Reaction) primers och de variabla områdena kan användas för att beskriva olika bakterier baserat på olikheter i sekvenserna. Ju mer konserverad en sekvens är desto större likhet med andra arter och på så vis kan släktskap bestämmas (Axelsson, 1998; Uchiyama m.fl., 2001).

### **Kompostens mognad\***

Robertsson (2001) beskriver kompostens mognad som ett organokemiskt tillstånd i komposten, där den mogna komposten saknar fytotoxiska organiska syror. Det finns även många andra faktorer som indikerar mognad av komposten. Den mikrobiella biomassan minskar efter förbrukningen av de lättnedbrytbara föreningarna i substratet. En minskad kol/kvävekvot kan relateras till en förändrad substratsammansättning från ett kolhydratrikt substrat till en proteinrik mikrobiell biomassa. Sjunkande temperaturer kan indikera att processen genomgått den termofila fasen och är nu på väg in i mognadsfasen. Ökande torrsbstanshalt orsakad av den mikrobiella aktiviteten som producerar värme och avdunstar vattenånga kan också vara en indikator på mognande kompost (Riddech m.fl., 2002).

### **Stabilisering\*\***

Stabilisering krävs bland annat därför att om produkten är lagringsstabil minskar risken för att skadedjur attraheras av den. Smidig hantering är viktigt om systemet skall fungera och därför är det bra om produkten är homogen, både fysikaliskt (pumpbar eller icke pumpbar) och kemiskt (Jönsson, 2003).

## Hygienisering\*\*

För att avdöda smittämnen som skulle kunna orsaka sjukdomar på växter, djur och människor krävs hygienisering (Jönsson, 2003). I Naturvårdsverkets författningssamling finns allmänna råd till Miljöbalken 2 kap. 3 § (1998:808) (NFS 2003:15) om metoder för yrkesmässig lagring, rötning och kompostering av avfall. I dessa anges bland annat vilka rekommendationer som finns i samband med rötning och kompostering (tabell 2). Klasserna A och B motsvarar olika grad av säkerhet och kontrollbarhet. Klass A bedöms ha en högre hygieniseringsgrad än klass B. I tabell 3 finns rekommenderade kombinationer av temperatur och tid vid kompostering.

Tabell 2. Hygieniseringsmetoder i samband med rötning och kompostering, uppdelade på klasserna A och B. Angivna temperaturer och tider är angivna minimivärden (NFS 2003:15)

Klass	Behandlingsmetod	Parametrar som skall uppfyllas	Förutsättningar
A	Termofil rötning	Temperatur: minst 55°C. Exponeringstid <sup>a</sup> : minst 6 timmar (kan utföras som hygienisering före rötning)	Allt material ska uppnå angiven temperatur. Medeluppehållstid vid efterföljande rötning <sup>b</sup> : minst 7 dygn vid 55 °C.
A	Våtkompostering	Temperatur: minst 55°C. Exponeringstid <sup>a</sup> : minst 6 timmar (kan utföras som hygienisering före våtkompostering)	Allt material ska uppnå angiven temperatur. Medeluppehållstid vid efterföljande kompostering <sup>b</sup> : minst 7 dygn vid 55 °C.
A	Sluten kompostering	Enligt tabell 3	Allt material skall uppnå angiven temperatur. Vattenhalten bör uppgå till 35-60%.
B	Öppen kompostering	Enligt tabell 3. Eftermognad i minst 6 månader efter huvudprocessen och före användning.	Angivna parametrar skall uppfyllas i tre omgångar med vändning av materialet mellan varje omgång. Vattenhalten bör uppgå till 35-60°C.

<sup>a</sup> Med exponeringstid menas den tid då inget avfall tas ut ur eller tillförs reaktorn

<sup>b</sup> Medeluppehållstiden bör beräknas så att den gäller för minst 95% av materialet.

Tabell 3. Kombinationer av temperatur och tid vid kompostering (NFS 2003:15)

Temperatur (minimum) °C	Tid (minimum)
55	7 dygn
60	5 dygn
65	3 dygn
70	1 dygn

I författningen står dessutom att ”även andra metoder än de ovanstående bör godtas under förutsättning att åtminstone likvärdigt resultat kan uppnås vad gäller avdödning av patogener” (NFS 2003:15).



## Föreskrifter om omhändertagande av biologiskt avfall\*\*

I Jordbruksverks föreskrifter om stöd för miljövänligt jordbruk (SJVFS 2002:59), finns bland annat följande produkter med på listan över de som endast får användas efter det att behovet konstaterats av godkänt kontrollorgan eller länsstyrelse:

- Komposterat eller fermenterat hushållsavfall: Produkt från källsorterat hushållsavfall som komposterats eller genomgått anaerob fermentering för biogasproduktion. Endast vegetabiliskt och animaliskt avfall. Produceras i ett slutet och kontrollerat insamlingssystem som godtagits av Jordbruksverket. Högsta tillåtna koncentration i mg/kg torrsubstans: kadmium 0,7, koppar 70, nickel 25, bly 45, zink 200, kvicksilver 0,4, krom (total) 70, krom (VI) 0 (detektionsgräns). Endast under en period som löper ut den 31 mars år 2006.
- Komposterad eller fermenterad blandning av vegetabiliskt material som inte är ekologiskt producerat: Produkt från blandning av vegetabiliskt material som komposterats eller genomgått anaerob fermentering för biogasproduktion.
- Produkter eller biprodukter av animaliskt ursprung från djur som inte är ekologiskt hållna: Blodmjöl, hovmjöl, hornmjöl, benmjöl, avfettat benmjöl, fiskmjöl, köttmjöl, fjäder, hår- och ”chiquette” mjöl, ull, päls, hår, mjölkprodukter. För päls är högsta tillåtna halt krom (VI) i mg/kg torrsubstans 0 (detektionsgräns).

## Torkning och energi\*\*

I en process där trycket är konstant gäller ekvation 1 för den energimängd ( $Q$  med enheten  $J$ ) som krävs för uppvärmning från temperatur  $T_1$  till  $T_2$ °C av en viss mängd material ( $m$  med enheten  $kg$ ) med ett visst specifikt värmevärde ( $C_p$  enheten  $J/(kg \text{ } ^\circ C)$ ).

$$(1) \quad Q = mC_p(T_2 - T_1)$$

Denna ekvation är mycket användbar vid beräkning av energibalansen i en komposteringsprocess (Haug, 1993).

I en studie gjord av Mears m. fl. (1975), framkom att kompostens specifika värme,  $C_p$ , är beroende av vattenhalten enligt ekvation 2.

$$(2) \quad C_p = 0,1551 + 0,00813M$$

där  $M$  är materialets vatteninnehåll i procent och  $C_p$  anges i  $cal/(g \text{ } ^\circ C)$ .

För att få samma SI-enheter krävs omräkning av  $cal$  till  $J$ ,  $1 \text{ cal} = 4,19J$ . (Mörtstedt m. fl., 1999)

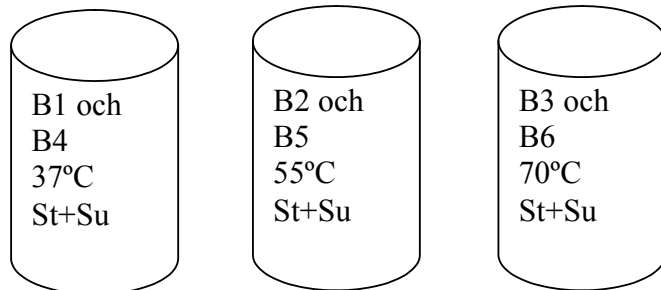
Den biologiska aktiviteten börjar minska vid fukthalter under 40-50 % (Golueke, 1977). Av denna anledning är det svårt att torka komposten till under 30 % fuktighet med den värme som bildas i komposten vid nedbrytning (Haug, 1993).

Luftens förmåga att hålla vatten ökar exponentiellt med temperaturen enligt mollierediagram i Data och diagram (Mörtstedt m. fl., 1999).

## MATERIAL OCH METODER

### Försöksupplägg\*\*

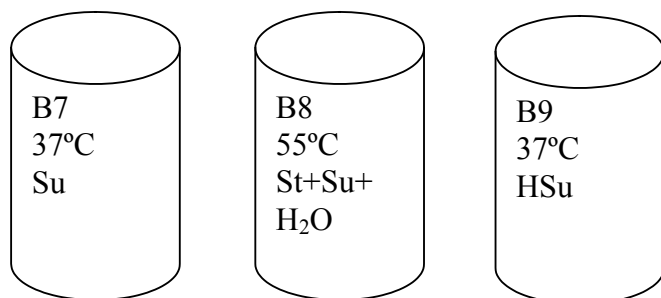
Försöken utfördes i laboratorium. I försöken användes tre behållare i vilka tre försöksomgångar utfördes. I försök 1 och 2 blandades startkultur och substrat i behållarna och sedan värmdes materialet till 37°C, 55°C respektive 70°C (figur 1).



Figur 1. Försöksupplägg i försök 1 och 2. Benämningarna B1, B2 och B3 användes för behållarna i försök 1. B4, B5 och B6 kallades behållarna i försök 2. St innebär att behållaren matades med startkultur och Su innebär matning med substrat.

Torrsubstanshalten i startmaterialet var ca 55 %. Skillnaden mellan försök 1 och försök 2 var uttorkningshastigheten. I försök 1 planerades uttorkningen gå så långsamt som möjligt, därför undveks kondensförluster i möjligaste mån genom att de slangar genom vilka luften sögs ut, hängdes högt så att kondensvätskan som bildades i slangen rann tillbaka ned i behållarna. I försök 2 hängdes slangarna istället lågt så att så mycket som möjligt av kondensvätskan kunde samlas upp i flaskor och analyseras.

I försök 3 (figur 2) värmdes en behållare (B8) till 55°C och vatten tillsattes för att hålla torrsubstanshalten runt 55 %, dock med begränsningen att materialet fortfarande skulle vara praktiskt att hantera. De andra två (B7 och B9) värmdes till 37°C och till dessa sattes ingen startkultur utan komposteringen skedde med endast substrat. Substratet till B9 hygieniserades i ett dygn i ett 70°C vattenbad innan det tillsattes till behållaren.



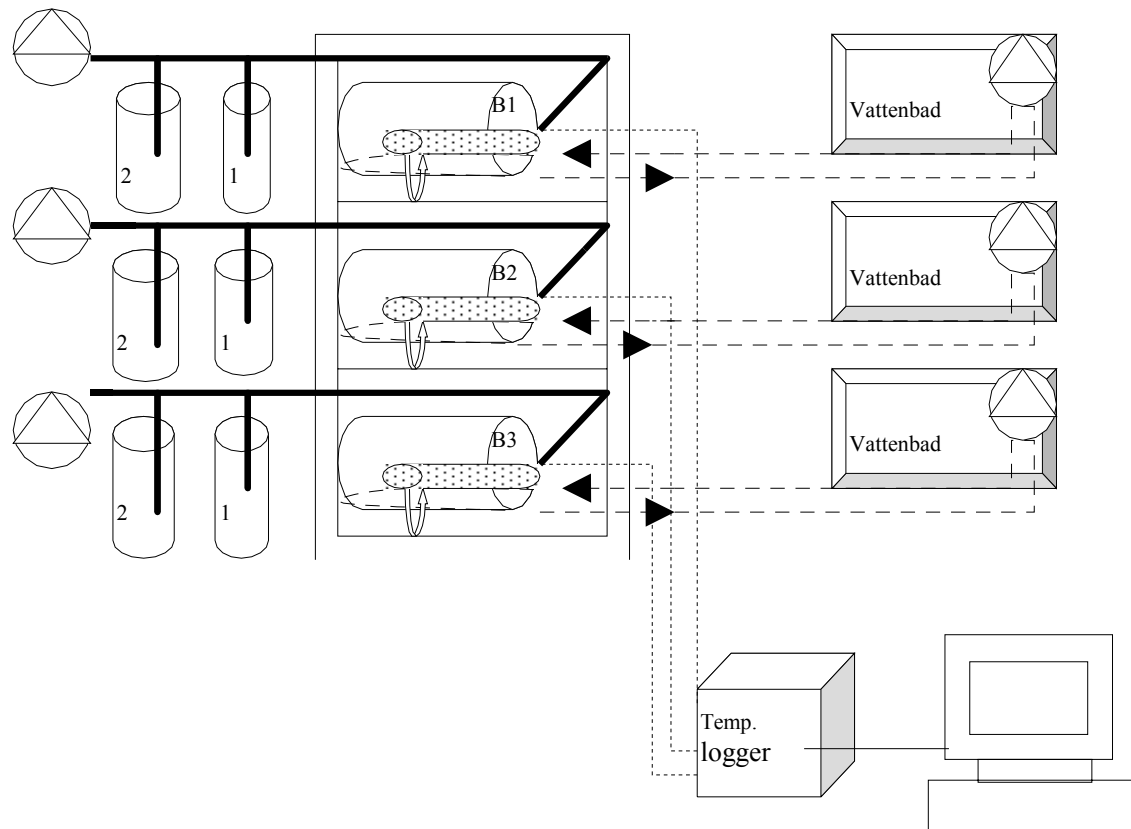
Figur 2. Försöksupplägg för försök 3. St innebär att behållaren matades med startkultur, Su innebär matning med substrat och HSu står för att behållaren matades med hygieniserat substrat.

### Försöksutrustning och principskiss\*\*

Behållarnas volym var 3 liter och de var utformade som en termos, det vill säga dubbelväggiga glasflaskor med mellanliggande isolering i form av vakuum med reflekterande väggar. Ytterhöljet var av plåt, locken av hårdplast. I locken fanns borrade hål för diverse mät- och uppvärmningsutrustning. De tre behållarna låg i en träställning på vilka drivhjul var

monterade. Drivhjulen, som var kopplade till en elmotor, gjorde att behållarna var femtonde minut sakta roterade ett halvt varv fram och sedan tillbaka (B1, B2, B3 i figur 3).

Temperaturregleringen i behållarna skedde med hjälp av vattenbad. I dessa värmdes vattnet upp till önskad temperatur och sedan pumpades det genom vattenslangar vilka låg som en slinga i botten på de liggande behållarna (figur 3).



Figur 3. Principskiss över försöksutrustningen. I skissen finns följande symboler och förklaringar:

1 = Flaska där det i försök 1 fanns natriumhydroxidlösning och i försök 2 och 3 kondensvätska från behållaren.

2 = Flaska där luften i försök 1 renades genom destillerat vatten. I försök 2 och 3 fanns natriumhydroxidlösning i denna flaska.

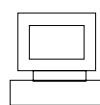
⊘ = Plaströr med små hål för luftning av materialet.

⊙ = Pump (luftpump vid flaskorna och vattenpump i vattenbadet)

----- = Temperaturgivare från behållare till logger. En givare låg lös och den andra satt fastmonterad i locket. Loggern sparade mätvärden off-line en gång var 10:e minut.

- - - = Vattenslang som låg i en slinga i botten av behållaren. Tempererat vatten pumpades genom slangen från vattenbadet, genom materialet och sedan tillbaka till vattenbadet för uppvärmning.

———— = Luftslang genom vilken luft sögs från behållarna med hjälp av en akvariepump.



= Dator där alla mätvärden lagrades.

Till varje behållare fanns en luftpump i form av en akvariepump monterad. Denna hade till uppgift att syresätta och torka ut materialet genom att den sög ut luft från behållarens mitt.

Denna luft gick genom en natriumhydroxidlösning som fångade koldioxiden varigenom koldioxidemissionen kunde beräknas. Luftmängden som gick genom materialet ställdes in med rotameter till 0,2 l/min (figur 3).

### **Materialets sammansättning, tillsättning och uttagning\*\***

Varje behållare matades med 200 g startkultur bestående av en väl fungerande kompost baserad på kaffesump, hundmat och sågspån. Denna kompost utgjorde startkulturen. Behållarna matades varje dag med 100 g nytinat substrat, bestående av hundmat, vitt bröd och äpple. Innan nedfrysning hade substratet körts i mixer och blandats. Hundmat användes för att den kemiskt liknar matavfall, men är lättare att använda vid laborieförsök då det är lättare att upprepa försöken. Som stärkelse tillsattes bröd och äpple. Äpplet bidrar också med snabbnedbrytbart fruktsocker samt fruktsyror. Substratets sammansättning beräknades med avseende på att C/N-kvoten bör ligga mellan 15 och 30 för att komposteringsprocessen ska kunna fungera bra.

I den ingående komposten mättes pH, TS- och askhalt. För att startkulturen skulle vara så lika som möjligt i de tre försöken kylförvarades den. Substratet tillsattes från dag 0 till och med dag 10 i försök 1 och 3 och från dag 0 till och med dag 11 i försök 2. Det togs även ett nollprov på de ingående materialen där pH, TS- och askhalt mättes var för sig och i blandning.

Varje dag togs ca 50 g per behållare ut för provtagning. Av dessa 50 g användes 3\*5 g till TS- och askhaltsbestämning, 5 g till pH mätning, 5 g för syraanalyser, 10 g för mikroorganismanalyser och 15 g sparades i frysen för eventuell senare användning. De dagar då inga mikroorganismanalyser gjordes, frystes 25 g in. Dag 11 togs dessutom 50 g extra ut. Omrörning med sked gjordes en gång per dag i samband med provtagning. Efter provtagning tillfördes nytt substrat till behållarna. Substratet vägdes upp och blandades in väl så att massan blev homogen.

Varje försök pågick i 14 dagar. Under tre dagar efter avslutad matning luftades och värmdes materialet men ingen ytterligare matning skedde. På det material som blev kvar efter den fjortonde dagen togs ordinarie prover samt 50 g extra. Övrigt material lades i plastburkar med aluminiumfolie som lock. I folien gjordes små lufthål. Observation av dessa med avseende på lukt och tecken på aktivitet gjordes. Den sammanlagda försöksverksamheten i laboriemiljö pågick i ca 10 veckor, inklusive diverse analyser på det infrysta materialet.

### **Temperaturmätning i materialet\*\***

Temperaturmätning i materialet skedde kontinuerligt med hjälp av en temperaturlogger (AAC 2, INTAB AB). Loggern mätte temperaturen var tionde sekund och lagrade var sjätte värde vilket betyder att temperaturens värde matades in varje minut. De lagrade värdena laddades över från loggern till en Excel-fil i en dator. Bearbetning av värdena gjordes och kurvor som visar temperaturens fluktuationer erhöles.

I varje behållare fanns två temperaturgivare som mätte parallellt, en som satt fastmonterad i locket och en som satt löst genom ett borrarhål i locket. Den fastmonterade temperaturgivaren mätte temperaturen ca 10 cm in i behållaren.

### **Bestämning av energiförluster från behållarna\*\***

I och med att behållarna luftades för att tillfredställa mikroorganismernas syrebehov och för att torka ut materialet, försvann en del energi. Vid beräkning av dessa förluster användes ekvation 3 (Jönsson, pers., 2005).

$$(3) \quad E_f = \Delta T(C_{pl} * m_{\text{torr luft}} + C_p \text{ vattenånga} * m_{\text{vattenånga in}}) + m_{\text{avdunstning}} * \Delta H_{\text{vap}}$$

Där  $\Delta T$  är temperaturskillnaden mellan rumstemperatur och temperaturen inne i behållaren,  $C_{pl}$  är luftens värmekapacitet,  $m_{\text{torr luft}}$  är den torra luftens massa,  $C_p \text{ vattenånga}$  är vattenångas värmekapacitet,  $m_{\text{vattenånga in}}$  är massan på vattenången i den ingående luften,  $m_{\text{avdunstat}}$  är massan på det avdunstade vattnet och  $\Delta H_{\text{vap}}$  är vattnets ångbildningsvärme vid olika temperaturer.

Transmissionsförluster från behållarna beräknades inte och inte heller energimängden som tillfördes med hjälp av vattenslangen. Därför saknas fullständig energibalans över behållarna.

### **Bestämning av torrsubstans- och askhalt\*\***

För att bestämma torrsubstans- och askhalt i materialet togs tre prov á 5 g ur varje behållare. Proven torkades i 24 h vid 105°C, varefter deglarna med torkat material stoppades i en muffelugn med 550°C i 4 h. Beräkning av TS- och askhalt gjordes med ekvationerna 1 och 2 i bilaga 1.

### **Bestämning av mängden nedbrutet material och mängden borttorkat vatten**

#### ***Beräkning av viktsförändring, mängd nedbruten torrsubstans och mängd borttorkat vatten\*\****

Behållarna vägdes före uttagning av prover samt precis innan de startades igen. Dessutom vägdes allt ingående och utgående material.

I och med att materialets vikt och torrsubstanshalt var kända, kunde mängden torrsubstans som försvunnit per dygn beräknas. Mängden försvunnen torrsubstans, det vill säga nedbruten biomassa,  $X$ , beräknas enligt ekvation 4.

$$(4) \quad X = (m - m_s) * TS_{ut} + m_s * TS_s - (m_{de} * TS_{de})$$

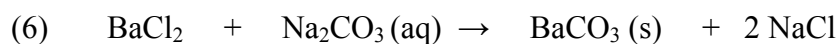
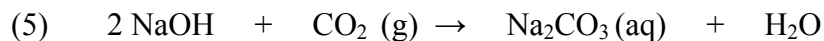
där  $m$  är materialvikten vid uppsättning i ställning,  $m_s$  är massan på det substrat som tillsats den dagen,  $TS_{ut}$  är torrsubstanshalten på det material som plockades ur behållaren för provtagning,  $TS_s$  är substratets torrsubstanshalt,  $TS_{de}$  är torrsubstanshalten dagen efter och  $m_{de}$  är materialvikten dagen efter.

Motsvarande beräkning för borttorkande av vatten och TS-minskning gjordes enligt ekvationerna 3 och 4 i bilaga 1 med den skillnaden att TS-halten byttes mot materialets vattenhalt.

### ***Mätning av koldioxidemission\****

Koldioxidemissionen analyserades för att få en uppfattning om hur mycket kol som mineraliserats i kompostmaterialet. Luften som sögs ut ur komposten bubblades igenom en vätska med 700 ml natriumhydroxid (NaOH) (koncentration, se nedan) varvid koldioxiden ( $\text{CO}_2$ ) i den utgående luften omvandlades till karbonatjoner ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) i lösning (ekvation 5). För

analys togs dagligen två prover ur varje flaska, varefter flaskorna sköljdes ur och fylldes på med ny NaOH-lösning. Inför titreringen togs 2 ml från varje prov till en ny burk, varpå 4 ml bariumklorid ( $\text{BaCl}_2$  1,5 M) och 3 ml avjonat vatten tillsattes.  $\text{BaCl}_2$  binder karbonatjonerna som bariumkarbonat ( $\text{BaCO}_3$ ), vilken faller ut som fast salt (ekvation 6). Proverna titrerades sedan med saltsyra ( $\text{HCl}$ , 1 M), med hjälp av en elektronisk titrator (TMI850 Titration Manager, Radiometer Analytical, TitraLab), så att mängden natriumhydroxid som inte reagerat med koldioxid kunde beräknas (ekvation 7).



Hög nedbrytning innebar att mycket koldioxid bildades vilket ledde till att mindre mängd natriumhydroxid fanns kvar i lösningen (ekvation 5) och mindre saltsyra förbrukades innan omslagspunkten nåddes vid titrering (ekvation 7). I försök 1 och 2 antogs nedbrytningen vara lägre i de behållare som höll  $70^\circ\text{C}$  än i behållarna med  $37^\circ\text{C}$  respektive  $55^\circ\text{C}$ , därför var koncentrationen på natriumhydroxiden 2,9 M i B1:a, B1:b, B2, B4 och B5 och 2 M i B3 och B6. Innan försök 3 sattes igång gjordes titreringar med  $\text{HCl}$  på proverna från försök 1 och 2. Vi såg att koncentrationen 2,9 M NaOH var precis i nivå med koldioxidemissionen därför bestämde vi oss för att öka koncentrationen för B8 till 3,2 M, medan vi i B7 och B9 behöll den tidigare koncentrationen på 2,9 M.

Beräkningar av mängden emitterad kol gjordes med ekvation 5 i bilaga 1.

### **Beräkning av värmeutvecklingen\*\***

Beräkning av värmeutveckling till följd av nedbrytning gjordes med antagandet att det utvecklades 440 kJ/mol nedbrutet kol (Sundberg, pers., 2005).

### **pH-mätning i materialet\*\***

För att mäta pH tillsattes 25 ml destillerat vatten till 5 g material. Blandningen rördes om och efter en timme mättes pH-värdet med en pH-meter.

### **Analys av innehållet av glukos, etanol och organiska syror\***

Innehållet av glukos, etanol och de organiska syrorna mjölksyra, ättiksyra, propionsyra och smörtsyra bestämdes med hjälp av HPLC (High Pressure Liquid Chromatographer) på vatten-extraherat och filtrerat prov. Extraktion och analys gjordes i efterhand på infryssta prover. Kompostproverna späddes 5 gånger med avjonat vatten, proverna skakades i 30 minuter varefter vätskan pipetterades upp i odlingsrör och centrifugerades i tio minuter. Vätskefasen filtrerades sedan ner i Epperndorfrör som frystes ned. Efter upptining fördes 200  $\mu\text{l}$  prov över till HPLC-rör och kördes i HPLC (Agilent 1100 Series med RID detektor). Kolonnen var en Rezex ROA-Organic Acid  $\text{H}^+$  och förhållandena vid flöde 0,5 ml/min, kolonntemperatur  $20^\circ\text{C}$ , detektortemperatur  $40^\circ\text{C}$ , och mobilfasen var 5mM  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Lind, pers., 2005).

Beräkningar av mängden ämne per gram kompost, per gram kondensvätska och den totala mängden i ett dygns kondensvätska gjordes med ekvationerna 6 och 7 i bilaga 1.

### **Analys av totalantalet bakterier och mjölksyrabakterier\***

Analyser av det totala antalet bakterier och mjölksyrabakterier gjordes på startkulturen och substratet vid komposteringens början, därefter på kompostblandningen dag 1, 2, 3, 5, 7, 10 och 14. Tio gram kompost späddes med 90 ml peptonvatten (0,2 % bakteriologisk pepton och 0,05 % tween 20), och homogeniserades i en Laboratory blender (Stomacher 400, Seward) under 120 sekunder. En ml av homogenatet späddes med 9 ml peptonvatten och så vidare i en spädningsserie upp till  $10^8$  gångers spädning.

Analyser av totalantalet bakterier gjordes med Tryptone Glucose Extract Agar (TGEA; Oxoid) där 1 ml prov göts in och sedan göts över för att minska bakteriell tillväxt på ytan. Analyser av mjölksyrabakterier gjordes på MRS agar (de man, Rogosa, Sharpe; Oxoid) där 0,1 ml spreds med ytspridning. TGEA plattorna inkuberades aerobt och MRS plattorna inkuberades i anaerobklockor. Inkubering skedde i 37°C i 2 dygn, varefter kolonierna räknades.

Beräkning av den genomsnittliga bakteriekoncentrationen gjordes med hjälp av ekvation 8 i bilaga 1.

### ***Inkubering vid högre temperaturer\****

För att testa om de bakteriekolonier som kom från processerna med 55°C och 70°C verkligen var termofila bakterier som klarade av dessa höga temperaturer gjordes inkuberingar av både totalantalet bakterier (TGEA-plattor) och totalantalet mjölksyrabakterier (MRS-plattor) från 55°C behållaren (B2) i 55°C och från 70°C behållaren (B3) i 70°C. Detta gjordes vid två tillfällen under det första försöket, dag 1 och dag 10. Dag 10 ansågs inte 70°C processen verkligen hade hållit en temperatur på 70°C utan snarare 65°C varför inkubations-temperaturen sänktes till 65°C.

### **16S rDNA sekvensering av mjölksyrabakterier\***

För att få reda på om mjölksyrabakterierna var av olika sorter i de olika kompostbehållarna vid olika temperaturer, identifierades bakterier genom sekvensering av 16S rDNA. Från plattorna som odlats upp dag 7, försök 2, plockades 10 kolonier från varje B4 (37°C), B5 (55°C) och B6 (70°C). Ytterligare 2 kolonier från vardera B7 (37°C) och B9 (hyg-37°C), försök 3, plockades för att se om mjölksyrabakterierna skiljde sig då komposteringen endast gjordes på substrat till skillnad från i försök 2 där även en startkultur blandats i vid start. Dessa kolonier plockades från plattor odlade dag 7. Kolonierna plockades slumpmässigt med enda kravet att om det fanns några som såg olika ut skulle dessa plockas. Kolonierna från B4, B5 och B6 odlades upp i MRS buljong i odlingsrör under 2 dygns inkubering i 37°C. Efter inkuberingen togs 100 µl av MRS buljongen med bakterier till ett Eppendorfrör och frystes ned för vidare analys. Till de upptinade proverna från B4, B5 och B6 tillsattes PBS (phosphate buffered saline) upp till en volym på 1 ml. Bakterierna från B7 och B9 plockades direkt från plattan ned i 1 ml PBS. Av bakteriesuspensionen fördes 0,5 µl över till ett PCR rör och blandades med 1 µl av vardera 16SR (5'-CGGGAACGTATTCACCG-3'; Pedersen m.fl., 2004) och 16SS (5'-AGAGTTTGATCCTGGCTC-3'; Pedersen m.fl., 2004) primers (10 pmol/µl) samt 22,5 µl ultrarent vatten. Därefter kördes PCR. Eftersom kolonier plockats direkt från agarplattorna utan DNA rening började PCR-körningen med 94°C under 5 min, följt av 30 sek denaturering vid 94°C. Processen fortsatte med annealing 30 sek vid 49°C och elongering 2 min vid 72°C. Denaturerings-, annealings- och elongeringsstegen upprepades 30 gånger för att avsluta med 10 minuter vid 72°C och till sist 4°C tills apparaturen stängdes av.

Efter PCR-körningen renades DNA:t med Qiagen Quick PCR purification kit, varefter provernas renhet studerades på gel (1% Agaros i 0,5%\*TBE och en droppe Etidium Bromid). Provernas koncentration mättes sedan på en dropp-spektrofotometer (NanoDrop, ND-1000 Spectrophotometer, Saveen Werner). Inför sekvenseringen skulle mängden DNA vara mellan 5 och 25 ng, proverna blandades därför med ultrarent vatten till en maxvolym på 6 µl. Sekvenseringen med 16SS primer gjordes på Rudbecklaboratoriet, Uppsala universitet.

Sekvenserna från Rudbecklaboratoriet lästes i datorn med ett sekvensläsarprogram (4Peaks). Sökningar gjordes i databasen Genbank, National Center for Biotechnology Information, USA (NCBI, [www](http://www.ncbi.nlm.nih.gov)) med hjälp av Blast, för att finna en redan kartlagd sekvens som liknade den sekvens som tagits fram från bakteriekolonierna. För att vara säker på att den jämförda sekvensen i databasen kommer från en säker källa gjordes jämförelsen, så långt som möjligt, med sekvenser från stammar från någon av följande kultursamlingar ATCC (American Type Culture Collection), DSMZ (Deutsche Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen) och JCM (Japan Collection of Microorganisms).

### **Bedömning av lukt, struktur och lagringsstabilitet\*\***

I ett försök att konkretisera subjektiva bedömningar så som luktupplevelser och materialets struktur gjordes noteringar om dessa faktorer vid öppnandet av behållarna.

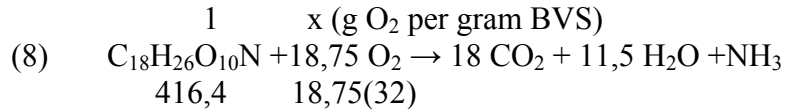
För att få en uppfattning om materialets lagringsstabilitet inspekterades det ett antal veckor efter avslutande av försöket. Med lagringsstabilitet avses att produkten ska kunna lagras utan att den på något sätt förändras i struktur, kemisk sammansättning eller utseende, och att den ska kunna lagras utan att attrahera insekter eller andra skadedjur. Materialet kontrollerades därför med avseende på lukt, mögel, struktur och insektsförekomst.



## RESULTAT

### Beräkning av erforderlig luftmängd\*\*

Enligt Haug (1993) har matrester en kemisk sammansättning som kan sammanfattas med  $C_{18}H_{26}O_{10}N$  (ekvation 8) vilka har molvikten 416,4 gram/mol.



För att beräkna luftbehovet i behållarna användes ekvation 9, 10, 11 och 12.

$$(9) \quad x = \frac{18,75 * 32}{416,4} \Rightarrow x = 1,44 \text{ g } O_2 \text{ per gram BVS (Biodegradable Volatile Solids)}$$

Då luftens innehåll av syre antas vara 23,2 vikts% beräknas luftmängden, L, bli:

$$(10) \quad L = \frac{1,44}{0,232} \Rightarrow L = 6,21 \text{ g luft/g fullständigt nedbrutet BVS}$$

Luftens densitet vid 25°C och 1 atm tryck är 1.2 kg/m<sup>3</sup> vilket ger ett luftbehovet  $V_{BVS}$ /g BVS.

$$(11) \quad V_{BVS} = \frac{6,21}{1200} \Rightarrow V_{BVS} = 0,005175 \text{ m}^3 \text{ luft/g BVS}$$

Behållarna matades med 100 gram substrat varje dag. Vattenhalten i substratet var 44,4 % och askhalten var 4,5 % av TS vilket gav den biologiskt nedbrytbara mängden 39,9 %. Mängden BVS/dag var alltså ca 40g.

$$(12) \quad V = 0,005175 * 40 \Rightarrow V = 0,20 \text{ m}^3 \text{ luft/dygn, det vill säga 0,14 l/min.}$$

Luftflödet ställdes in på 0,2 l/min, vilket alltså är något mer än vad som krävs för att täcka syrebehovet om nedbrytningen motsvarar den mängd substrat som tillsätts.

### Beräkning av den mängd vatten som teoretiskt kunde torkas bort\*\*

Den luft som sögs in i behållarna var rumstempererad och värmdes av vattnet som pumpades genom slangen till 37°C, 55°C respektive 70°C. Luften kunde bära olika mycket vatten beroende på temperatur. I tabell 4 visas luftens egenskaper vid olika temperaturer och hur mycket vatten den luften hade förmågan att bära bort.

*Tabell 4. Luftens egenskaper vid olika temperaturer och hur mycket vatten som kunde tas upp med 0,2 l luft/min (0,29m<sup>3</sup>/dygn=0,345 kg torr luft/dygn) i behållarna. En kubikmeter rumstempererad luft (22 °C, 50% relativ fuktighet och densiteten 1,2 kg/m<sup>3</sup>) innehåller 7,4 g vatten (Mörtstedt m fl, 1999)*

Parameter	Enhet	37°C <sup>1</sup>	55°C <sup>1</sup>
Vattenmängd i mättad luft	[g H <sub>2</sub> O/kg torr luft]	42	131
Vatten som kan tas upp	[g H <sub>2</sub> O/kg torr luft] <sup>2</sup>	35	124
	[g H <sub>2</sub> O/dygn]	12	43

<sup>1</sup> värdena gäller för mättad luft

<sup>2</sup> den mängd vatten som en kubikmeter luft kunde ta upp det vill säga  $\rho$  för respektive temperatur-  $\rho$  för den ingående luften

### Substratets sammansättning\*\*

Substratets sammansättning beräknades utifrån materialets innehåll av protein, fett och kolhydrater. Torrfodret innehöll enligt tillverkarna (Continental Nutrition, Frankrike) 22%

råprotein, 10% råfett, 8% aska, 3% cellulosa och 10% vatten. Äpplet innehöll enligt Livsmedelsverket 2,7% protein, 0,5% fett, 2,6 % aska, 1,8% fibrer och 85,2% vatten (Livsmedelsverket, www). Brödet innehöll enligt tillverkaren (Polarbröd) 9% protein, 5,5% fett, 51% kolhydrater (varav 5,87% sockerarter) och 3% fibrer.

