



Sveriges
lantbruksuniversitet

Torkat bioavfall som jordförbättrings- medel

Dried Biowaste as a Soil Conditioner

Sofia Blad

Referat

Torkat bioavfall som jordförbättringsmedel

Sofia Blad

Projektet *Torrkonservering av matavfall från hushåll* innefattar en helt ny teknik för behandling av bioavfall genom torkning. Undersökningar pågår angående hur det torkade bioavfallet bäst kan användas för att sluta det naturliga kretsloppet. Examensarbetets huvudsyfte var, som ett led i dessa undersökningar, att utreda om det torkade bioavfallet kan användas som ett jordförbättringsmedel. Genom att tillföra bioavfallet till jord så återförs näringen i materialet till marken och kretsloppet sluts. En varudeklaration, med materialets näringshalter, C/N-kvot, pH och elektrisk konduktivitet, togs fram och ett groningsstest utfördes för att kontrollera att bioavfallet inte var groningshämmande. Vidare utvecklades en metod för att studera det torkade bioavfallets nedbrytningsegenskaper i form av dess kväveminerisering. Denna metod användes därefter praktiskt.

Resultatet av detta examensarbete tyder på att torkat bioavfall har mycket goda nedbrytningsegenskaper. Groningsförsöket visade att materialet i utspädd form (upp till 50 % torkat bioavfall) inte är groningshämmande, och mineraliseringsförsöket visade på en snabb frigörelse av växttillgängligt kväve, och en immobiliseringsperiod på ett par veckor. Tillsammans indikerar dessa resultat att det torkade materialet kan fungera väl som ett jordförbättringsmedel.

Nyckelord: Torkat bioavfall, jordförbättringsmedel, kväveminerisering, kväveimmobilisering, oorganiskt kväve, groningsförsök

Abstract

Dried biowaste as a soil conditioner

Sofia Blad

The main project *Dry preservation of source-separated organic household wastes* involves a new technique for treatment of biowaste through drying. Investigations are going on to determine how the dried biowaste best can be used to close the natural circular flow of nutrients. The objective of this degree project is to determine if the dried biowaste can be used as a soil conditioner. By restoring the nutrients in the material to the ground, the natural circular flow is closed. A declaration of contents, including the nutrient levels, C/N ratio, pH and the electrical conductivity of the dried biowaste, was constructed and a germination test was done to make sure that the material did not inhibit sprouting. Further on a method was developed to study the decomposition process, and in particular the nitrogen mineralization of the dried biowaste. This method was then used practically.

The results of this degree project indicate that the decomposition capacity of the dried biowaste is very good. The germination test showed that the material in a diluted form (up to 50 % dried biowaste) did not inhibit sprouting. The examination of the nitrogen mineralization showed a fast liberalisation of nutrients available to plants, with only a shorter period of nitrogen immobilization. Together these results imply that the dried material could function well as a soil conditioner.

Keywords: Dried biowaste, soil conditioner, nitrogen mineralization, nitrogen immobilization, inorganic nitrogen, germination test

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 20 poäng och slutför mina studier till civilingenjör inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet är utfört inom projektet Torrkonsivering av matavfall från hushåll, som leds av företaget Smedlund Miljösystem AB. Projektet innefattar en ny teknik för torkning och lagring av bioavfall, hushållens sortering och vidare användning av det torkade materialet. Examensarbetets del i detta projekt var att utreda om det torkade bioavfallet kan användas som ett jordförbättringsmedel. Arbetet är utfört som ett samarbete mellan Smedlund Miljösystem AB och Renovas kompostanläggning i Göteborg, där större delen av de praktiska experimenten ägt rum. Handledare har varit Lars Smedlund, VD för Smedlund Miljösystem AB. Ämnesgranskare var Cecilia Sundberg vid institutionen för biometri och teknik, SLU.

Ett stort tack riktas till Peter Skruf, chef för Renovas kompostanläggningen vid Marieholm, Göteborg, för lånet av växthuset och laboratoriet och för all handledning under arbetet. Jag vill också tacka Jacob på Renova Marieholm för all hjälp med bevakning och tillsyn och övrig personal på kompostanläggningen för ett trevligt bemötande.

Jag vill tacka Margareta och Tony på Kungsbacka reningsverk för det intressanta studiebesöket. Tack Anna Mårtensson och Olle Andrén på institutionen för markvetenskap, SLU, för råd angående hur man utvecklar en metod för att testa ett jordförbättringsmedel. Tack Stina Wallström på SIS för hjälp med att hitta standarder.

Tack Malin, för ett gott samarbete, hjälp med skrivandet och givande diskussioner kring frågor som dykt upp. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Cecilia Sundberg för all hjälp med uppsatsen och för alla goda råd och tips. Tack Lasse på Smedlunds för att jag fick möjligheten att delta i ett projekt som har varit både lärorikt och intressant.

Sofia Blad

Göteborg, april 2007

ORDLISTA

Avfall: varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med (Miljöbalken, 15 kap 1 §)

Anaerob nedbrytning: nedbrytning utan tillgång till/tillförsel av syre, exempelvis rötning (Brady och Weil, 2002)

Bioavfall: biologiskt lättnedbrytbart avfall, dvs. den del av det organiska avfallet som på begränsad tid kan brytas ner i biologiska processer, exempelvis mat- och trädgårdsavfall (RVF, 2006)

C/N-kvot: förhållandet mellan vikten av organiskt kol och vikten av totalkväve i en jord eller ett organiskt material (Brady och Weil, 2002)

Elektrisk konduktivitet: ett ämnes förmåga att leda eller överföra elektrisk ström, i jord och vatten mäts elektrisk konduktivitet i siemens/meter, och relateras till lösta ämnen i vätskan (Brady och Weil, 2002)

Hushållsavfall: avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet (Miljöbalken, 15 kap 2 §)

Hygieniserande behandling: behandling som avser att reducera eventuellt förekommande patogener i materialet till i det närmaste obefintliga nivåer eller till nivåer där de inte utgör en förhöjd risk, d.v.s. där användningen av produkterna inte medför en ökad förekomst av sjukdomsfall (RVF, 2005:11)

Immobilisering: ett grundämnes övergång från oorganisk form till organisk form inkorporerat i mikroorganismernas eller växternas vävnader, grundämnet är efter denna övergång inte längre tillgänglig för andra mikroorganismer eller växter (Brady och Weil, 2002)

Lättnedbrytbart avfall: avfall som lämpar sig för kompostering eller rötning (RVF, 2006)

Matavfall: livsmedelsavfall från livsmedelskedjan (hushåll, restauranger, storkök, butiker och livsmedelsindustrin) som av kommersiell eller annan orsak inte gått till konsumtion (RVF, 2006)

Mineralisering: ett grundämnes övergång från organisk form till oorganisk form vid nedbrytning av mikroorganismer (Brady och Weil, 2002)

Organiskt avfall: avfall som innehåller organiskt kol, exempelvis biologiskt avfall och plastavfall (RVF, 2006, se avfallsförordningen)

Torkat bioavfall: begreppet används, i detta examensarbete, som benämning för avfall som genomgått torkningsprocessen i Smedlund Miljösystems torkningssystem för biologiskt avfall

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 HUVUDPROJEKTET TORRKONSERVERING AV HUSHÅLLSAVFALL	1
1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR OCH SYFTE	1
1.3 BAKGRUND	1
1.3.1 Arbetets upplägg	1
1.3.2 Bioavfall	2
1.3.3 Torkning av bioavfall	3
1.3.4 Hygienisering av torkat bioavfall	4
1.3.5 Avgränsningar	4
2. TEORI	4
2.1 JORDFÖRBÄTTRING	4
2.1.1 Kompost	5
2.1.2 Gödselmedel	6
2.1.3 Strukturmaterial	6
2.4 NEDBRYTNING AV ORGANISKT MATERIAL.....	7
2.5 VÄXTERS NÄRINGSUPPTAG	8
2.6 KVÄVEOMSÄTTNING VID NEDBRYTNING AV ORGANISKT MATERIAL	8
2.6.1 Mineralisering och immobilisering	9
2.6.2 C/N- kvot.....	9
2.6.3 Ammoniakavgång i gasform	10
2.6.4 Kväveläckage	11
3. MATERIAL OCH METODER	11
3.1 TILLVERKNING AV TORKAT BIOAVFALL UTIFRÅN ETT STANDARDRECEPT FÖR BIOLOGISKT HUSHÅLLSAVFALL.....	11
3.1.1 Beredning av råvaror	11
3.1.2 Torkningsprocessen.....	12
3.1.3 Hygienisering av torkat bioavfall	12
3.1.4 Varudeklaration för torkat bioavfall.....	13
3.2 GRONINGSFÖRSÖK	13
3.3 UNDERSÖKNING AV KVÄVEMINERALISERING I TORKAT BIOAVFALL	13
3.4 TORRSUBSTANS	15
3.5 MÄTNING AV pH-VÄRDE	16
3.6 MÄTNING AV DEN ELEKTRISKA KONDUKTIVITETEN	16
4. RESULTAT	17
4.1 TILLVERKNING AV TORKAT BIOAVFALL UTIFRÅN ETT STANDARDRECEPT FÖR BIOLOGISKT HUSHÅLLSAVFALL.....	17
4.1.1 Torkningsprocessen.....	17
4.1.2 Massbalansberäkning för torkningsprocessen.....	17
4.1.3 Varudeklaration för torkat bioavfall.....	18
4.2 GRONINGSFÖRSÖK	18
4.3 UNDERSÖKNING AV KVÄVEMINERALISERING I TORKAT BIOAVFALL	20

5. DISKUSSION OCH SLUTSATSER	26
5.1 TILLVERKNING AV TORKAT BIOAVFALL UTIFRÅN ETT STANDARDRECEPT AV BIOLOGISKT HUSHÅLLSAVFALL.....	26
5.2 GRONINGSFÖRSÖK	27
5.3 UNDERSÖKNING AV KVÄVEMINERALISERING I TORKAT BIOAVFALL	28
5.3.1 Förslag till förbättringar av experimentet.....	29
5.4 REKOMMENDATIONER ANGÅENDE DET TORKADE BIOAVFALLET SOM ETT JORDFÖRBÄTTRINGSMEDEL.....	30
5.5 SLUTSATS	31
5.6 FÖRSLAG TILL VIDARE FÖRSÖK	31
6. REFERENSER	32
6.1 TRYCKTA REFERENSER	32
6.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN	33
6.3 INTERNETSIDOR	33
BILAGA 1: URSPRUNGLIGA STANDARDRECEPTET	34
BILAGA 2: STANDARDRECEPT FÖR MATAVFALL FRÅN HUSHÅLL	35
BILAGA 3: ANALYS AV RENOVAS KOMPOST.....	36
BILAGA 4: AMMONIUM- OCH NITRATKONCENTRATIONER, MINERALISERINGSFÖRSÖKET	37
BILAGA 5: TOT-C OCH TOT-N, MINERALISERINGSFÖRSÖKET.....	37
BILAGA 6: EL. KOND. OCH pH, MINERALISERINGSFÖRSÖKET	38
BILAGA 7: EL. KOND. OCH pH FÖR TORKAT BIOAVFALL	39
BILAGA 8: TEMPERATURLOGGAR	40
BILAGA 9: REKOMMENDATIONER.....	41

1. INLEDNING

1.1 HUVUDPROJEKTET TORRKONSERVERING AV HUSHÅLLSAVFALL

Inom projektet *Torrkonservering av matavfall från hushåll* utvecklas och pilottestas ett nytt system för att processa och hantera bioavfall från flerfamiljhushåll. Processen går ut på att torka och hantera biologiskt lättnedbrytbart material som, förpackat i papperspåsar lämnats av hushållen. En speciell apparat har utvecklats för torkningsförfarandet. Genom att torka matavfall från hushåll kan man kraftigt sänka höga kostnader för täta hämtningsintervall, då det torkade materialet är biologiskt inaktivt och reducerat i vikt och volym, vilket medför att det kan lagras under en längre tid.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR OCH SYFTE

Torrkonservering är en ny teknik för behandling av biologiskt hushållsavfall, och Smedlund Miljösystem AB är intresserade av att kartlägga på vilka sätt det torkade avfallet bäst kan utnyttjas för att sluta det naturliga kretsloppet. Detta examensarbete har som huvudsyfte att utreda om - och i så fall på vilket sätt - det torkade bioavfallet kan användas direkt, utan förkompostering, som ett jordförbättringsmedel i olika typer av odlingsjordar.

Ett delsyfte var att ta fram (undersöka om det finns) jordblandningar där bioavfallet inte är gröningshämmande. Vidare undersöktes det exakta näringsinnehållet för att kunna avgöra lämplig dosering till jord, samt för att kunna skapa en varudeklaration för det torkade bioavfallet.

Ytterligare ett delsyfte var att klargöra i vilken takt nedbrytning av organiskt material sker i det torkade bioavfallet, efter att det applicerats till jord. Detta är viktigt då det är nedbrytningshastigheten som avgör hur mycket växtnäring som frigörs under en viss period.

Förhoppningen var att det sammanlagda resultatet av examensarbetet skulle kunna resultera i rekommendationer angående hur användare av Smedlund Miljösystems torkningsmaskin skall kunna använda det torkade bioavfallet som ett jordförbättringsmedel.

1.3 BAKGRUND

1.3.1 Arbetets upplägg

Ett befintligt standardrecept för hushållsavfall vidareutvecklades, och utifrån detta recept tillverkades torkat bioavfall. Tillverkningen gjordes för att tillgodose behovet av torkat bioavfall till kommande försök, och var nödvändig för att göra försöken repeterbara. Detta

arbete utfördes tillsammans med Malin Svensson, examensarbetare på Smedlund Miljösystem AB.

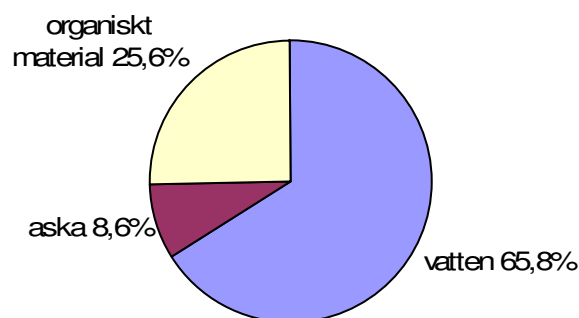
Då en helt ny teknik för återvinning av hushållsavfall utreds, så har mycket tid gått åt till metodutveckling och anpassning av befintliga standarder. Då försöket beträffande det organiska materialets nedbrytningsegenskaper fodrade minst 10 veckor, så låg tyngdpunkten i examensarbetet i att utveckla och utföra detta försök praktiskt.

1.3.2 Bioavfall

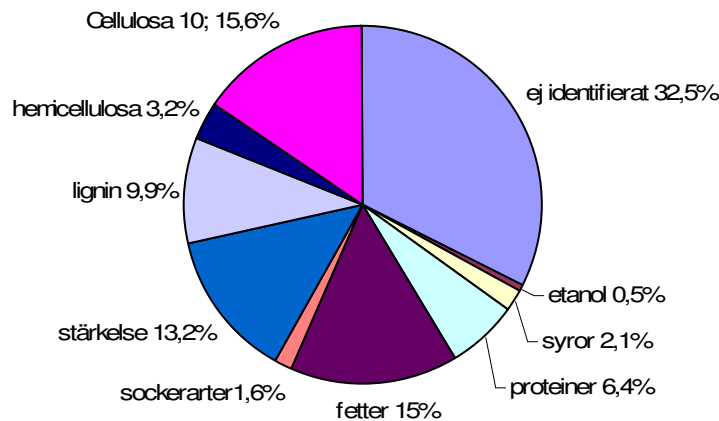
Begreppet bioavfall inkluderar biologiskt lättnedbrytbart avfall, som matavfall och trädgårdsavfall. Idag återvinns ca 16 % av matavfallet genom biologisk behandling i Sverige (RVF, 2006). Miljömålet "God bebyggd miljö" innefattar delmålet att 35 % av matavfallet ska återvinnas genom biologisk behandling senast år 2010. För att nå målet behöver ytterligare 200 000 ton matavfall gå till biologisk behandling, jämfört med idag.

I Sverige sker biologisk behandling av bioavfall främst genom kompostering och rötning i biogasanläggningar (RVF, 2006). Det är kommunerna som står för både insamling och behandling av bioavfallet. År 2005 kunde 110 av Sveriges kommuner erbjuda sina invånare att separat samla in sitt matavfall för central behandling. Kapaciteten för biologisk behandling kommer att öka under de närmsta åren. Främst är det fler biogasanläggningar som kommer att byggas. Inom kompostering går trenden mot att mindre kommuner går samman och bygger en gemensam större anläggning.

I en undersökning utförd 1995 av Sveriges lantbruksuniversitet, kategoriserades den kemiska sammansättningen i organiskt hushållsavfall (Eklind m fl., 1997). Resultatet illustreras i figur 1 och 2.



Figur 1 Kemisk kategorisering av bioavfall, huvudkomponenter i färskt organiskt hushållsavfall (Eklind m fl., 1997)



Figur 2 Kemisk kategorisering av den organiska fraktionen i färskt organiskt hushållsavfall från figur 1 (Eklind m fl., 1997).

1.3.3 Torkning av bioavfall

Smedlund Miljösystem AB har utvecklat något som de kallar ett "Öppet System", för hantering av matavfall från hushåll. Med ett "Öppet System" förvaras matavfallet väl ventilerat, vilket bl.a. motverkar att en förruttelseprocess skall starta. Till detta har Smedlunds i industrisamarbete tagit fram en förmultningsbar papperspåse som monteras i en speciell hållare. Systemet är idag helt dominerade, bland kommuner i Skandinavien, för hantering av matavfall från hushåll. Företaget har också, som en vidareutveckling av "Öppet System", utvecklat en speciell torkningsmaskin för matavfall.

Torkningsprocessen inleds med att påsarna med bioavfallet sönderdelas i en kvarn, innan det passerar ner i torkningsmaskinen (inledningsvis tillsätts också ett strömmaterial). Materialet bearbetas långsamt i apparaten genom vändning och blandning samtidigt som en luftström passerar genom materialet. Luftströmmen tar med sig vattenångan som genereras av det fuktiga materialet. Till det delvis slutna systemet är en avfuktare kopplad, som torkar den fuktiga luften. Kondensvatten som bildas dräneras bort från systemet. Processen sker under 4-5 dagar i rumstemperatur vilket resulterar i ett material som har blivit av med allt vatten, förutom det som är kapillärt hårt bundet.

Smedlund Miljösystem AB utförde i mars 2005 en plockanalys av biologiskt hushållsavfall. Avfallet samlades in från fyra olika bostadsområdet, varpå det kategoriserades. Varje kategori samlades var och en för sig, vägdes och fotades. Utifrån detta material sammanställde Göransson och Jacobsson (2006), i sitt examensarbete, ett standardrecept för det biologiska hushållsavfallet (bil. 1). Vid tillverkning av torkat bioavfall, för användning vid försök i detta examensarbete användes detta standardrecept, men med vissa modifikationer.

1.3.4 Hygienisering av torkat bioavfall

Vid användning av bioavfall som en kommersiell produkt i form av ett jordförbättringsmedel, ställs krav på hygienisering. Denna aspekt undersöktes av Malin Svensson i examensarbetet "Hygienisering av torkat bioavfall", som pågick under hösten 2006 (Svensson, 2007).

Examensarbetets syfte var att, genom litteraturstudier, ge förslag på lämplig hygieniseringsmetod, som vidare skulle testas praktiskt, samt att testa om en hygieniseringsprocess medför några förändringar av det torkade bioavfallets materialegenskaper

Svensson (2007) kom fram till att upphettning av det torkade bioavfallet förmodligen är den mest lämpliga hygieniseringsmetoden. Författaren konstaterade också att bioavfallet genomgår en viss förändring av den kemiska sammansättningen vid upphettning, bland annat sker kväveförluster. Trots dessa förändringar drar Svensson slutsatsen att hygienisering, genom upphettning, inte minskar möjligheten att använda torkat bioavfall som ett jordförbättringsmedel.

1.3.5 Avgränsningar

Undersökning av det torkade materialets nedbrytningsprocesser

Under metodutvecklingen för att undersöka det torkade bioavfallets nedbrytningsprocesser, beslutades att denna analys speciellt skulle inrikta sig mot att utreda materialets kväve mineralisering. En god kvävetillgång är avgörande för växter och grödors tillväxt (Brady och Weil, 2002), och genom att ta reda på i vilken takt kväve blir växttillgängligt, kan man avgöra hur lång tid innan växtsäsong det torkade bioavfallet bör tillsättas jord.

2. TEORI

2.1 JORDFÖRBÄTTRING

Det finns många anledningar till att förbättra en jords kvalitet, t.ex. kan näringsinnehållet vara lågt, strukturen dålig och pH kan vara antingen för lågt eller för högt. En jord med en bra struktur förblir kornig oavsett om jorden är våt eller torr, jordpartiklarna kan bindas med varandra och bilda ett mer eller mindre stort aggregat. Aggregatbildning påverkas positivt av tillförelse av humus och av biologisk aktivitet och det är därför väldigt viktigt att en jord har en hög mullhalt. Det finns flera sätt att höja en jords mullhalt, t.ex. att tillföra halmblandad stallgödsel eller kompost. En hög mullhalt bidrar också till att hålla kvar vatten i växternas rotzon, och främjar mikroorganismernas tillväxt i marken (Plöninge, 2003).

Olika växter och grödor kräver olika pH-värden för att trivas och ha en god tillväxt. Ett pH-värde mellan 5 och 7 bidrar till de bästa odlingsförutsättningarna, då sker också frigörelse av mineralämnena som snabbast. Vid för höga pH-värden i jorden kan det vara bra att tillföra okalkad torv, då torv har ett naturligt lågt pH-värde. Alltför låga pH-nivåer kan höjas genom att man kalkar jorden eller gödslar med organiska gödselmedel (Plöninge, 2003).

Tillförsel av växtnäring är en viktig del i begreppet jordförbättring. Ur marken tar växten upp ett femtiotal grundämnen. De som är livsnödvändiga för växten kallas makro- och mikronäringsämnen. Makronäringsämnena behöver växten i en relativt stor kvantitet. I denna grupp ingår kväve (N), fosfor (P), kalium (K) och kalcium (Ca). Mikronäringsämnena tar växten upp mycket mindre av, men de är ändå livsnödvändiga. Dessa ämnen är svavel (S), järn (Fe), mangan (Mn), bor (B), molybden (Mo), kisel (Si), zink (Zn), kobolt (Co), koppar (Cu), klor (Cl), natrium (Na) och aluminium (Al) (Weidow, 1998). Växtnäring kan tillföras jorden på flera olika sätt, nedan redovisas några exempel.