För att beräkna C/N innehållet i materialet har beräkningar med hjälp av tabell 5 gjorts.

*Tabell 5. Grundämnesinnehåll i olika ämnen i mat, värden från Sonesson m.fl. (1996)*

Substans	Protein	Fett	Lignin	Cellulosa, hemicellulosa	Socker, stärkelse
C [%]	52,8	75,8	65,9	46,3	43,7
O [%]	22,4	11,8	29,5	49,4	50,0
H [%]	8,0	12,4	4,6	4,3	6,3
N [%]	16,0				
S [%]	0,8				

Till 100 gram substrat användes 27 gram torrfoder, 15 gram äpple, 40 gram vitt bröd och 18 gram vatten. Materialet beräknades ha en torrsubstanshalt på 50%. C/N kvoten beräknades bli 15,6, med Livsmedelsverkets värden på vitt bröd och äpple. Med värden från det bröd som blandades in samt omräkning till äpplets verkliga torrsubstans- och askhalt (tabell 5) blir C/N-kvoten 15,9. Beräkningarna finns redovisade i bilagorna 2 och 3.

Prover togs på de enskilda ingredienserna i blandningen. Hundmaten hade vid provtagningstillfället fuktats upp med den beräknade mängden vatten (18g/27g) sedan 2 dygn. Resultaten från dessa provtagningar finns redovisade tabell 6.

*Tabell 6. Prover tagna på äpple, bröd och uppblött hundmat som sedan blandades ihop till substrat, dessa är medelvärden från tre prover*

Enhet	Äpple	Bröd	Hundmat
pH	5,0	6,7	6,6
TS-halt [%]	9,7	70,6	52,7
Askhalt [% av TS]	2,0	1,7	7,0

När prover på det färdigblandade substratet togs blev resultaten enligt tabell 7. Värdena är ett medelvärde från tre tagna prover och de togs morgon, lunch och kväll under tillredningsdagen.

*Tabell 7. Prov tagna från substratblandningen vid tre tillfällen under tillredningen dessa är, samt medelvärdet, dessa är medelvärden från tre prover*

Enhet	Morgon	Lunch	Kväll	Medelvärde
pH	6,62	6,55	6,49	6,55
TS-halt [%]	58,15	53,09	55,60	55,61
Askhalt [% av TS]	4,77	4,39	4,40	4,52

Analys av pH, TS- och askhalt gjordes också på startkulturen och på blandningen av 200 g startkultur och 100 g substrat (tabell 8).

Tabell 8. Prover tagna på startkulturen och en blandning med rätt proportion mellan startkultur och substrat, dessa är medelvärden från tre prover

Enhet	Startkultur	Startkultur och substrat
pH	8,2	7,8
TS-halt [%]	54,7	54,0
Askhalt [% av TS]	9,8	7,7

### Bestämning av energiförluster från behållarna\*\*

Behållarens volym var 0,003 m<sup>3</sup>. Luftflödet i behållaren var 0,2 l/min (0,29m<sup>3</sup>/dygn). Temperaturen utanför behållaren, det vill säga rumstemperaturen ca 20°C. Temperaturerna inne i behållarna är 37°C, 55°C respektive 70°C. Med hjälp av ekvation 7 beräknades ventilationsförlusterna. Förutsättningar för beräkning av energiförluster redovisas i tabell 1 och ekvation 9 i bilaga 1. Resultaten från beräkningar av energiförlusterna redovisas i tabell 9.

Tabell 9. Energiförluster till följd av luftning och torkning av materialet beräknat i kJ/dygn och kJ/g borttorkat vatten

	m <sub>avdunstning</sub> [kg/dygn]	E <sub>f</sub> [kJ/dygn]	E <sub>fv</sub> [kJ/g borttorkat vatten]
B1:b (37°C)	0,0083	25,2	3,0
B4 (37°C)	0,0047	16,6	3,5
B7 (37°C)	0,0092	27,4	3,0
B9 (37°C)	0,0082	25,0	3,0
B2 (55°C)	0,0145	45,9	3,2
B5 (55°C)	0,0196	57,9	3,0
B8 (55°C)	0,0284	78,8	2,8
B3 (70°C)	0,0245	73,9	3,0
B6 (70°C)	0,0275	80,9	2,9

### Första försöket

Natten mellan dag 6 och 7 gled locket på B1 av och materialet rann ut. De resultat som finns från de 6 dagar som försöket pågick kallas i tabeller och figurer för B1:a. Vi beslutade att starta om B1 och resultaten från omstarten kallas för B1:b. Resultaten från B1:a och B1:b kan ses som upprepningar av processförhållandena vid 37°C och liten uttorkning.

### Temperatur\*\*

Figurerna 4, 5, 6 och 7 visar hur temperaturen i B1:a, B1:b, B2 och B3 varierade under försöket. När temperaturen sjunker drastiskt i figurerna nedan beror det på att det är vid dessa tidpunkter som behållarna öppnades och prover togs ut.

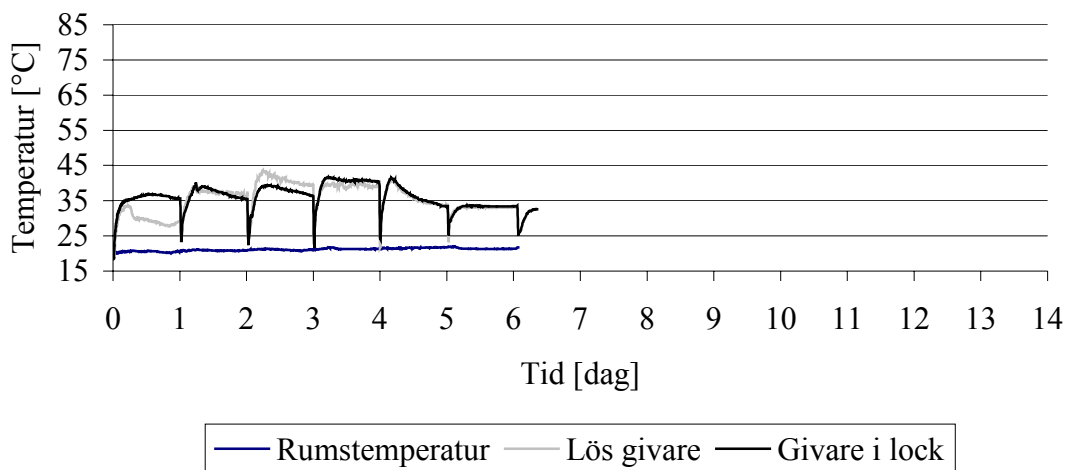
Temperaturregleringen var i B1:a (figur 4) och B1:b (figur 5) inställd på 37°C vilket tycktes gälla enligt termometern i vattenbadet. I B1:a och B1:b förekom självvärmning i materialet de första 4 dagarna. Temperaturen var då ganska ojämn men den stabiliserades sedan vid ca 34°C i B1:b. Temperaturen var som högst mellan dag 2 och 4 då den som maximalt nådde 44°C.

Temperaturregleringen i B2 (figur 6) var inställd på 55°C och enligt termometern i vattenbadet var denna temperatur 58°C. Natten mellan dag 0 och dag 1 stannade vattenbadet varvid temperaturen sjönk. De första fyra dagarna tycktes aktiviteten i behållaren höja materialets temperatur mer än vad den tillsatta värmen kunde åstadkomma. Den maximalt uppmätta temperaturen var 60°C och när temperaturen stabiliserat sig låg den på 51°C. Att

temperaturen sjönk från 51°C till 49°C dag 11 kan bero på att luftslangen, och därmed också syresättningen av materialet, åkt ut någon gång under natten mellan dag 10 och dag 11. Temperaturfallet dag 13 beror på att prover togs ur B1:b och alla vattenbad stängdes då av. Dag 14 upptäcktes att temperaturregleringsratten på vattenbadet till B2 ändrat värde från 55°C till 50°C vilket justerades (kan ha skett redan dag 11 men inte upptäckts förrän dag 14).

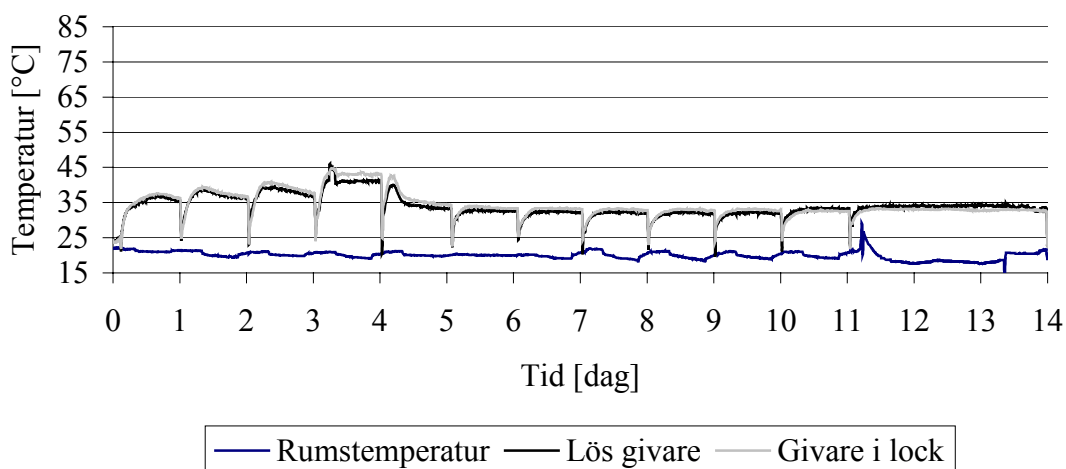
I B3 (figur 7) var vattenbadets temperatur inställt på 70°C och vattnet höll enligt termometern 74°C. Natten mellan dag 0 och dag 1 stannade vattenbadet och temperaturen sjönk. Under dag 1 upptäcktes att vattenbadets temperaturreglage stod på 50°C och det justerades till 70°C. Dag 2 hade vredet åkt ned till 65°C och det justerades till 70°C. Dag 12 var temperaturen i vattenbadet nere på 40°C och vredet stod på -10°C. Vattnet var slut och pumpningen hade upphört. Vid justering av temperaturvredet kan temperaturen ha ändrats. Dag 11 slutade den lösa givaren att fungera och värdena från denna har därför tagits bort. När temperaturen går ned dag 13 beror det på att prover togs ur B1:b och alla vattenbad stängdes då av. När utrustningen fungerade stabiliserades temperaturen i materialet vid 65°C.

B1:a



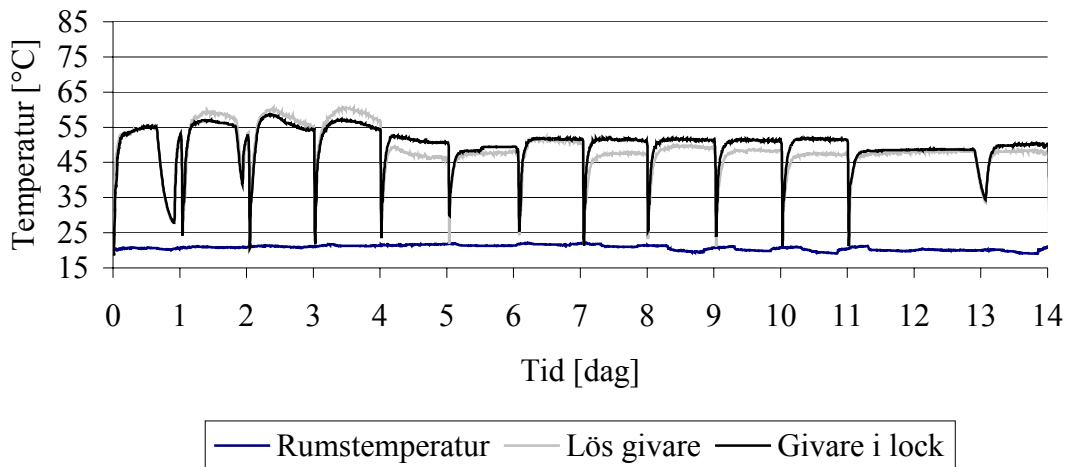
Figur 4. Temperaturen i B1:a, temperaturregleringen var inställd på 37°C.

B1:b



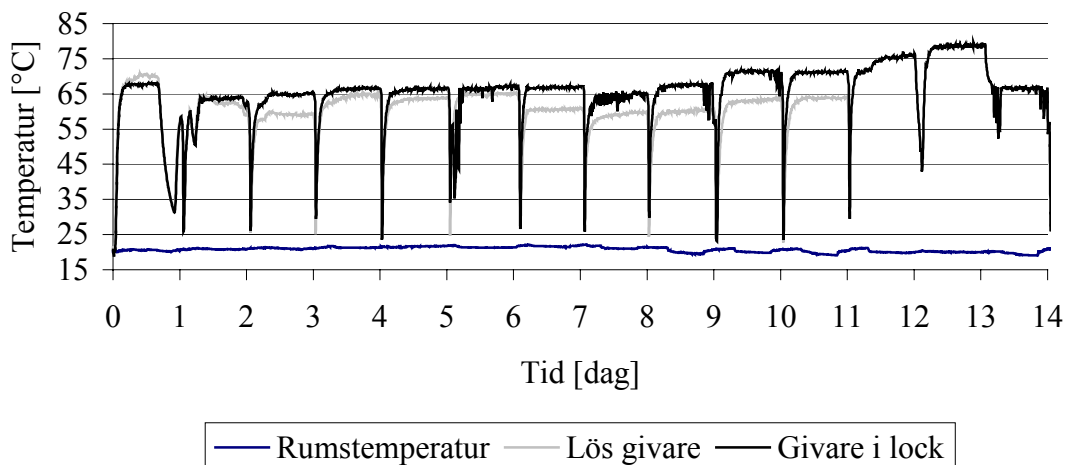
Figur 5. Temperaturen i B1:b, temperaturregleringen var inställd på 37°C.

## B2



Figur 6. Temperaturen i B2, temperaturregleringen var inställd på 55°C.

## B3

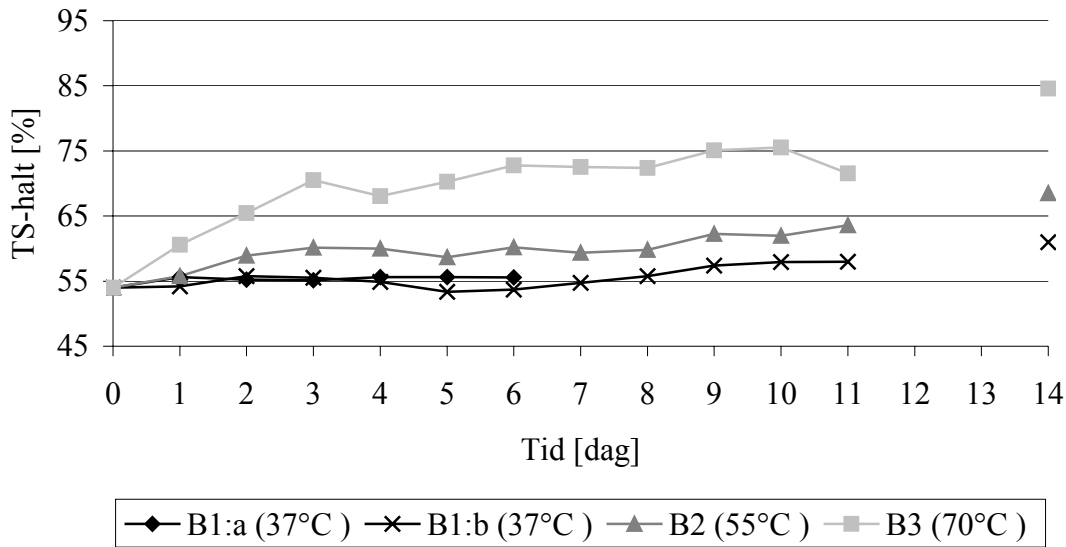


Figur 7. Temperaturen i B3, temperaturregleringen var inställd på 70°C.

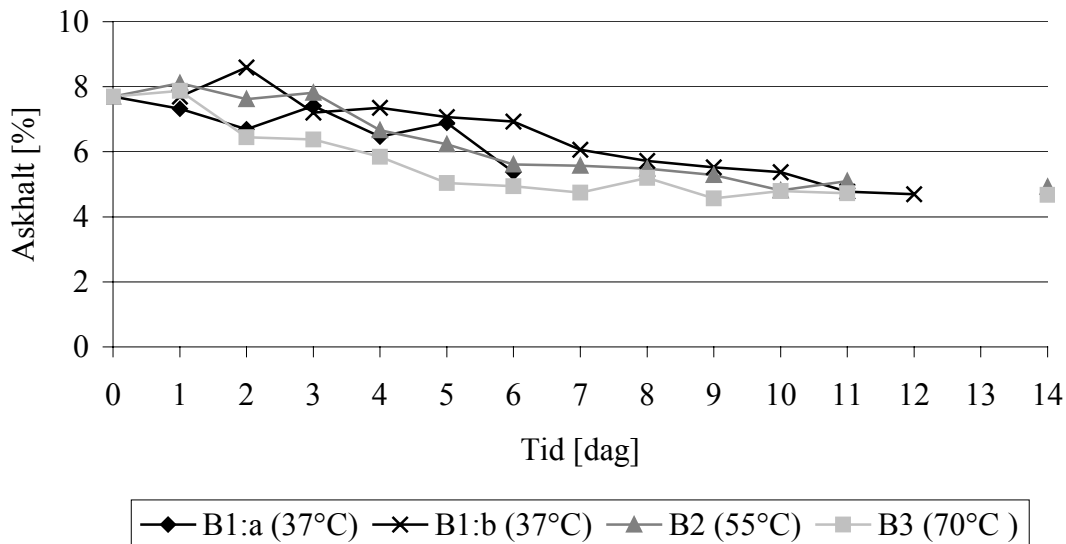
### Torrsubstans- och askhalt\*\*

Torrsubstanshalten (figur 8) påverkades av den temperatur som rådde i behållaren. I B1, 37°C, hölls TS-halten runt 55 % till och med dag 8 och sedan stabiliserades det vid ca 58 % TS. Efter tre dagars luftning utan matning var TS-halten 61 %. I B2, 55°C, liknar förloppet B1 men här var TS-halten mellan 60 och 64 %. Efter tre dagars ytterligare torkning var TS-halten 68 %. I B3, 70°C, steg TS-halten från 55 till 70 % under de första 3 dyggen sedan varierade TS-halten mellan 70 och 75 % TS från dag 3 till dag 11. Efter ytterligare tre dagars torkning var TS-halten 85 %.

Askhalten (figur 9) förändrades från att vara relativt hög, ca 8 %, i början till att bli ca 5 % efter 11 dagars behandling och 3 dagars torkning. Mätvärdena varierade mycket från dag till dag men som genomgående trend kan sägas att B3, 70°C, hade en lägre askhalt än de övriga två.



Figur 8. Torrsubstanshalten i B1:a, B1:b; B2 och B3.



Figur 9. Askhalten i B1:a, B1:b; B2 och B3.

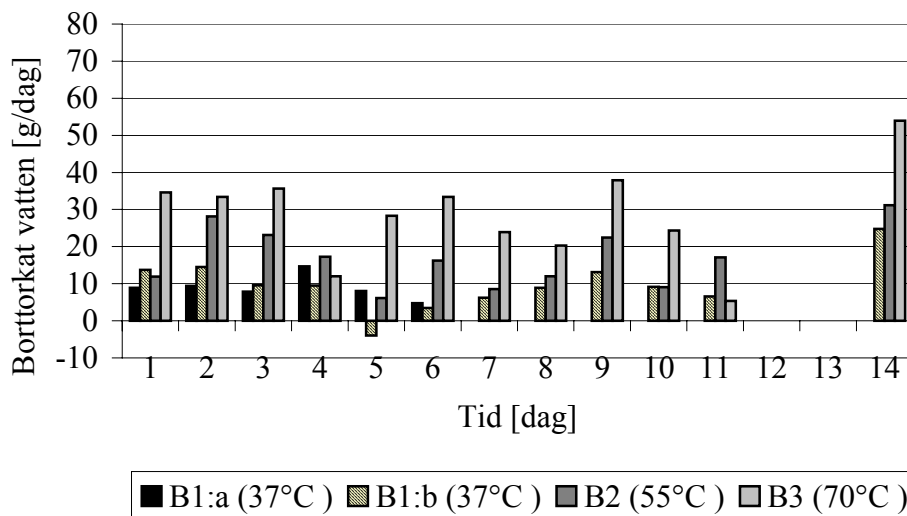
### Borttorkad vattenmängd\*\*

Figur 10 visar att låga temperaturer ger en mindre mängd borttorkat vatten. Dock låg den borttorkade mängden vatten vid olika temperaturer relativt nära varandra vid vissa tillfällen, troligen mest beroende på mätosäkerhet.

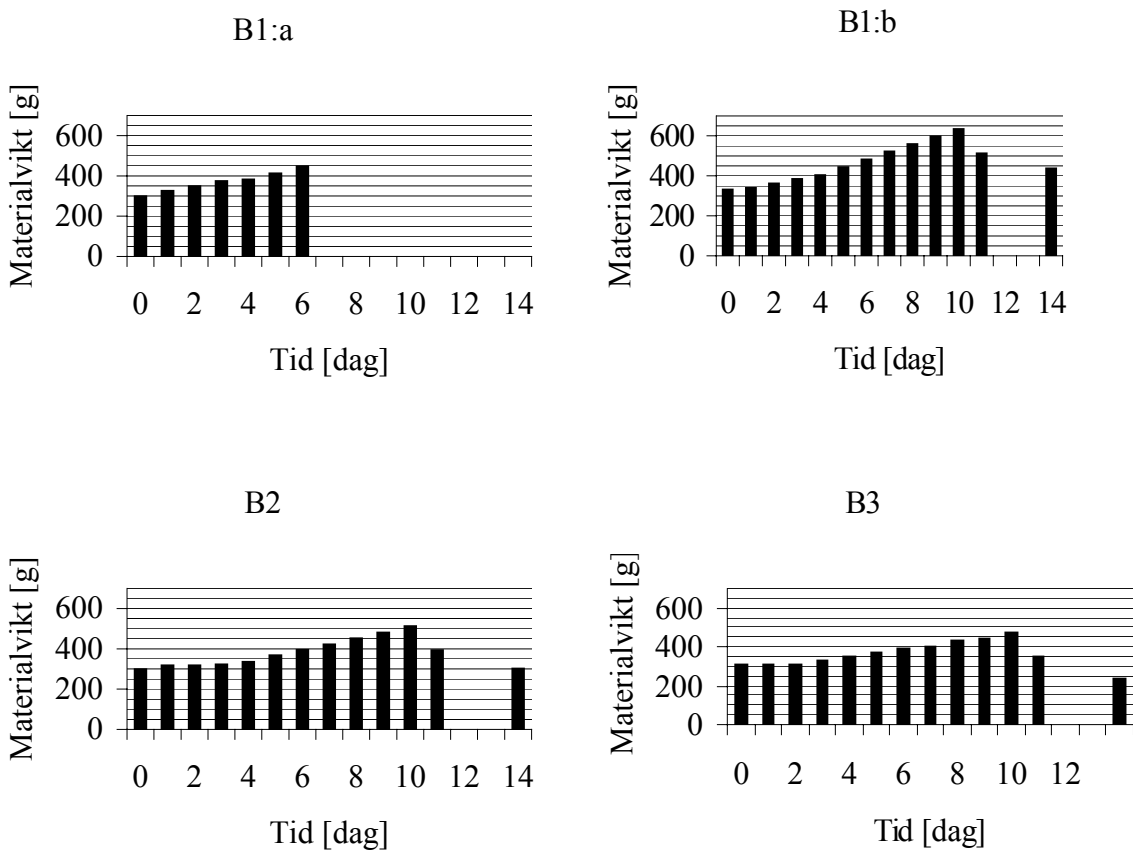
### Viktsreduktion\*\*

Behållarna vägdes före och efter uttagning av prover och tillsats av nytt substrat. Den totala vikten, det vill säga behållarens vikt inklusive material, subtraherades sedan med respektive behållares vikt. På det sättet räknades materialets vikt fram och resultaten redovisas i figur 11. Av figuren framgår att vikten i B1:a och B1:b, det vill säga de behållare som värms till ca 37°C, stiger kontinuerligt i takt med matningen. I B2, ca 55°C, hölls vikten nästan konstant de första tre dagarna. Dag fyra börjar dock vikten att öka i takt med matningen. Vikten i B3, 70°C, ökade också den i takt med matningen från dag noll och framåt. Materialvikterna efter 10 dagars matning var 2930 g, 2713 g respektive 2719 g. Kurvans nedåtgående trend dag 11

beror på att det förutom ordinarie prover togs 50 g till kväveprover samt 30 g extra. Inget nytt substrat tillfördes denna dag.



Figur 10. Borttorkad vattenmängd i B1:a, B1:b, B2 och B3.

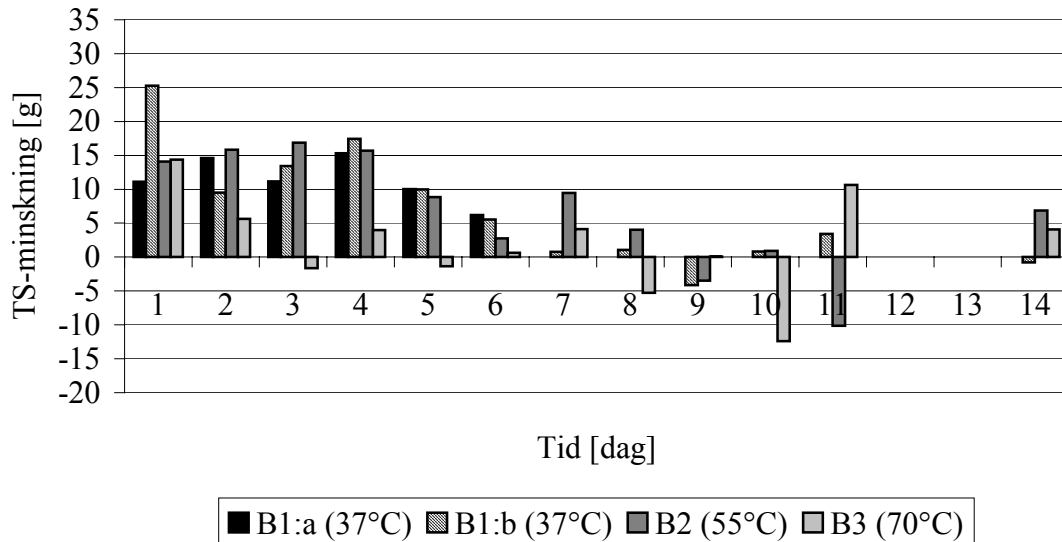


Figur 11. Materialets viktsförändring över tiden i B1:a, B1:b; B2 och B3. Den svarta stapeln är materialvikten precis innan behållaren sattes tillbaka på sin plats i träställningen.

### Reduktion av organiskt material\*\*

I figur 12 visas minskningen av mängden torrsbstans, det vill säga. den beräknade nedbrytningen av organiskt material. Vissa av värden i figuren är negativa vilket egentligen

inte är rimligt och förklaras med mätosäkerhet. Det finns dock några tydliga trender i TS-minskningen. I början av försöket skedde större nedbrytning än i slutet. B1 och B2 har betydligt större nedbrytning under längre tid än B3. B1:a och B1:b tyckes följa varandra väl, det vill säga det blev en bra upprepning av försöket. Det fanns dock inte heller någon större skillnad mellan B1 och B2. Möjligen skedde nedbrytningen under en längre tid i B2 än i B1:b.



Figur 12. TS-minskning i B1:a, B1:b, B2 och B3.

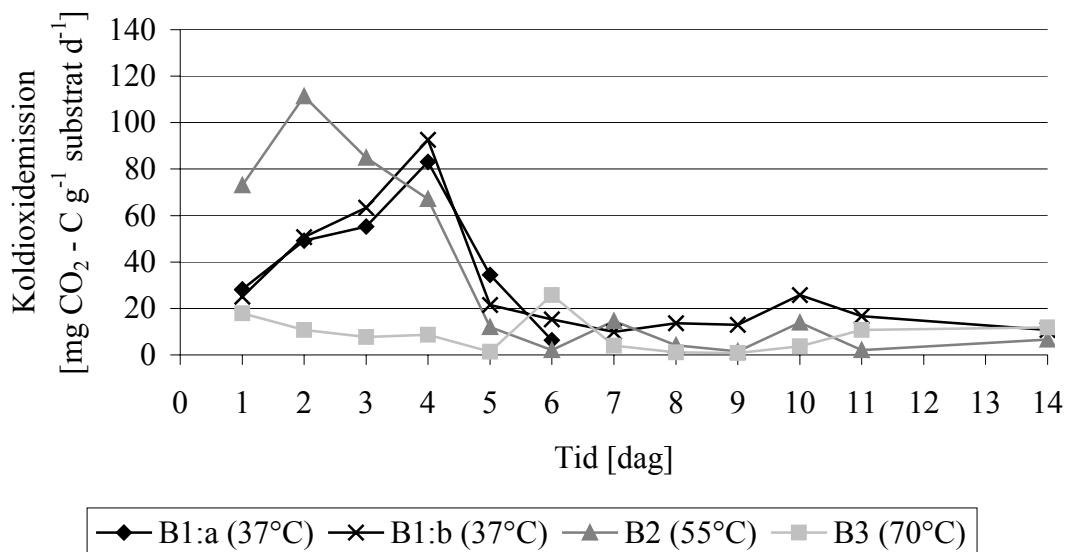
### ***Koldioxidemission\****

I figur 13 visas den ackumulerade koldioxidemissionen, angett som mängden nedbrutet kol ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) per gram tillsatt substrat över ett dygn. Koldioxidemissionen i B1:a, B1:b och B2 ökade de första dagarna för att sedan minska. Koldioxidemissionen i B2 steg snabbt i början för att redan dag 2 ha nått maximum på 111 mg C per g substrat. I B1:a och B1:b steg koldioxidemissionen något senare, för att dag 4 ha nått maximum på 83 respektive 93 mg C per g substrat. I B3 sjönk koldioxidemissionen redan i början för att sedan ligga på en låg och relativt stabil nivå mellan 1 och 10 mg C per g substrat. Figuren visar att B1:a och B1:b följer ett mycket likartat förlopp.

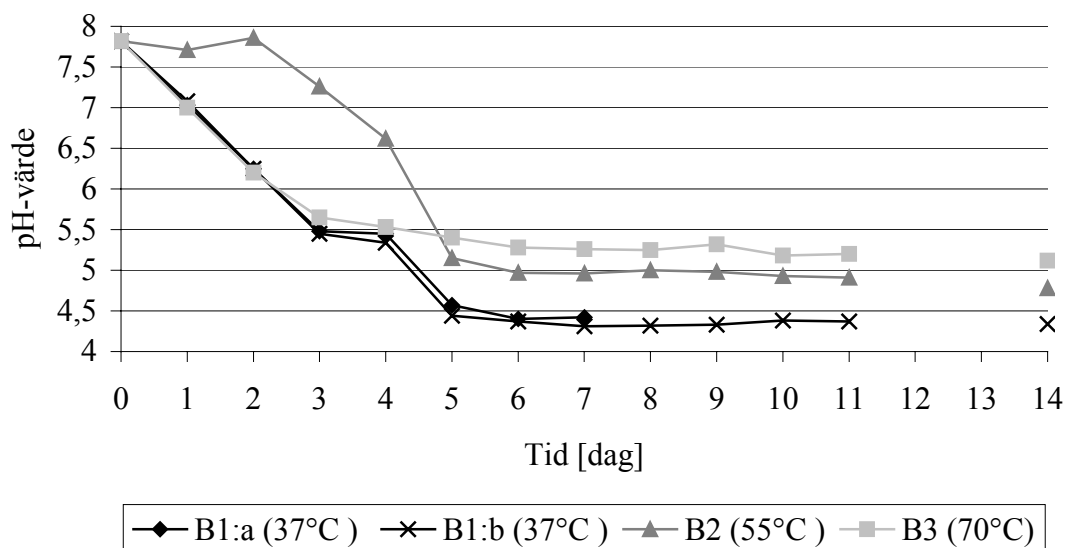
### ***Materialets pH värde\*\****

I figur 14 visas hur pH-värdet ändras med tiden i de olika behållarna. De första 4 dagarna följde B1:a, B1:b och B3 varandra relativt väl i och med att pH-värdet sjönk direkt i dessa. Från och med dag 5 fortsatte pH-värdet att sjunka i B1:a och B1:b medan det i B3 slutade sjunka och istället stabiliserades. B1:a och B1:b följde varandra mycket bra vilket tyder på en bra upprepning av detta försök. B2 hade pH-värde nära 8 de första 2 dagarna och sedan sjönk det till ett värde nära 5 dag 5 och framåt. Från och med dag 5 var pH-värdet i behållarna stabilt. Torkningen mellan dag 11 och dag 14 påverkade inte pH-värdet.





Figur 13. Koldioxidemissionen per gram tillsatt substrat över ett dygn i B1:a, B1:b, B2 och B3.



Figur 14. Materialets pH-värde i B1:a, B1:b, B2 och B3.

#### Innehåll av glukos, etanol och organiska syror\*

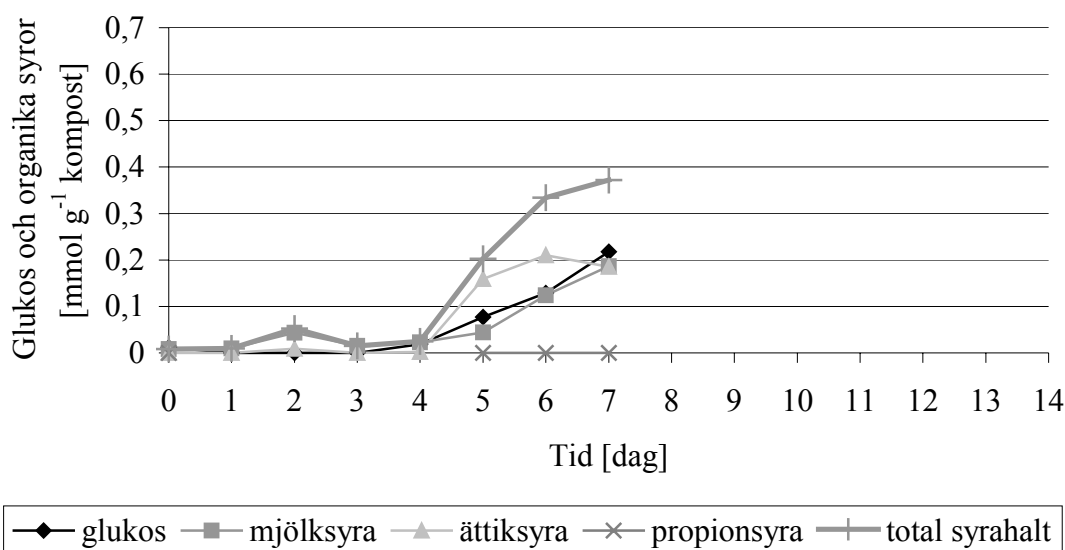
Innehållet av glukos och de organiska syrorna mjölksyra, ättiksyra och propionsyra samt den totala syrahalten för B1:a, B1:b, B2 och B3 visas i figurerna 15, 16, 17 och 18. Smörsyra detekterades inte i någon av behållarna.

De första dagarna var koncentrationen av organiska syror i B1:a (figur 15) låg. Dag 2 fanns en liten mjölksyra ökning till 0,04 mmol per gram kompost. Dag 4 ökade koncentrationen av ättiksyra som dag 6 nådde toppen på 0,21 mmol per gram kompost. Efter dag 4 ökade också koncentrationerna av mjölksyra och glukos. HPLC-apparaturen kunde inte detektera någon etanol från detta försök, däremot detekterade apparaten att det fanns propionsyra närvarande men halten var så låg att den inte gick att kvantifiera och ligger därför på noll under hela försöket.