2.1.1 Kompost

Kompostmaterial kan användas som jordförbättring och vid tillverkning av odlingsjordar. Det finns flera metoder för att kompostera, bl.a. kan man samla organiskt material i högar där man genom kontroll av syre- och fuktighetsförhållandena styr den mikrobiella aktiviteten. Komposteringen är en aerob process, dvs. mikroorganismerna skall hela tiden ha god tillgång till syre. För att komposteringen skall fungera bra ska det ingående materialet var finfördelat och ha en stabil struktur. Om materialet är för vattnigt kan t.ex. halm tillsättas för att förbättra strukturen. Halmen kan också användas för att ge materialet en lämplig C/N-kvot, då nedbrytningshastigheten påverkas av vilken halt av kol i förhållande till halten kväve som finns i materialet (mer om C/N-kvoter i avsnitt 2.6.2). I ett inledande skede, när lättnedbrytbart material bearbetas av mikroorganismer, sker en stark temperaturökning då nedbrytningen alstrar värme (Nielsen och Permin, 2002). Temperaturförändringarna under kompostprocessen styr vilken typ av mikroorganismer som är aktiva. De flesta mikroorganismer dör vid för höga temperaturer, vilket medför att den mikrobiella aktiviteten och därmed nedbrytningshastigheten är mycket låg vid 70°C. Nedbrytningshastigheten är maximal vid 55°C. pH-värdet förändras också under processen. I den inledande nedbrytningsfasen är pH-värdet under neutralt p.g.a. att organiska syror bildas. Under den senare delen av komposteringen ligger pH-värdet över neutrala värden, då de organiska syrorna förbrukas och för att ammoniak frigörs (Sundberg, 2003). Komposten syresätts och luckras för att förbättra luftgenomströmningen under hela processen. Ämnen som koldioxid (CO₂) och ammoniak (NH₃) förs då bort. Komposteringstiden kan variera från 1 vecka till 7-8 månader beroende på substrat och val av behandling. Då alla lättnedbrutna ämnen är nedbrutna minskar aktiviteten i komposten. Komposten är då färdig och slutprodukten är en mörk jordliknande massa med ett högt humusinhåll. Komposteringen bevarar materialets kalium och fosforinnehåll men på grund av temperaturökningen och den mikrobiella aktiviteten kan man göra stora kväveförluster (Nielsen och Permin, 2002). Dessa processer förklaras närmare i avsnitt 2.6.3.

Kompost fungerar utmärkt som jordförbättring då den både ger jorden en bättre struktur i form av en hög mullhalt och tillför näringsämnen tillgängliga för växter (Plöninge, 2003).

2.1.2 Gödselmedel

Stallgödsel

Stallgödsel är en blandning av träck, urin och foderrester uppblandat med strömedel i form av halm, torv eller sågspån. Växtnäringsinnehållet i stallgödsel kan variera väldigt mycket beroende på vad djuren utfodrats med (Weidow, 1998). Beroende på torrsubstanshalt kategoriseras stallgödsel i fastgödsel, kletgödsel, flytgödsel och urin. Andelen kväve i ammoniumform (växttillgängligt kväve) ökar med minskad torrsubstanshalt. I urin är denna andel 90 % och i fastgödsel något över 25 % (Albertsson, 2001) Beroende av typ av stallgödsel, varierar kraven på förvaring och spridning. Då urin och stallgödsel i klet- och flytform har en hög andel växttillgängligt kväve, så lämpar sig dessa att sprida på odlingsmark under våren i nära anslutning till växtsäsong.

Mineralgödsel

Mineralgödsel är gödsel som framställts på industriell väg. Detta gödselmedel är från grunden oorganiskt och innehåller inga kolföreningar. Man kan tillsätta mineralgödsel som en sammansättning av flera näringsämnen eller ett speciellt näringsämne, beroende av behov (Weidow, 1998). Näringsämnen i mineralgödsel är direkt växttillgängliga och kan därför tillsättas under växtsäsongen. Kväve som mineralgödsel kan tillsättas i både nitrat- och ammoniumform. Ammonium är inte lika lättillgängligt för växter då jonen är positivt laddad och binder till markpartiklarnas negativa laddningar. Kväve som nitrat är mer snabbverkande men risken för läckage är större (Henry m.fl., 1999).

Nedgrävning av färskt avfall

Tillförsel av färskt organiskt material i form av trädgårds- och hushållsavfall är en gödselmetod som inte ger en omedelbar förbättring, utan bidrar på sikt till att ge jorden en bättre struktur, öka den biologiska aktiviteten och ge ett högre näringsinnehåll. Principen är att ta till vara på näringen i det organiska materialet, och därför gräva ner det i jorden för att utnyttja mineraliseringsprocessen (2.6.1). Avfallet bör inte grävas ner för djupt i marken då nedbrytningen av det organiska materialet kan hämmas av syrebrist, men inte heller för grunt då materialet kan dra till sig fåglar och gnagare. Rekommenderat djup är mellan 15 och 30 cm (Plöninge, 2003).

2.1.3 Strukturmaterial

Torv

Torv är ett väldigt vanligt strukturmaterial vid tillverkning av odlingsjordar. Materialet består av döda växter som under lång tid lagrats på varandra i vattenmättade, syrefattiga miljöer.

Torvens strukturella uppbyggnad varierar beroende av på vilken plats den har bildats och av vilka växter som dominerade där. Den kemiska uppbyggnaden varierar däremot inte mycket från myr till myr med ett kolinnehåll strax över 50 %, syre 30 %, väte 6 % och kväve 2-3 % (Svenska torvproducenterna, 2006). Torv används i odlingsjordar för att höja mullhalten och ge en snabb strukturförbättring. Torven är i sin natur relativt sur med ett pH-värde runt 5. Den bör alltså kalkas innan den blandas in i jorden, för att inte försämra växtbetingelserna (Plöninge 2003). Lämplig dos kalk för att få upp pH-värdet i torv till nivåer kring 7 är 5 g kalciumhydroxid (CaOH) till 1 l torv (pers. komm. Bohlin, 2006).

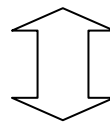
2.4 NEDBRYTNING AV ORGANISKT MATERIAL

I torkat bioavfall har man genom torkningen avstannat nedbrytningen av det organiska materialet och konserverat det i ett torrt tillstånd. Vid användning av det torra materialet som ett jordförbättringsmedel, kommer det att komma i kontakt med fukt varpå nedbrytningen startar på nytt.

Nedbrytningsprocessen börjar med att enkla sockerarter och aminosyror bryts ned av mikroorganismer till CO₂ och vatten under bildning av värme. Mer svårnedbrutna ämnen som lignin och cellulosa omsätts långsamt till mull. Denna omsättning kan ta flera år (Nielsen och Permin, 2001). Nedbrytning av organiskt material i mark sker i (ungefärligen) följande ordning (Brady och Weil, 2002).

1. Socker, stärkelse och enkla proteiner
2. Proteiner
3. Hemicellulosa
4. Cellulosa
5. Fetter och vaxer
6. Lignin

Snabb nedbrytning



Mycket långsam nedbrytning

En god tillgång till syre påskyndar mikroorganismernas nedbrytning. Under syrefattiga förhållanden tar nedbrytningen mycket längre tid och organiska syror, alkoholer och metangas produceras av anaeroba mikroorganismer. Ur odlingssynpunkt är anaerob nedbrytning inte önskvärd då det ofta luktar illa och produkterna av processen ofta är groningshämmande. Vid nedbrytning av växtprotein bildas inte bara CO₂ och vatten utan också aminosyror. Aminosyror innehåller kväve- och svavelfraktioner, som ytterligare bryts ned till enkla oorganiska växttillgängliga joner, som ammonium (NH₄⁺), nitrat (NO₃⁻) och sulfat (SO₄²⁻). Under nedbrytningen frigörs och/eller immobiliseras näring genom en serie av reaktioner relativt specifika för varje näringsämne, nedan kommer denna serie av reaktioner beskrivas för frigörelse och immobilisering av kväve.

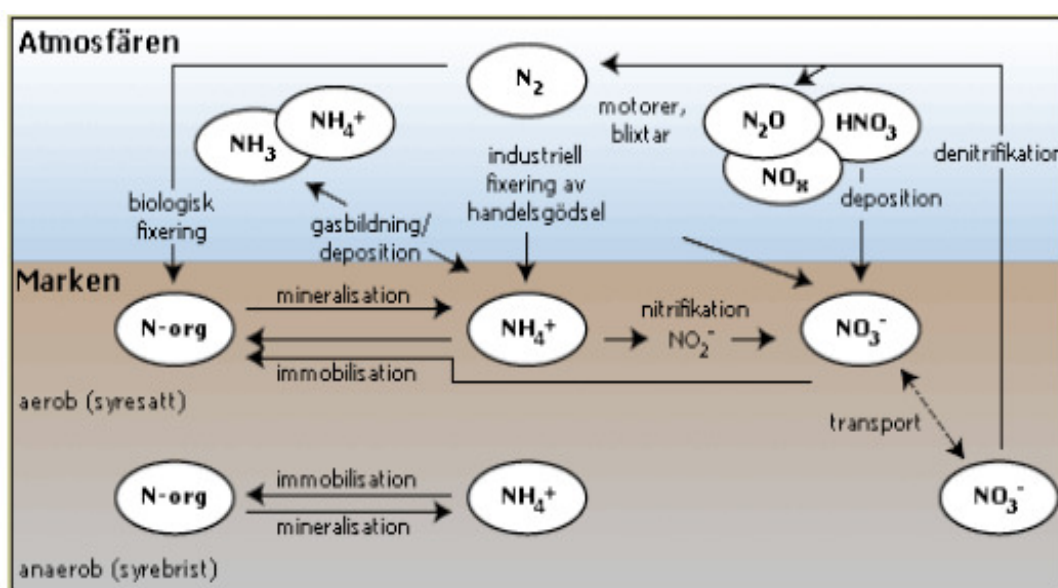
Lignin bryts ned långsamt då dess molekyler är stora och komplexa, bestående av hundratals fenolringar. Bindningarna i dessa ringstrukturer är så starka att enbart ett fåtal mikroorganismer har förmåga att bryta dem, och det tar dem lång tid. Efter att de komplexa strukturerna brutits ner i mindre komponenter har fler mikroorganismer möjlighet att bidra till nedbrytningen och den fortgår då i en snabbare takt (Brady och Weil, 2002).

2.5 VÄXTERS NÄRINGSUPPTAG

Växterna tar upp större delen av sin näring genom att med sina rötter suga upp markvätska. I markvätskan finns näringen löst som joner. Näringsupptaget sker genom att växtens rothår utsöndrar väte- och hydroxidjoner. Genom denna utsöndring kan växten byta till sig näringsjoner av motsatt laddning. Kväve i jonform finns i markvätskans som NH_4^+ och NO_3^- (Steineck m.fl., 2000). När man mäter den elektriska konduktiviteten för en jord får man en uppskattning av mängden laddade joner som finns i den. Ju högre elektrisk konduktivitet, desto fler laddade joner och därmed en högre växtnäringshalt. Om en jord eller ett jordförbättringsmedel innehåller en för hög näringshalt kan den vara gröningshämmande. Olika näringsämnen har varierande förgiftningssymtom, överskott av ett visst näringsämne kan leda till brist av ett annat. En del joner påverkar växtens förmåga att ta upp vatten, och indirekt dess näringsupptag, när de förekommer i en för stor utsträckning (Brady och Weil, 2002). I en jordblandning bör den elektriska konduktiviteten aldrig överstiga 60 mS/m. Det är därför viktigt att veta konduktiviteten hos både jordförbättringsmedlet och jorden man vill förbättra, för att inte skapa en blandning missgynnsam för odling (pers. komm. Bohlin, 2006).