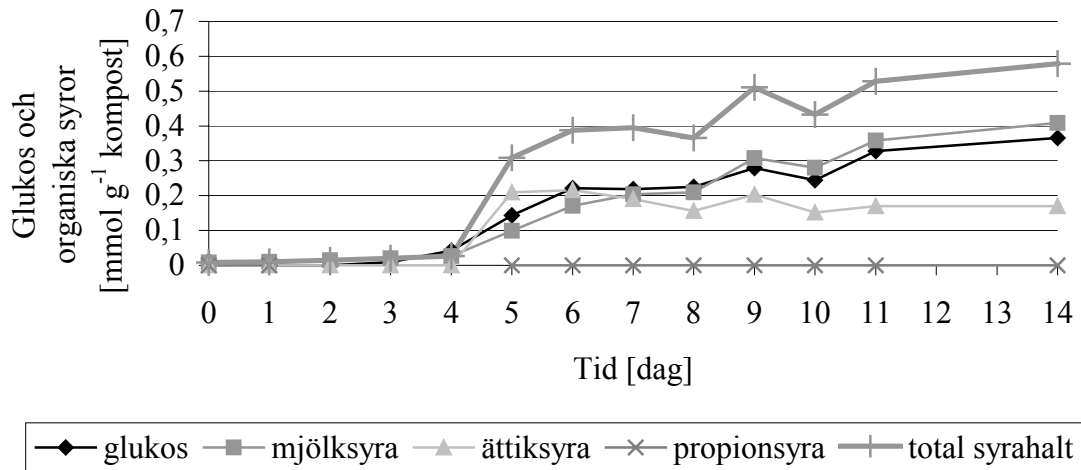
B1:b (figur 16) liknar B1:a genom att koncentrationerna av glukos och organiska syror var låga fram till dag 4 då halten av ättiksyra ökade kraftigt, liksom även halterna av mjölksyra och glukos. Ättiksyrakoncentrationen var som högst dag 5 och 6 då den låg på dryga 0,2 mmol per gram kompost. Efter dag 7 var mjölksyran den dominerande syran i komposten, och koncentrationen av mjölksyra fortsatte att öka över hela försöket för att vara som högst, 0,41 mmol per gram kompost, dag 14 när försöket avbröts. Halten av glukos följde mjölksyrakoncentrationen och hade även den sitt högsta värde, 0,37 mmol per gram kompost, dag 14 då försöket avbröts. Halten av propionsyra var så låg över hela försöket att HPLC-apparaturen endast detekterade att propionsyra fanns men kunde inte räkna ut i vilken koncentration, därför ligger koncentrationen av propionsyra på x-axeln under hela försöket. Etanolhalten var under dagarna 3, 4 och 5 detekterbar i HPLC-apparaturen, de övriga dagarna var etanol antingen frånvarande eller halten så låg att den inte kunde detekteras.

Koncentrationerna av organiska syror och glukos var i B2 (figur 17) låga fram till dag 3 då ättiksyrakoncentrationen snabbt steg till 0,27 mmol per gram kompost dag 5. Koncentrationen av mjölksyra steg långsamt från dag 3 till försöket avbröts dag 14 då koncentrationen var 0,28 mmol per gram kompost. Efter dag 7 var mjölksyra den dominerande syran. Halterna av glukos följde mjölksyrakoncentrationen men inte alls lika nära som i B1:b (figur 16). Dag 14 då försöket avbröts hade glukoshalten stigit till 0,10 mmol per gram kompost. Efter dag 7 var koncentrationen av propionsyra i B2 runt 0,03 mmol per gram kompost, vilket var över gränsen för att HPLC-apparaturen skulle kunna räkna ut koncentrationen. Ingen etanol detekterades.

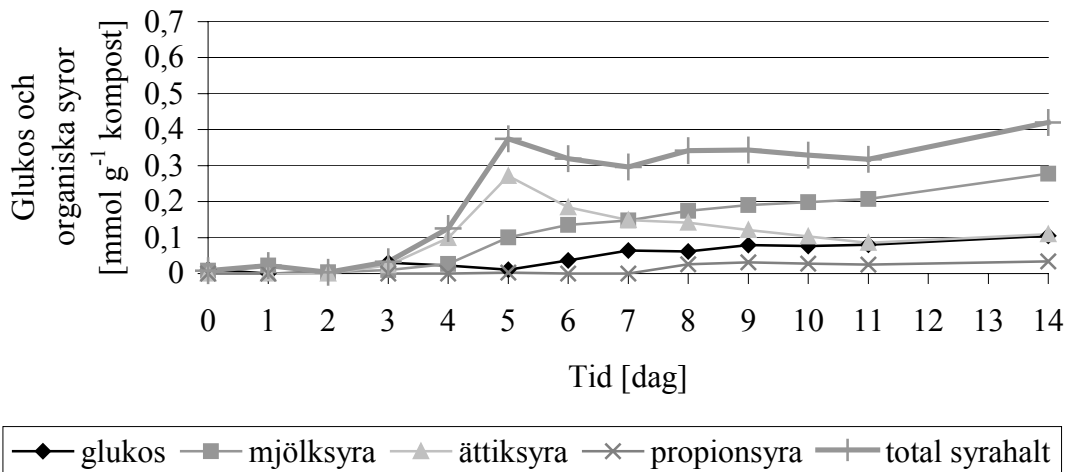
Koncentrationen av glukos och organiska syror i B3 (figur 18) steg redan från första dagen. Mest steg ättiksyrakoncentrationen vilken var som högst dag 3 med 0,17 mmol per gram kompost. Mjölksyrakoncentrationen steg långsamt och låg från dag 5 och framåt på knappt 0,1 mmol per gram kompost. Glukoshalten följde mjölksyrakoncentrationen fram till sista dagen då halten sjönk. Propionsyrakoncentrationen kunde beräknas dag 5 och efter dag 9. Koncentrationen var låg och nådde det högsta värdet på 0,03 mmol per gram kompost dag 14. Ingen mätbar etanol fanns under försöket.



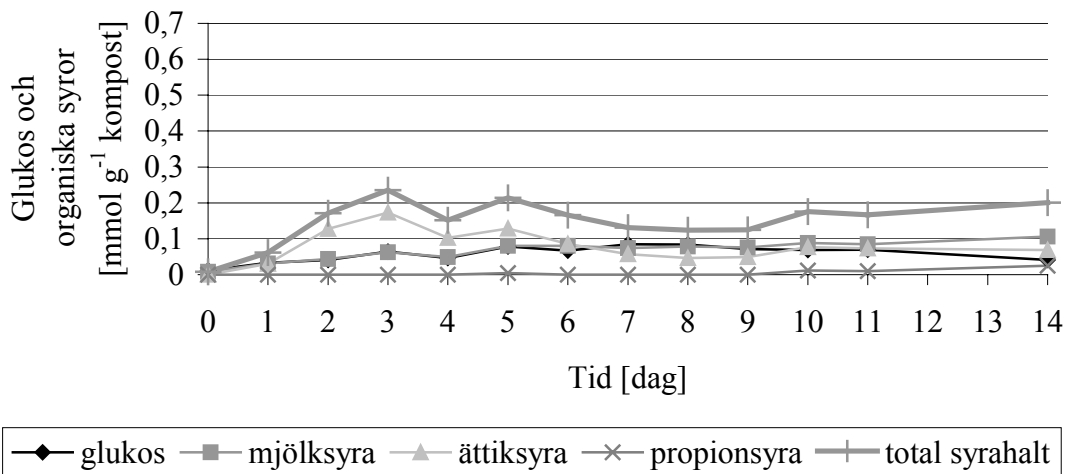
Figur 15. Innehåll av glukos och organiska syror i B1:a (37 °C).



Figur 16. Innehåll av glukos och organiska syror i B1:b (37 °C).



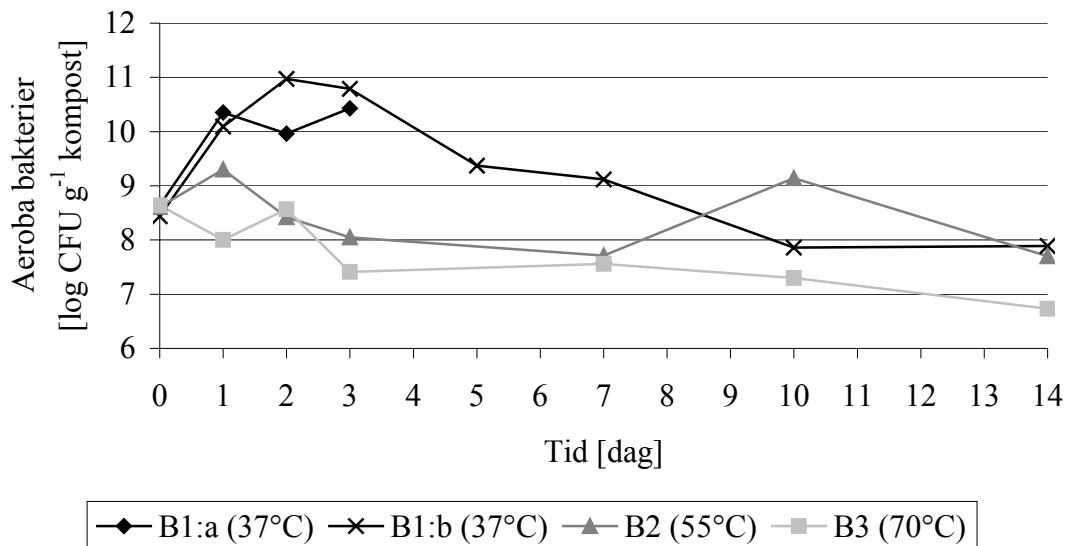
Figur 17. Innehåll av glukos och organiska syror i B2 (55 °C).



Figur 18. Innehåll av glukos och organiska syror i B3 (70 °C).

### *Aeroba bakterier\**

Logaritmen av antalet bakterier (Colony Forming Units, CFU) i B1:a, B1:b, B2 och B3 visas i figur 19. Antalet bakterier var högst i B1:a och B1:b, som dag 2 och 3 var  $10^{11}$  CFU, varefter antalet långsamt minskade till  $10^8$  CFU. Antalet bakterier i B2 ökade till  $10^9$  CFU i början för att sedan långsamt minska till strax under startvärdet,  $10^8$  CFU. Dag 10 skedde en ökning av antalet till  $10^9$  CFU. I B3 låg bakterieantalet på ungefär samma nivå, drygt  $10^8$  CFU, i början för att sedan minska till  $10^7$  CFU.

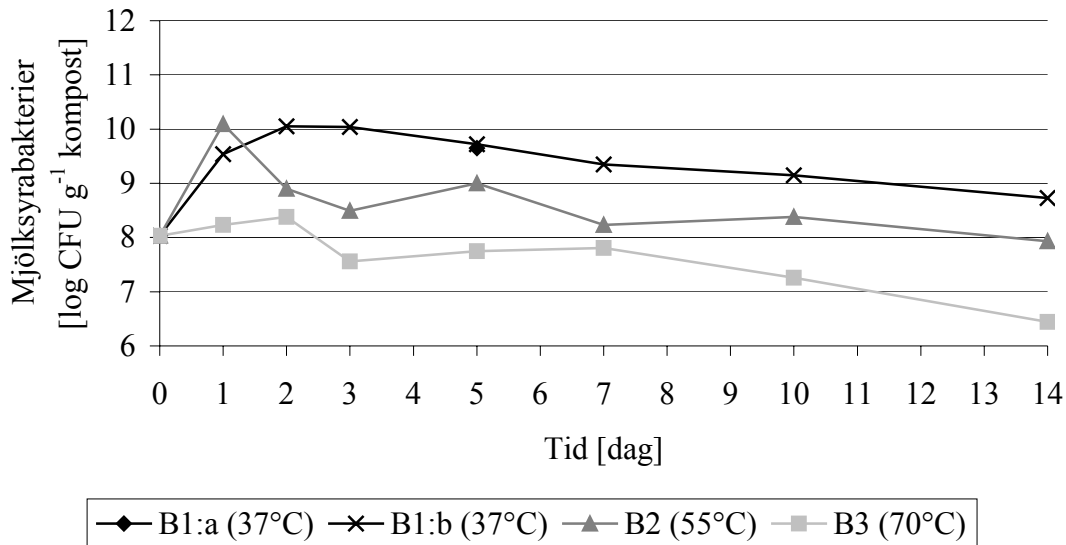


Figur 19. Antalet aeroba bakterier i B1:a, B1:b, B2 och B3.

De första dagarna gjordes ingjutning och ytspridning på alldeles för låga spädningar vilket resulterade i för många kolonier per platta, vilket gjorde att räkning var nästan omöjligt. Detta syns både i figur 19 där det saknas värden för B2 och B3 dag 5, och i figur 20, där värdena för B1:a saknas dagarna 1 till 3.

### *Mjölksyrabakterier\**

Figur 17 anger antalet mjölksyrabakterier i kompostbehållarna B1:a, B1:b, B2 och B3 vid temperaturerna 37°C, 55°C respektive 70°C. Antalet mjölksyrabakterier B1:a, B1:b och B2 ökade i början till  $10^{10}$  CFU, dag 2 och 3 respektive dag 1, för att sedan minska till  $10^8$  respektive  $10^7$  CFU. I B3 steg antalet mjölksyrabakterier endast lite i början för att sedan minska till  $10^6$  CFU.



Figur 20. Antalet mjölksyrabakterier i B1:a, B1:b, B2 och B3.

### Inkubering vid högre temperaturer\*

Resultatet (tabell 10) visar att det i 55°C processen fanns bakterier som klarade 55°C men att denna andel var något lägre än det antal bakterier som bildade kolonier på TGEA och MRS plattorna vid 37°C inkubering. I 70°C processen däremot växte ingen koloni på vare sig TGEA- eller MRSplattorna vid inkubering i 70°C respektive 65°C.

Tabell 10. Resultat från inkubering vid högre temperaturer, där prov från 55 °C komposteringen inkuberades i 55 °C och prov från 70 °C komposteringen inkuberades i 70 °C dag 1 respektive 65 °C dag 10, i genomsnittlig bakteriekoncentration

Dag	Totalantalet bakterier		Mjölksyrabakterier	
	55°C	70°C/65°C	55°C	70°C/65°C
1	10 <sup>5</sup>	0	10 <sup>8</sup>	0
10	10 <sup>6</sup>	0	10 <sup>6</sup>	0

### Observationer av materialets lukt och struktur\*\*

I B1 var lukten inte besvärande. De första tre dagarna luktade den nästan ingenting och sedan började den lukta svagt surt. Strukturen varierade från att i hög grad likna substratet till att senare bli ganska kladdig och bilda klumpar.

B2 började tidigt lukta starkt av ammoniak. Doften avtog efter ca tre dagar och övergick då till att lukta något obestämt illa. Efter ungefär en vecka övergick materialet till att lukta ganska surt och förblev så den återstående tiden. Största delen av tiden var materialets struktur kladdigt och blött vilket gjorde att större aggregat i form av klumpar bildades.

B3 började tidigt lukta mycket surt (vinäger). Den starkt sura lukten avtog efter ca 5 dagar och övergick till att lukta sötsurt. I början blev det mycket torrt i botten på denna behållare. Materialet var mer finfördelat än i de övriga behållarna. Fukten var mycket ojämnt fördelad i behållaren, mycket fukt vid locket och torrt i botten vilket gav viss aggregatbildning när det material som satt i locket blandades med det torrare i botten.

### ***Lagringsstabilitet\*\****

Vid inspektion av materialet ett antal veckor (4-9 v) efter avslutande av försöket kontrollerades materialets lagringsstabilitet med avseende på lukt, mögel, struktur och insektsförekomst. Följande observationer gjordes:

- B1 luktade illa och var täckt av mögel. Dessutom uppehöll sig en hel del flugor i materialet.
- B2 luktade mycket starkt. Den hade torra små bitar och det förekom ingen insektsaktivitet.
- B3 luktade svagt sötsurt och hade en torr struktur. Ingen insektsaktivitet förekom.

### **Andra försöket**

#### ***Matning\*\****

I försök 2 gjordes ett misstag i matningen. Tanken var att behållarna inte skulle matas dag 11 men så blev det i alla fall och för att hålla antalet ändrade parametrar så lågt som möjligt luftades materialet i tre dagar. Av den anledningen redovisas resultaten från försök 2 från dag 0 till dag 15.

#### ***Temperatur\*\****

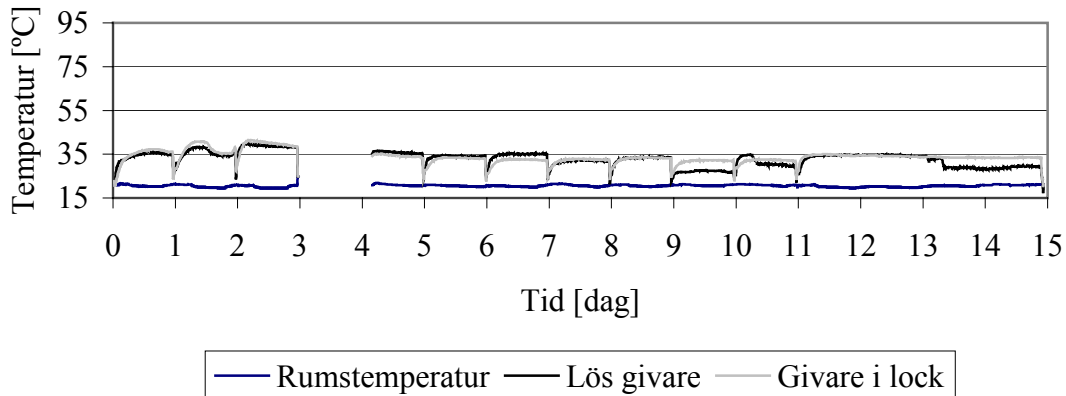
Figureerna 21, 22 och 23 nedan visas temperaturerna i B4, B5 och B6. Temperaturloggern slutade att fungera dag 3 och det upptäcktes inte förrän dag 4. Då monterades en annan logger med tillhörande dator monterades upp. Temperaturvärden från detta dygn saknas därför.

Temperaturregleringen var i B4 (figur 21) inställt på 37°C vilket tycktes gälla enligt termometern i vattenbadet. Temperaturen i B4 var ganska ojämn fram till och med dag 5, sedan stabiliserades temperaturen vid ca 34°C. Temperaturen var som högst mellan dag 2 och dag 3 då den maximalt nådde 41°C.

Temperaturregleringen i B5 (figur 22) var inställd på 55°C och enligt termometern i vattenbadet var denna temperatur 58°C. De första 4 dagarna tycks aktiviteten i behållaren ha höjt materialets temperatur mer än vad den tillsatta värmen kunde åstadkomma. Den maximala temperaturen var 59°C och när den stabiliserat sig låg den på 50°C. Dag 6 sjönk vattennivån i vattenbad 2 och pumpen stannade. Temperaturen sjönk då till 30°C.

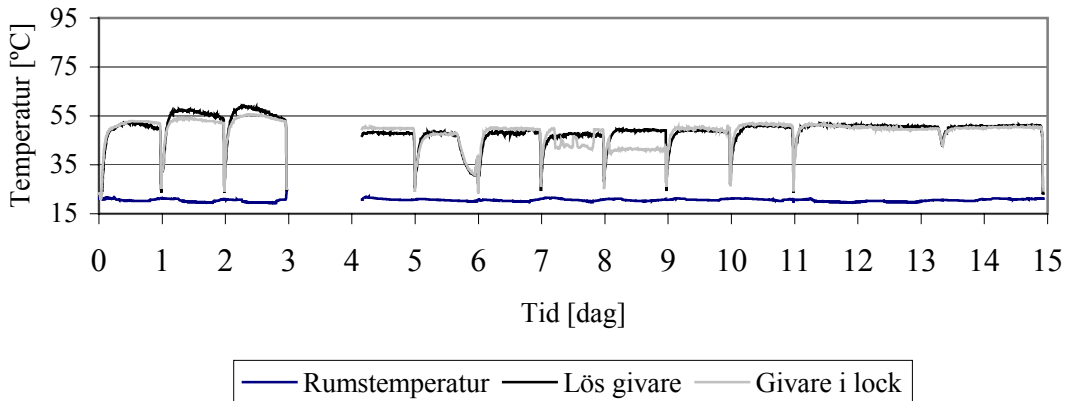
I B6 (figur 23) var vattenbadets temperatur inställt på 70°C och vattnet höll enligt termometern 74°C. Temperaturen i kompostmaterialet stabiliserades vid 65°C. Dag 12 slutade givaren i locket att fungera och värdena från denna har därför tagits bort.

### B4



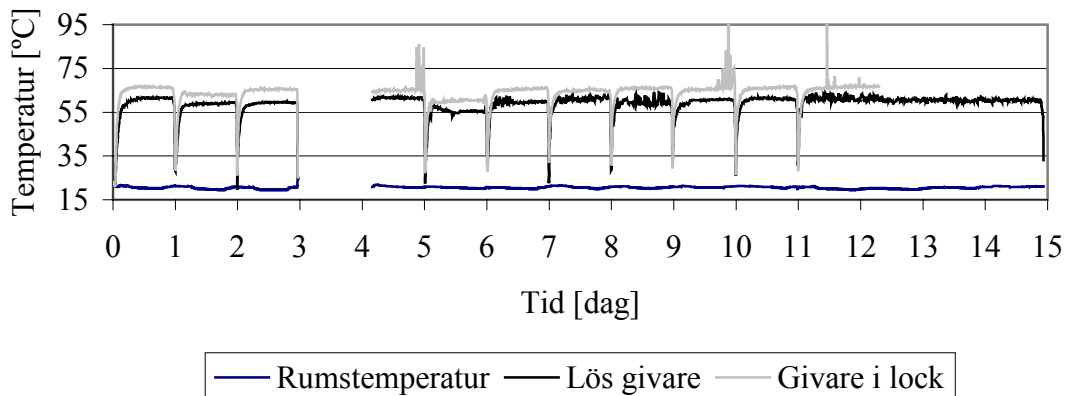
Figur 21. Temperatur i B4, temperaturregleringen var inställd på 37°C.

### B5



Figur 22. Temperatur i B5, temperaturregleringen var inställd på 55°C.

### B6

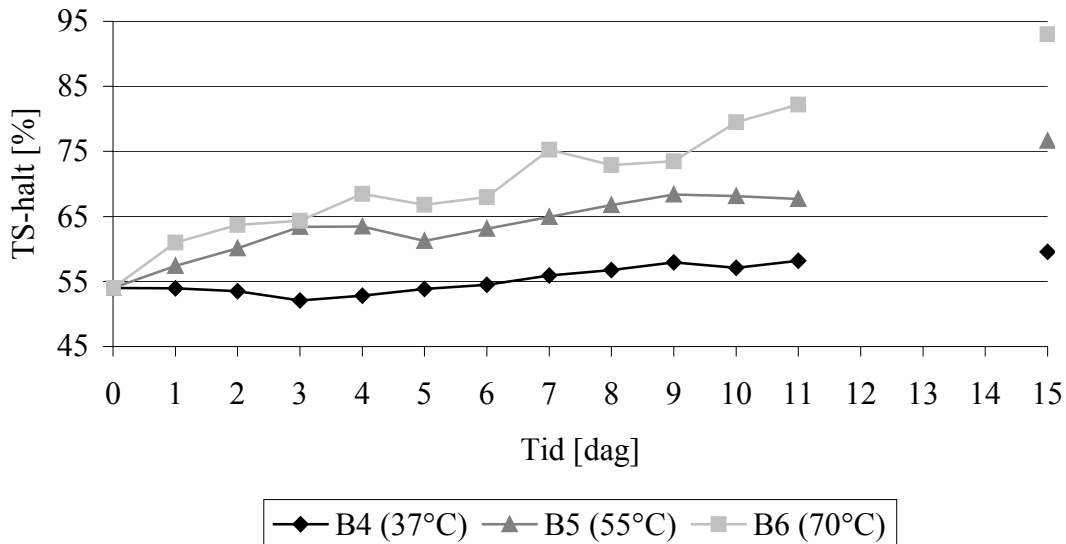


Figur 23. Temperatur i B6, temperaturregleringen var inställd på 70°C.

### Torrsubstans- och askhalt\*\*

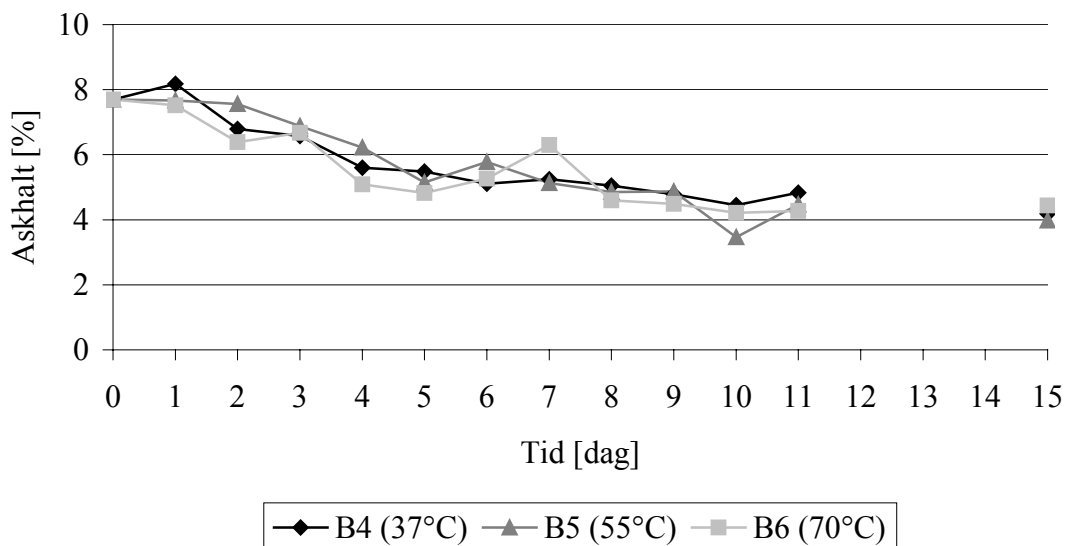
Torrsubstanshalten (figur 24) påverkades av den temperatur som rådde i behållaren. I B4, 37°C, hölls TS-halten runt 55 % till och med dag 8 och sedan tycktes den stabiliseras vid 58

% TS. Efter tre dagars luftning utan matning blev TS-halten 60 %. I B5, 55°C, liknar förloppet B4 men här låg TS-halten mellan 60 och 68 %. Efter tre dagars torkning blev TS-halten 76 %. I B6, 70°C, blev torrsubstans kurvan relativt ojämn men TS-halten går från 55 till 82 % under de 11 dygnen. Efter tre dagars torkning blev TS-halten 93 %.



Figur 24. Torrsubstanshalten i B4, B5 och B6.

Askhalten (figur 25) i försök 2 sjönk från att vara relativt hög, ca 8 %, i början till att bli ca 4 % efter 11 dagars behandling och 3 dagars torkning. Mätvärdena varierade mycket från dag till dag men som genomgående trend kan sägas att B6, 70°C, hade en något lägre askhalt än de övriga två förutom dag 5 t.o.m. 7.

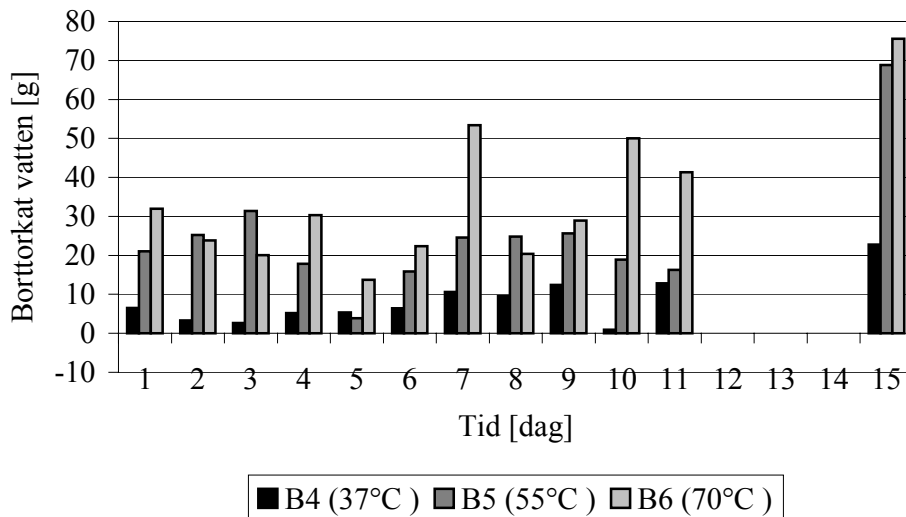


Figur 25. Askhalten i B4, B5 och B6.



### **Borttorkad vattenmängd\*\***

Den borttorkade vattenmängden i B4, B5 och B6 visas i figur 26. I B4 låg uttorkningen på en låg nivå genom hela försöket men den ökade något mot slutet. I B5 och B6 var uttorkningen tämligen likartad under hela försöket. B6 låg dock något högre än B5 vilket förklaras av den högre temperaturen.



Figur 26. Borttorkad vattenmängd i B4, B5 och B6.

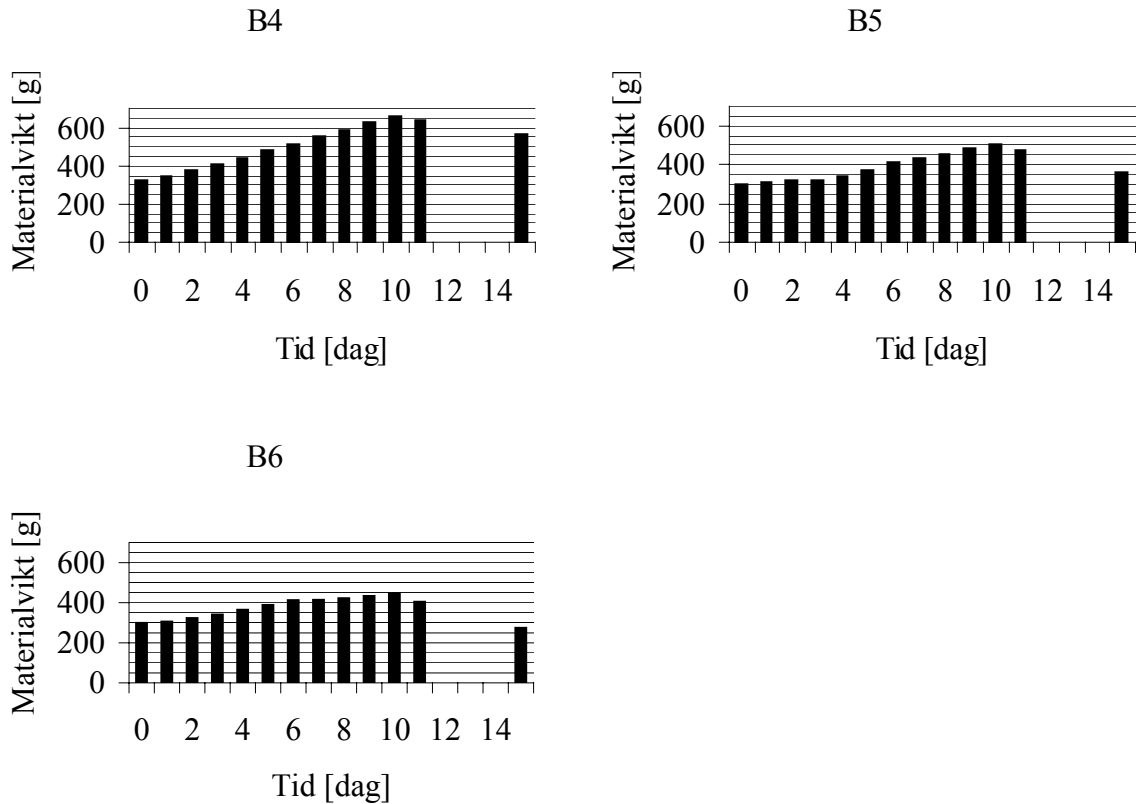
### **Viktsreduktion\*\***

Behållarna vägdes före och efter uttagning av prover och tillsats av nytt substrat. Den totala vikten, det vill säga behållarens vikt inklusive material, subtraherades sedan med respektive behållares vikt. På det sättet räknades materialet vikt fram och resultaten redovisas i figur 27.

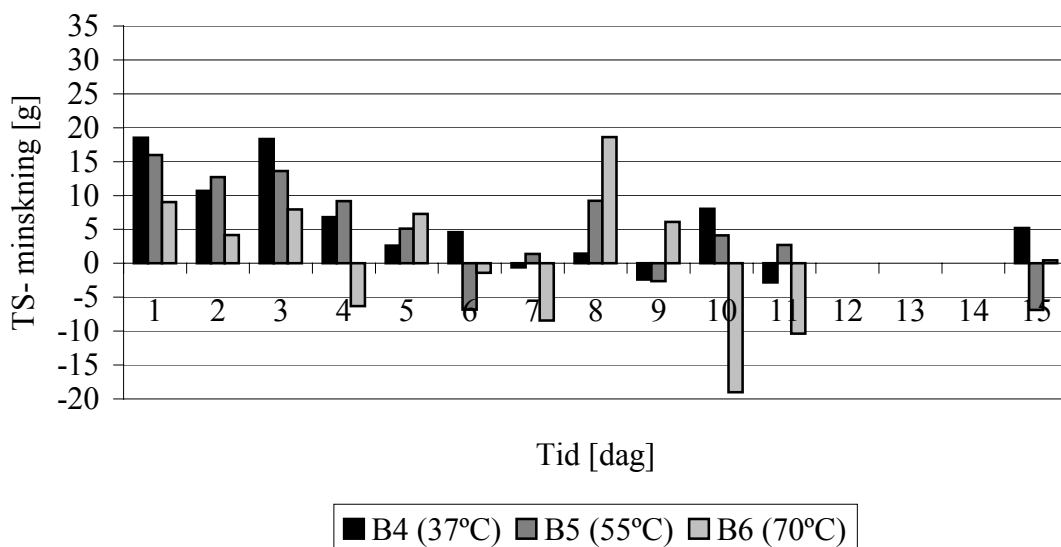
Ur figur 27 kan utläsas att vikten i B4, 37°C, stiger kontinuerligt i takt med matningen. I B5, ca 55°C, hålls vikten relativt konstant de första tre dagarna. Dag fyra börjar dock vikten att öka i takt med matningen. Vikten i B6, 70°C, ökar i takt med matningen fram till dag 6 då viktökningen tycks avta. De slutliga materialvikterna efter 10 dagars matning är 2960 g, 2706 g respektive 2689 g. Kurvans nedåtgående trend dag 11 beror på att det förutom ordinarie prover togs 50 g till kväveprover.

### **Reduktion av organiskt material\*\***

Reduktion av torrs substans i de olika behållarna visas i figur 28. Vissa värden i figuren är negativa vilket tyder på mätfel. Det finns dock några tydliga trender i TS-minskningen. I början av försöket sker större nedbrytning än i slutet. B4 och B5 har betydligt större nedbrytning under längre tid än B6. Det finns ingen större skillnad mellan B4 och B5.



Figur 27. Materialets viktsförändring över tiden i B4, B5 och B6. Stapeln visar materialvikten precis innan behållaren sätts tillbaka på sin plats i träställningen. Den nedåtgående trenden dag 11 beror på att det förutom de ordinarie proverna togs 50 g växtnäingsprov och 30 gram extra. Nytt substrat tillsattes av misstag.

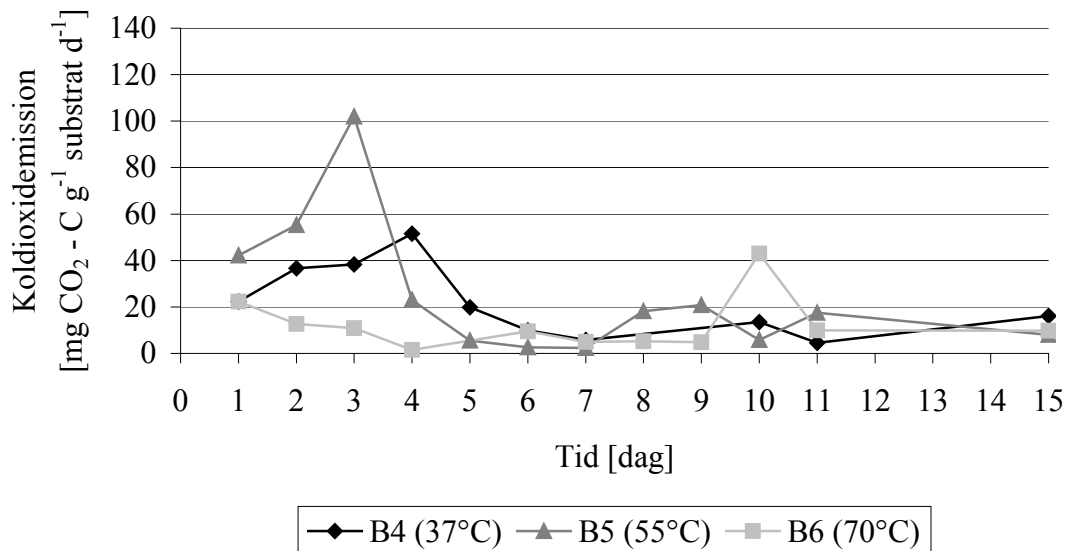


Figur 28. TS-minskning i B4, B5 och B6.

### Koldioxidemission\*

I figur 29 visas den ackumulerade koldioxidemissionen i B4, B5 och B6.

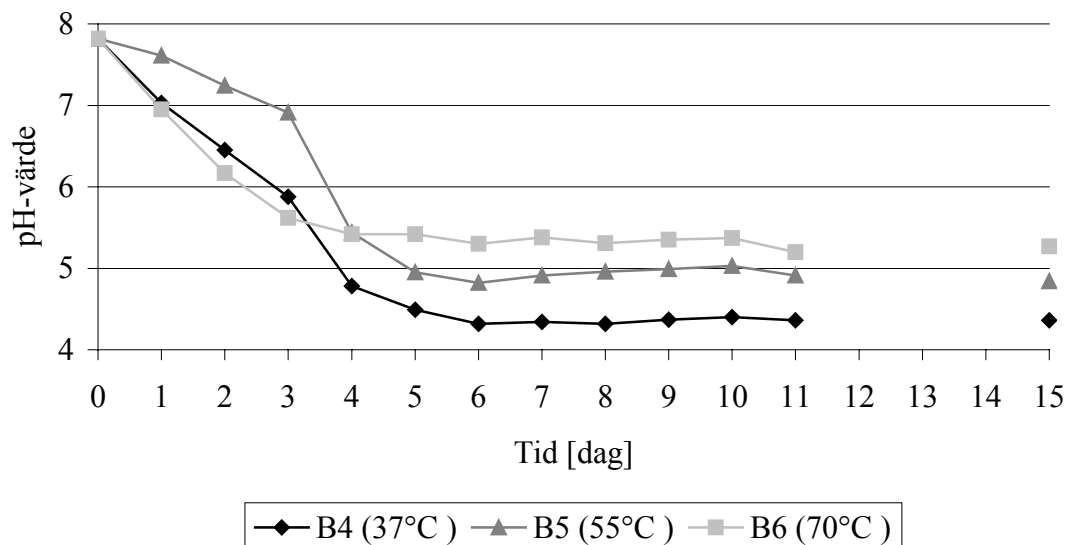
Koldioxidemissionen i B4 ökade långsamt i början för att vara 52 mg C per g substrat dag 4, därefter minskade koldioxidemissionen. Koldioxidemissionen ökade mest i B5 där den dag 3 var 102 mg C per g substrat, därefter minskade koldioxidavgången. I B6 var koldioxidemissionen låg över hela försöket, mellan 1 och 10 mg C per g substrat och dygn. I figuren har värdet för B4 dag 8 och 9 samt B6 dag 5 tagits bort då orimliga negativa värden erhöles.



Figur 29. Koldioxidemissionen per gram tillsatt substrat över ett dygn i B4, B5 och B6.

### Materialets pH-värde\*\*

Figur 30 visar förändringar i pH-värde i B4, B5 och B6. De första 3 dagarna följde B4 och B6 varandra relativt väl vad gäller pH-värde. Sedan skiljde sig B4 från B6 genom att pH-värdet sjönk mera i B4 än B6. B5 hade pH-värde nära 8 från början och sedan sjönk det långsamt de första 3 dagarna. Dag 4 sjönk pH-värdet kraftigt för att sedan plana ut kring pH 5. Torkningen mellan dag 11 och dag 15 påverkade inte pH-värdena.



Figur 30. pH-förändring i materialet i B4, B5 och B6.

### ***Innehåll av glukos, etanol och organiska syror\****

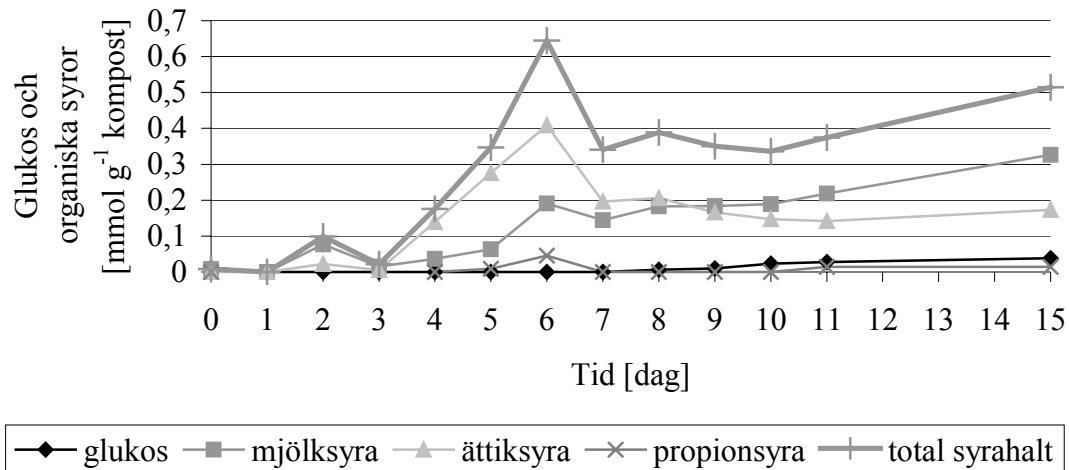
Innehållet av glukos och de organiska syrorna mjölksyra, ättiksyra och propionsyra i kompostmassan i behållarna B4, B5 och B6 visas i figurerna 31, 32 och 33. Innehållet av organiska syror i kondensvätskan från B4, B5 och B6 visas i figur 34. Ingen förekomst av smörsyra detekterades.

I B4 (figur 31) var halten av glukos väldigt låg över hela försöket. Koncentrationen av organiska syror steg väldigt snabbt dag 3 för att sedan ligga på en hög nivå. Ättiksyrakoncentrationen var som högst dag 6 med 0,41 mmol per gram kompost. Mjölksyrakoncentrationen steg över försöket för att vara 0,33 mmol per gram kompost dag 15 då försöket avbröts. Halten av propionsyra var som högst dag 6 då den var 0,04 mmol per gram kompost, även dag 11 och dag 15 var propionsyrakoncentrationen beräkningsbar. Etanol förekom i för HPLC-apparaturen detekterbara halter dag 2 och dag 15.

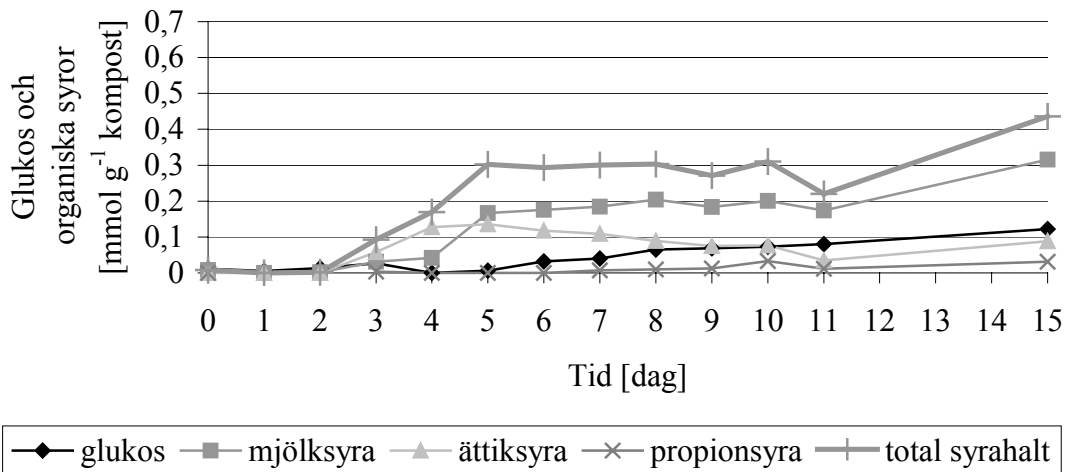
I B5 (figur 32) ökade koncentrationen av organiska syror dag 2 för att från dag 5 och framåt ligga på en jämn nivå och till sist dag 14 öka ytterligare. Ättiksyrakoncentrationen ökade i början och var som högst dag 5 då den var 0,14 mmol per gram kompost, därefter sjönk koncentrationen sakta. Mjölksyrakoncentrationen steg snabbt dag 4 för att sedan ligga kvar på knappt 0,2 mmol per gram kompost, dag 15 hade koncentrationen stigit igen för att slutligen hamna på 0,32 mmol per gram kompost. Koncentrationen propionsyra var under hela försöket detekterbar, men först efter dag 6 var koncentrationen så hög att den kunde bestämmas. Glukoshalten steg från dag 2 och framåt för att vara som högst dag 14 då den var 0,12 mmol per gram kompost. Etanolförekomst kunde endast detekteras dag 4.

Koncentrationen av organiska syror i B6 (figur 33) steg redan från första dagen. Ättiksyrahalten var som högst dag 3 med 0,18 mmol per gram kompost och dominerade fram till dag 6, varefter mjölksyra tog över och fortsatte att sakta öka till försöket avbröts, då var halten mjölksyra 0,15 mmol per gram kompost. Propionsyra förekom i jämförelsevis höga halter under hela försöket, och var som högst dag 4 med 0,06 mmol per gram kompost. Ingen etanol detekterades.

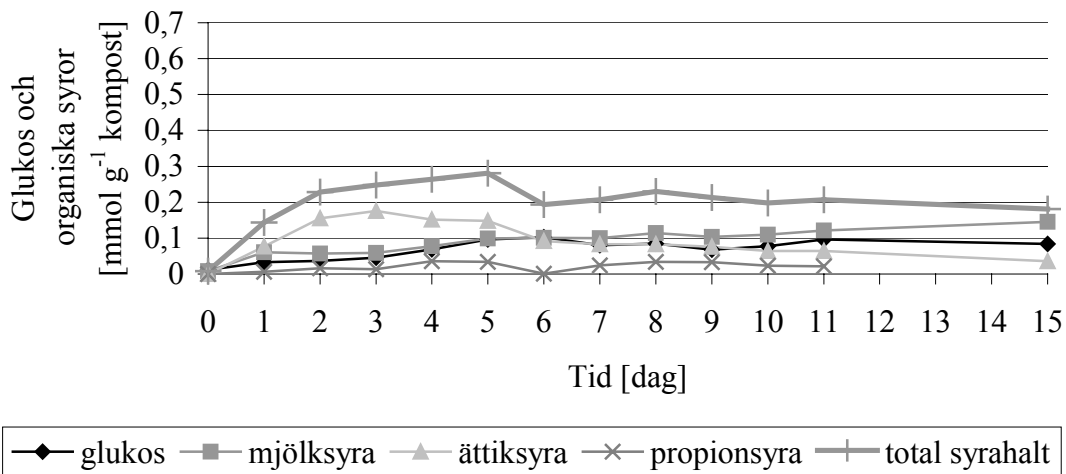
I kondensvätskorna (figur 34) från B4 (37°C), B5 (55°C) och B6 (70°C) påträffades främst ättiksyra. Mängden ättiksyra från både B4 och B5 var låg i början och ökade efter dag 6. I B4 var mängden ättiksyra runt 0,35 mmol per dygn från dag 7 till dag 10, varefter mängden minskade för att sedan kraftigt öka dag 14 till 0,75 mmol. Dag 7 var mängden ättiksyra i B5 0,89 mmol, varefter mängden minskade till 0 dag 14. I B6 varierade mängden kondensvätska och därmed mängden ättiksyra från dag till dag, generellt ökade mängden över försöket för att sluta på 2,78 mmol dag 14. I B4 förekom också propionsyra i kondensvätskan, mängden propionsyra ökade mot slutet och var som högst dag 14 på 0,14 mmol.



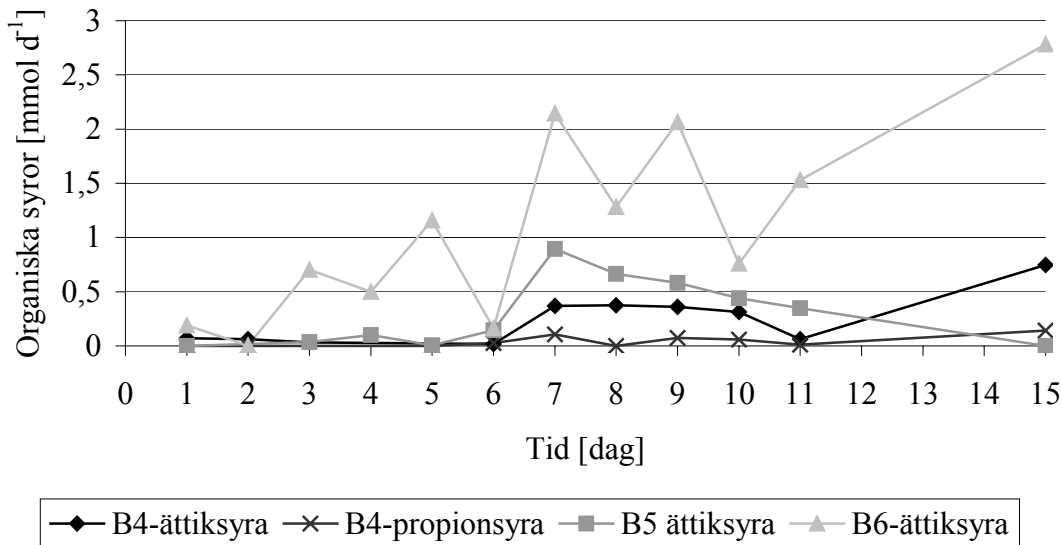
Figur 31. Innehåll av glukos och organiska syror i B4 (37 °C).



Figur 32. Innehåll av glukos och organiska syror i B5 (55 °C).



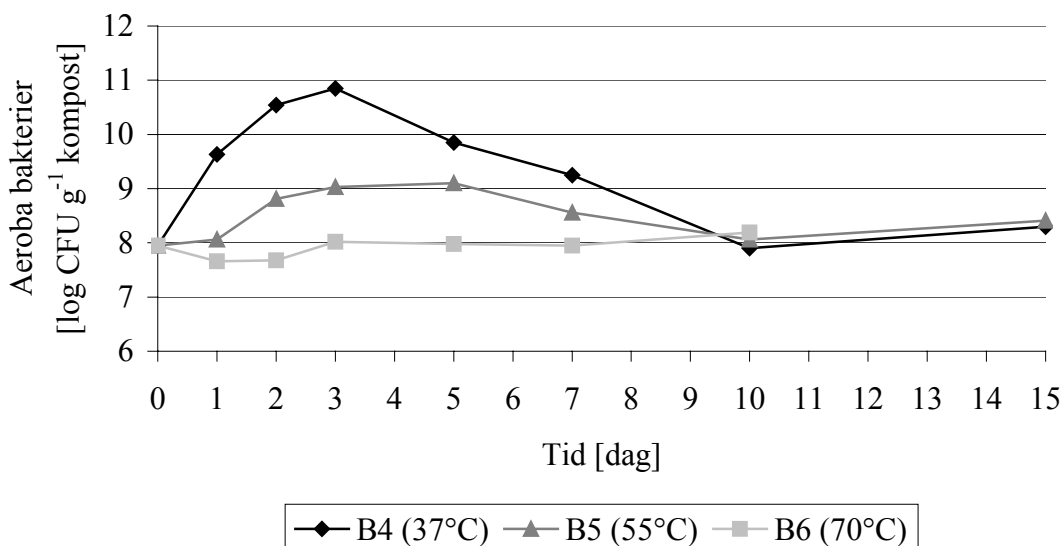
Figur 33. Innehåll av glukos och organiska syror i B6 (70 °C).



Figur 34. Mängden ackumulerade organiska syror i kondensvätskan från B4 (37°C), B5 (55°C) och B6 (70°C).

#### **Aeroba bakterier\***

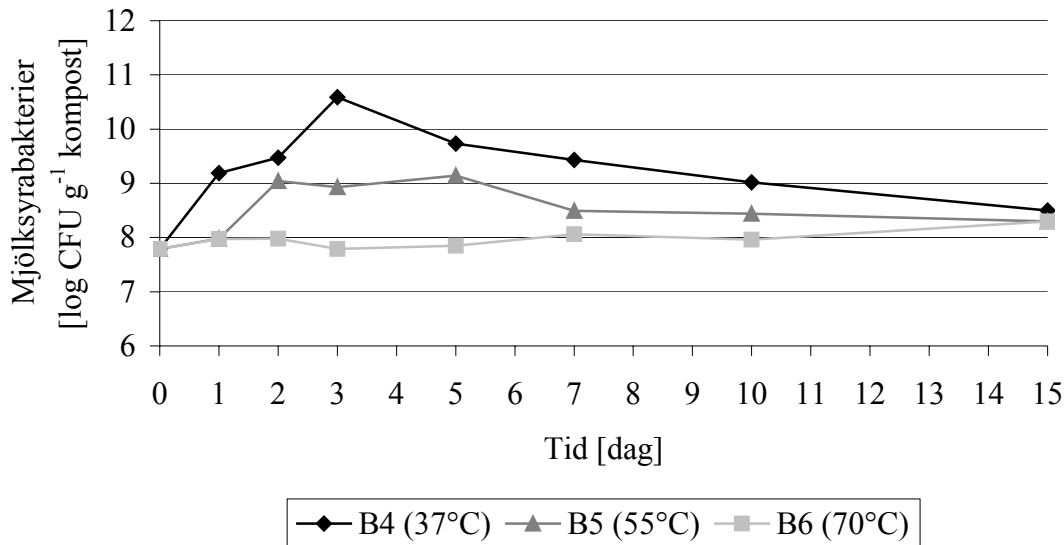
Antalet aeroba bakterier i B4, B5 och B6 visas i figur 35. För B4 och B5 ökade antalet aeroba bakterier de första dagarna, i B4 var antalet nästan  $10^{11}$  CFU dag 3, och i B5 var antalet  $10^9$  CFU dag 3 till 5. Sedan minskade antalet bakterier till utgångsläget  $10^8$  CFU. I B6 stannade antalet bakterier över hela försöket på i princip samma nivå som från början  $10^8$  CFU. Bakteriemängden i alla behållarna slutade på samma nivå.



Figur 35. Antalet aeroba bakterier i B4, B5 och B6.

#### **Mjölksyrabakterier\***

Figur 36 visar antalet mjölksyrabakterier i B4, B5 och B6. I B4 och B5 ökade antalet mjölksyrabakterier något de första dagarna för att sedan minska och hamna strax ovanför utgångsläget  $10^8$  CFU. Antalet mjölksyrabakterier ökade mest i B4, där antalet som mest var drygt  $10^{10}$  CFU dag 3, i B5 var antalet mjölksyrabakterier som mest  $10^9$  CFU dagarna 2 till 5. Antalet mjölksyrabakterier i B6 förblev relativt konstant under hela försöket, runt  $10^8$  CFU.



Figur 36. Antalet mjölksyrabakterier i B4, B5 och B6.

### 16S rDNA sekvensering\*

Resultatet från sekvenseringen visar att det i B4 (37°C) förekom *Lactobacillus plantarum* (674/674, 602/602 och 279/279 jämförda baspar). I B5 (55°C) fanns *Staphylococcus epidermidis* (494/495 jämförda baspar) och *Bacillus licheniformis* 14580 (450/454 jämförda baspar). *Pediococcus acidilactici* (T) (502/506 och 366/373 jämförda baspar) och *Bacillus coagulans* (376/380 jämförda baspar) hittades i B6 (70°C).

### Observationer av materialets lukt och struktur\*\*

Materialets lukt och strukturutveckling liknar i alla hänseenden utvecklingen i försök 1.

### Lagringsstabilitet\*\*

Vid inspektion av materialet ett antal veckor (4-9 veckor) efter avslutande av försöket kontrollerades materialets lagringsstabilitet med avseende på lukt, mögel, struktur och insektsförekomst. Följande observationer gjordes:

- B4 luktade illa och var täckt av mögel. Dessutom uppehöll sig en hel del flugor i materialet.
- B5 luktade sötsurt. Den hade torra små bitar och det förekom ingen insektsaktivitet.
- B6 luktade svagt sötsurt och hade en torr struktur. Ingen insektsaktivitet förekom.

### Tredje försöket

#### Startkultur\*\*

Vid igångsättningen av försök 3 upptäcktes att startkulturen fått ett mycket lågt pH. Detta berodde på att det kylskåp som användes för kylförvaring gått sönder. Försök att höja pH-värdet gjordes utan framgång. Beslut togs då att ändå göra ett försök med startkulturen i B8, 55°C. I B7 och B9 tillsattes endast substrat och därför påverkades inte de av den sura startkulturen.

## Temperatur\*\*

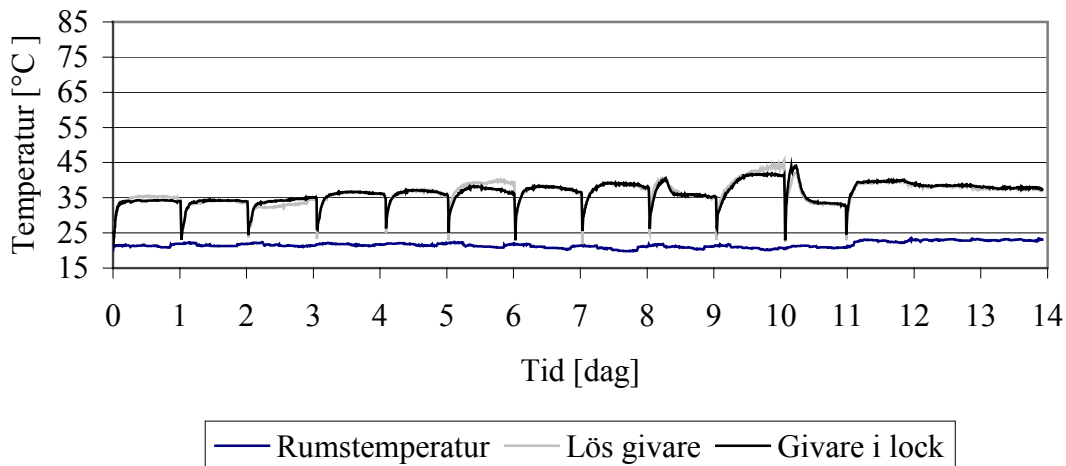
I figurerna 37, 38 och 39 visas hur temperaturen i behållarna ändras i B7, B8 och B9.

Temperaturregleringen var i B7 (figur 37) och B9 (figur 39) inställda på 37°C vilket gällde enligt termometrarna i vattenbadet. I B7 steg temperaturen sakta från dag 0 till dag 14 från ca 34°C till ca 40°C. Natten mellan dag 8 och 9 och mellan dag 10 och 11 lossade luftningsslangen ur B7 och då sjönk temperaturen kraftigt.

Temperaturregleringen i B8 (figur 38) var inställd på 55°C och enligt termometern i vattenbadet var denna temperatur 58°C. Temperaturen i behållaren var relativt stabil kring 50°C under hela försöksperioden.

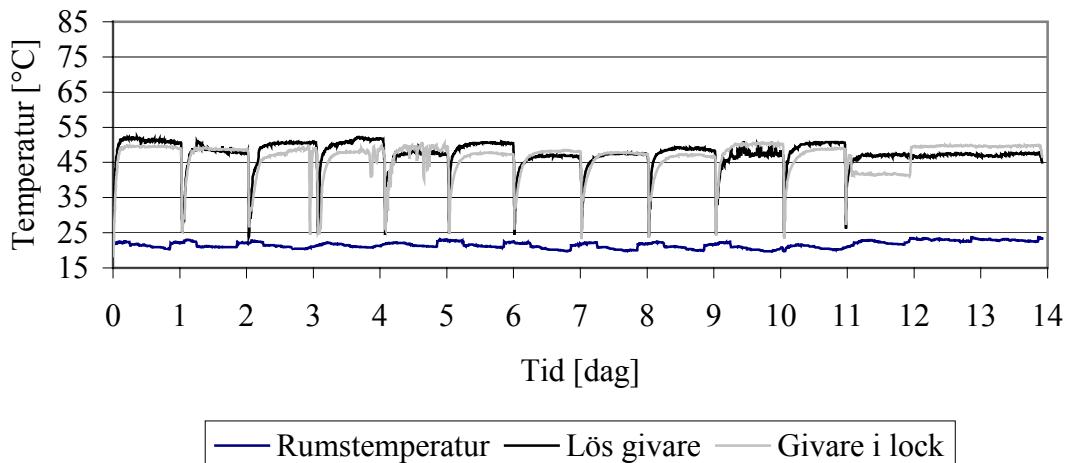
I B9 (figur 39) låg temperaturen konstant på ca 34°C de första 3 dagarna. Sedan steg den och låg därefter mellan 40°C och 45°C den resterande delen av försöksperioden. Under dag 4-5 och 9-10 var det problem med givaren i locket och därför plockades dessa mätvärden bort.

B7



Figur 37. Temperaturen i B7, temperaturregleringen var inställd på 37°C.

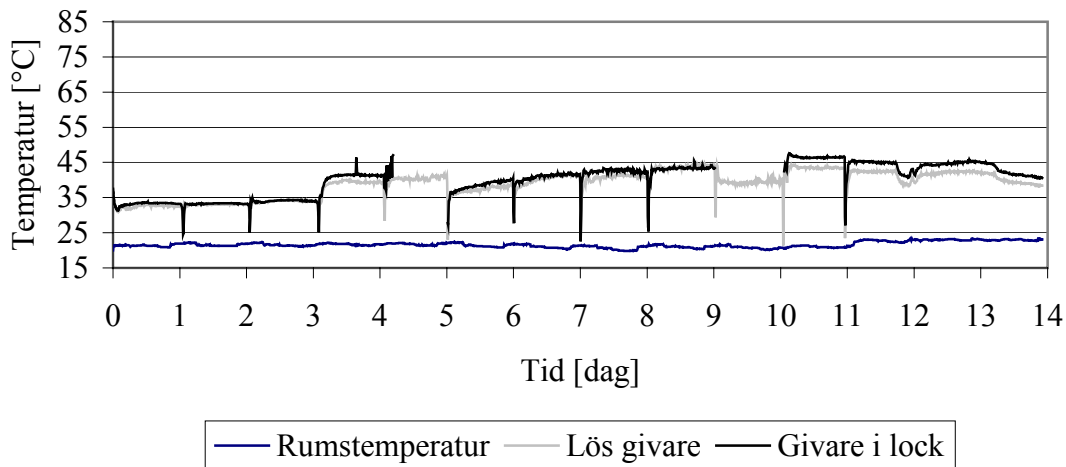
B8



Figur 38. Temperaturen i B8, temperaturregleringen var inställd på 55°C.



## B9

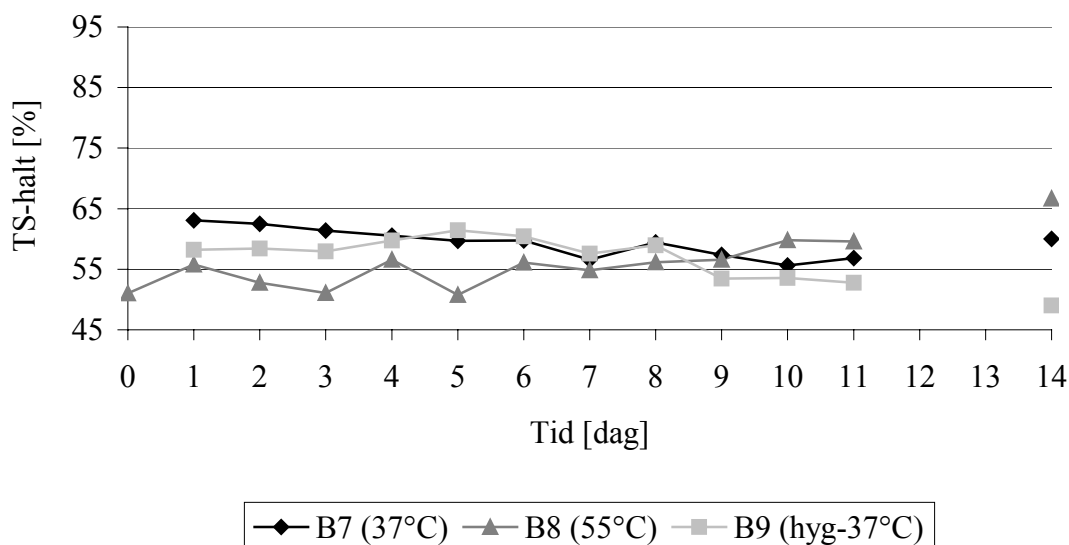


Figur 39. Temperaturen i B9, temperaturregleringen var inställd på 37°C.

### Torrsubstans- och askhalt\*\*

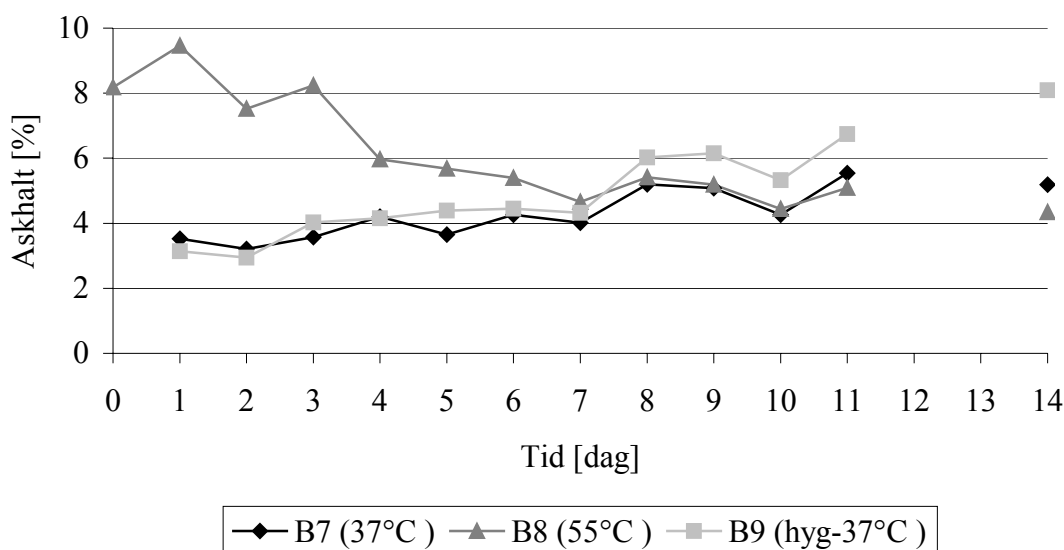
Torrsubstanshalten (figur 40) i materialet i B7 och B9 låg på en relativt jämn nivå under försöket. TS-halten sjönk från ca 60 % i början av försöket till ca 55 % dag 11. B7 och B9 skiljde sig däremot under de tre torkningsdagarna då B7 fick en högre TS-halt (60 %) och B9 fick en lägre TS-halt (50 %).

I B8 var tanken att TS-halten inte skulle stiga över 55 % och därför tillsattes vatten. I och med att materialet i denna behållare ändå blev surt snabbt tillsattes endast så mycket vatten att materialet fortfarande var enkelt att hantera. TS-halten varierade mycket under försöksperioden. Dag 1, 2 och 4 tillsattes 50 ml vatten. Resterande dagar tillsattes 25 ml vatten. Dag 11 tillsattes inget vatten. Under torkningen steg TS-halten från ca 60 % till ca 65 %.



Figur 40. Torrsubstanshalten i B7, B8 och B9.

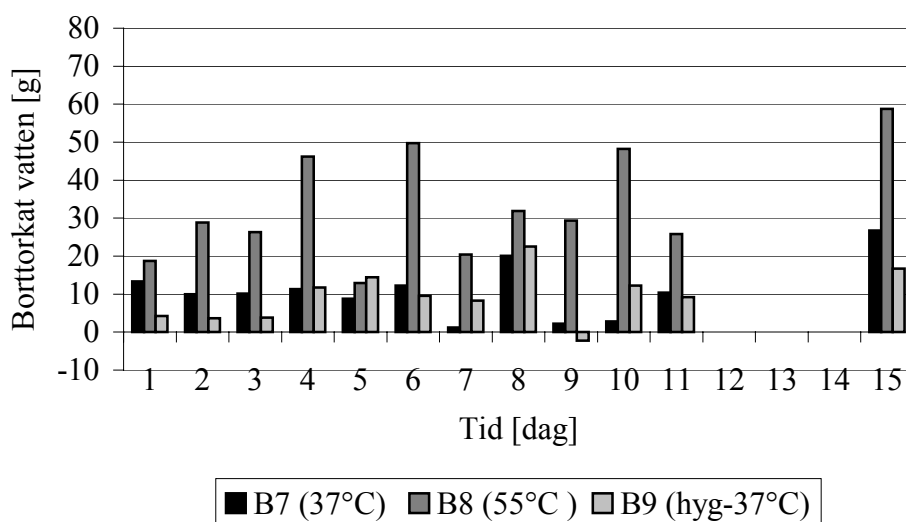
Askhalten (figur 41) i försök 3 ändrades i B7 och B9 från att vara låg, ca 3 % till att bli högre och högre. I B7 slutade askhalten på ca 5 % och i B9, ca 8 %. I B8 var askhalten högre från början, ca 8 %, och sedan sjönk den till ca 4 %.



Figur 41. Askhalten i B7, B8 och B9.

### Borttorkad vattenmängd\*\*

Den borttorkade mängden vatten i B7, B8 och B9 visas i figur 42. I figuren kan man se att vattenavgången var betydligt större i B8 än i B7 och B9. B7 hade genom hela försöket en större mängd avgivet vatten än B9.