2.6 KVÄVEOMSÄTTNING VID NEDBRYTNING AV ORGANISKT MATERIAL

Kväveatomer binds samman av en trippelbindning. Denna bindning är mycket stark och växter kan enbart tillgodogöra sig kväve med hjälp av vissa mikroorganismer, som kan bryta bindningen och omvandla kvävet till andra former. Större delen av kvävet i jorden förekommer i organisk form, enbart 1 till 2 % är i oorganisk mineralform. Kväve i oorganisk form är lösligt i vatten, varför det lätt kan lakas ur jorden. Det är det oorganiska kvävet i form av NH_4^+ och NO_3^- som är tillgängligt för växter (Brady och Weil, 2002). Kvävet kretsloop med inriktning på de mikrobiella transformationerna illustreras i figur 3.



Figur 3 Kvävet kretsloop med inriktning på de mikrobiella transformationerna (Österlund m.fl., 2004).

2.6.1 Mineralisering och immobilisering

I färskt organiskt material är större delen av kvävet i organisk form, d.v.s. bundet till organiskt material. Vad som händer vid nedbrytningen är att mikroorganismer attackerar dessa organiska föreningar och bildar enkla aminogrupper. Därefter kan aminogruppen hydratiseras och kvävet frigörs då som NH_4^+ . Denna process kallas mineralisering och illustreras av följande reaktionsformel (Brady och Weil, 2002);



Ammoniumkvävet tas i sin tur ganska snabbt om hand av s.k. nitrifikationsbakterier, vilka utnyttjar NH_4^+ som både kväve- och energikälla. Dessa bakterier omvandlar NH_4^+ till NO_3^- i en process som kallas nitrifikation. Nitrifikationen sänker markens pH-värde i och med att vätejoner frigörs (Steineck m.fl., 2000). Omvandlingen sker i två steg (Henry m.fl., 1999);



En annan motriktad process till mineralisering och nitrifikation kallas immobilisering. Detta sker då mikroorganismerna behöver mer kväve för att bryta ner det organiska materialet, än vad som finns tillgängligt i det. I brist på kväve i födan så binder de istället upp kväve i mineralform, vilket medför att detta kväve blir organiskt bundet i mikroorganismerna och inte längre tillgängligt för växter. Immobiliseringen höjer markens pH-värde i och med att fria vätejoner binds upp. När mikroorganismerna dör återgår en del kväve till humusföreningar och en del frigörs som NH_4^+ och NO_3^- (Henry m.fl., 1999).



Kvävemineraliseringstakten styrs av materialets C/N-kvot (2.6.2) men också till stor del av jordens fukthalt och temperatur. En för hög eller låg fukthalt påverkar den mikrobiella tillväxten negativt vilket medför en långsam nedbrytning och en låg frigörelse av kväve i mineralform. I marken utomhus sker maximal nedbrytning och frigörelse av kväve, från organiskt material, vid temperaturer runt 30°C (Burgos m.fl., 2006).

2.6.2 C/N- kvot

Då mineralisering och immobilisering sker samtidigt är det materialets innehåll av kol i förhållande till dess innehåll av kväve som avgör om det sker en ökning eller minskning i halten av mineralkväve. C/N kvoten anger vilka proportioner mellan total-C och total-N som en jord eller ett material innehåller (Brady och Weil, 2002). Vid nedbrytning behöver

mikroorganismerna ca 1 g kväve till 24 g kol i sin föda. Detta medför att om C/N kvoten blir högre än 24 lider mikroorganismerna brist på kväve, och immobilisering sker. I tabell 1 beskrivs nedbrytningstakt och kväveinnehåll vid olika C/N kvoter (FAGUS, 2005)

Tabell 1 Nedbrytning och kväveinnehåll vid olika C/N kvoter.

C/N	
< 30	Kvävebegränsad nedbrytning, immobilisering
20 - 30	Nedbrytning sker i samma takt som ny biomassa byggs upp, liten bindning eller frigörelse av kväve
> 20	Icke kvävebegränsad nedbrytning, mineralisering

2.6.3 Ammoniakavgång i gasform

Ammoniakavgång i gasform under nedbrytningsprocessen av organiskt material beror av flera jämviktsförhållanden. NH_4^+ spelar en stor roll i dessa jämviktsförhållanden. Större delen av NH_4^+ finns bundet till jordpartiklar, resterade mängd finns löst i markvätskan. När NH_4^+ förflyttas från markvätskan genom t.ex. växtupptag, så frigörs NH_4^+ bundna till jordpartiklar för att åter skapa jämvikt i markvätskan. I markvätskan råder också ett jämviktsförhållande mellan NH_4^+ och NH_3 . Behövs mer NH_3 i markvätskan övergår NH_4^+ till NH_3 och NH_4^+ bundet till jordpartiklar kommer att frigöras för att återställa jämviktsförhållandet.

Reaktionerna ges av följande formler:



Dessa jämviktsprocesser beror av pH i jorden. Vid pH-värden runt 6, är halten NH_3 enbart 0,1 % av den totala halten NH_4^+ , vid pH 7 är denna halt 1 % och vid pH 9 finns det lika mycket NH_3 som NH_4^+ i markvätskan. Vid höga halter av NH_3 i markvätskan, kommer en del att avgå i gasform. När detta händer kommer alla tidigare nämnda processer försöka åter skapa jämvikt. Mer NH_4^+ kommer att övergå till NH_3 och mer NH_4^+ kommer att frigöras till markvätskan.

Vid tillförsel av bioavfall som jordförbättring till åkermark beror avgång av NH_3 inte enbart av jordens pH, utan också av temperatur och vindhastighet. Med högre temperatur och vindhastighet avgår mer NH_3 till luften. Ett jämviktsförhållande råder också mellan NH_3 i jorden och i luften. Luftutbyte ovan mark leder till att mer NH_3 kan avgå i gasform från jorden. Hur bioavfallet tillsätts jorden är också av betydelse, om det enbart sprids på ytan och inte plöjs ner i marken, blir avgången av NH_3 till luften mycket större (Henry m.fl., 1999)

2.6.4 Kväveläckage

I och med att NO_3^- inte är bundet till jordpartiklar, utan finns fritt i markvätskan, så sker det lätt en utlakning om det finns i överskott, dvs. mer kväve än vad växterna i jorden behöver. NH_4^+ sitter bundet till de negativt laddade markpartiklarna och är därmed mer skyddat, men vid kraftig tillförsel av vatten kan dessa joner också lakas ut. Utlakning sker ofta under vinterhalvåret då grödan i marken avslutat sitt näringsupptag. Så länge marken inte är frusen, är mikroorganismer aktiva med nedbrytning av organiskt material och därmed bildning av mineralkväve från organiskt bundet kväve. Mineraliseringen gynnas av god tillgång till luft, vatten och organiskt material, då den mikrobiella aktiviteten ökar. Bearbetning av jord efter växtsäsongen slut på hösten i form av plöjning harvning eller stubbearbetning kan alltså resultera i en ökning av kväveläckage under vinterhalvåret. Åtgärder för att minska läckaget kan vara att noggrant anpassa kvävegödsling efter behov, att vara sparsam med att gödsla med ammoniumkväverik organisk gödsel, hålla marken bevuxen efter skörd fram till tjälning och att senarelägga jordbearbetning efter skörd, så att perioden fram till tjälning blir kortare (Steineck m.fl., 2000).

3. MATERIAL OCH METODER

Ett standardrecept för matavfall användes och utvecklades för att tillverka torkat bioavfall, som användes i försöken. För att testa om det torkade bioavfallet kan användas som ett jordförbättringsmedel utfördes ett groningstest samt att materialets kvävemineraliseringsegenskaper undersöktes. Genom att undersöka det torkade materialets näringshalter, pH och elektrisk konduktivitet togs även en varudeklaration fram för torkat bioavfall.

3.1 TILLVERKNING AV TORKAT BIOAVFALL UTIFRÅN ETT STANDARDRECEPT FÖR BIOLOGISKT HUSHÅLLSAVFALL

Vid tillverkningen av det torkade bioavfallet användes Göranssons och Jacobssons (2006) standardrecept med vissa modifikationer. Bl.a. ansågs receptet innehålla en för hög vattenhalt och en för stor andel hushållspapper, varpå dessa faktorer justerades. Standardreceptet med dessa justeringar redovisas i bilaga 2.

3.1.1 Beredning av råvaror

Råvarorna förbereddes (bil. 2) och placerades på brickor. Dessa fick sedan stå framme i rumstemperatur i två dygn för att lufttorka, för att simulera att matavfall normalt inte slängs färskt. Avfallet placerades sedan slumpmässigt i kompostpåsar med cirka 1 kg i varje påse. Påsarna fick sedan stå i rumstemperatur i ytterligare 3 dygn, varpå de på nytt vägdes in.

3.1.2 Torkningsprocessen

Påsarna placerades i torkningsmaskinen. Till torkningsmaskinen var en kvarn kopplad, där påsen med avfall först fick passera för att bli mer finfördelad, till maximalt 12 mm. Tillsammans med avfallet tillsattes även ett strukturgivande strömmaterial bestående av halm (2,5 % halm av den totala massan). Efter 4 dygn i torkmaskinen gjordes en mätning av torrsubstanshalten (TS) i materialet (3.4). TS-mätningen tog 20 h, under denna tid fortgick torkningen i maskinen. Målet var att TS-halten för det färdiga torkade materialet skulle ligga på ca 92 % (pers. komm. Smedlund, 2006). Då 5 dygn passerat efter det att torkningen inleddes, erhöles resultatet att materialet som torkat i 4 dygn hade en önskar TS-halt. Maskinen stängdes då av och materialet togs ut. Det torkade materialet lagrades i papperspåsar.



Figur 4 Avfallet under torkningsprocessen

Behovet av torkat bioavfall till detta och Svenssons examensarbeten (Svensson, 2007) beräknade täckas av 40 kg färska råvaror. Direkt efter att avfallet hade passerat genom kvarnen togs 2 kg ut för att kunna analyseras på halter av TS, total-C, total-N, NH_4^+ och NO_3^- .

3.1.3 Hygienisering av torkat bioavfall

Olika hygieniseringsmetoder för det torkade bioavfallet beskrivs i Svenssons examensarbete (2007). Det torkade bioavfallet som har använts i experimenten i detta examensarbete har genomgått en hygienisering i form av uppvärmning i ugn, 70°C i en timme. Hygieniseringen är utförd av Malin Svensson.

3.1.4 Varudeklaration för torkat bioavfall

Representativa prover togs av det färdiga hygieniserade torkade materialet, d.v.s. många småprover ur olika påsar lades ihop till ett stort prov, som blandades. Ett slutprov togs sedan från denna blandning. Proverna skickades iväg till externt lab. för analys av TS, total-C, total-N, NH_4^+ , NO_3^- , kalium, fosfor, bor, koppar, kalcium, järn, magnesium, mangan, kisel och zink. Prover togs också för analys av pH och konduktivitet. Dessa analyserades i laboratoriet på Smedlunds.

3.2 GRONINGSFÖRSÖK

Material

- Plastkrukor med dräneringshål
- Kalkad torv
- Hygieniserat torkat bioavfall
- Kompost material
- Destillerat vatten
- Krassefrön

Till groningsförsöket bereddes följande blandningar.

1. 20 % torkat bioavfall och 80 % torv
2. 50 % torkat bioavfall och 50 % torv
3. 20 % kompost och 80 % torv
4. 100 % torkat bioavfall

Blandningarna var baserade på volymprocent och 30 g blandning vägdes in i varje kruka varav 2 krukor av varje blandning. Krukorna bevattnades med 30g vatten. I det översta lagret blandning i varje kruka såddes 5,0 g krassefrön. Krukorna bevattnades varje dag med lika stor mängd vatten. Efter 9 dagar klipptes krassen av vid samma avstånd till roten i samtliga krukor och den avklippta växtbiomassan vägdes.

3.3 UNDERSÖKNING AV KVÄVEMINERALISERING I TORKAT BIOAVFALL

Tidsramen för försöket var 10 veckor.

Material

- Elektrisk konduktivitetmätare
- pH-meter
- Kalkad torv
- Hygieniserat torkat bioavfall

- Destillerat vatten
- Plastkrukor med dräneringshål i botten
- Mixer
- Växthus med temperaturreglage
- Fuktbevarande matta
- Hinkar
- Temperaturloggar

Elektrisk konduktivitet och pH mättes för det hygieniserade torkade bioavfallet och för den kalkade torven (3.5 och 3.6). Blandningar med olika volymförhållande mellan torkat bioavfall och kalkad torv tillreddes, för att få fram en blandning med konduktivitet under 60 mS/m och pH mellan 6,5 och 7,5. Utifrån dessa förutsättningar valdes en blandning som bestod av 20 % torkat bioavfall och 80 % torv. Blandningen var baserad på volymprocent. Det torkade bioavfallet kördes i en mixer för att bli mer finfördelat. Blandningen torkat bioavfall och torv fördelades i små plastkrukor. Varje kruka fylldes med 1,5 dl blandning, vilket motsvarade vikten 30 g. På samma sätt förbereddes krukor med enbart torv som skulle användas som en referens under försöket. Totalt blev det 30 krukor med enbart torv och 80 krukor med blandningen.

Krukorna placerades på en lång bänk i ett växthus med en reglerbar temperatur. Temperaturen i växthuset ställdes in på $\pm 25^{\circ}\text{C}$. Hinkar med vatten i placerades ut på golvet i växthuset för att höja luftfuktigheten. Dessa fylldes på allteftersom vattnet dunstade bort. Under krukorna, på bänken, placerades en fuktighetsbevarande matta. På mattan ställdes alla krukor ut i rader. Rader av krukor med torv integrerades med rader av krukor med blandningen. Krukorna bevattades så att de vägde 60 g, vilket motsvarade en vattenhalt på ca 70 %. Denna vattenhalt bevarades genom försöksperioden. Bevattning skedde två gånger i veckan, då krukorna vattades så den återigen vägde 60 g. Två temperaturloggar som mätte temperaturen var 15: e minut installerades i växthuset.



Figur 5 Uppställningen av krukor med blandningen torkat bioavfall och torv och krukor med enbart torv.

Analys av följande utfördes på externt lab.:

- Total-N
- Total-C
- NH_4^+
- NO_3^-

Analyserna utfördes på institutionen för markvetenskap, avdelningen för växtnäringslära, SLU, Uppsala. Koncentrationerna av NH_4^+ och NO_3^- erhöles genom extraktion med kaliumklorid (KCl), och halterna total-C och total-N analyserades med LECO-apparat.

Prover till detta togs vecka 0, 1, 3, 5, 7 och 10. Blandningen analyserades på NH_4^+ och NO_3^- med 3 replikat. Alla prover på torven och resterande prover av blandningen, analyserades med 1 replikat.

Analys av följande utfördes av undertecknad på Smedlund Miljösystem:

- pH
- Elektrisk konduktivitet

Prover till detta togs vecka 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 och 10. Samtliga prover analyserades med 3 replikat.

Representativa prover togs för analys, d.v.s. innehållet från flera krukor lades ihop och blandades, varav prover togs från denna nya blandning. Varje prov bestod av 3 dl blandning. Direkt efter provtagningen lades proven i plastpåsar varpå de frystes i väntan på analys.

3.4 TORRSUBSTANS

Material

- Ugn
- Våg
- Degel
- Substrat

Mätningarna utfördes enligt svensk standard SS 02 81 13. Substratet vägdes upp i degel och fick stå i 105°C i minst 20 timmar. Indunstningsåterstoden vägdes sedan och torrsubstansen beräknades enligt formel nedan.

$$TS = \frac{1000 * a}{b} \quad (9)$$

TS = torrsubstans i g/kg prov

a = vikten av indunstningsåterstod i g,

b = uttagen provmängd i g

3.5 MÄTNING AV pH-VÄRDE

Material

- pH-meter med termometer
- Buffertlösningar, pH 4,01, pH 7,01 och pH 9,01
- Provflaskor i polyeten med skruvkork, volym 100ml
- Sked med känd volym, 5 ml
- Destillerat vatten
- Skakmaskin
- Substrat

Mätningarna utfördes enligt svensk standard SS-ISO 10390. pH-metern kalibrerades med buffertlösningarna 4,01 och 7,01. Med sked togs 5 ml av substratet och överfördes till en plastburk, varpå destillerat vatten 5 gånger provvolymen tillsattes. Provet skakades i 5 minuter och fick sedan stå i 2 timmar. Innan pH-värdet mättes skakades provet kraftigt igen.

3.6 MÄTNING AV DEN ELEKTRISKA KONDUKTIVITETEN

Material

- Konduktivitetmätare
- Kaliumkloridlösning
- Filterpapper, medelporöst
- Skakmaskin
- Plastburkar med skruvkork, 500 ml
- Destillerat vatten
- Substrat
- Tratt

Mätningarna utfördes enligt svensk standard SS-EN 13038. Konduktivitetmätaren kalibrerades genom att mäta den kända konduktiviteten i en kaliumkloridlösning. Till en 500 ml plastburk med skruvkork tillsattes 1 volymandel substrat och 5 volymandelar destillerat vatten. Provet skakades i en skakmaskin i 1 timme, varpå innehållet filtrerades genom ett medelporöst filterpapper. De 10 första ml som filtrerades kastades ut, varpå filtreringen fortsatte. Konduktiviteten mättes i den filtrerade vätskan.

4. RESULTAT

4.1 TILLVERKNING AV TORKAT BIOAVFALL UTIFRÅN ETT STANDARDRECEPT FÖR BIOLOGISKT HUSHÅLLSAVFALL

4.1.1 Torkningsprocessen

Invägning

I tabell 2 visas de invägningar som gjordes under torkningsprocessen av det komposterbara hushållsavfallet. Tabell 3 visar hur TS-halten förändrades under torkningen.

Tabell 2 Invägning av materialet under olika delar av torkningsprocessen.

	Massa [g]
Uppvägda råvaror	41 660
Efter förvaring på brickor i 2 dygn	30 553
Efter förvaring i kompostpåsar i 2,5 dygn	27 762
Efter att 1950 g tagits ur maskinen och placerats i frysen	25 812
Vikt efter torkning	9 025

Tabell 3 TS-halt för materialet före och efter torkningsprocessen.

	TS-halt [%]
Ingående material	45
Torkat bioavfall	92

4.1.2 Massbalansberäkning för torkningsprocessen

TS minskning [g] = Ingående massa TS [g] – Utgående massa TS [g] = 11615 – 8303 = 3312

TS minskning i % = $(3312/11615) * 100 = 29 \%$

I tabell 4 visas materialets kol- och kväveinnehåll före och efter torkningen startade.

Tabell 4 Det ingående och utgående materialets kväve- och kolinnehåll, samt den ingående och utgående massan i TS.

	In	Ut
TS [g]	11,6 * 10 ³	83,0 * 10 ²
Total-C [% av TS]	47,3	46,8
Total-N [% av TS]	2,14	2,56
C/N-kvot	22	18
NH ₄ ⁺ [mg/kg TS]	509	77,4
NO ₃ ⁻ [mg/kg TS]	293	195

4.1.3 Varudeklaration för torkat bioavfall

I tabell 5 redovisas näringsinnehåll samt pH och konduktivitet för det torkade materialet efter att det hygieniserats, d.v.s. uppvärmts till 70°C i 1 timma.

Tabell 5 Varudeklaration för hygieniserat torkat bioavfall.

Total – C [% av TS]	48,3
Total – N [% av TS]	2,29
C/N-kvot	21,1
NH ₄ ⁺ [mg/kg TS]	65,1
NO ₃ ⁻ [mg/kg TS]	202
Bor [mg/kg TS]	15,8
Koppar [mg/kg TS]	17,6
Järn [mg/kg TS]	295
Mangan [mg/kg TS]	70,3
Zink [mg/kg TS]	31,2
Kalium [g/kg TS]	11,1
Magnesium [g/kg TS]	1,11
Kalcium [g/kg TS]	9,57
Kisel [g/kg TS]	1,98
Fosfor [g/kg TS]	2,87
Konduktivitet [mS/m]	1,09
pH	5,96

4.2 GRONINGSFÖRSÖK

Groningsförsöket pågick under 9 dagar. Observationerna som gjordes under denna tid redovisas i tabell 6. Vid försökets slut gick det inte att synligt uppskatta någon tydlig skillnad i producerad växtbiomassa i krukorna där de grott (fig. 6). (Kompostens innehållsförteckning finns som bilaga 3)

Tabell 6 Redovisning av observationer för de olika behandlingarna under groningsförsöket

	20 % kompost	20 % torkat bioavfall	50 % torkat bioavfall	100 % torkat bioavfall
Dag 1	Ingen grodd	Ingen grodd	Ingen grodd	Ingen grodd
Dag 2	Grodd	Grodd	Ingen grodd	Ingen grodd
Dag 3	Grodd	Grodd	Grodd	Ingen grodd
Dag 5	Tätast vegetation	Vegetation	Vegetation	Ingen grodd
Dag 9	Vegetation	Vegetation	Vegetation	Ingen grodd



Figur 6 Groningsförsöket efter 9 dagar. Från vänster kompost, 20 % torkat bioavfall, 50 torkat bioavfall och 100 % torkat bioavfall.

Invägning av den avklippta växtbiomassan efter 9 dagar grodd visas i tabell 7. Den uppvägda växtbiomassan är minst i både prov 1 och 2 i krukorna med 20 % torkat bioavfall.

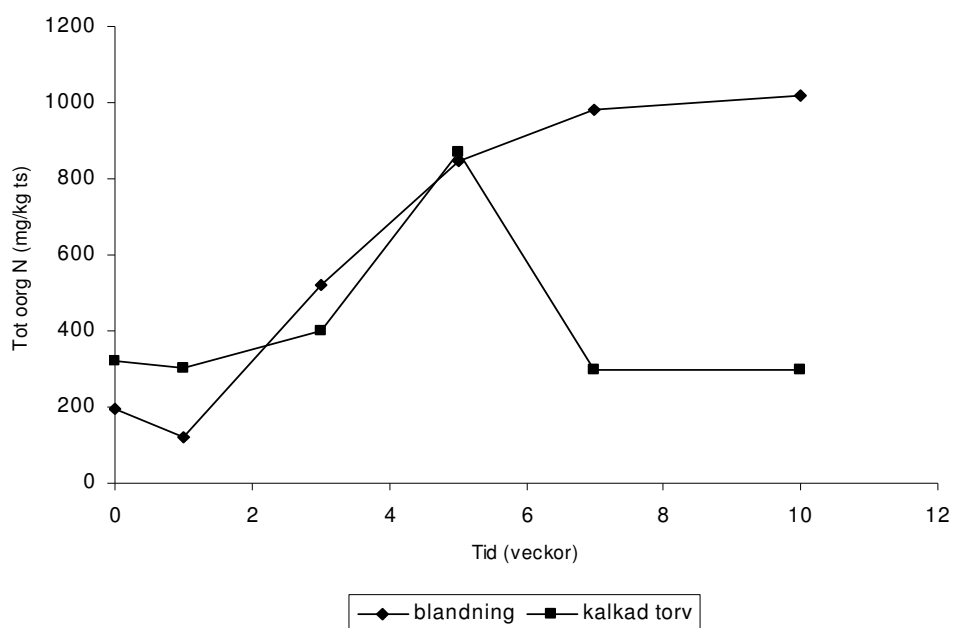
Tabell 7 Invägning av växtbiomassa från krukorna efter 9 dagar.