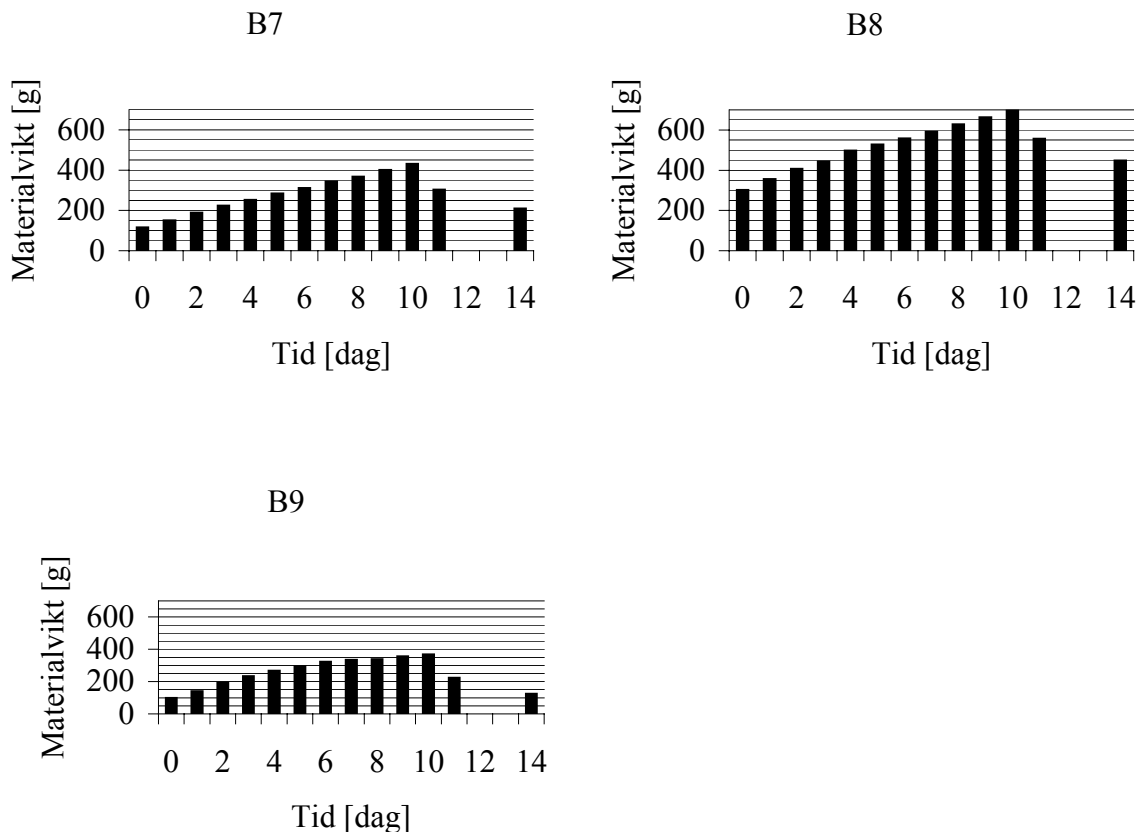


Figur 42. Borttorkad mängd vatten i B7, B8 och B9.

### Viktsreduktion\*\*

Behållarna vägdes före och efter uttagning av prover och tillsats av nytt substrat. Den totala vikten, det vill säga behållarens vikt inklusive material, subtraherades sedan med respektive behållares vikt. På det sättet räknades materialvikten fram och resultaten redovisas i figur 43.

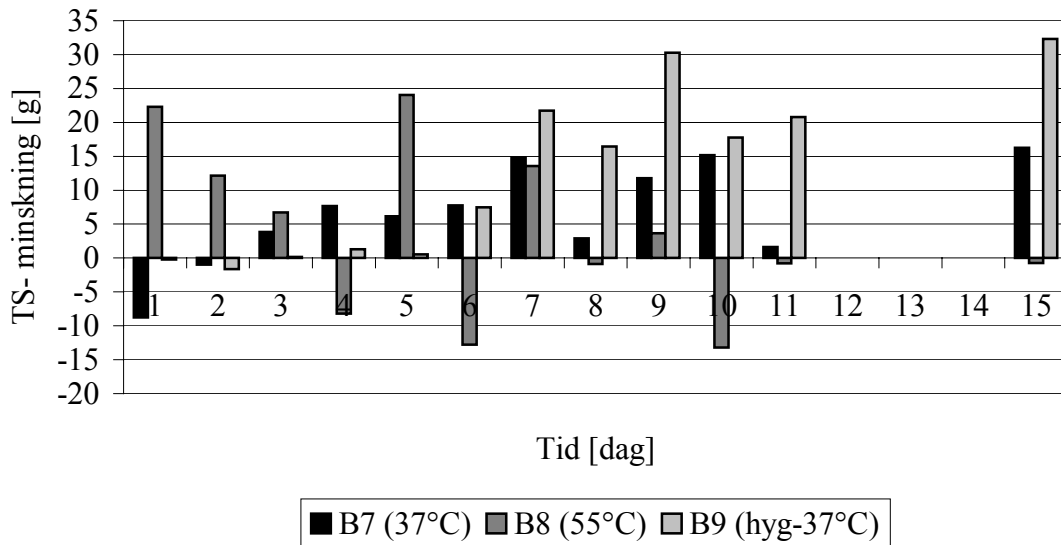
Ur figuren kan utläsas att vikten i B7, det vill säga den behållare som värms till ca 37°C, stiger kontinuerligt i takt med matningen. Även i B8, ca 55°C, ses samma förlopp. Materialvikten i B9, 37°C hygieniserat substrat, ökar också den med matningen, men här går inte viktökningen lika snabbt som i de övriga två. Kurvans neråtgående trend dag 11 beror på att det förutom ordinarie prover togs 50g till kväveprover och att inget nytt substrat tillfördes denna dag.



Figur 43. Materialets viktsförändring över tiden i B7, B8 och B9. Staplarna visar materialvikten precis innan behållaren sattes tillbaka på sin plats i träställningen. Den nedåtgående trenden dag 11 beror på att det förutom de ordinarie proverna togs 50 g växnäringsprov, 30 gram extra och att inget nytt substrat tillsattes. Temperaturregleringen i B7 och B9 var inställd på 37°C. I B8 var temperaturregleringen inställd på 55°C.

### **Reduktion av organiskt material\*\***

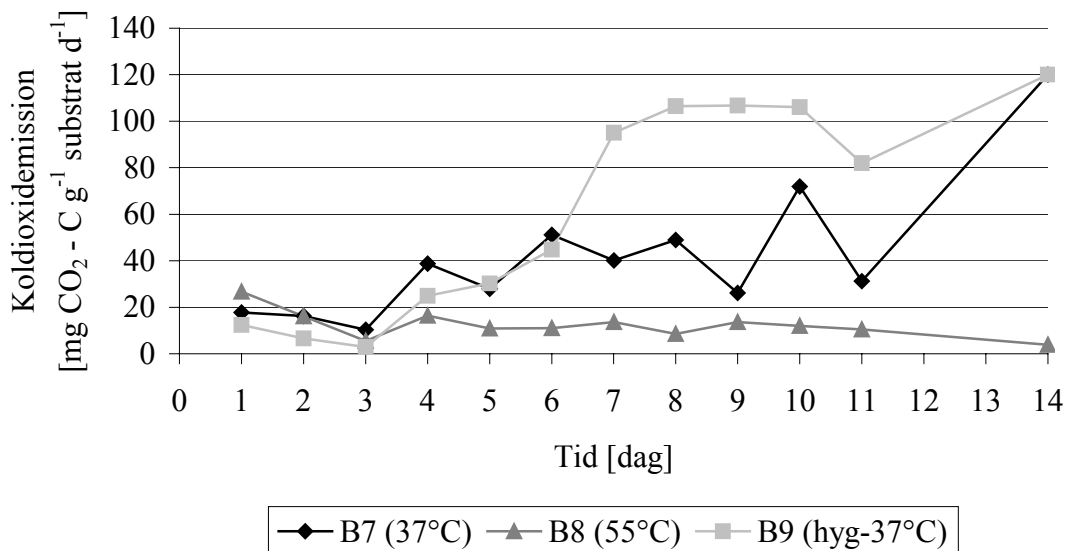
Reduktion av torrsubstans i de olika behållarna visas i figur 44. I figuren över TS-minskningen i B7, B8 och B9 kan man se att det i B8 förekom viss aktivitet i början av försöket och att den i slutet avtog. I B7 och B9 var TS-minskningen mycket låg i början och ökade kraftigt mot slutet, främst i B9.



Figur 44. TS-minskning i B7, B8 och B9.

### Koldioxidemission\*

Figur 45 visar koldioxidemissionen i B7, B8 och B9. Koldioxidemissionen i B8 var under hela försöket runt 10 mg C per g substrat. I B7 och B9 ökade koldioxidemissionen med tiden. Dag 9 och 11 åkte luftslangen av från B7, vilket syns i figuren då värdena för koldioxidemissionen dag 9 och 11 var något lägre. Värdena för B7 och B9 dag 14 visar det maximala mätvärdet därför att den ackumulerade koldioxidemissionen under de tre torkningsdagarna var högre än den koncentration av NaOH-lösningen som användes.

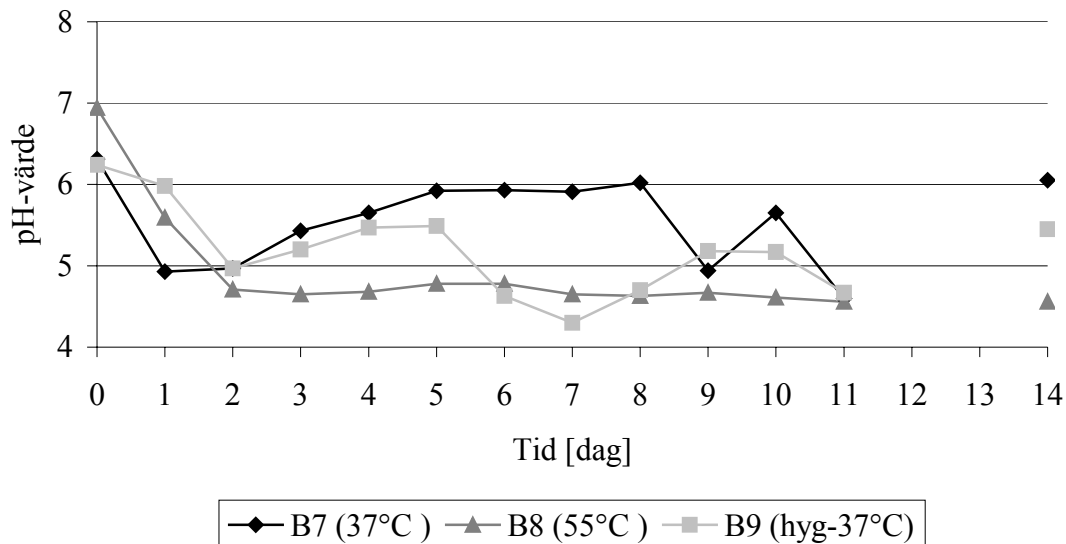


Figur 45. Koldioxidemissionen i B7, B8 och B9. Dag 9 och 11 då koldioxidemissionen minskade kraftigt i B7 hade luftslangen åkt ur. Den ackumulerade koldioxidemissionen från B7 och B9 dag 14 var högre än NaOH-lösningens koncentration.

### Materiallets pH värde\*\*

I figur 46 visas hur pH-värdet ändrades med tiden i de B7, B8 och B9. I B8 var pH-värdet vid start 6,9. Det sjönk snabbt och stabiliserades kring 4,6 från dag 2 och framåt. I B7 och B9 var utvecklingen mer komplicerad. Substratets pH-värde var ca 6,3. I B7 där ohygieniserat

substrat tillsats sjönk pH-värdet till 5 de första 2 dagarna och sedan steg det sakta upp till 6 igen. Detta värde hölls stabilt ända till dag 9 (då luftslangen lossnade). Även dag 11 släppte luftslangen vilket troligen förorsakade även det pH-fallet. pH steg från 4,6 till 6 under 3 dagars torkning. I B9, hygieniserat material i 37 °C, sjönk inte pH-värdet lika snabbt som i B7 men dag 2 hade de samma pH-värde. I B7 och B9 följde pH-värdena varandra ganska väl mellan dag 2 och dag 5, sedan sjönk det i B9 mellan dag 5 och dag 7, för att sedan stiga igen mellan dag 7 och dag 9. Under 3 dagars torkning steg pH värdet från 4,7 till 5,5.



Figur 46 Materialets pH-värde i materialet i B7, B8 och B9.

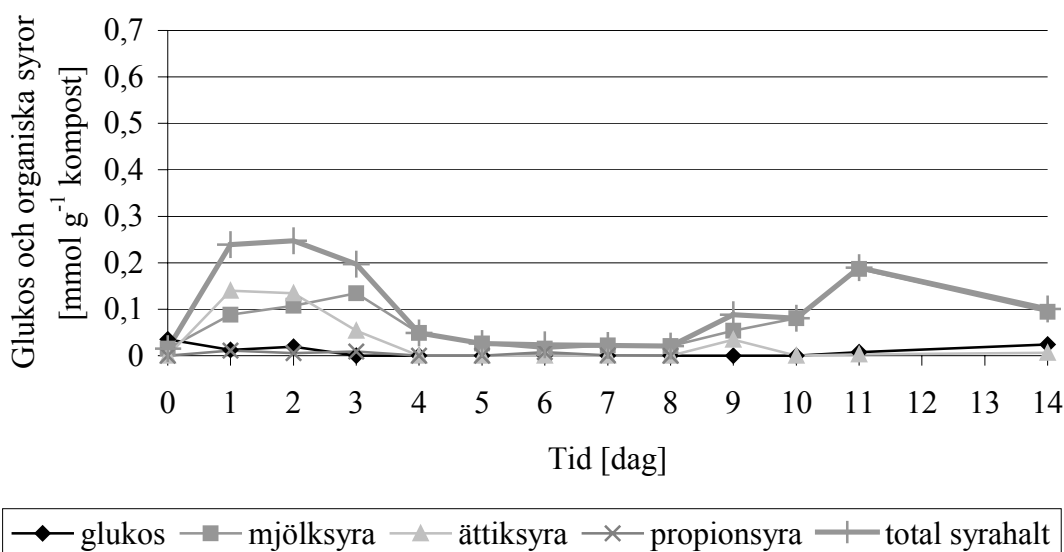
#### **Innehåll av glukos, etanol och organiska syror\***

Figureerna 47, 48 och 49 visar innehållet av glukos och de organiska syrorerna mjölksyra, ättiksyra och propionsyra i B7, B8 och B9 samt innehållet av etanol i B9. Figur 50 visar innehållet av de organiska syrorerna ättiksyra och propionsyra samt etanol i kondensvätskan från B7, B8 och B9. Ingen smörsyra detekterades i någon av behållarna.

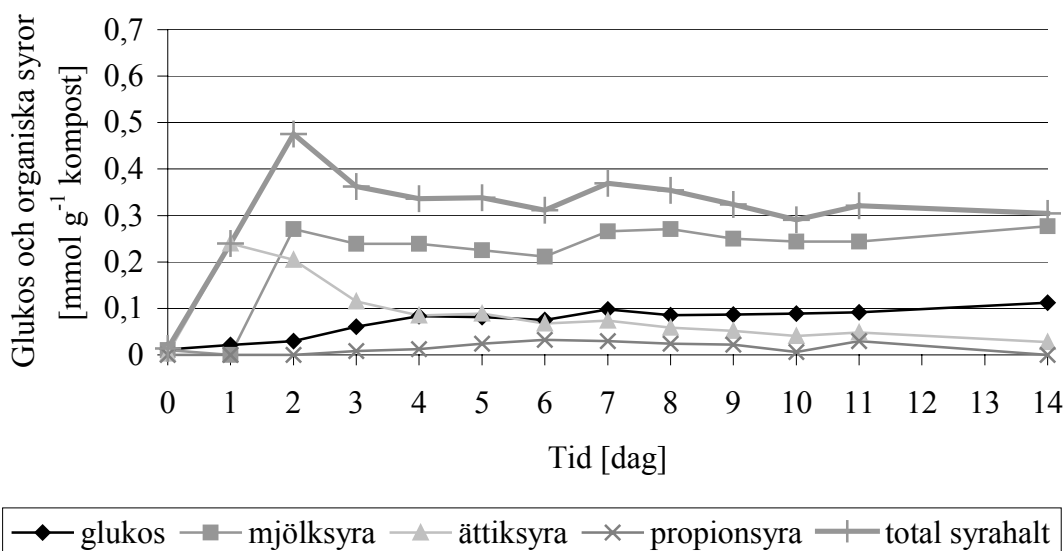
I B7 (figur 47) ökade koncentrationen av organiska syror i början av försöket för att sedan minska och mot slutet av försöket åter igen öka. Koncentrationen av ättiksyra var som högst dag 1 med 0,14 mmol per gram substrat, därefter minskade halten för att lägga sig på en låg jämn nivå precis ovanför 0. Mjölksyrakoncentrationen ökade också den i början till 0,13 mmol per gram kompost dag 3, för att sedan minska till en låg jämn nivå på 0,02 mmol per gram kompost dag 5 till 8, varefter koncentrationen återigen ökade till 0,19 mmol per gram kompost dag 11. Halten av propionsyra var så låga att HPLC-apparaturen endast detekterade att den fanns men kunde inte beräkna koncentrationen. Etanol fanns i detekterbar koncentration dag 3 och dagarna 5 till 11.

Koncentrationen av ättiksyra i B8 (figur 48) steg redan dag 1 till 0,24 mmol per gram kompost, varefter den minskade till under 0,1 mmol per gram kompost dag 4 och låg sedan runt 0,05 mmol per gram kompost resten av försöket. Mjölksyrakoncentrationen ökade dag 2 då den steg till 0,27 mmol per gram kompost, varefter koncentrationen stannade på en tämligen konstant nivå mellan 0,2 och 0,3 mmol per gram kompost. Propionsyrakoncentrationen steg efter dag 2 och låg sedan på en låg jämn nivå runt 0,02 mmol per gram kompost. Halten av glukos steg också den redan dag 1 för att lägga sig på runt 0,1 mmol per gram kompost från dag 4 och framåt. Ingen etanol förekom.

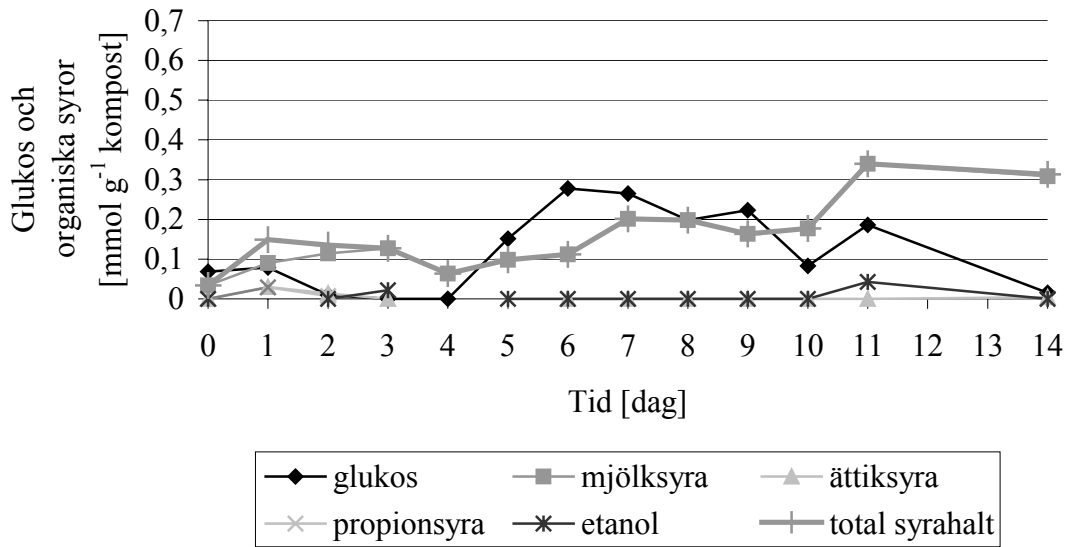
Koncentrationen av såväl ättiksyra som mjölksyra och propionsyra i B9 (figur 49) ökade redan dag 1. Till skillnad från övriga försök var det mjölksyrakoncentrationen som ökade snabbast redan dag 1. Mjölksyra-, ättiksyra- och propionsyrakoncentrationerna dag 1 var 0,09, 0,03 respektive 0,03 mmol per gram kompost. Halten av mjölksyra fortsatte sedan att öka medan ättiksyra- och propionsyrakoncentrationerna minskade till noll. Mjölksyrakoncentrationen var 0,34 mmol per gram kompost dag 11. Glukoshalten var stor redan från början men minskade sedan något för att vara 0 dag 3 och 4, och sedan öka igen. Glukoshalten var som högst dag 6 då den var 0,28 mmol per gram kompost, varefter halten sakta minskade till nära noll dag 14. I B9 finns etanol i kompostmassan över hela försöket och koncentrationen steg till 0,04 mmol per gram kompost dag 11.



Figur 47. Innehållet av glukos och organiska syror i B7 (37°C).

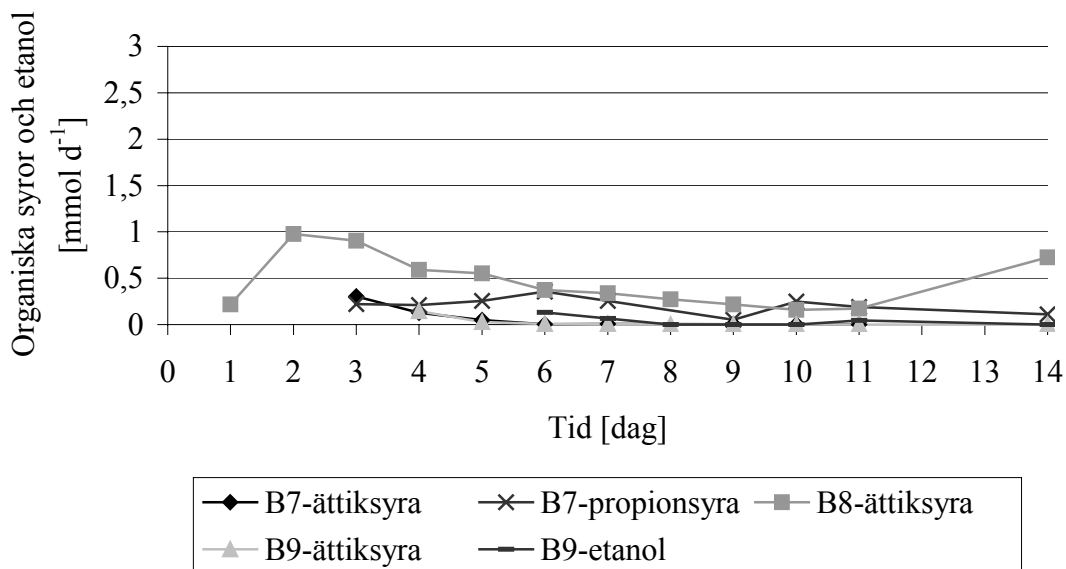


Figur 48. Innehållet av glukos och organiska syror i B8 (55°C).



Figur 49. Innehållet av glukos och organiska syror i B9 (hyg-37 °C).

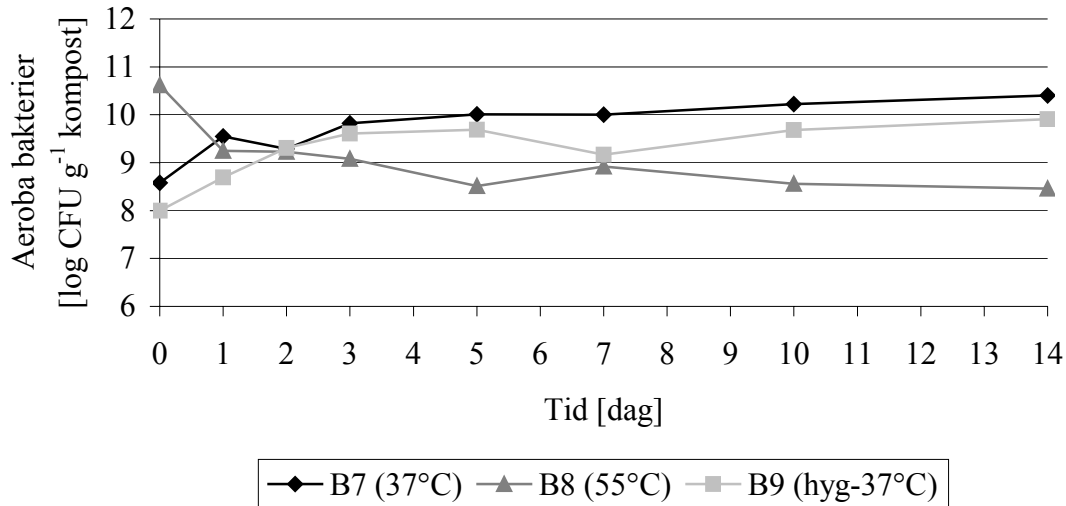
Figur 50 visar att ättiksyra är den syra med högst förekomst i kondensvätskan. I B7 var mängden ättiksyra i kondensvätskan ganska låg över hela försöket, däremot var mängden propionsyra från samma kondensvätska (B7) runt 0,25 mmol över hela försöket. För B8 var mängden ättiksyra 1 mmol dag 2, varefter mängden minskade till runt 0,2 mmol för att sedan öka igen till 0,72 mmol dag 14. Mängden ättiksyra från B9 var nära noll över hela försöket, medan etanol från B9 var 0,13 mmol dag 6 och låg sedan nära noll resten av försöket.



Figur 50. Mängden av organiska syror samt etanol i kondensvätskan som ackumulerats över ett dygn från B7 (37 °C), B8 (55 °C) och B9 (hyg-37 °C).

### ***Aeroba bakterier\****

Antalet aeroba bakterier i B7, B8 och B9 visas i figur 51. I B7 och B9 ökade antalet aeroba bakterier med tiden från  $10^8$  CFU till  $10^{10}$  CFU medan det i B8 sjönk i början från  $10^{11}$  CFU till  $10^9$  CFU för att sedan hålla sig på den nivån.



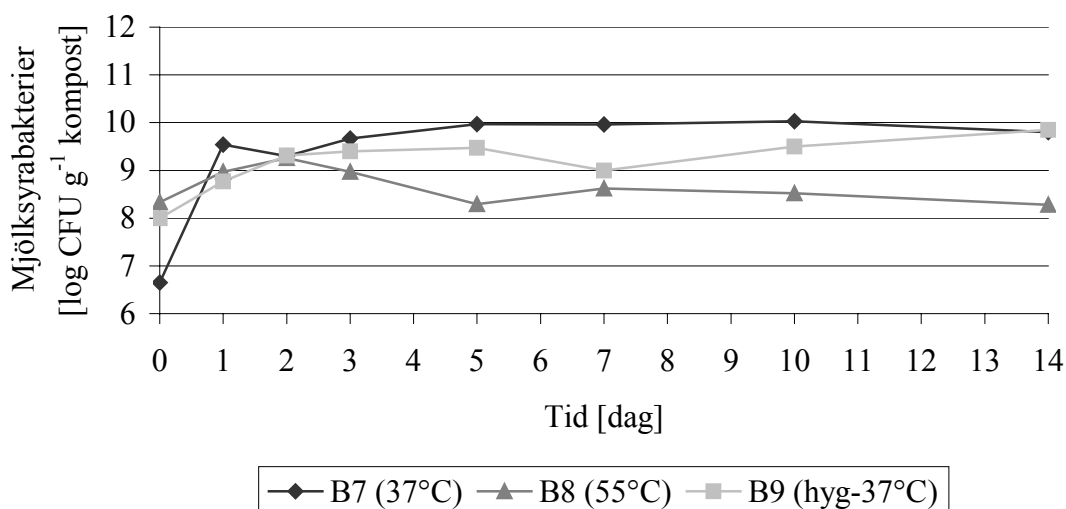
Figur 51. Antalet aeroba bakterier i B7, B8 och B9.

### ***Observerad mögelutveckling\****

Enligt olfaktiska bedömningar luktade det mögel i B9 dag 7. Dag 8 observerades mögel på substratet i behållaren, men på TGEA plattorna växte mögel redan från dag 5. I B7 upptäcktes inget mögel förrän dag 14, varken i behållaren eller på odlingarna.

### ***Mjölksyrabakterier\****

Antalet mjölksyrabakterier i B7, B8 och B9 visas i figur 45. Antalet mjölksyrabakterier i B7 steg hastigt i början från  $10^7$  CFU till  $10^9$  CFU och låg sedan kvar på den nivån. I B8 och B9 steg antalet mjölksyrabakterier från  $10^8$  CFU till  $10^9$  CFU i början. B9 var kvar på den nivån och mot slutet ökade ytterligare till  $10^{10}$  CFU. B8 sjönk tillbaka till utgångsnivån.



Figur 52. Antalet mjölksyrabakterier i B7, B8 och B9.



### **16S rDNA sekvensering\***

Sekvenseringen visar att det i B7 (37°C) finns *Weissella confusa* (507/507 och 526/545 jämförda baspar) och i B9 (37°C med hygienisering) finns *Pediococcus acidilactici* (456/459 jämförda baspar) och *Lactobacillus plantarum* (664/664 jämförda baspar).

### **Observationer av materialets lukt och struktur\*\***

I B7 luktade materialet surt dag 1 och 2. Från och med dag 3 och framåt övergick det till att lukta jäst. Under hela försöket kunde man se bitarna och materialet var ganska torrt och finfördelat.

I B8 luktade materialet svagt av ammoniak dag 1 och 2 sedan övergick det till att lukta någonting obestämt starkt till och med dag 7 då det istället började lukta surt. Materialets var under hela försöket kladdigt och hade klumpat ihop till stora bollar.

I B9 luktade materialet sötsurt dag 1 och 2. Dag 3 började den att lukta jäst och den förblev så resten av försöket. De 5 första dagarna var materialet ganska kladdigt och det klumpade sig lite sedan blev det ganska torrt.

### **Lagringsstabilitet\*\***

Vid inspektion av materialet ett antal veckor (4-9 veckor) efter avslutande av försöket kontrollerades materialets lagringsstabilitet med avseende på lukt, mögel, struktur och insektsförekomst. Följande observationer gjordes:

- B7 luktade illa och hade en mögelhuva. I botten av burken hade materialet blivit rött. Ingen insektsaktivitet förekom.
- B8 luktade sprit. Det var någonting vitt på klumparna. Ingen insektsaktivitet förekom
- B9 luktade illa. Materialet hade blivit svart och det ”dammade” när man skakade på burken. Ingen insektsaktivitet förekom

## DISKUSSION

*Tabell 11. Försöksupplägg*

Försök 1		
B1:a	37°C	Luftslangarna hängdes upp så att kondensvätskan kunde rinna tillbaka ner i behållarna
B1:b	37°C, omstart av B1:a	
B2	55°C	
B3	70°C	
Försök 2		
B4	37°C	Luftslangarna hängs ned så att kondensvätskan inte kan rinna tillbaka ner i behållarna, ett försök att torka ut materialet mer
B5	55°C	
B6	70°C	
Försök 3		
B7	37°C, ingen startkultur tillsattes	
B8	55°C, genom att tillsätta vatten och hänga upp luftslangen hölls materialet fuktigare	
B9	hyg-37°C, ingen startkultur tillsattes, substratet hygieniserades i 70°C i ett dygn	

### **Substratets vattenhalt\*\***

Vid tillverkningen av substratet hade den vattenmängd som skulle tillsättas räknats ut. Den beräknade vattenhalten och den vattenhalt som erhöles efter blandning stämde inte överens. En orsak till detta kan vara att vattenmängden i brödet inte var samma i det bröd som användes för beräkning och det som faktiskt blandades i substratet.

De prover som togs på substratet under blandningsdagen visar på stor spridning i vattenhalt under dagen, vilket troligen beror på att vattnet inte var helt jämnt fördelat i den uppblötta hundmaten.

### **Temperatur och luftflöde\*\***

Vattentemperaturen i vattenbadet var högre än den temperatur som uppnåddes vid stabiliserad temperatur i materialet. Detta kan förklaras av värmeförluster från den slang som vattnet pumpades igenom och från behållaren.

Vid vissa tillfällen var det någon av givarna som inte fungerade och då plockades värdena från denna bort. De värden som finns kvar i figurerna stämmer troligen relativt bra eftersom temperaturgivarna tycks följa varandra ganska väl under försökens gång. De skillnader som ändå fanns mellan den lösa givaren och den som var fastmonterad i locket, kan bero på att givarna låg på olika ställen i behållaren.

Det var svårt att veta den exakta luftvolymen som faktiskt gick genom materialet då de små hålen i plaströret lätt sattes igen. En annan faktor som kan vara av betydelse är den springa som fanns mellan behållare och lock, där luft lätt kunde smita in. Rotametern, med vilken luftflödet mättes och ställdes in, fastnade ibland i fel läge och gav då inte rätt flöde. Vid några tillfällen släppte luftslangen från sitt hål och lufttillförseln uteblev då helt.

### **Korrelation mellan bakterier på plattan och bakterier i kompostmassan\***

Vid odling av aeroba bakterier och mjölksyrabakterier visades det bland annat genom inkuberingen vid högre temperaturer att tillväxtmiljön i kompostmassan och den på agarplattorna skiljde sig. Miljön i komposten var mer varierad. Temperaturen skiljde sig

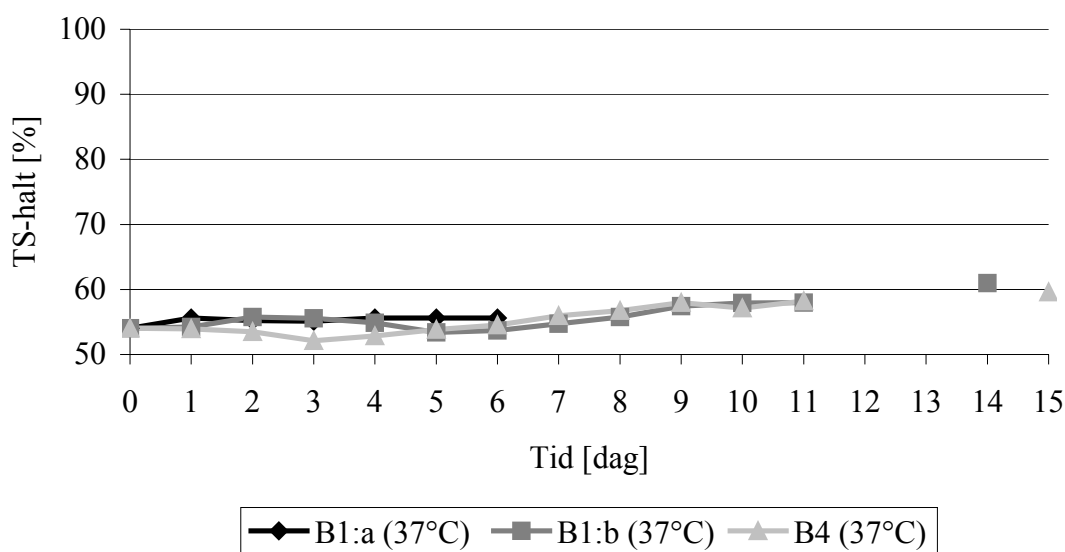
mellan olika områden i kompostmassan. Sett på partikelnivå så var skillnaden stor på partikelns yta där syretillgången förmodligen var god mot att det kan ha varit brist på syre inne i partiklarna. På agarplattorna var miljön relativt homogen, näringstillgången var god och temperaturen var den samma i hela omgivningen. I och med att det inte finns någon agar där alla mikroorganismer växer förekom en viss selektion och förmodligen är det så att resultaten är något lägre än den verkliga mängden bakterier.

### Temperatur\*

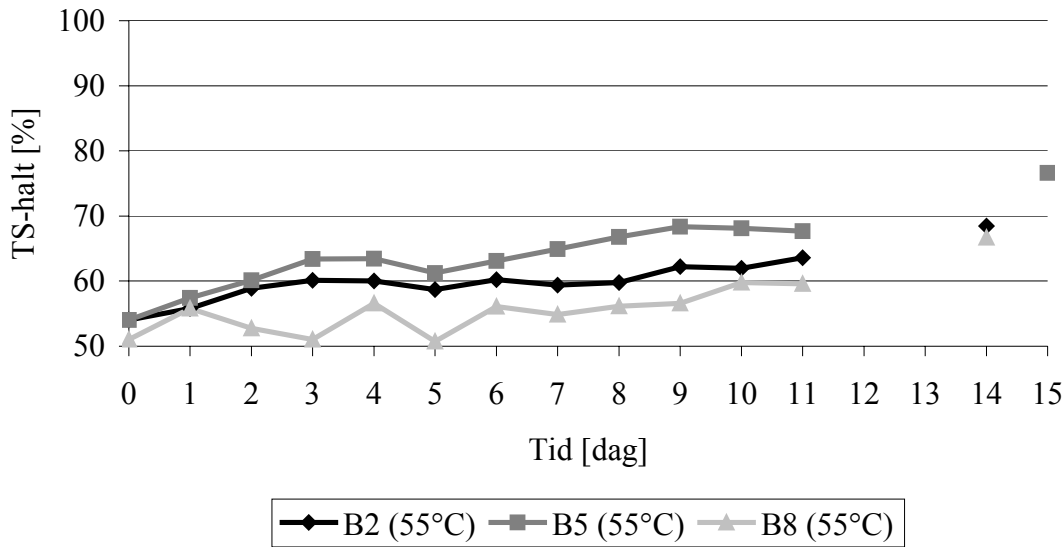
I B1:a, B1:b och B4 vid 37°C (figur 4, 5 och 21) samt i B2 och B5 vid 55°C (figur 6 och 22) skedde en höjning av temperaturen de första dagarna av försöken. Denna temperaturhöjning orsakades troligen av den mikrobiella aktiviteten som vid mineralisering av det lättnedbrytbara substratet utvecklade värme (Sundberg, 2004). Detta bekräftas av koldioxidemissionen (figur 59 och 60) som var högre samtidigt som temperaturhöjningen skedde. Vid 70°C (figur 7 och 23) samt de resterande dagarna vid 37°C och 55°C (figur 4, 5, 6, 21, 22 och 38) var den enda uppvärmningen den externa värmen som tillfördes från vattenbadet.

### Torrsubstans\*

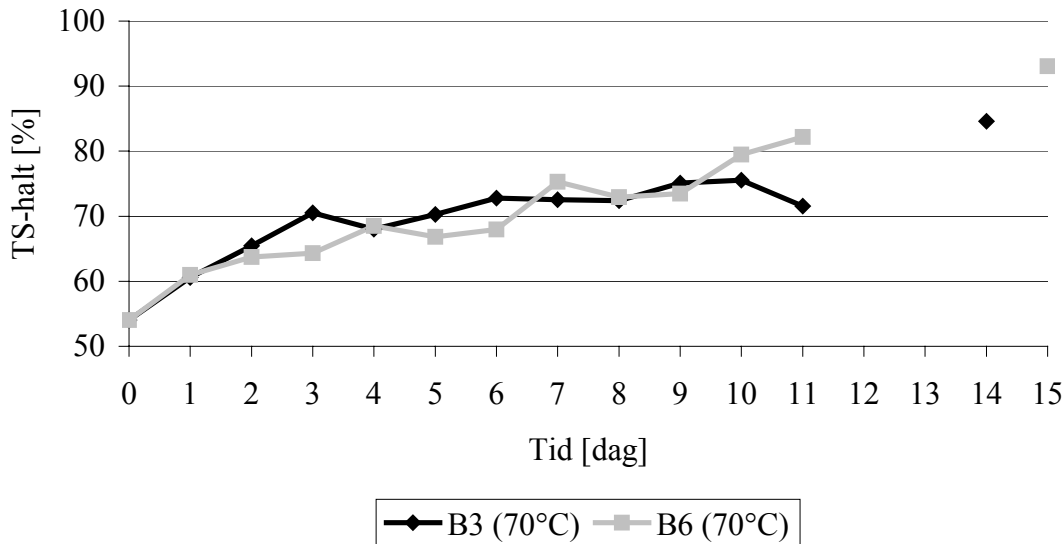
Den förväntade skillnaden mellan B1:a, B1:b och B4 (37°C) var att B4 skulle torka ut mer genom att kondensvattnet inte skulle få rinna tillbaka in i behållaren. Den uppmätta TS-skillnaden (figur 53) var dock nästan obefintlig, små variationer finns men båda höll sig runt 55 % TS och slutade på 60 % TS. Orsaken var att temperaturen i behållarna var så låg att mycket lite vätska avdunstade (figur 10 och 26), och därmed blev försöken i princip upprepningar. I B3 och B6 (70°C) förväntades också den senare torka ut mer, den verkliga uttorkningen blev istället ungefär samma i båda (figur 55). Detta är troligen orsakat av att den höga temperaturen avdunstar lika mycket i båda fallen och att mängden kondensvätska som rann tillbaka inte var tillräcklig för att hålla materialet fuktigt. Vid 55°C i B2, B5 och B8 (figur 54) blev skillnaden i uttorkning mätbar, där kondenserade vattenångan i slangarna och rann tillbaka in i behållaren i B2, i B5 rann kondensvätskan istället genom slangarna ner i uppsamlingsflaskan och i B8 behölls den höga vattenhalten genom tillsats av vatten.



Figur 53. Torrsubstanshalten vid 37°C.



Figur 54. Torrsubstanshalten vid 55 °C.



Figur 55. Torrsubstanshalten vid 70 °C.

### Organiska syror, torrsubstans och temperatur\*

Genom att studera 55°C och hur syrakoncentrationen (figur 17, 32 och 48) förändrades med torrsubstanshalten (figur 54) i de olika försöken, drogs slutsatsen att en högre syrakoncentration bildades när materialet var blötare och de syrabildande bakterierna gynnades av låga torrsubstanshalter. Denna skillnad i produktionen av organiska syror i försöken vid 37°C (figur 15, 16 och 31) kunde inte urskiljas eftersom torrsubstansen (figur 53) i princip var den samma i båda försöken. Den totala koncentrationen av organiska syror var högre vid 37°C än övriga vilket kan bero på att mjölksyrabakterierna gynnas av låga torrsubstanshalter, då miljön är mer anaerob, (Roos, pers., 2005), och att mjölksyrabakterier trivs bättre vid mesofil temperatur.

Skillnaden i syrabildning mellan 70°C behållarna (figur 18 och 33) var liten vilket beror på att B6 endast varit lite torrare än B3 (figur 55). Däremot ökade syrahalten i 70°C behållarna mycket tidigare än i de övriga behållarna vilket kan bero på att de termofila bakteriernas

aktivitet hämmas av de organiska syrorna och lågt pH (Smårs, 2002) och mineraliseringen av dessa begränsades. Samtidigt var koncentrationen av organiska syror lägre vid 70°C vilket framförallt beror på att mjölksyrabakteriernas aktivitet begränsades av den höga torrsubstanshalten och temperaturen.

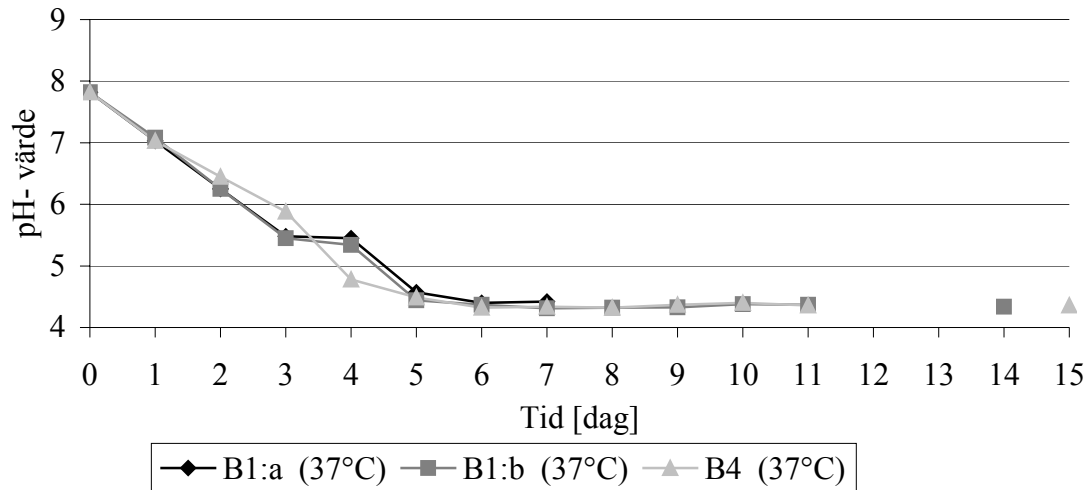
Genomgående var det ättiksyran som ökade mest i början och ökningen var också något större i de försök som var torrare. I försöken vid 70°C (B3 och B6) och för de två första försöken vid 55°C (B2 och B5) verkar det som att ättiksyraproduktionen ökar när torrsubstanshalten blivit 60 % TS. Detta skulle kunna betyda att de mikroorganismer som producerat ättiksyra gynnas av torrare förhållanden, vilket då innebär att det inte var mjölksyrabakterierna som producerade all den ättiksyra som observerats utan främst någon typ av ättiksyrabakterie. Att koncentrationerna av organiska syror var högre i de blötare behållarna kan förklaras med att mindre syre var tillgängligt på grund av syrets begränsade förmåga att diffundera från gasfas till vätskefas (Miller, 1996; Reinhardt, 2001). Detta gör att de aeroba bakterierna som bryter ner de organiska syrorna missgynnas samtidigt som mjölksyrabakterierna gynnas, vilket ledde till en successivt ökande koncentration av mjölksyra.

En annan förklaring till att ättiksyrakoncentrationen ökar tidigare än mjölksyrakoncentrationen skulle kunna vara att det är lättare att bryta ned mjölksyra än ättiksyra. När ättiksyrahalten stigit till höga halter så hämmas den bakteriella aktiviteten och nedbrytningen av mjölksyra och då ökar även koncentrationen av mjölksyra i materialet. Ättiksyrakoncentrationen minskade åter när halten av mjölksyra ökade vilket skulle kunna betyda att ättiksyrabakterierna är känsligare mot aciditet än mjölksyrabakterierna.

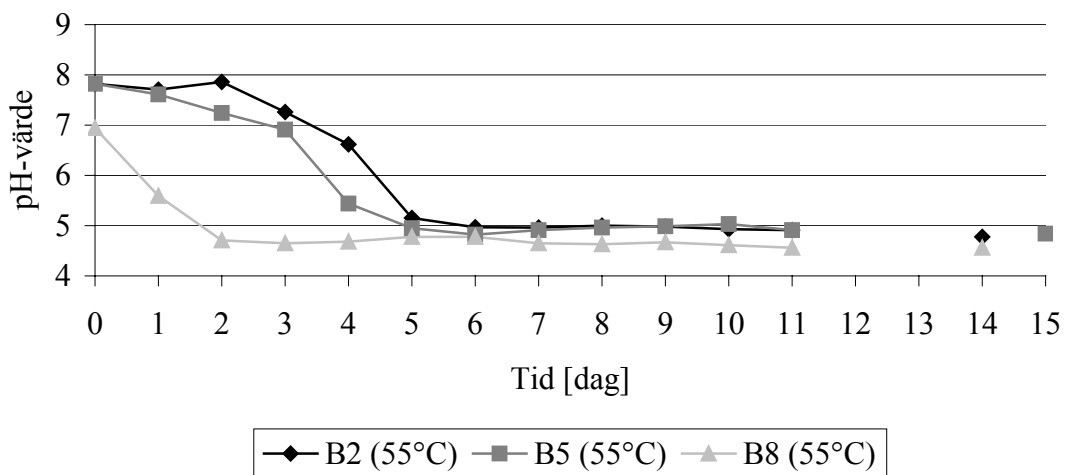
### **pH och organiska syror\***

Resultaten visar att pH vid 37°C (figur 56) sjönk redan från början, men koncentrationen av organiska syror (figur 15, 16 och 31) steg inte förrän dag 4 respektive 3. Produktion av organiska syror skedde redan från början eftersom den kunde detekteras redan i startblandningen, men då halten var så låg skedde troligtvis också en nedbrytning. En möjlig förklaring skulle kunna vara att protoner från de organiska syrorna frigjordes samtidigt som syrorna bröts ned, mikroorganismerna kan ha använt en annan negativ jon som exempelvis natrium istället för väte. Därför sjönk pH-värdet trots att den detekterade halten av organiska syror var låg.

Vid 55°C (figur 57) stannade pH-värdet kvar på en basisk nivå i några dagar innan den började sjunka i samband med att koncentrationen av organiska syror (figur 17 och 32) ökade. Detta skulle kunna förklaras med att det vid nedbrytning av organiskt material frigjordes buffrande substanser så som CO<sub>2</sub> och NH<sub>3</sub> (Sundberg, 2004) samt humus (figur 9, 25 och 41). I B8 där startkulturen hade surnat till start av försök 3 sjönk pH redan från början samtidigt som koncentrationen av organiska syror steg (figur 48). Vid 70°C (figur 58) sjönk pH-värdet snabbt redan från första dagen, samtidigt som koncentrationen av organiska syror (figur 18 och 33) steg. Resultaten visar inte på någon bra förklaring varför förhållandet mellan koncentrationen av organiska syror och pH skiljer sig så markant mellan de olika temperaturerna.



Figur 56. pH-förändring vid 37 °C.



Figur 57. pH-förändring vid 55 °C.

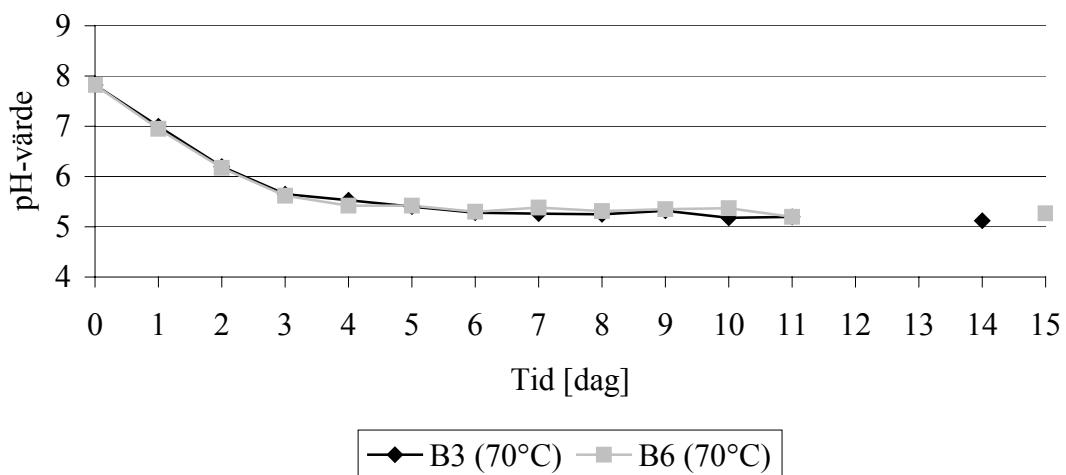


Figure 58. pH-förändring vid 70 °C.

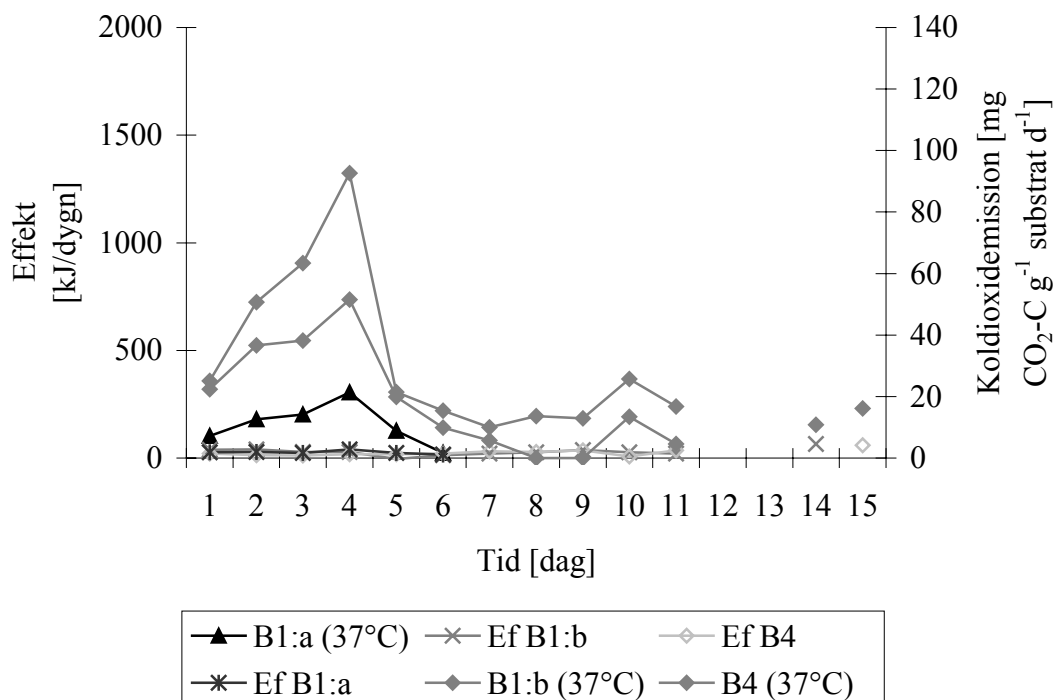
### Koldioxidemission, temperatur och torrsubstanshalt\* samt energiförlust\*\*

Koldioxidemissionen vid 55°C, med undantag för B8 som var blötare och dessutom sur redan vid försökets start (figur 60), var i början något högre än den vid 37°C (figur 59). Termofila bakteriepopulationer bryter ner organiskt material fortare än mesofila bakterier (Epstein, 1997), vilket skulle kunna förklara den höga koldioxidemissionen trots att antalet aeroba bakterier vid 55°C var mindre än vid 37°C.

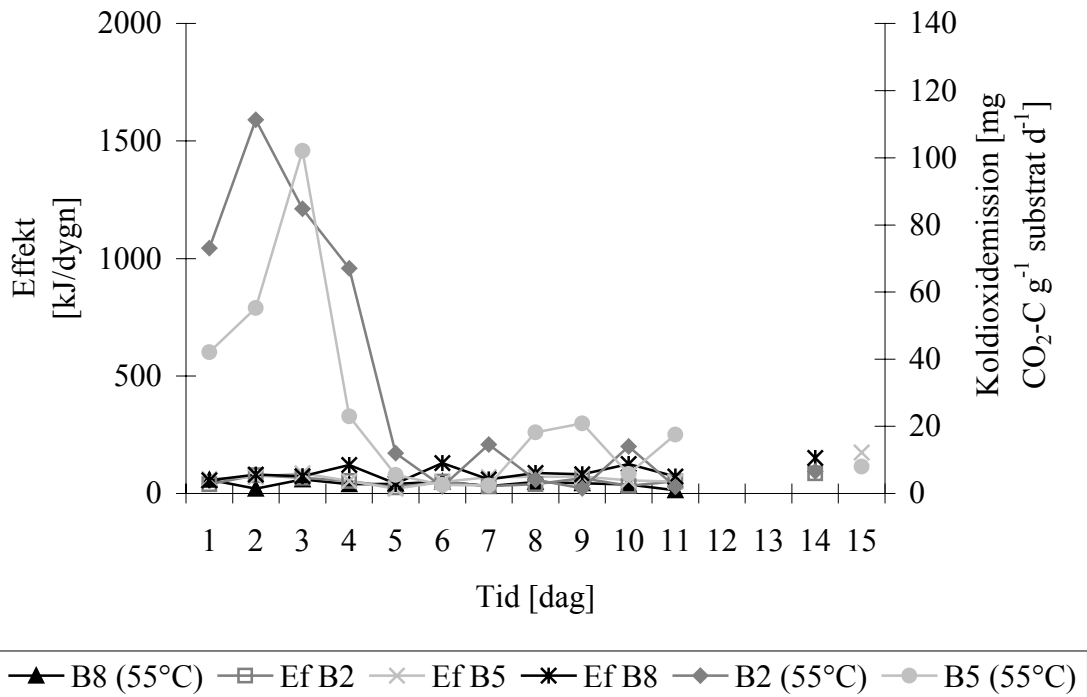
Vid 70°C var koldioxidemissionen mycket låg (figur 61), delvis på grund av att materialet torkade ut mycket fortare, och mikroorganismernas aktivitet begränsades därmed både av det torra materialet och av den höga temperaturen.

Minskningen av koldioxidemissionen berodde på att organiska syror bildades (figur 15, 16, 17, 31 och 32) och nedbrytningen av dessa försvårades och den bakteriella tillväxten hämmades (figur 62 och 63).

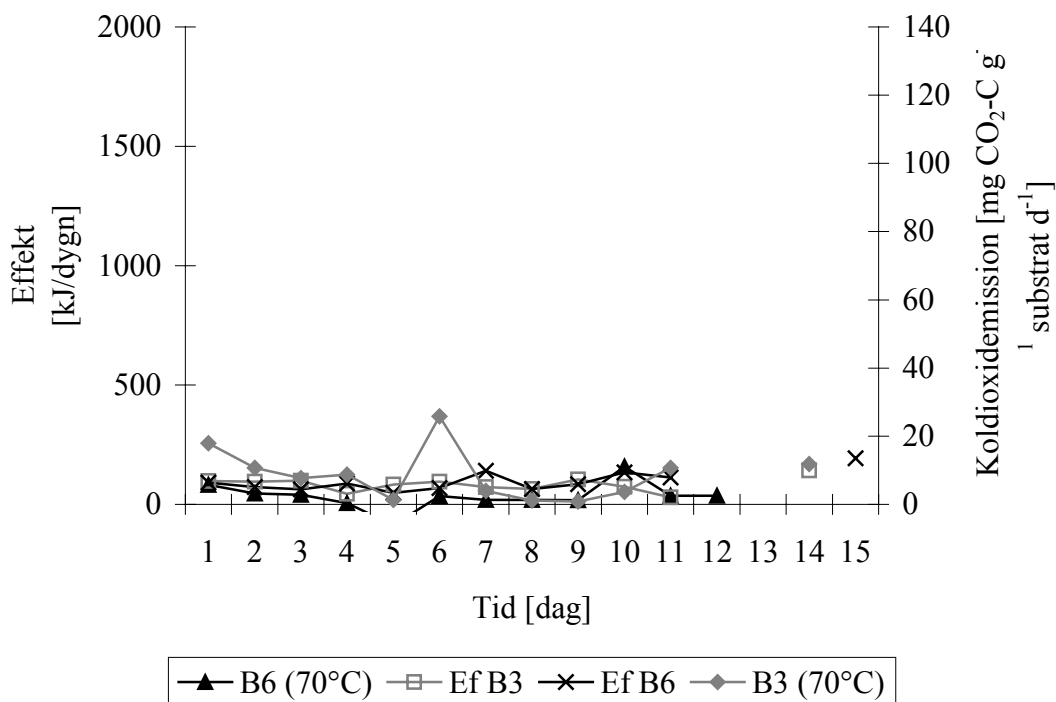
Energiförlusterna som beräknades utifrån avdunstningsförlusterna visas i figurerna 59, 60 och 61. Vid 37°C och 55°C var förlusterna små i förhållande till den biologiskt bildade värmeenergin. Vid 70°C var den biologiska aktiviteten lägre och avdunstningsförlusterna högre, därför ligger kurvorna i dessa närmare varandra än vid de svalare temperaturerna.



Figur 59. Energiutveckling och koldioxidemissionen vid nedbrytning samt energiförlust vid avdunstning vid 37°C.



Figur 60. Energiutveckling och koldioxidemissionen vid nedbrytning samt energiförlust vid avdunstning vid 55 °C.



Figur 61. Energiutveckling och koldioxidemissionen vid nedbrytning samt energiförlust vid avdunstning vid 70 °C.

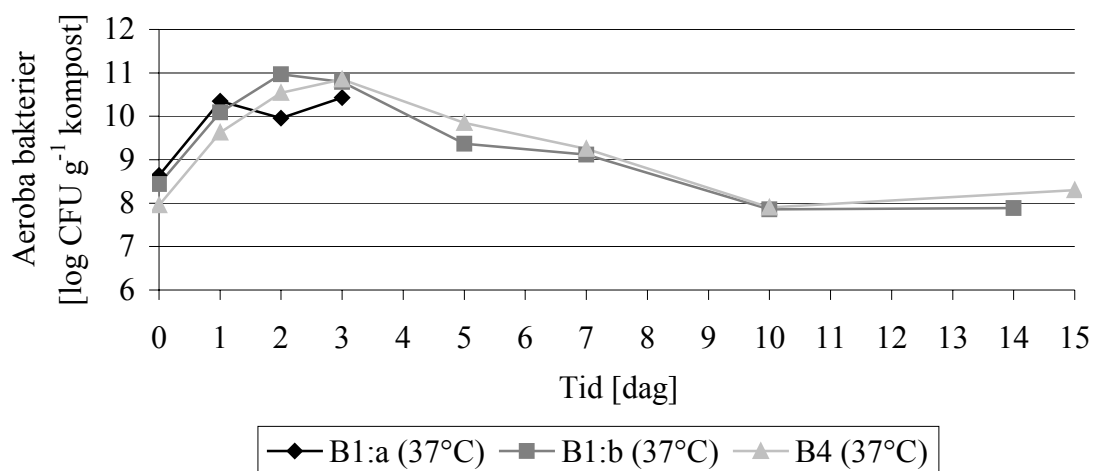
#### Antalet aeroba bakterier, temperatur och torrsubstanshalt\*

Vid 37°C (figur 62) fanns det en tydlig trend att antalet bakterier ökade de första dagarna för att sedan minska igen mot slutet av försöket. Vid 55°C (figur 63) var trenden densamma men inte lika tydlig. Detta är troligen ett resultat av att kompostens pH och koncentration av

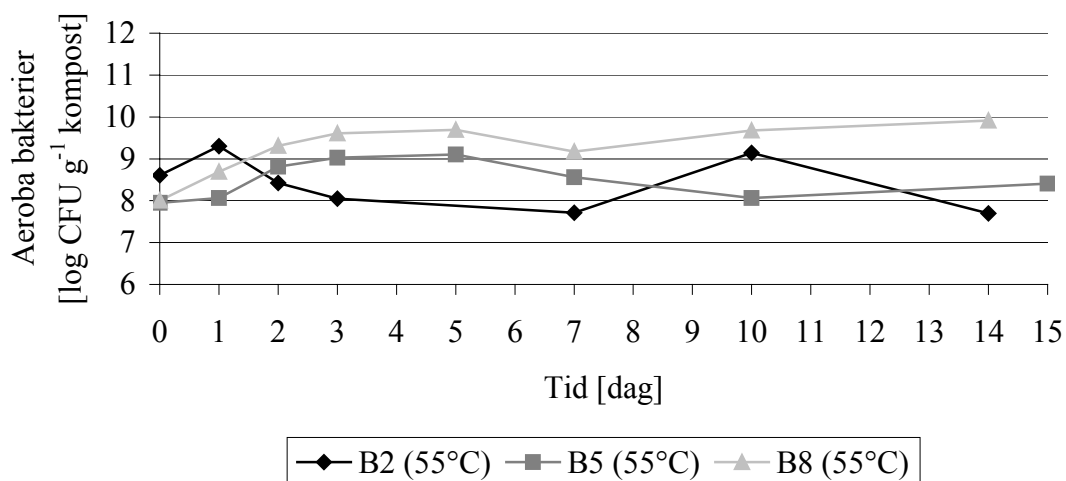


organiska syror i början av försöken var gynnsamma för de aeroba bakterierna och att tillgången på lättnedbrytbart substrat samt syre var god. Med tiden ökade koncentrationen organiska syror i komposten och de aeroba bakteriernas tillväxt hämmades, samtidigt ökade mängden substrat i förhållande till luft i behållarna, varför tillförseln av syre kan tänkas ha blivit sämre. I 55°C behållarna var också den ökade uttorkningen av materialet betydelsefull då torka begränsar den mikrobiella aktiviteten.

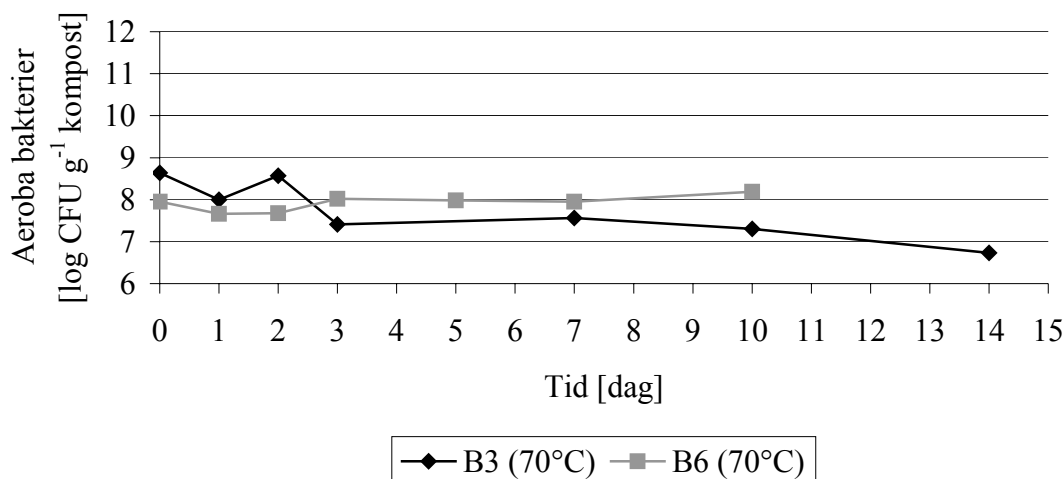
Vid 70°C (figur 64) ökade aldrig mängden bakterier utan fortsatte på samma nivå över hela försöket. Förklaringen var troligtvis att materialet fort torkade ut (figur 55) vilket begränsade aktiviteten, samtidigt steg koncentrationen av organiska syror (figur 18 och 33) redan från början vilket bidrog till den låga tillväxten. Den höga temperaturen är troligtvis också en viktig orsak till att ökningen av bakterier uteblev, då få bakterier trivs vid dessa höga temperaturer.



Figur 62. Antalet aeroba bakterier vid 37°C.



Figur 63. Antalet aeroba bakterier vid 55°C.

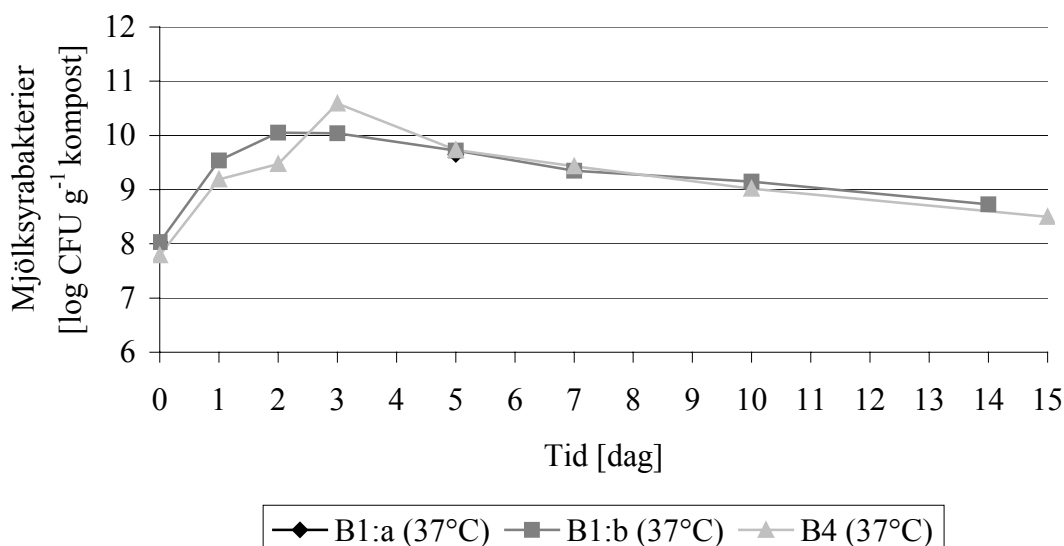


Figur 64. Antalet aeroba bakterier vid 70°C.

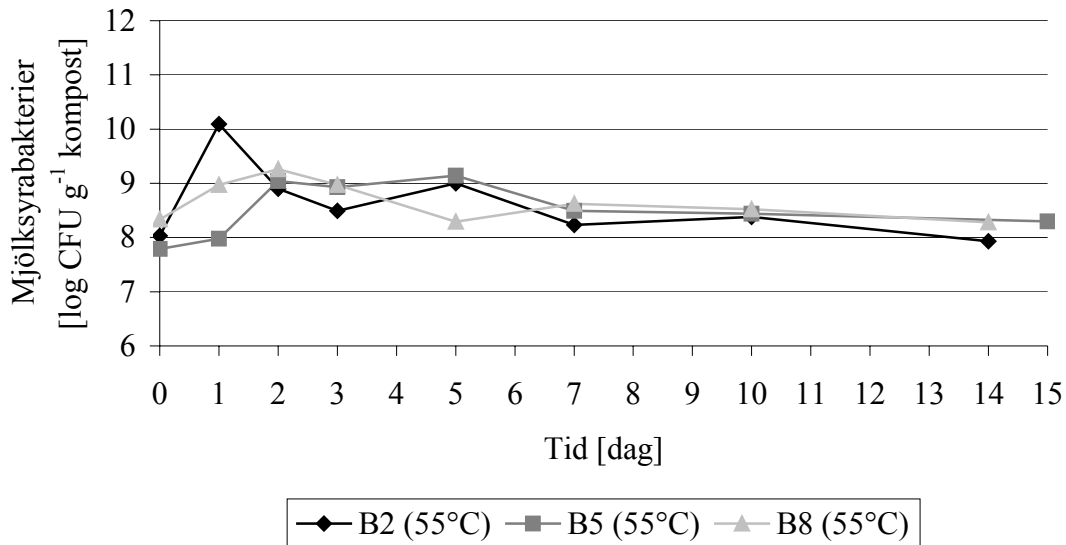
### Mjölksyrabakterier, temperatur och torrsubstanshalt\*

Antalet mjölksyrabakterier ökade vid både 37°C (figur 65) och 55°C (figur 66) i början och minskade långsamt mot slutet av försöken. Lättnedbrytbart substrat fanns tillgänglig under hela försöket då substrat tillsattes dagligen. Figureerna 15, 16, 17, 31 och 32 visar dessutom att mängden löst glukos ökade med tiden, troligen hann inte mjölksyrabakterierna utnyttja all tillgänglig glukos som bildats från stärkelse med hjälp av andra mikroorganismer.

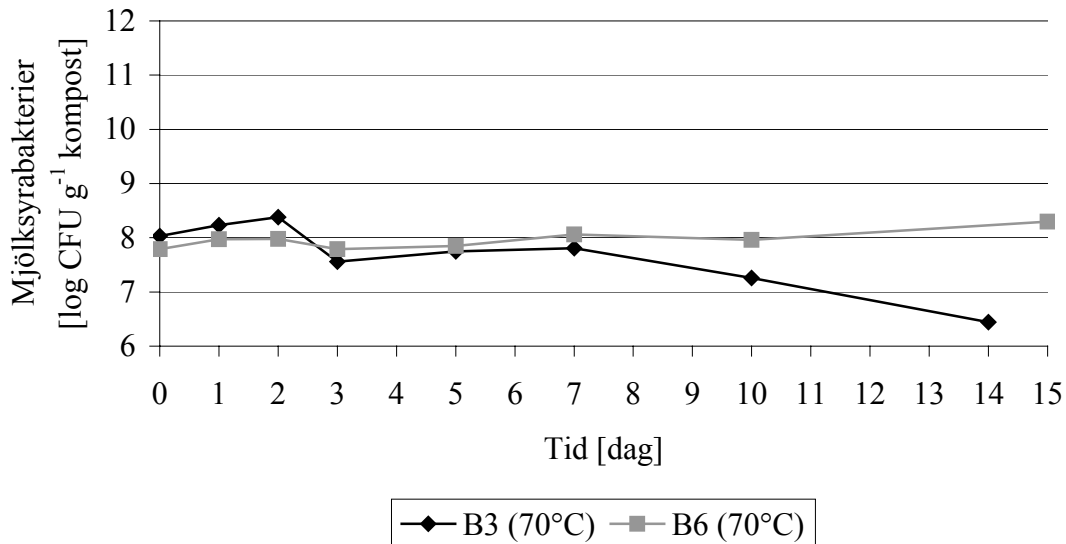
Mjölksyrabakterierna, som är anaeroba bakterier, hämmades inte av att tillgången på syre i massan minskade, istället var det den ökade torrsubstanshalten mot slutet av försöket och den ökade koncentrationen av organiska syror som troligen hämmade mjölksyrabakterierna, även om de generellt är tåligare mot syror än andra bakterier. Vid 70°C (figur 67) ökade inte antalet mjölksyrabakterier utan antalet var konstant över hela försöket, troligen på grund av den höga temperaturen och torrsubstanshalten (figur 55).