	Prov 1	Prov 2
20 % kompost [g]	4,3	3,5
20 % torkat bioavfall [g]	2,7	3,0
50 % torkat bioavfall [g]	3,5	3,6

4.3 UNDERSÖKNING AV KVÄVEMINERALISERING I TORKAT BIOAVFALL

Blandningen med torkat bioavfall och torv möglade under de två första veckorna. Mögeltillväxten var inte stark och ingen otrevlig lukt kunde kännas i samband med det initiala nedbrytnings skeendet eller senare under försöket. I krukorna med enbart torv inträffade ingen mögeltillväxt.

Den initiala halten oorganiskt kväve ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) var högre i krukorna med enbart torv (ca 300 mg/kg TS) jämfört med krukorna med blandningen av torv och torkat bioavfall (ca 200 mg/kg TS) (fig. 7). Under den första försöksveckan minskade denna halt, för både blandningen och torven. Reduktionen oorganiskt kväve var mycket kraftigare i blandningen (40 % nedgång) än i torven (5 % nedgång). Vecka 3 hade totalhaltarna stigit över de initiala värdena från vecka 0, för båda behandlingarna. Halterna av oorganiskt kväve var nu högre i blandningen än i torven. Till vecka 5 skedde ytterligare förhöjningar, men analyserna från vecka 7 visade på att torvens halter kraftigt hade sjunkit till ursprungliga värden och värdena låg kvar på dessa nivåer tills försökets slut vid vecka 10. För blandningen fortsatte den oorganiska fraktionen kväve att stiga till vecka 10, men man ser en viss tendens till stabilisering av halterna mellan vecka 7 och vecka 10.

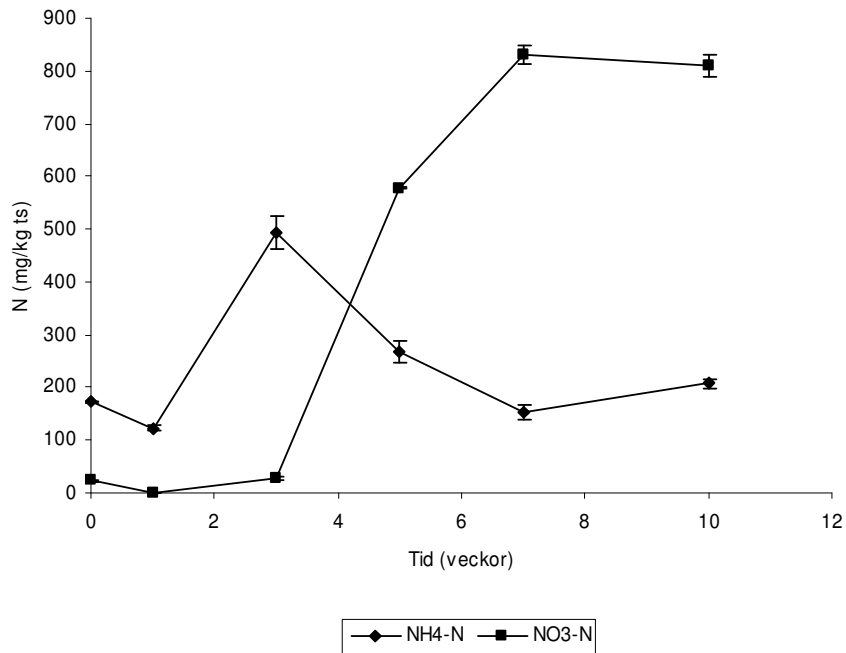


Figur 7 Koncentrationerna av den totala mängden oorganiskt kväve under 10 veckor, i blandningen bestående av torkat bioavfall och kalkad torv och för enbart kalkad torv.

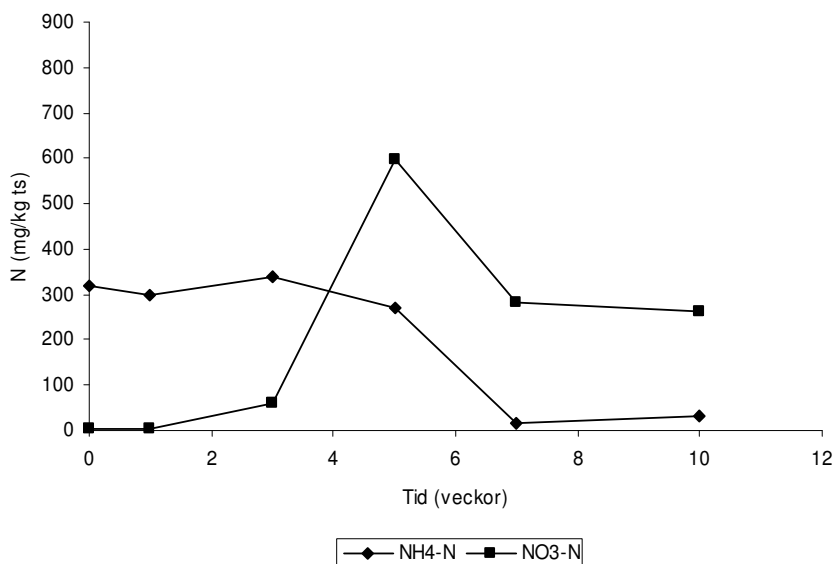
I blandningen torkat bioavfall och torv, skedde en stor ökning av NO_3^- från vecka 3 till vecka 7, med marginell sänkning under de 3 sista veckorna (fig. 8). Halterna av NH_4^+ minskade under den första veckan för att sedan öka till vecka 3, och därefter återigen minska fram till vecka 7. Analyserna från vecka 10 visar på en svag ökning. Analyssvaren i sin helhet

angående koncentrationerna av NH_4^+ och NO_3^- för blandningen och för torven redovisas i bilaga 4.

Förändringarna i koncentrationerna av NH_4^+ och NO_3^- för krukorna med den kalkade torven visas i figur 9. Genomgående kan man se att koncentrationen NO_3^- totalt ökade medan koncentrationen NH_4^+ minskade under försöksperioden.



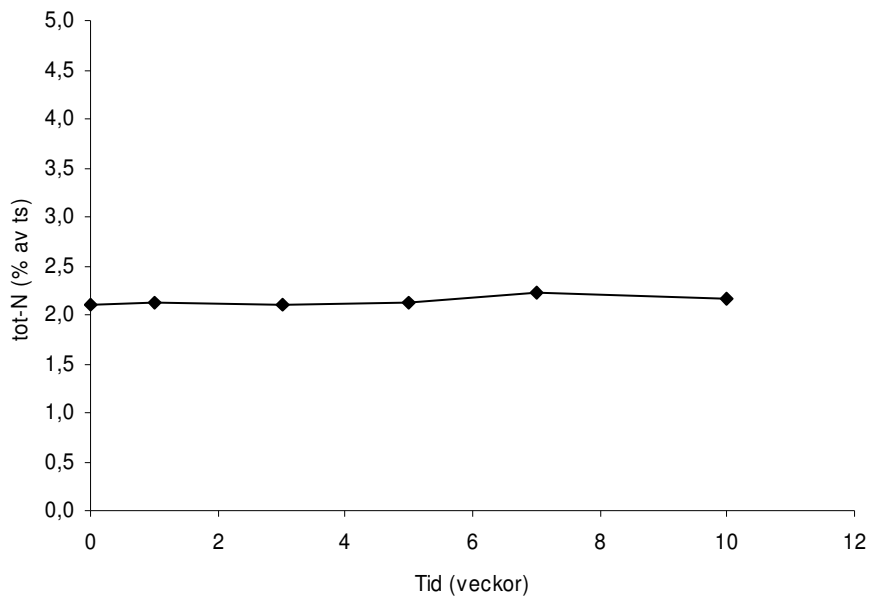
Figur 8 Koncentrationerna av NH_4^+ och NO_3^- i blandningen av torkat bioavfall och torv. (Standardavvikelsen för medelvärdena redovisas i figuren)



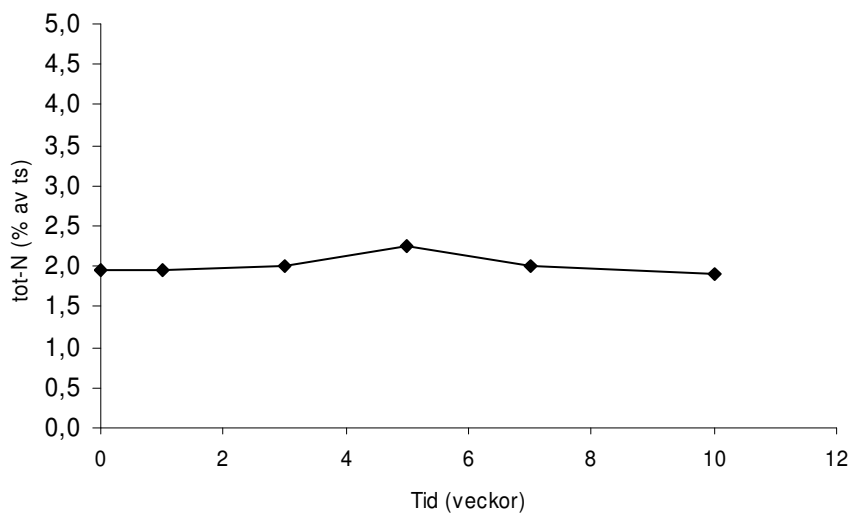
Figur 9 Koncentrationerna av NH_4^+ och NO_3^- i kalkad torv.

I krukorna med blandningen låg totalhalten kväve något över 2,1 % under hela försöksperioden (fig. 10). För torven låg denna halt något lägre, runt 2,0 % (fig. 11).

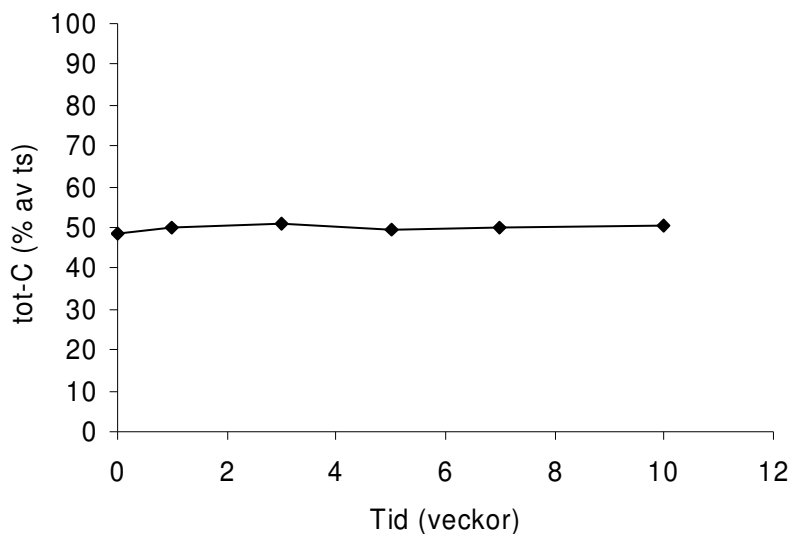
Kolhalten varierade heller inte mycket för vare sig blandningen eller torven under försöksperioden. För båda låg denna halt genomgående på ca 50 % (fig. 12 och 13).
Analyssvaren av halterna total-N och total-C för blandningen och torven redovisas i bilaga 5.