Figur 65. Antalet mjölksyrabakterier vid 37°C.



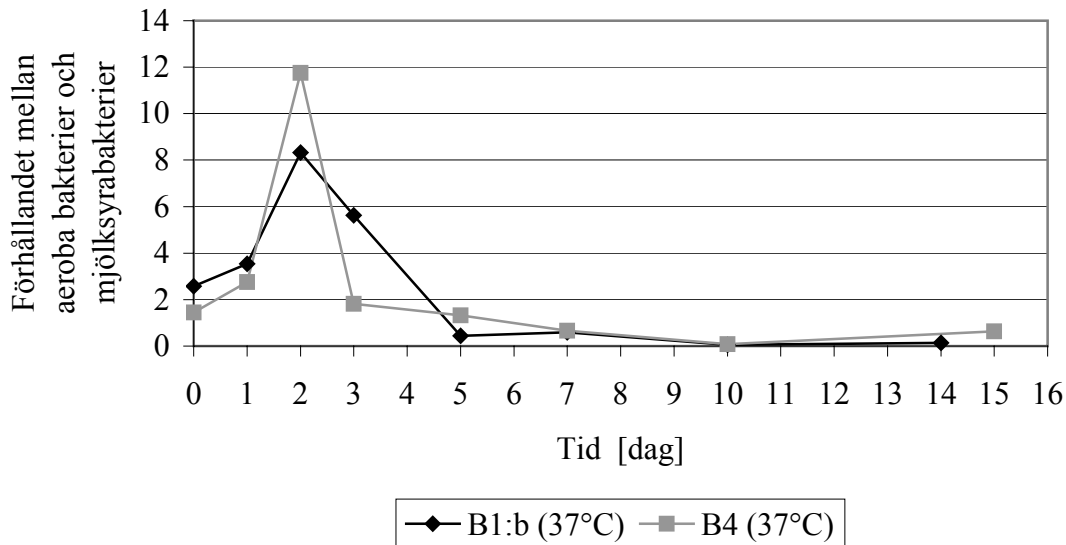
Figur 66. Antalet mjölksyrabakterier vid 55°C.



Figur 67. Antalet mjölksyrabakterier vid 70°C.

### Förhållandet mellan aeroba bakterier och mjölksyrabakterier\*

Förhållandet mellan aeroba bakterier och mjölksyrabakterier (figur 68) visar att de aeroba bakterierna var fler än mjölksyrabakterierna de första 5 dagarna av försöken vid 37° i B1:b och B4 (B1:a är inte med då endast värdet för dag 0 finns). Mot slutet av försöken var mjölksyrabakterierna något fler, men förhållandet var nära ett vilket innebär att antalet aeroba bakterier och mjölksyrabakterier var ganska lika. I början av försöken var kompostens pH och koncentration av organiska syror gynnsamma för de aeroba bakterierna och tillgången på lättnedbrytbart substrat samt syre var god. Med tiden ökade koncentrationen organiska syror i materialet och de aeroba bakteriernas tillväxt hämmades, samtidigt ökade mängden substrat i förhållande till luft i behållarna varför miljön kan tänkas ha blivit mindre aerob med tiden. Förhållandet mellan aeroba bakterier och mjölksyrabakterier vid 55°C och 70°C var nära ett under hela försöket.



Figur 68. Förhållandet mellan aeroba bakterier och mjölksyrabakterier vid 37 °C.

### Inkubering vid högre temperatur\*

Resultat från inkubering av antalet aeroba bakterier och mjölksyrabakterier vid 55°C (tabell 10) visade att det i 55°C-processen fanns bakterier som klarade 55°C men att denna andel var något lägre än det antal bakterier som bildade kolonier på TGEA och MRS plattorna vid 37°C inkubering. Detta kan bero på att det i komposten fanns många olika miljöer. Nära locket var det svalare på grund av kylning genom det oisolerade locket, här var det också blötare eftersom det vatten som avdunstat från kompostmassan kondenserade när den mötte den svalare ytan. Det är möjligt att det främst var i detta område som bakterierna tillväxte. Vid vattenslangarna var det varmare och torrare. På agar plattorna fanns det bara en miljö, näringsrik, syrerik och med en konstant temperatur på antingen 37°C eller 55°C, beroende på inkuberingstemperaturen.

Vid inkubering av antalet aeroba bakterier och mjölksyrabakterier i 70°C respektive 65°C (tabell 10) av bakterier tagna från B3 (70°C) växte inga kolonier på vare sig TGEA plattorna eller MRS plattorna. Det kan vara stor skillnad att växa i komposten vid 70°C mot att växa på agarplattor vid samma temperatur. I 70°C processerna var miljön relativt torr under hela försöken. Visuella bedömningar visade att material hade fastnat på lockets insida och att detta material var ordentligt fuktigt medan materialet inne i behållaren var rejält torrt. Eftersom komposten värmdes upp avdunstade fukten från materialet. Vid locket, som inte var helt lufttätt kondenserade fukten på lockets insida där rumstempererad luft sögs in i behållaren. Vid locket var det troligtvis inte 65°C som temperaturloggern visade, utan svalare. I detta fuktiga något svalare material fanns bakterier som inte är toleranta för de höga temperaturerna (70°C respektive 65°C) som plattorna inkuberades i. Kanske var det dessa bakterier som producerade den koldioxid och de organiska syror som uppmättes.

### Identifierade mjölksyrabakterier\*

Vid identifieringen av mjölksyrabakterierna med hjälp av 16S rDNA sekvensering visade det sig att inte alla kolonierna som växte på MRS plattorna var mjölksyrabakterier. Vid de högre temperaturerna växte också andra arter. I B5 (55°C) växte *Staphylococcus epidermidis* och *Bacillus licheniformis* och i B6 (70°C) växte *Bacillus coagulans*. Eftersom MRS plattorna

inte var tillräckligt selektiva så att endast mjölksyrabakterier växer på dem, var resultaten för antalet mjölksyrabakterier inte helt korrekta. Antalet mjölksyrabakterier var därför troligen överskattat för dessa temperaturer. Vilken andel som utgjordes av stafylokocker och *Bacillus*, och eventuellt andra arter som inte identifierats, är inte känt.

*Staphylococcus epidermidis* ingår normalt i mikrofloran på huden hos människan, däggdjuren och fåglarna. Den har stor anpassningsförmåga och därmed en potential att bli patogen. *S. epidermidis* har orsakat många mänskliga infektioner, främst hjärtinfektioner, och det finns stammar som är resistenta mot meticillin, ett penicillin. Vid anaerob tillväxt fermenterar *S. epidermidis* glukos till mjölksyra och små mängder ättiksyra, myrsyra och koldioxid (Götz m.fl., 2003). *Bacillus licheniformis* och *Bacillus coagulans* har båda visats orsaka mänskliga infektioner (Farrar m.fl., 1999). *B. licheniformis* är en termotolerant mesofil och *B. coagulans* är en termofil bakterie (Slepecky m.fl., 1999).

*Staphylococcus epidermidis*, *Bacillus licheniformis* och *Bacillus coagulans* förekommer vanligtvis i naturen och även om de är oportunistiska patogener så brukar ingen hänsyn tas till dessa vid hygienisering (Vinnerås, pers., 2005). *Bacillus* arter är dessutom omöjliga att få bort vid hygienisering då de är sporbildande (Roos, pers., 2005).

Resultaten över identifierade arter vid 37°C (B4, B7 och B9) visade endast på olika arter av mjölksyrabakterier (*Pediococcus acidilactici*, *Lactobacillus plantarum* och *Weissella confusa*). Därmed var den största andelen av bakterierna på MRS plattorna vid denna temperatur mjölksyrabakterier men andra arter kan också här ha förekommit fast i mindre mängd.

*Pediococcus acidilactici* förekommer på frukt och växter. Den tillväxer snabbt på fermenterande växtmaterial och utgör den största populationen av den mjölksyraproducerande floran främst i det tidiga stadiet av fermentationsprocessen. *P. acidilactici* används vid konservering av kött och grönsaker (Weiss, 1999). *Lactobacillus plantarum* lever vanligtvis på växter och deltar i nedbrytningen av växtmaterialet. Den finns också i små mängder i exempelvis munhålan och i tarmkanalen hos människor och djur. *L. plantarum* används vid processande av olika maträtter exempelvis surkål, surdeg och ost, samt vid ensilering. Den utgör också ett problem då den kan förstöra mat som juice, vin, äppelcider, öl, socker, mjölk, ost, kött och köttprodukter (Hammes m.fl., 2003). *Weissella confusa* lever på växt material och används vid fermentation av matvaror och ensilage (Björkroth m.fl., 2003).

Mjölksyrabakterierna som normalt växer på olika växtarter och som används vid framställning av olika kostprodukter, utgör en del av den normala mikrofloran i komposten. Mjölksyrabakterier trivs vid mesofila temperaturer och tillväxer snabbt vid 37°C. Vid de högre temperaturerna 55°C och 70°C har troligtvis mjölksyrabakteriernas aktivitet begränsats till materialet på lockets insida där det var fuktigare och svalare.

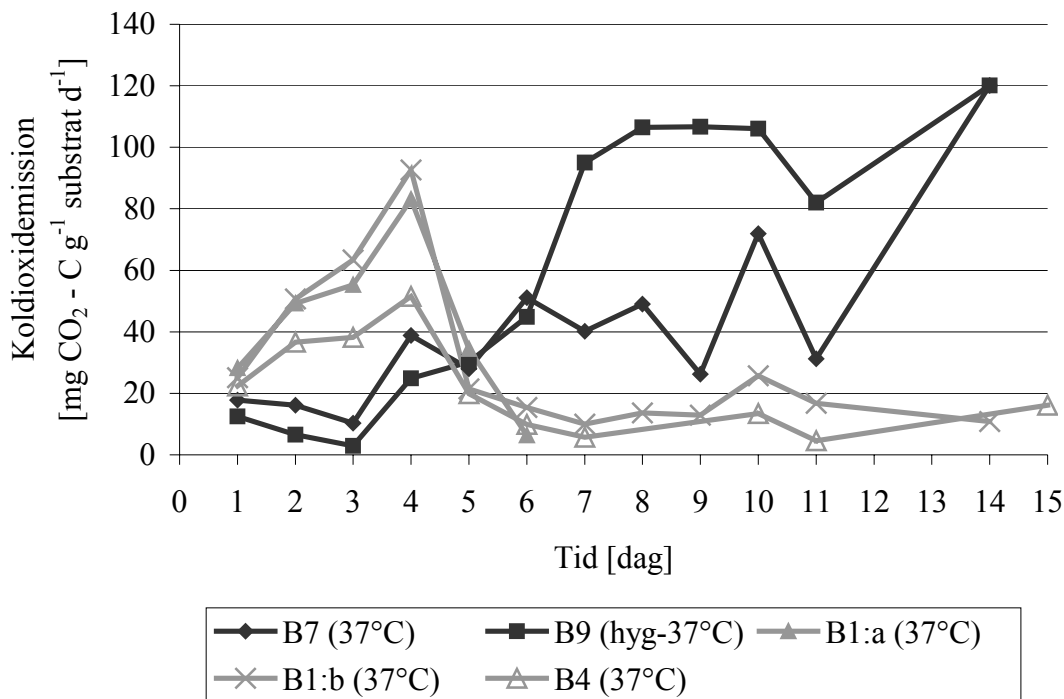
### **Torrsubstans eller aciditet viktigast vid lagring?\***

Vid bedömning av lagringsstabiliteten visade det sig att materialet från 37°C behållarna klarade lagringen sämst trots att pH i materialet var lägst. Materialet hade under lagringen genomgått en kraftig mögelutveckling och flugor uppehöll sig i materialet. Bäst lagringsstabilitet hade materialet från 70°C behållarna där materialet var i princip så som det varit när vi tömde behållarna, det vill säga torrt och med synliga fragment av hundmat och bröd. Vår slutsats av detta är att torrsubstanshalten i materialet är viktigare än surheten vid

lagring. Ett problem som kan uppstå då organiska matrester endast torkas är att de sedan attraherar exempelvis gnagare som gärna kalasrar på torrt bröd och andra matrester.

### Jämförelser mellan 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur

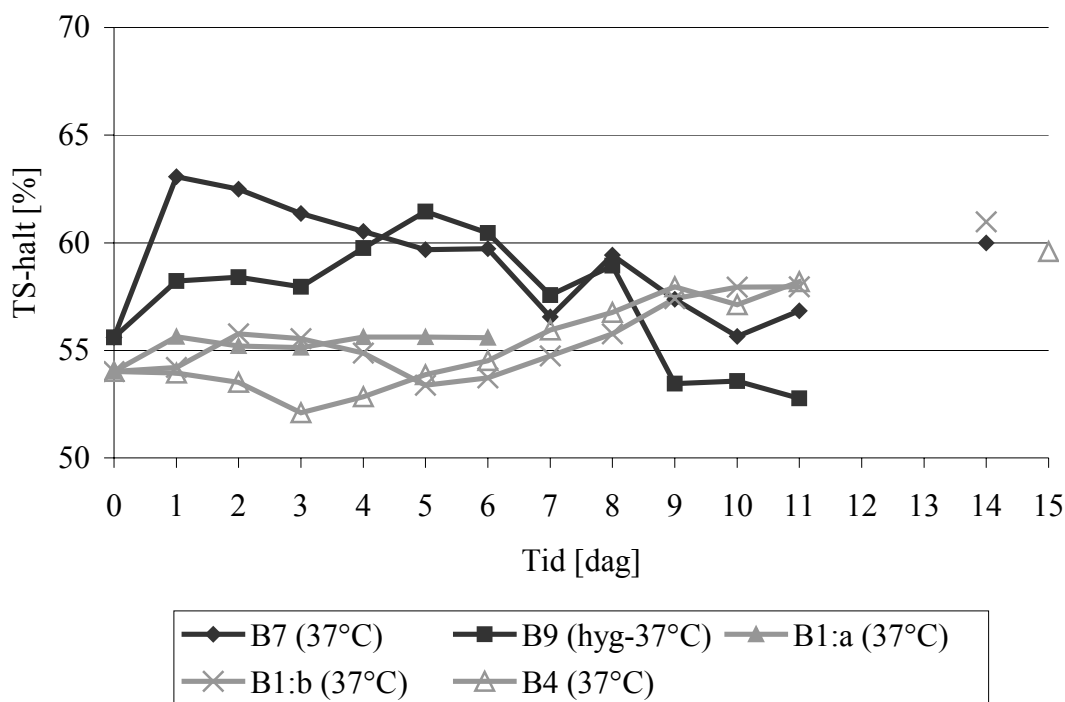
Till skillnad från de övriga behållarna steg temperaturen i B7 och B9 (figur 37 och 39) från dag till dag, medan det i B1:a, B1:b och B4 (figur 4, 5 och 21) funnits en temperaturökning de första dagarna. Koldioxidemissionen i B7 och B9 (figur 69) ökade också under hela försöket. I B9 skedde det dag 6 en kraftig ökning av koldioxidemissionen samtidigt som mängden mögel i behållaren ökade. Jämförelsevis så skedde en ökning av koldioxidemissionen i B1:a, B1:b och B4 (figur 69) under de första dagarna då temperaturdiagrammet också visar en temperaturhöjning. Temperaturen (figur 37) och pH-värdet (figur 71) i B7 sjönk när luftslangen åkte ur dag 9 och dag 11. Troligen berodde detta på att de värmealstrande bakterierna var aeroba och deras aktivitet avstannade under syrebrist därmed minskade också nedbrytningen av de organiska syrorna som bidrog till det minskade pH-värdet. Aktiviteten tycktes dock komma igång igen när syresättningen ökade.



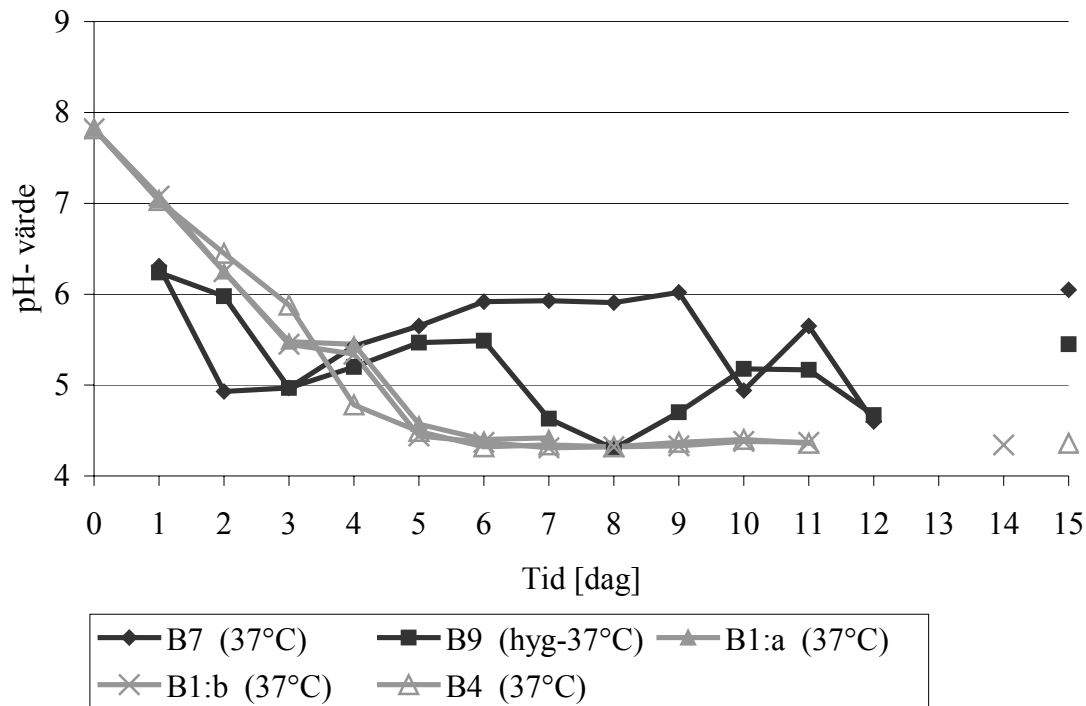
Figur 69. Koldioxidemissionen från 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur, koldioxidemissionen från B7 och B9 dag 14 översteg det maximalt mätbara värdet, dag 9 och dag 11 lossnade luftslangen från B7 varför dessa mätvärden blev lägre.

Torrsubstanshalten (figur 70) i B7 och B9 var de första 8 dagarna högre än den i B1:a, B1:b och B4. En möjlig förklaring till att torrsubstanshalten i B7 och B9 var hög de första dagarna och sedan sjönk var att nedbrytningen av det organiska materialet ökade med tiden, vilket stärks av att koldioxidemissionen i B7 och B9 (figur 69) ökade med tiden, och med mineraliseringen frigjordes vatten. Detsamma skulle gälla för B1:a, B1:b och B4 där torrsubstanshalten ökade med tiden, där var nedbrytningen störst de första dagarna och minskade sedan (figur 69), vilket gjorde att mindre vatten frigjordes och materialet kunde torka ut något.

De första dagarna sjönk pH-värdena i både B7 och B9 (figur 71) för att sedan stiga. I B7 stabiliserades pH-värdet på 6, medan det i B9 återigen sjönk dag 5 denna orsak är dock okänd. Halten av organiska syror i B7 (figur 47) och B9 (figur 49) skiljde sig från B1:a (figur 15), B1:b (figur 16) och B4 (figur 31). Ättiksyrakoncentrationen var inte alls lika hög och det fanns nästan enbart mjölksyra, samtidigt fanns det etanol i detekterbara halter under så gott som hela försöket. I B7 ökade syrakoncentrationen i början (ättiksyra och mjölksyra) för att sjunka och sedan öka igen mot slutet (endast mjölksyra). I B9 ökade syrakoncentrationen stegvis och det var i princip enbart mjölksyra som utgjorde den totala syrakoncentrationen. En annan skillnad dem emellan är glukoshalten som i B7 var låg över hela försöket medan den i B9 ökade efter dag 4 och sjönk igen mot slutet. Att glukoshalten steg så kraftigt efter dag 4 och förekom i relativt hög halt resten av försöket skulle kunna bero på att den kraftiga mögeltillväxten ökade nedbrytningshastigheten av såväl lättnedbrytbara som svårnedbrytbara organiska föreningarna och därmed ökade glukoshalten. En ökad nedbrytning skulle också kunna förklara att pH-värdet ökade igen i B7 och B9 dels genom att buffringsförmågan i materialet ökade främst genom karbonatsystemet (Sundberg, 2004) och dels som att de organiska syrorerna också bröts ned, i alla fall i B7 (figur 47).



Figur 70. Torrsubstanshalten vid 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur.



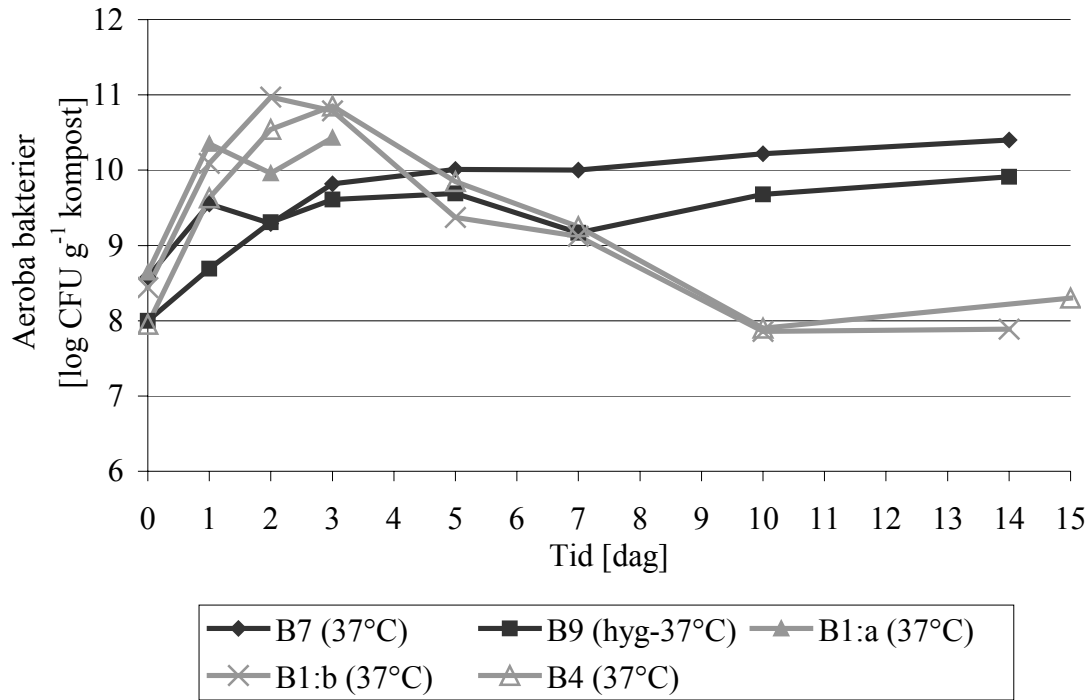
Figur 71. pH-förändring vid 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur.

I B7 och B9 tillskillnad från B1:a, B1:b och B4 ökade antalet aeroba bakterier (figur 72) och mjölksyrabakterier (figur 73) i början för att sedan fortsätta på en stabil nivå. Att antalet bakterier ökade i början är av samma orsak som tidigare diskuterats nämligen att det fanns god tillgång på lättnedbrytbart material som både de aeroba bakterierna och mjölksyrabakterierna kunde bryta ned, samt att tillgången på syre var fördelaktig och de aeroba bakterierna då kunde bryta ned de organiska syror som bildades. Då de aeroba bakterierna och mjölksyrabakterierna i B1:a, B1:b och B4 sjönk på grund av ökad koncentration av organiska syror samt en ökad torrsubstanshalt, fortsatte antalet i B7 och B9 istället att öka något vilket skulle kunna bero på att mögeltillväxten ökade nedbrytningen av såväl lätt- som svårnedbrytbara organiska föreningarna samt organiska syror och därmed ökade glukoshalten och pH-värdet i massan vilket bidrog till att tillväxtmiljön för de aeroba bakterierna förblev gynnsam, samt att torrsubstanshalten inte ökade vilket gynnade mjölksyrabakterierna.

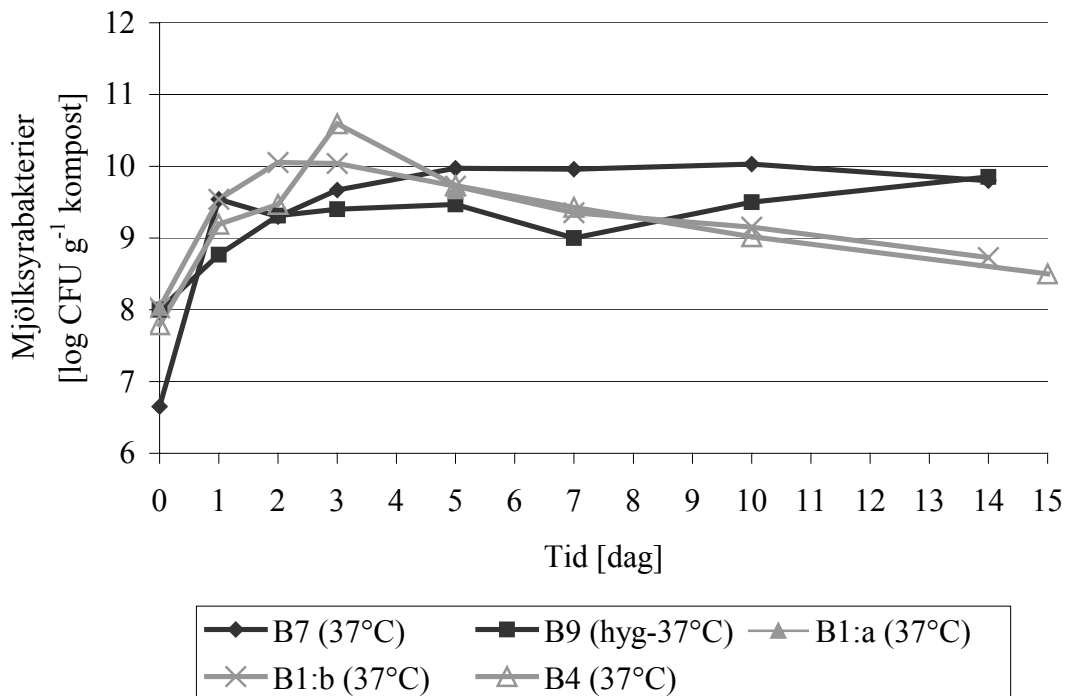
Resultaten visade att nedbrytningen av det organiska materialet var högre när mögeltillväxten ökade, varför kompostering med hjälp av mögel skulle vara effektivare. Däremot finns det negativa hygieniska aspekter med mögel som är starkt allergiframkallande. Resultaten visar också att förloppet blev mer oförutsägbart utan tillsatts av startkultur, vilket troligtvis beror på att det i startkulturen redan finns ett stort antal bakterier som fyller alla nischer i kompostmassan och tillkomsten av eventuella bakterier eller mögel från omgivningen får inte fäste för att tillväxa. Det konstiga är att mögelsvamparna som var så effektiva inte konkurrerar ut övriga bakterier från kompostmaterialet där startkultur tillsatts.

Figur 74 visar att energiförlusten från avdunstningen är mycket låg i förhållande till bildad energi.

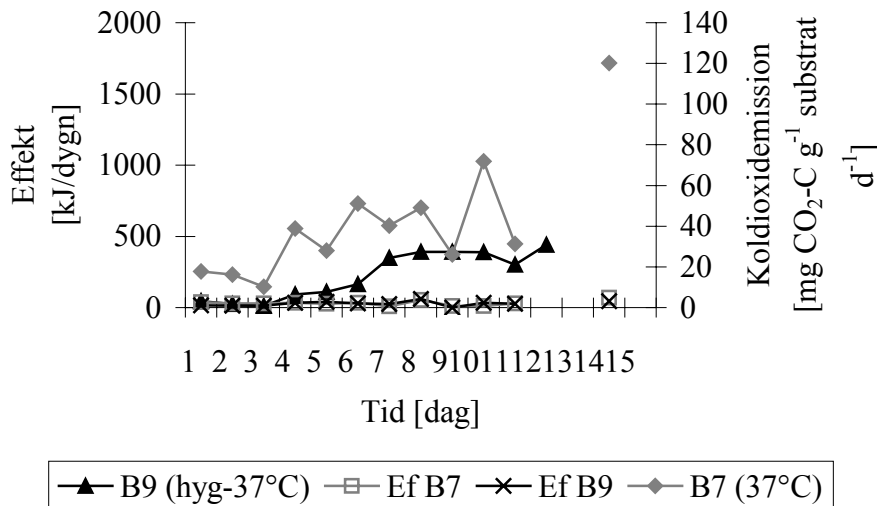




Figur 72. Antalet aeroba bakterier vid 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur.



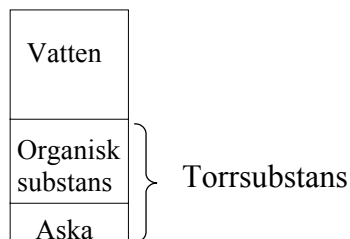
Figur 73. Antalet mjölksyrabakterier vid 37°C utan startkultur och 37°C med startkultur.



Figur 74. Energiutveckling och koldioxidemissionen vid nedbrytning samt energiförlust vid avdunstning vid 37°C.

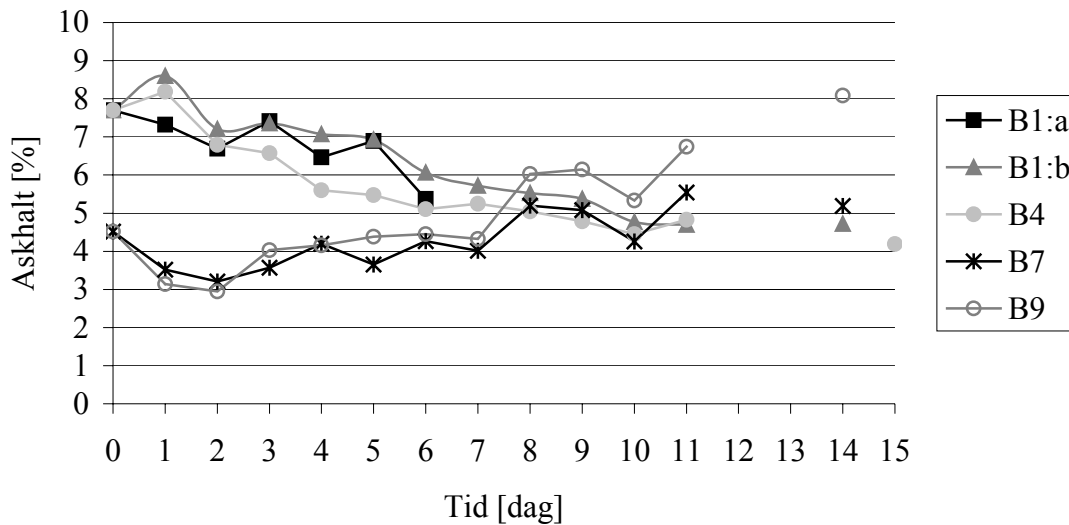
### Askhalt\*\*

När den organiska substansen i ett biologiskt nedbrytbart material bryts ner blir askan kvar. Ett välbrunnet material har alltså en högre andel aska än ett färskt material. Askhalten är därmed ett mått på nedbrytningen i materialet.



Figur 75. Askhalten beräknas som mängden aska i förhållande till mängden torrsubstans.

Askhalten i materialet minskade i alla behållare utom B7 och B9, från en ganska hög nivå. Detta berodde på flera faktorer. En viktig orsak var att askhalten i startkulturen var betydligt högre än vad den var i substratet. Startkulturen utgjorde från början 2/3 av behållarens innehåll vilket innebar att askhalten startade på en hög nivå. I och med att nytt substrat tillfördes minskade andelen startkultur och askhalten sjönk. En ytterligare orsak var att nedbrytningen av organiskt material var liten. I behållarna som värmdes till 70°C låg askhalten i allmänhet lägre än vid 55°C och 37°C beroende på att nedbrytningen var lägst här. I B7 och B9 ökade askhalten från att vara låg, ca 3,5 % till att bli 5 % i B7 och 8 % i B9. Denna ökning beror på en kraftig biologisk aktivitet och en stor nedbrytning av organiskt material vilket också visas av bl.a. koldioxidemissioner och TS-minskning. Figur 76 visar askhalten i de 37°C behållarna.



Figur 76. Askhalten vid 37 °C, i B1:a, B1:b, B4, B7 och B9.

### Uttorkning och TS-minskning\*\*

Uttorkningen av materialet varierade mycket beroende på vilken temperatur materialet värmdes till. Hög temperatur gav stor uttorkning och låg temperatur gav liten uttorkning (tabell 12). Materialets vattenhalt och vattnets egenskaper i materialet var också mycket betydelsefulla. Hög vattenhalt gav snabbare uttorkning än låg. I B8 tillsattes vatten för att hålla en låg TS-halt och där blev uttorkningen stor. I tabellen visas medelvärden över försöksperioden; vissa dagar var mätnadsgraden av luften mycket hög och andra betydligt lägre. Den vattenmängd som teoretiskt kan bäras bort av luften ligger i 37°C behållarna relativt nära den mängd vatten som faktiskt torkades bort vilket tyder på en hög mätnadsgrad av luften.

I material med mycket fritt vatten (>50 % vattenhalt) går uttorkningen snabbt därför att vattnets egenskaper ligger nära det rena vattnets. När vattenhalten är låg är vattnet hårt bundet och svårare att torka bort. Under torkningsprocessen torkar det fria vattnet bort först men samtidigt sker en förångning av det bundna vattnet (Regnér, 2002:1).

I ett material med mycket fritt vatten beror den initiala torkningshastigheten i princip bara på luftens egenskaper. Normalt har produkter en så kallad avtagande torkhastighet (evaporation). Torkning startas av att vatten avges till luften från produktens yttersta lager. Det blir då en koncentrationsdifferens mellan ytan och de inre delarna i produkten. Differensen driver fuktvandringen vilken är beroende på partikelns area och diffusiviteten, som i sin tur är beroende på produktens och vattnets egenskaper. Fritt vatten har oändlig diffusivitet. Motståndet mot vattentransport minskar med stigande vattenhalt. Ett materials torkningsegenskaper undersöks ofta genom torkning av ett tunt lager med konstant luftflöde och temperatur från en vattenhalt till jämvikt (Regnér, 2002:2).

Anledningen till de negativa värdena i TS-minskningen (figurena 9, 23 och 37) är troligen att torrsubstansen varierade mycket inom behållaren, det vill säga det fanns torra och blöta partier. Vid uttagning av TS-prover försökte vi att ta representativa prover. I och med att uträkning av medelvärden har gjorts är det detta som använts vid beräkning av TS-minskning. TS-proverna gav dock mycket olika resultat och medelvärdet ger inte alltid den verkliga TS-

halten. Små fel åt det ena hållet ena dagen och åt det andra den andra dagen gör att skillnaden blir stor i den här typen av beräkningar.

*Tabell 12. Medelvärden av TS-halt, TS-minskning och uttorkning i alla behållare samt den teoretiska uttorkningen, det vill säga den mängd vatten som luften teoretiskt kunde bära med sig*

Behållare och temperatur	TS-halt [%]	TS-minskning [g/dag]	Uttorkning [g/dag]	Teoretisk uttorkning [g/dag]
B1 (37°C)	51,9	5,9	8,3	12
B4 (37°C)	48,0	6,6	4,7	12
B7 (37°C)	54,9	6,2	9,2	12
B9 (37°C)	52,7	10,5	8,2	12
B2 (55°C)	55,9	5,8	14,5	43
B5 (55°C)	55,7	3,9	19,6	43
B8 (55°C)	52,0	3,3	28,4	43
B3 (70°C)	65,2	1,6	24,5	95
B6 (70°C)	61,5	0,5	27,5	95

I tabell 12 kan man se att de fyra 37°C-behållarna låg mycket nära varandra. Vad som dock framgår av tabellen är att B9 skiljer sig från de övriga vad gäller TS-minskningen vilket tidigare förklarats med hög mikrobiell aktivitet. Av de tre 55°C-behållarna hade B2 högst nedbrytning vilket också visas av koldioxidemissionerna.

I B9 (37°C) uppträder också ett annat fenomen än uttorkning under torkningsperioden. Där är mängden torrs substans som försvinner större än den borttorkade vattenmängden samtidigt som analys av koldioxidemissionen visar på stor aktivitet i behållaren. En tänkbar förklaring till detta är att mikroorganismerna vid nedbrytning frigör vatten i så stor mängd att uttorkningen inte hinner med.

### **Hanteringsaspekter- lagringsstabilitet\*\***

Hantering av matavfall förknippas ofta med tunga och blöta material som har en otrevlig lukt. I B1:a, B1:b och B4 där startkultur tillfördes luktade materialet svagt surt vilket dock inte var besvärande. Materialets struktur gav heller inga bekymmer. Däremot var lagringsstabiliteten dålig då det bildades mögel. Dessutom uppehöll sig en hel del små flugor i materialet.

I B7 och B9 där ingen startkultur tillfördes luktade materialet starkt av jäst nästan hela tiden. Lagringsstabiliteten var även här dålig då det blev mycket mögel och sporer, dock inga insekter. Det var stor skillnad på hur B7 och B9 såg ut efter några veckor och det beror antagligen på vilka mikroorganismer som fanns i störst antal. Det verkar som att de behållare där endast substrat lagts i får en mer slumpmässig mikroorganismflora än behållarna där startkultur tillsats. Jäst bryter ned lättnedbrytbara kolhydrater så som socker och där det finns gott om andra bakterier som också är specialister på lättnedbrytbara kolhydrater så tvingas jästen tillbaka av en ökande population av andra mikroorganismer.

Skillnaden i möjlighet mellan B7 och B9 var den att mögel utvecklades mycket tidigare i B9 (redan dag 5 enligt plattodlingarna) medan möglet i B7 utvecklades först under de tre luftningsdagarna i slutet av försöket. Antagligen kommer möglet från luften och eftersom substratet i B9 hade hygieniserats i 70°C vattenbad under ett dygn så hade många bakterier

dött och lämnat fler tomma nischer än i det ohygieniserade substratet, därför kunde det hygieniserade substratet koloniserats av mögel mycket tidigare.

I B9 lades hygieniserat material men det var svårt att hålla materialen strikt skilda från varandra och kontaminering från skedar, händer och dylikt kan ha skett.

I B2 och B5 luktade materialet starkt av ammoniak i början. Detta är naturligtvis inte önskvärt i en miljö där människor vistas och därför är det olämpligt att värma materialet till 55°C. Den slutliga produkten var relativt torr och blev därmed lagringsstabil. Slutprodukten luktade ganska starkt i B2 och B8 och surt i B5. Utgången av slutprodukternas lukt är alltså oviss men den verkar vara lagringsstabil.

I B3 och B6 luktade materialet mycket surt i början och sedan började det lukta sötsurt. Lukten blev aldrig otäck men det luktade ganska mycket innan materialet torkat ut ordentligt. Man kan därför anta att en ännu snabbare uttorkning ger en kortare period av ättiksdoft. Materialets var ganska smuligt och lätthanterligt under hela försöket. Det torkade avfallet var lätt att hantera och det såg ut som pulver med en sötsur doft. Produkterna var lagringsstabila och luktade svagt.

Det avfall som torkats över 65% TS var i våra försök lagringsstabilt. Övrigt material blir otjänligt på ett eller annat sätt genom att det förekom mögel och insekter etc. Tabell 13 ger en överblick över lukt, struktur och lagringsstabilitet vid olika behandlingstemperaturer.

Vattenaktivitet ( $a_w$ ) anger den relativa fuktigheten i ett material i decimalform ( $0 < a_w < 1$ ). Vattenaktivitetens värde är momentant och platsbundet det vill säga det är olika exempelvis beroende på om materialen uppnått jämvikt eller inte och på vilken temperatur som råder. Färskt kött, frukt, grönsaker och smör har en vattenaktivitet mellan 0,95-1, medan i torkade produkter är  $a_w$  lägre än 0,6. För att förhindra mögeltillväxt krävs att  $a_w$  är under 0,65- 0,8. Motsvarande värde för bakterietillväxt är 0,9-0,95. Vid jämvikt i ett material bestående av olika komponenter är  $a_w$  lika för de olika materialen men det betyder inte att vattenhalten är den samma i de olika partiklarna (Regné, 2002:3).

Tabell 13. Sammanfattning av materialets egenskaper vid olika temperaturer

	37°C med startkultur	37°C utan startkultur	55°C	70°C
Lukt	Svag, ej besvärande	Luktade jäst	Luktade starkt, av ammoniak i början och sedan något annat	Luktade först surt och sedan sötsurt. Ej besvärande
Struktur	Bra, ej klumpig	Bra, ej klumpig	Dålig, bildade klumpar	Bra, torr och smulig
Lagringsstabilitet	Dålig, mögel och flugor	Dålig, mögel och flugor	Bra om TS-halten är över 65%	Bra

En lagringsstabil produkt kan hanteras utan krav på speciella hämtningsintervall vilket medför att logistiken kring matavfallshanteringen skulle kunna förbättras och effektiviseras. En följd aspekt som talar för torkning är att lastbilstransporter av vatten minskar. Vad som dock bör beaktas är den energimängd och den utrustning som krävs för denna typ av behandling.

Dessutom ska man vara medveten om vilket material man väljer vid konstruktion av kompostbehållare då syrorna tycks vara mycket korrosiva.

Frågan om hur materialet skulle se ut om det inte finfördelades före behandling kvarstår.

### **Möjlig processutformning\*\***

Försök har visat att det finns några viktiga saker att tänka på om motsvarande processer vill användas i praktisk drift. Det är bland annat att rent substrat utan startkultur får en slumpmässig tillväxt av mikroorganismer och svampar. Man kan därför inte veta vilka som tar över. Därför bör en startkultur med en bred sammansättning av mikroorganismer tillsättas. Materialet bör finfördelas så att luften på stora ytor att svepa över vilket gynnar mikroorganismer och jämnheten i torkningen. Luftning kan ske i rumstemperatur, varvid syrabildningen kommer igång och pH-värdet sjunker. Den sura massan kan sedan torkas effektivt några dagar i hög temperatur tills att TS-halten överskrider 65 %. Torkning sker med fördel genom att varm luft blåses in i materialet underifrån. Det torraste materialet bör ligga närmast luftinblåset och det blötare längre upp. Utluften kan tas genom avloppet för att minimera risken för lukt. Utmatning av färdigtorkat material till lagringsbehållare kan ske kontinuerligt när önskad TS-halt uppnåtts. Sedan transporteras den till centrala anläggningar. Materialet kan vidare behandlas genom förbränning eller biologisk behandling. Det skulle eventuellt kunna spridas som torrt gödselmedel direkt på åkermark. På dessa områden krävs ytterligare forskning.

Vid varmluftstorkning av exempelvis spannmål används torktemperaturer från 40 till ca 65°C (ännu varmare om risken för skador i form av sprickbildning inte har någon betydelse). Då går torkningen så fort att ingen del av materialet hinner komma i jämvikt med torkluften. Man får en stor vattenhaltsgradient eftersom det material som ligger nära varmluftsinblåset blir mycket torrare än det som ligger nära utblåset. Gradienten minskar vid låga torktemperaturer respektive höga luftflöden. För att få en god energiekonomi ska temperaturen vara så hög som möjligt. Låg lufthastighet ger också bra bränsleekonomi (Regnér 2002:4).

Beräkningen av energiförluster från behållarna visade att det inte skiljde så mycket mellan behållarna i kJ/g borttorkat vatten. Energiförlusten låg runt 3 kJ/g borttorkat vatten (tabell 9). Då ska det tas i beaktande att energibalansen inte är fullständig då det saknas värden för transmissionsförluster och hur mycket energi som satts till behållarna. Torkningen blir dock mycket effektivare vid höga temperaturer, kortare tid behövs för att torka bort samma mängd vatten. Om det dessutom finns krav på att komma upp till en hög TS-halt krävs höga temperaturer för att uppnå detta.

Väljer man att varmluftstorka materialet ska man alltså sträva efter att mätta den uppvärmda luften maximalt. Det kan vara en god idé att ha det torraste och mest svårtorkade materialet närmast varmluftsinblåset och det fuktigare längre upp (kontinuerlig in- och utmatning). Strävar man däremot mot att få en så jämn torkning som möjligt bör omblandning i någon form ske. Väljer man detta alternativ kan inget nytt material tillsättas vid timmarna före tömning.

Uttorkningen var avtagande beroende på hur hårt bundet vattnet var till materialet så det blir svårt att säga hur uttorkningen ser ut generellt i matavfall. I och med att borttorkningen av det bundna vattnet är beroende av partiklarnas storlek och dess difussivitet är det viktigt att partiklarna är finfördelade. Från detta resonemang kan man säga att torkning bör ske till en nivå som sänker vattenaktiviteten så mycket att mikroorganismer inte trivs men ändå inte så

mycket att onödigt mycket energi åtgår. I praktisk drift skulle man behöva ta torrsbstanshaltsprov under torkningsfasen för att försäkra sig om en lagringsstabil slutprodukt.

## SLUTSATSER

- I samtliga behållare med startkultur sjönk pH, mängden organiska syror ökade och nedbrytningsaktiviteten blev mycket låg.
- Den totala koncentrationen av organiska syror var högre när torrsubstanshalten i materialet var lägre, det vill säga materialet var blötare.
- Temperaturen påverkade syrabildningen på så sätt att koncentrationen av organiska syror var högre vid lägre temperaturer.
- Förmodligen var det inte mjölksyrabakterierna som producerade ättiksyran som bildades utan någon ättiksyrabakterie.
- En hög torrsubstanshalt var mer begränsande för den biologiska aktiviteten än aciditeten. Matavfall med en TS-halt över 65 % tycks vara lagringsstabil. Avfallet blir efter torkning lätthanterligt och relativt luktfritt.
- Startkultur gav en säkrare process, eftersom det redan fanns bakterier som fyllde alla nischer i komposten. Utan startkultur blev processen mer slumpmässig.
- Om metoden med torkat matavfall ska tillämpas, bör man se till att energieffektivisera med utrustning som är lämpad för ändamålet. Den snabbast uttorkning skedde vid hög temperatur. Energiåtgången per gram borttorkat vatten blev ungefär densamma vid de olika temperaturerna.



## REFERENSER

### Tryckta referenser

- Axelsson L. 1998. Lactic acid bacteria: classification and physiology. I: Salminen S och von Wright A (Red.) *Lactic Acid Bacteria Microbiology and Functional Aspects 2*:a upplagan. Marcel Dekker Inc., USA. s.1-72. ISBN 0-8247-0133-X
- Björkroth J. och Holzapfel W. 2003. The Genera *Leuconostoc*, *Oenococcus* and *Weissella*. I: *The Prokaryotes*. Utgåva 3,12. Springer-Verlag New York, LLC. <http://141.150.157.117:8080/prokPUB/index.htm>. 2005-05-31
- Brinton W.F. 1998. Volatile organic acids in compost: production and odorant aspects. I: *Compost Science & Utilization* 6(1):75-82.
- Brock T.D. och Madigan M.T. 2003. Prokaryotic diversity: Bacteria. I: *Biology of microorganisms* 10:e upplagan. Prentice-Hall Inc., USA. s.400-404. ISBN 0-13-049147-0
- Cherrington C.A., Hinton M., Mead G.C. och Chopra I. 1991. Organic acids: chemistry, antibacterial activity and practical applications. I: *Advances in microbial physiology*. Vol. 32. s.87-108. ISBN 0-12-027732-8
- Epstein E. 1997. Microbiology. I: *The Science of composting*. Technomic publication. Lancaster, USA. s.53-76. ISBN 1-56676-478-5
- Farrar W. E. och Reboli A. C. 1999. The Genus *Bacillus*-Medical. I: *The Prokaryotes*. Utgåva 3,0. Springer-Verlag New York, LLC. <http://141.150.157.117:8080/prokPUB/index.htm>. 2005-05-31
- Golueke, C.G. 1977. *Biological Reclamation of Solid Waste*. Emmaus, PA: Rodale Press
- Götz F., Bannerman T. och Schleifer K.H. 2003. The Genera *Staphylococcus* and *Micrococcus*. I: *The Prokaryotes*. Utgåva 3,16. Springer-Verlag New York, LLC. <http://141.150.157.117:8080/prokPUB/index.htm>. 2005-05-31
- Hammer W. P. och Hertel C. 2003. The Genera *Lactobacillus* and *Carnobacterium*. I: *The Prokaryotes*. Utgåva 3,15. Springer-Verlag New York, LLC. <http://141.150.157.117:8080/prokPUB/index.htm>. 2005-05-31
- Haug R. T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. CRC Press, Inc., Boca Raton, USA. ISBN 0-87371-373-7
- Jönsson H, Eklind Y, Albihn A, Jarvis Å, Kylin H, Nilsson M.L, Nordberg Å, Pell M, Schnürer A, Schönning C, Sundh I, Sundqvist J.O. 2003. Samhällets organiska avfall - en resurs i kretsloppet. I: *Fakta jordbruk*. Nr 1-2. s.1-8. SLU.
- NFS 2003:15. Naturvårdsverkets allmänna råd till 2 kap. 3§ miljöbalken (1998:808) om metoder för yrkesmässig lagring, rötning och kompostering av avfall; beslutade den 12 juni 2003. I: *Naturvårdsverkets författningssamling*. ISSN 1403-8234
- Mears, D.R., Singley, M.E., Ali, C., and Rupp, F. 1975. Thermal and physical properties of compost. I: W.J. Jewell (Red.) *Energy, Agriculture and Waste Management*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publisher, INC.
- Miller, F.C. 1996. Composting of municipal solid waste and its components. I: Palmisano, A.C. och Barlaz, M.A (Red.) *Microbiology of solid waste*. CRC Press. Boca Raton, USA. s.115-154. ISBN 0-8493-8361-7

- Mörtstedt S.E. och Hellsten G. 1999. *Data och diagram*. Liber AB. Daleke Grafiska AB, Malmö. Sjunde upplagan. ISBN 91-47-00805-9
- Pedersen C., Jonsson H., Lindberg J. E. och Roos S. 2004. Microbiological characterisation of wet wheat distillers' grain, with focus on isolation of lactobacilli with potential as probiotics. *Applied and Environmental Microbiology*. **70**(3):1522-1527.
- Reinhardt T. 2001. Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter. I: Insam, Riddech, Klammer (Red.) *Microbiology of Composting*. Springer, Tyskland. s.177-188. ISBN 3-540-67568-X
- Riddech N., Klammer S., Insam H. 2002. Characterisation of microbial communities during composting of organic wastes. I: Insam, Riddech, Klammer (Red.) *Microbiology of Composting*. Springer, Tyskland. s.43-51. ISBN 3-540-67568-X
- Regnér S, 2002:1. *Typer av vattenförekomst*. Studiematerial till kursen "Teknik för biomaterial" TN 0026 år 2002. Institutionen för biometri och teknik, SLU.
- Regnér S, 2002:2. *Torkningsegenskaper*. Studiematerial till kursen "Teknik för biomaterial" TN 0026 år 2002. Institutionen för biometri och teknik, SLU.
- Regnér S, 2002:3. *Jämviktsvattenhalt- vattenaktivitet*. Studiematerial till kursen "Teknik för biomaterial" TN 0026 år 2002. Institutionen för biometri och teknik, SLU.
- Regnér S, 2002:4. *Konvektionstorkning i tjocka skikt*. Studiematerial till kursen "Teknik för biomaterial" TN 0026 år 2002. Institutionen för biometri och teknik, SLU.
- Robertsson M. 2001. Effects of interrupted air supply on the composting process – Composition of volatile organic acids. I: Insam, Riddech, Klammer (Red.) *Microbiology of Composting*. Springer, Tyskland. s.189-201. ISBN 3-540-67568-X
- SJVFS 2002:59. Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter (SJVFS 2000:132) om stöd för miljövänligt jordbruk; beslutade den 26 juni 2002. I: *Statens jordbruksverks författningssamling*. ISSN 1102-0970
- Slepecky R. A. och Hemphill H. E.1999. The Genus *Bacillus*-Nonmedical. I: *The Prokaryotes*. Utgåva 3,0. Springer-Verlag New York, LLC. <http://141.150.157.117:8080/prokPUB/index.htm>. 2005-05-31
- Smårs S. 2002. *Influence of different temperatures and aeration regulation strategies on koldioxidemission in composting of organic household waste*. SLU Agria 324. Uppsala. ISBN 91-576-6158-8
- Sonesson U och Jönsson H. 1996. Household Waste I: *Urban Biodegradable Waste Amount and Composition- Case study Uppsala*. Rapport 201. Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Steineck S., Gustafsson A., Richert Stintzing A., Salomon E., Myrbäck Å., Albiñ A., Sundberg M. 2000. *Växtnäring i kretslopp*. SLU. Uppsala. ISBN: 91-576-6000-X
- Sundberg C. 2004. *Food waste composting – effects of heat, acids and size*. Rapport 2 Institutionen för biometri och teknik, SLU. Uppsala. ISSN 1652-3261
- Sundh I. och Rönn S. 2002. Microbial succession during composting of source-separated urban organic household waste under different initial temperature conditions. I: Insam, Riddech, Klammer (Red.) *Microbiology of Composting*. Springer, Tyskland. s.53-64. ISBN 3-540-67568-X

Uchiyama K., Suzuki T., Tatsumi H., Kanetake H. och Shioya S. 2001. Amplified 16S ribosomal DNA restriction analysis of microbial community structure during rapid degradation of a biopolymer, PHA, by composting. I: Insam, Riddech, Klammer (Red.) *Microbiology of Composting*. Springer, Tyskland. s.83-98. ISBN 3-540-67568-X

Weiss N. 1999 The Genera *Pediococcus* and *Aerococcus*. I: *The Prokaryotes*. Utgåva 3,0. Springer-Verlag New York, LLC. <http://141.150.157.117:8080/prokPUB/index.htm>. 2005-05-31

### **Internetreferenser**

Livsmedelsverket, [www.slv.se](http://www.slv.se). 2005-01-25

NCBI. 2005-03-09. National Center for Biotechnology Information. [www.ncbi.nlm.nih.gov](http://www.ncbi.nlm.nih.gov). 2005-05-06.

RVF, [www](http://www.rvf.se) 1. Svenska renhållningsverksföreningen. Biologisk behandling. [www.rvf.se/m4n?oid=333&\\_locale=1](http://www.rvf.se/m4n?oid=333&_locale=1). 2005-01-27

RVF, [www](http://www) 2. Svenska renhållningsverksföreningen. Hemkompostering av matavfall från hushåll - en förstudie. [www.rvf.se/m4n?oid=2001:05&\\_locale=1](http://www.rvf.se/m4n?oid=2001:05&_locale=1). 2005-01-27

### **Personliga meddelanden**

Lind Helena, Doktorand, Institutionen för mikrobiologi, SLU. 018-673388. 2005-06-17

Jönsson Håkan, Lektor, Institutionen för biometri och teknik, SLU. 018-671886. 2005-06-14

Roos Stefan, Docent, Institutionen för mikrobiologi, SLU. 018-673382. 2005-05-30

Sundberg Cecilia, Doktorand, Institutionen för biometri och teknik, SLU. 018-671811. 2005-04-04

Vinnerås Björn, Doktor, Institutionen för biometri och teknik, SLU. 018-671834. 2005-06-20



## BILAGA 1: BERÄKNINGAR

### Bestämning av torrsubstans- och askhalt\*\*

För att bestämma torrsubstans- och askhalt i materialet togs tre prov á 5 g ur varje behållare. Proven torkades i 24 h vid 105 C°. Efter torkningen vägdes provet och torrsubstanshalten beräknades enligt ekvation 1.

$$(1) \quad Ts - \text{halt}[\%] = \frac{Ts - \text{vikt}}{\text{Materialvikt före torkning}} * 100$$

För bestämning av askhalten stoppades deglar med torkat material i en muffelugn i 550°C i 4 h. Askhalten beräknades enligt ekvation 2.

$$(2) \quad \text{Askhalt}[\%] = \frac{\text{Glödrester}}{Ts - \text{vikt}} * 100$$

### Beräkning av borttorkat vatten och TS-minskning\*\*

För att bestämma mängden borttorkat vatten per dygn användes ekvation 3.

$$(3) \quad \text{Borttorkat vatten} = (m_{\text{dag } x} * v_{\text{dag } x}) - (m_{\text{dag } y} * v_{\text{dag } y}) \quad [\text{g/dygn}]$$

där  $m_{\text{dag } x}$  är materialvikten dag x,  $v_{\text{dag } x}$  vattenhalten dag x,  $m_{\text{dag } y}$  materialvikten dag y (dag y är dagen efter dag x) och  $v_{\text{dag } y}$  vattenhalten dag y.

Motsvarande beräkning för TS-minskning gjordes med hjälp av ekvation 4.

$$(4) \quad \text{TS-minskning} = (m_{\text{dag } x} * TS_{\text{dag } x}) - (m_{\text{dag } y} * TS_{\text{dag } y}) \quad [\text{g/dag}]$$

Den mängd vatten som teoretiskt kunde föras bort med luften beräknades med hjälp av värden ur Data och diagram (Mörtstedt m. fl., 1999).

### Beräkningar av mängden emitterad kol\*

Beräkningar av mängden emitterad kol (Z) gjordes med ekvation 5.

$$(5) \quad \frac{\left( \frac{Y \text{ mmol NaOH}}{2 \text{ ml NaOH lösning}} - \frac{X \text{ ml HI}}{2 \text{ ml prov}} \right) * \frac{100 \text{ ml NaOH lösning}}{\text{dygn}} * \frac{12,0 \text{ gC}}{\text{ml}}}{2 \text{ ml} * \frac{2 \text{ ml NaOH}}{\text{ml CO}_2}} = \frac{Z \text{ mg C}}{100 \text{ g substrat}} * \text{dygn}$$

där y är mmol NaOH i startlösningen och X är mängden saltsyra som användes vid titrering.

### Beräkning av mängden glukos, etanol och organiska syror per gram kompost\*

Beräkningar av mängden ämne per gram kompost (Z), gram kondensvätska (Z) och den totala mängden i ett dygns kondensvätska (Y) gjordes med ekvationerna 6 och 7.

$$(6) \quad \frac{X \text{ mM ämne} * 5 \text{ ggr spädning}}{1000 \text{ ml} / \text{l}} = Z \text{ mmol} / \text{g kompost}$$

där en ml antas vara lika med ett gram.

$$(7) \quad \frac{Z \text{ mmol}}{\text{g kondensvätska}} * A \text{ g kondensvätska} / \text{dygn} = Y \text{ mmol} / \text{dygn}$$

där A är mängden kondensvätska som ansamlats under ett dygn.

### Beräkning av bakteriekoncentrationer\*

Beräkning av den genomsnittliga bakteriekoncentrationen gjordes med hjälp av ekvation 8. Endast de plattor där antalet kolonier inte var mer än 200 togs med vid beräkningen.

$$(8) \quad \text{Genomsnittlig bakteriekoncentration} = \frac{(C_1 + C_2 + \dots + C_n)}{(W_1 + W_2 + \dots + W_n)}$$

där  $C_1 + C_2 + \dots + C_n$  är antal kolonier räknade på olika plattor och  $W_1 + W_2 + \dots + W_n$  är plattans motsvarande provvolym (Livsmedelsverket, www).

### Förutsättningar för beräkning av energiförluster\*\*

Förutsättningar för beräkning av energiförluster i samband med luftning och torkning av materialet visas i tabell 1. Beräkningarna skedde med ekvation 9.

$$(9) \quad E_f = \Delta t (C_{pl} * m_{\text{torr luft}} + C_p \text{ vattenånga} * m_{\text{vattenånga in}}) + m_{\text{avdunstning}} * \Delta H_{\text{vap}}$$

Tabell 1. Förutsättningar för beräkning av energiförluster i samband med luftning och torkning

	37°C	55°C	70°C
$\Delta t$	15	33	48
$C_p$ torr luft [kJ/(kg*°C)]	1,01	1,01	1,01
$m_{\text{torr luft}}$ [kg/dygn]	0,34	0,34	0,34
$C_p$ vattenånga [kJ/(kg/°C)]	1,859	1,859	1,859
$m_{\text{vattenånga in}}$ [kg/dygn] <sup>1</sup>	0,0025	0,0025	0,0025
$\Delta H_{\text{vap}}$ [kJ/kg]	2411	2370	2333

<sup>1</sup> mängd vatten i mättad ånga är 0,01734 kg/m<sup>3</sup> och varje dygn sugts 0,29m<sup>3</sup>, 20°C luft med 50% relativ fuktighet genom i behållarna

## BILAGA 2: BERÄKNING AV SUBSTRATETS SAMMANSÄTTNING INFÖR BLANDNING

Källa Livsmedelsverkets hemsida 26/11-05 och hundmatstillverkaren

Livsmedel [l/100g]	Avfall (%)	Energi (kJ)	Vatten (g)	Aska (g)	Protein (g)	Fett (g)	Kolh. (g)	Fibrer (g)
Äpple m skal	8	217,7	85,2	0,26	0,27	0,05	12,43	1,8
Vitt bröd fibrer ca 3 % typ Franska	0	1059,5	35,5	1,8	8,3	2,4	48,8	3,2
Hundmat			10	8	22	10	53	3

Källa Livsmedelsverket + tabell 19 Household Waste. Sonesson U & Jönsson H. (1996).

*Urban Biodegradable Waste Amount and Composition- Case study Uppsala. Report 201. Uppsala: Departement of Agricultural Engineering*

Livsmedel	Protein (mg/g)	Fett (mg/g)	Kolh. (mg/g)	Summa	C/N- kvot
Äpple m skal	0,27	0,05	12,43		
Kolinnehåll	0,143	0,038	5,431	5,612	
Kväveinnehåll	0,043			0,043	129,90
Vitt bröd fibrer ca 3 % typ Franska	8,3	2,4	48,8		
Kolinnehåll	4,382	1,820	21,323	27,525	
Kväveinnehåll	1,328			1,328	20,73
Hundmat	22,0	10,0	53,0		
Kolinnehåll	11,616	7,584	23,158	42,358	
Kväveinnehåll	3,520			3,520	12,03

	g vatten/g vara	g vatten i bl.	Hundmat (g)	Äpple (g)	Vitt bröd (g)
Vitt bröd	0,355	14,2	27	15	40
Äpple	0,852	12,78			
Hundmat	0,19	5,16			C/N
Summa vatten i "torrvaror"		32,14		2335	15,6
g tillsatt vatten/100g blanding (50%vh)	50	17,86	Kol	149	
			Kväve		
Total vikt på substratet (matr.+vatten)		100,00			





### BILAGA 3: BERÄKNING AV SUBSTRATETS SAMMANSÄTTNING EFTER BLANDNING

Källa Livsmedelsverkets hemsida 26/1-05 (äpplets vatten-och askhalt är justerat efter tagna ts-prover), hundmatstillverkaren och brödtillverkaren

Livsmedel [/100g]	Avfall (%)	Energi (kJ)	Vatten (g)	Aska (g)	Protein (g)	Fett (g)	Kolh. (g)	Fibrer (g)
Äpple m skal	8	217,7	90,31	0,204	0,27	0,05	7,4	1,8
Polarbröd, vetekaka	0	1200	29,45	1,7	9	5,5	51	3
Hundmat			10	8	22	10	53	3

Källa Livsmedelsverket + tabell 19 Household Waste. Sonesson U & Jönsson H. (1996).

Urban Biodegradable Waste Amount and Composition- Case study Uppsala. Report 201. Uppsala: Departement of Agricultural Engineering

Livsmedel	Protein (mg/g)	Fett (mg/g)	Kolh. (mg/g)	Summa	C/N- kvot
Äpple m skal	0,27	0,05	7,50		
Kolinnehåll	0,143	0,038	3,277	3,458	
Kväveinnehåll	0,043			0,043	80,03
Polarbröd, vetekaka	9,0	5,5	51,0		
Kolinnehåll	4,752	4,171	22,284	31,207	
Kväveinnehåll	1,440			1,440	21,67
Hundmat	22,0	10,0	53,0		
Kolinnehåll	11,616	7,584	23,158	42,358	
Kväveinnehåll	3,520			3,520	12,03

	g vatten/g vara	g vatten i bl.	Hundmat (g)	Äpple (g)	Vitt bröd (g)
Polarbröd, vetekaka	0,2945	11,78	27	15	40
Äpple	0,9031	13,5465			
Hundmat	0,19	5,16			C/N
Summa vatten i "torrvaror"		30,48	Kol	2450	15,9
g tillsatt vatten/100g blanding		17,86	Kväve	154	
Summa vatten vikt [g]		48,34			
Total vikt på substratet (matr.+vatten)		100,00			
Torrsubstanshalt i substratet [%]		52			



## TIDIGARE PUBLIKATIONER

2003-07-01 skedde en sammanslagning av Institutionen för biometri och informatik och Institutionen för lantbruksteknik.

### **Biometri och teknik**

#### *Examensarbeten*

- 2005:01 Hårsmar, D. Bättre enskilda avlopp i Sigtuna kommun – möjligheter för bebyggelse i Odensala socken.
- 2005:02 Svensson, M. Desalination and the environment: Options and considerations for brine disposal in inland and coastal locations.
- 2005:03 Retention av tungmetaller I en anlagd våtmark – Studier av Vattenparken i Enköpings kommun.
- 2004:01 Ericsson, N. Uthållig sanitet i Peru – En förstudie i staden Picota.
- 2004:02 Ekvall, C. LCA av dricksvattendesinfektion – en jämförelse av klor och UV-ljus.
- 2004:03 Wertsberg, K. Behandling av lakvatten med kemiska oxidationsmedel för att delvis bryta ned oönskade organiska föreningar – En studie utförd vid Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala.
- 2004:04 Degaart, S. Humanurin till åkermark och grönytor: avsättning och organisation i Göteborgsområdet.
- 2004:05 Westlin, H. Utvärdering av ett silotorksystem för spannmål utrustat med omrörare.

#### *Rapport – miljö, teknik och lantbruk*

- 2005:01 Jönsson, H., Vinnerås, B. & Ericsson, N. Källsorterande toaletter. Brukarnas erfarenheter, problem och lösningar.
- 2005:02 Gebresenbet, G. Effect of transporttime on cattle welfare and meat quality.
- 2005:03 de Toro, A. & Rosenqvist, H. Maskinsamverkan – tre fallstudier.
- 2005:04 Vinnerås, B. Hygienisering av klosettatten för säker växtnäringåterförsel till livsmedelsproduktionen.
- 2005:05 Tidåker, P., Kärrman, E., Andras, Baky. & Jönsson, H. Wastewater management integrated with farming. An environmental systems analysis of the model city Surahammar.
- 2004:01 Bernesson, S. Life cycle assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels – A comparison between large- and smallscale production.
- 2004:02 Elmquist, H. Decision-Making and Environmental Impacts.

#### *Rapport – biometri*

- 2004:01 Gustafsson, L. Tools for Statistical Handling of Poisson Simulation: Documentation of StocRes and ParmEst

### ***Licentiatavhandling***

02 Sundberg, C. 2004. Food waste composting – effects of heat, acids and size.

### ***Kompendium***

2005:01 Lövgren, M. Publicering 2000-2004

2004:01 Lövgren, M. Publicering 2000-2003.

### **Biometri och informatik**

#### ***Institutionsrapporter***

- 81 Olsson, U. & Sikk, J. Fourth Nordic-Baltic Agrometrics Conference, Uppsala, Sweden, June 15-17, 2003. Conference proceedings.
- 80 Edlund, T. Pluripolar Completeness of Graphs and Pseudocontinuation. Licentiatavhandling.
- 79 Nilsson, K. Macrolide antibiotics – mode of action and resistance mechanisms. Licentiatavhandling.
- 78 Sahlin, U. Analysis of forest field data with a spatial approach. Examensarbete.
- 77 Seeger, P. Nested t by 2 Row-Column-Designs suitable for bridge competitions.
- 76 Wörman, A. Low-Velocity Flows in Constructed Wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer Codes in Matlab-Environment.
- 75 Huber, K.T., Moulton, V. & Steel, M. Four characters suffice to convexly define a phylogenetic tree.
- 74 Ekbohm, G. Induktion, biometri, vetenskap.
- 73 Huber, K.T.; Moulton, V. & Semple, C. Replacing cliques by stars in quasi-median graphs.
- 72 Huber, K.T. Recovering trees from well-separated multi-state characters.
- 71 Holland, B.R., Huber, K.T., Dress, A. & Moulton, V.  $\delta$ -plots: A tool for analyzing phylogenetic distance data.
- 70 Huber, K.T., Koolen, J.H. & Moulton, V. The Tight Span of an Antipodal Metric Space: Part II – Geometrical Properties.

### **Lantbruksteknik**

#### ***Institutionsrapporter***

- 255 2003 Nilsson, D. Harvesting and handling of flax for the production of short fibres under Swedish conditions. A literature review.
- 254 2003 Sundberg, C. Food waste composting – effects of heat, acids and size.
- 253 2003 Wikner, I. Environmental conditions in typical cattle transport vehicles in Scandinavia.

### ***Institutionsmeddelanden***

- 03:01 Sjöberg, C. Lokalt omhändertagande av restprodukter från enskilda avlopp i Oxundaåns avrinningsområde.
- 03:02 Nilsson, D. Production and use of flax and hemp fibres. A report from study tours to some European countries.
- 03:03 Rogstrand, G. Beneficial Management for Composting of Poultry Litter and Yard-Trimblings- Environmental Impacts, Compost Product Quality and Food Safety.
- 03:04 Lundborg, M. Inverkan av hastighet och vägförhållande på bränsleförbrukning vid körning med traktor.
- 03:05 Ahlgren, S. Environmental impact of chemical and mechanical weed control in agriculture. A comparing study.
- 03:06 Kihlström, M. Possibilities for intermodal grain transports in the Mälardalen region – environmental and economical aspects.





2005:04 Inverkan av torrsubstanshalt och temperatur på kompostens syrabildning





Denna meddelandeserie som utges av Institutionen för biometri och teknik, SLU, innehåller, examensarbeten samt övriga uppsatser som anses lämpliga att publicera i denna form. Tidigare nummer redovisas på de sista sidorna och kan i mån av tillgång anskaffas från institutionen.

This series is published by the Department of Biometry and Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences. It contains master thesis as well as other reports or papers considered suitable for publication in this form. Earlier issues are listed on the last pages and can be obtained - if still available - upon application to the department.

---

DISTRIBUTION:

SLU

Institutionen för biometri och teknik

Box 7032

750 07 UPPSALA

Tel. 018-67 10 00

pdf.fil: [www.bt.slu.se](http://www.bt.slu.se)

SLU

Department of Biometry and Engineering

Box 7032

S-750 07 UPPSALA

SWEDEN

Phone +46 18 671000

---