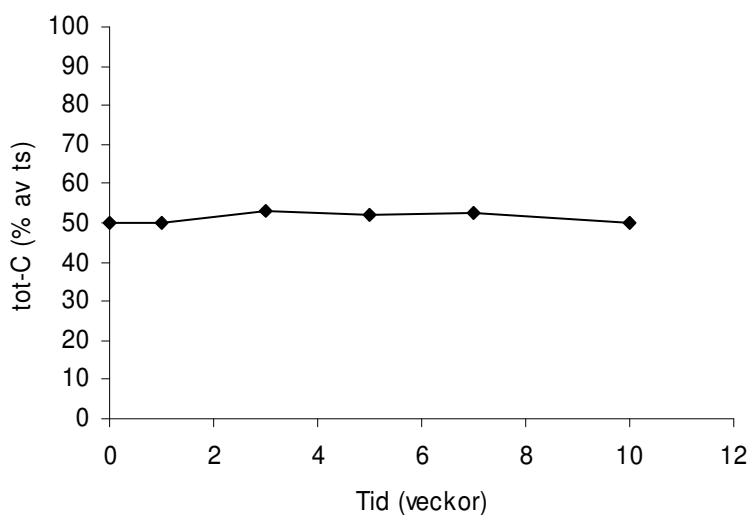
Figur 10 Koncentrationerna av halten total-N i blandningen av torkat bioavfall och torv.



Figur 11 Koncentrationerna av halten total-N i kalkad torv.

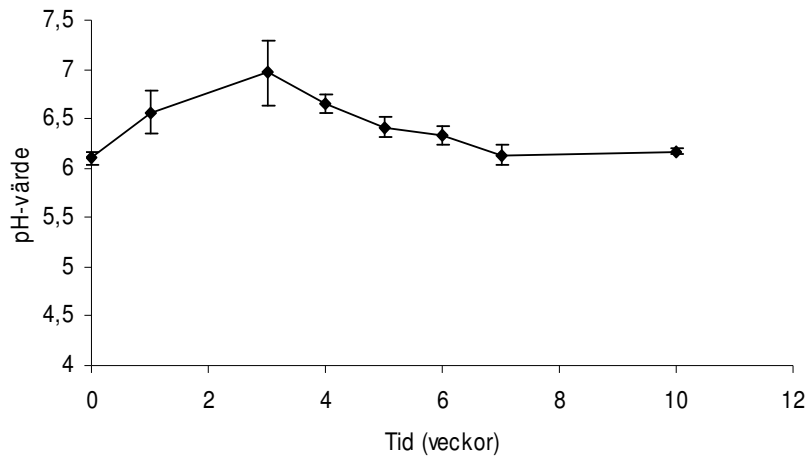


Figur 12 Koncentrationerna av halten total-C i blandningen av torkat bioavfall och torv.

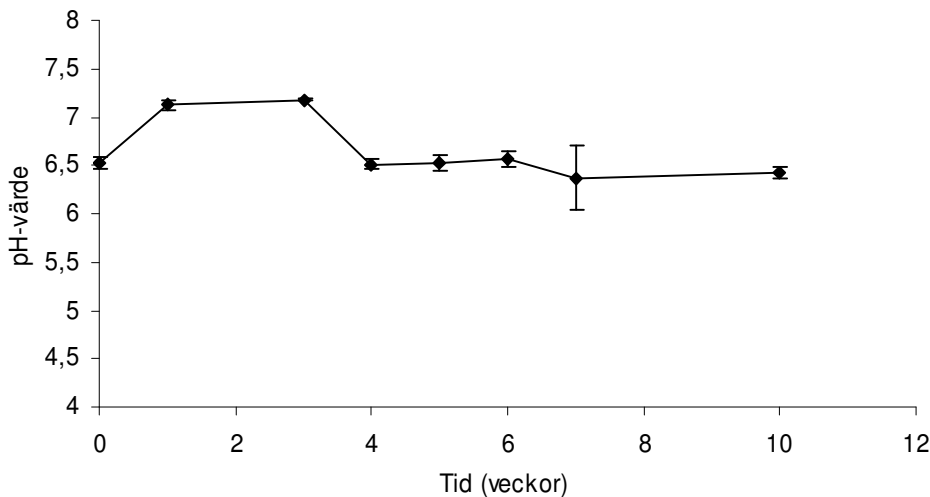


Figur 13 Koncentrationerna av halten total-C i kalkad torv.

Inledningsvis låg pH-värdet i blandningen av torkat bioavfall och torv något över 6. Under försökets första hälft ökade pH-värdet upp mot 7, för att sedan sjunka någon halv enhet igen (fig. 14). I figur 15 kan samma tendenser ses för den kalkade torven. Initialt så låg pH-värdet i torven något högre än i blandningen. Analyssvaren angående pH-värden och elektrisk konduktivitet för blandningen och för torven redovisas i bilaga 6.

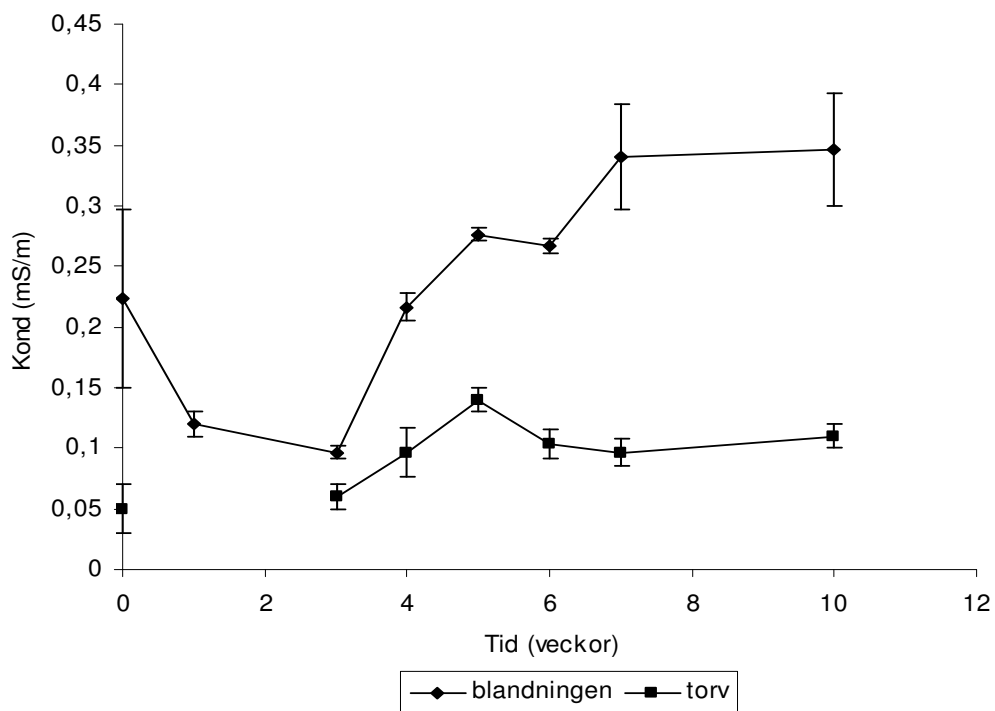


Figur 14 Förändring av pH i blandningen av torkat bioavfall och torv under försöksperioden (standardavvikelsen för medelvärdena redovisas i figuren).

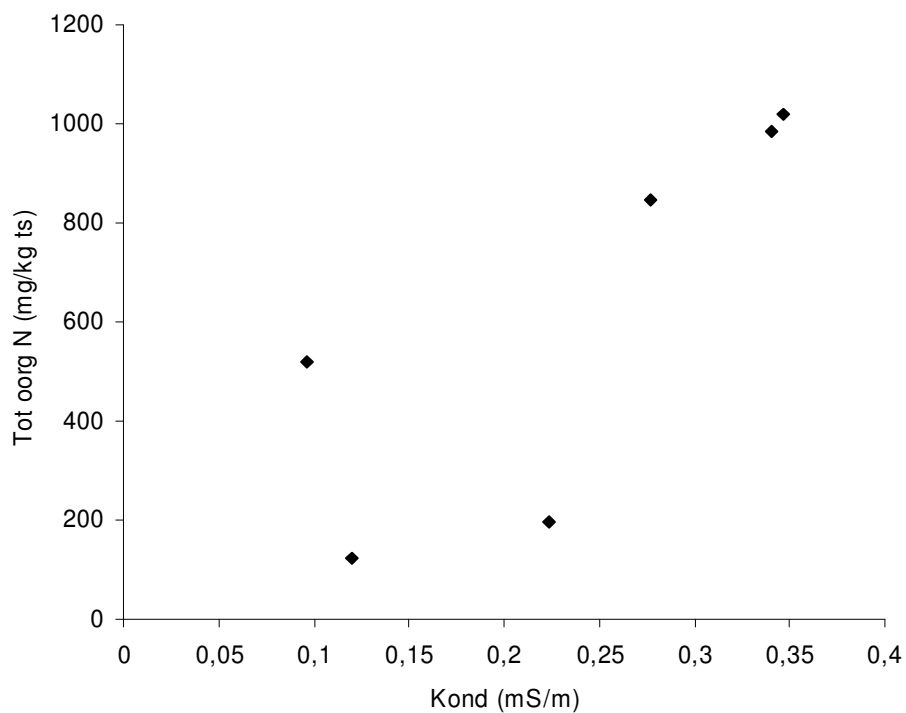


Figur 15 Förändring av pH-värde i torv under försöksperioden (standardavvikelsen för medelvärdena redovisas i figuren).

Den elektriska konduktiviteten låg vecka 0 på 0,22 mS/m för blandningen jämfört med 0,05 mS/m för den kalkade torven (fig. 16). I blandningen minskade konduktiviteten inledningsvis till 0,10 mS/m, för att därefter fortsätta att öka till värden kring 0,35 mS/m. I torven skedde inte lika stora förändringar, konduktiviteten låg som högst på 0,15 mS/m och sjönk därefter ner till 0,10 mS/m under senare delen av försöksperioden.

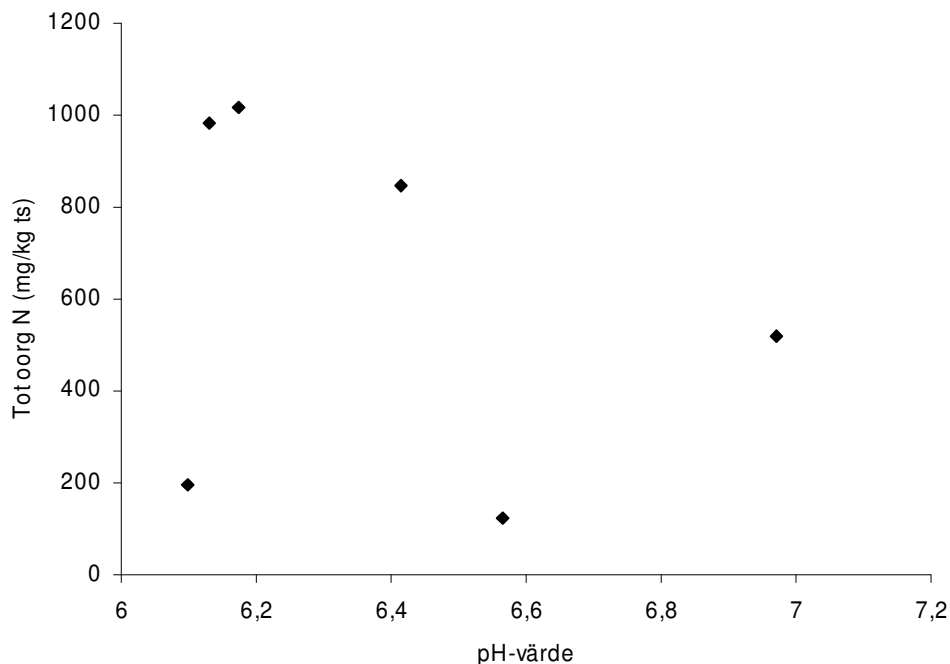


Figur 16 Förändringen i den elektriska konduktiviteten i blandningen torkat bioavfall och torv, och i enbart torv (med standardavvikelser) under försöksperioden (värden för torven från vecka 2 saknas).



Figur 17 Den elektriska konduktiviteten i blandningen torkat bioavfall och torv i förhållande till den totala andelen oorganiskt kväve.

Ett positivt samband mellan den elektriska konduktiviteten och den totala andelen oorganiskt kväve åskådliggörs i figur 17.



Figur 18 pH-värdet i blandningen torkat bioavfall och torv i förhållande till den totala andelen oorganiskt kväve.

I figur 18 varierar pH-värdet i blandningen torkat bioavfall och torv oberoende av variationen av den totala halten oorganiskt kväve.

5. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

5.1 TILLVERKNING AV TORKAT BIOAVFALL UTIFRÅN ETT STANDARDRECEPT AV BIOLOGISKT HUSHÅLLSAVFALL

Tillverkningsprocessen som den beskrivs i ovanstående metoddel innefattade en hel del metodutveckling. Denna metodutveckling beskrivs inte detaljerat i denna rapport men kan studeras i examensarbetet utfört av Svensson (2007). Problem som uppstod vid tillverkningen var att avfallet som skulle torkas blev för vått, och istället för ett poröst fluffigt slutmaterial bildades stora hårda klumpar, under torkningsprocessen. Detta avhjälpes med att standardreceptet för hushållsavfall modifierades till att innehålla mindre vätska. Bland annat användes mer skal och mindre fruktkött. Avfallet fick också ligga öppet och torka längre.

Massbalansberäkningen över torkningsprocessen visar att mycket material har försvunnit under hanteringen. En del har antagligen avgått i form av damm under själva torkningen, men större delen har säkerligen försvunnit då det torkade bioavfallet flyttats mellan olika kärl.

Analyserna som gjordes på kol och kväveinnehåll före och efter torkning är osäkra då enbart 1 replikat före och 1 replikat efter analyserades. Vad som tydligt framgår är att den oorganiska kvävefraktionen ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) minskar under torkningen. Främst är det andelen NH_4^+ som minskar. Detta kan vara resultat av en immobilisering av det oorganiska kvävet under torkningsprocessens början. När det organiska materialet börjar brytas ner av mikroorganismer, kan dessa behöva mer kväve för sin respiration än vad materialet innehåller. De binder då upp kvävet som finns tillgängligt i jonform, dvs. NH_4^+ och NO_3^- (Brady och Weil, 2002). En annan anledning till förlusterna av NH_4^+ under torkningen kan vara en övergång av NH_4^+ till NH_3 , som sen avgår i gasform. Denna avgång bör dock inte vara så stor då torkningen sker vid rumstemperatur, och avgång av ammoniak under nedbrytningsprocesser av organiskt material är starkt kopplat till temperatur, där en högre temperatur medför en större avgång (Eklind m.fl., 2007). Denna förklaring borde också ge en lägre total-N halt efter torkningen, vilket inte är fallet.

Det finns en osäkerhet i det torkade bioavfallets varudeklaration (tab. 5), då enbart 1 replikat användes vid analysen av näringsämnen. En viss kompensation till denna osäkerhet är dock att provtagningsförfarandet skedde med stor noggrannhet. Värdena för den elektriska konduktiviteten och pH är däremot ett medelvärde av tre prov och innehar en större statistisk säkerhet. Standardavvikelsen för dessa varierar inom ett mindre intervall. Variationskoefficienten (CV) ligger för pH-värdet på ca 1 % och för konduktiviteten på ca 12 % (bil. 7). Detta är en indikation på att variationen i materialet är liten, och det är därför sannolikt att variationen även i de mätningar som gjordes utan paralleller är liten.

5.2 GRONINGSFÖRSÖK

Försöket visar tydligt att det torkade bioavfallet inte är groningshämmande vid uppblandning med annat material. Blandningen med 20 % bioavfall och blandningen med 20 % kompost började det gro i tidigare än i blandningen med 50 % bioavfall, men bara med någon dags skillnad. Den avklippta växtbiomassan var störst i blandningen med 20 % kompost och minst i blandningen med 20 % bioavfall. Det är svårt att säga om försöket visar på någon verklig skillnad i producerad växtbiomassa då metoden för hur biomassan avlägsnades från krukorna innan invägningen är mycket osäker. I krukorna med enbart torkat bioavfall, var mögeltillväxten mycket hög. Möglet orsakade en hård ytskorpa som inte släppte igenom vatten varpå frön inte kunde gro. Rent torkat bioavfall är alltså mekaniskt groningshämmande.

Ytterligare en anledning till att resultaten av jämförelsen mellan blandningarna är något missvisande är att blandningarna är baserade på volym och inte på vikt. Viktprocent är ett betydligt säkrare mått när man jämför material med olika densitet och fukthalt.

Krasse valdes som frön för att dessa anses gro lätt och snabbt (pers. komm. Brohede, 2006). Därigenom behövde man inte vänta någon längre period innan man kunde se resultat.

5.3 UNDERSÖKNING AV KVÄVEMINERALISERING I TORKAT BIOAVFALL

Den totala andelen kväve ligger på ungefär samma nivå under försöksperioden, vilket gör att man kan utesluta att kväve har avgått som NH_3 i gasform. Detta medför att minskningen av den oorganiska fraktionen kväve som sker under den första veckan är resultatet av en immobilisering, en övergång av kväve i oorganisk form till organisk form. Under den första veckan skedde en immobilisering av det totala oorganiska kvävet, d.v.s. halten oorganiskt kväve i blandningen torkat bioavfall och torv sjönk. Analyserna från den tredje veckan visar på att immobiliseringsfasen är över, och att en nettomineralisering skett. Halterna av oorganiskt kväve ligger nu över de initiala värdena (fig.7). Den korta immobiliseringsfasen och en C/N-kvot på runt 21 (tab. 5), tyder på en snabb nedbrytning av det organiska materialet. Mikroorganismernas kvävebehov tillgodoses snabbt vid nedbrytningen av det torkade bioavfallet och de behöver bara ta upp kväve i mineralform under en kortare period. Mineraliseringsprocessen tar fart efter vecka 1, men man kan se en viss stagnering av denna utveckling från vecka 7 till 10 (fig. 7). I torven sker också en kortare tid av immobilisering, som följs av en tid av mineralisering och sedan en immobiliseringsfas igen. Det är inte lika lätt att förklara dessa processer i torven, då det förväntade resultatet var att det inte skulle ske någon större immobilisering eller mineralisering i dessa prov, då torv är ett material med en mycket långt gången nedbrytningsprocess. För både blandningen och torven, stöds analysresultaten angående halterna oorganiskt kväve av analyserna gjorda på den elektriska konduktiviteten. Den elektriska konduktiviteten blir högre med ökad jonaktivitet i provlösningen (Brady och Weil, 2002), dvs. ju mer kväve i oorganisk form, som finns i proverna, desto högre elektrisk konduktivitet (fig. 17).

I figur 8 och 9 ser man att pH-värdet sjunker något i båda behandlingarna. Orsaken till detta kan vara att organiska syror frigörs under nedbrytningsprocessen, eller att vätejoner frigörs under nitrifikationsprocessen då mikroorganismer omvandlar NH_4^+ till NO_3^- .

Torv har en egen hög halt av oorganiskt kväve, vilket orsakar att blandningen av torkat bioavfall och torv antagligen har en mycket kortare immobiliseringsperiod än en blandning av det torkade bioavfallet och ett substrat fattigt på oorganiskt kväve. Vid nedbrytning av organiskt material ökar den mikrobiella tillväxten, då det finns mycket lättåtkomligt kol tillgängligt för mikroorganismerna att äta. Som tidigare framhållits så behöver även mikroorganismerna kväve i sin föda, vilket kan ses som en begränsande faktor vid nedbrytning. Finns det inte tillräckligt med kväve bundet i födan så inkorporerar mikroorganismerna istället det oorganiska kvävet som finns i jorden, d.v.s. immobilisering. I ett substrat med mycket oorganiskt kväve tillgodoses mikroorganismernas kvävebehov snabbt, vilken gör att tiden då immobilisering sker är kortvarig. Om man skulle blanda det torkade bioavfallet med ett substrat fattigt på oorganiskt kväve så skulle immobiliseringsperioden ske under en något längre tidsperiod än för blandningen med torven. Men på grund av det torkade bioavfallets relativt låga C/N kvot, som tyder på att nedbrytningen inte är kvävebegränsad, så sker immobilisering av kväve antagligen enbart under ett fåtal veckor. Dessa samband är viktiga om man vill använda det torkade bioavfallet som ett jordförbättringsmedel, då man behöver anpassa tidpunkten för applicering av materialet till jord till mineraliseringstakten och växtsäsongen (Sánchez m.fl., 1997)

Att den elektriska konduktiviteten är lägre i krukorna med torv under de 5 första försöksveckorna då halterna oorganiskt kväve är högre i torven än i blandningen, beror antagligen på NaCl som finns det torkade bioavfallet (fig. 7 och 16). Under de återstående 5 försöksveckorna beror blandningens högre konduktivitet också på NO_3^- som frigörs under nitrifikationsprocessen.

Resultatet angående variation av koncentrationerna NH_4^+ och NO_3^- i blandningen av torkat bioavfall och torv under försöksperioden är baserade på medelvärden av tre replikat analyserade vid varje provtillfälle. Resultaten kan tolkas som relativt säkra då standardavvikelsen av medelvärdet för varje provtillfälle varierar inom ett smalt intervall (fig. 8). Variationskoefficienten (CV) ligger för de flesta analyserna på ett fåtal % (bil. 4). Analyserna av pH-värde och elektrisk konduktivitet i blandningen och i torven är också utförda med 3 replikat och kan också antas ha en stor statistisk säkerhet. Koncentrationerna av NH_4^+ och NO_3^- i torven, och samtliga värden på total-C och total-N är enbart analyserade med 1 replikat vid varje provtillfälle, men kan ändå anses som relativt tillförlitliga då resultaten av triplikatanalyserna visar på en liten variabilitet i materialet. Orsaken till att enbart blandningens koncentrationer av NH_4^+ och NO_3^- analyserades med 3 replikat per provtillfälle var att de ekonomiska resurserna var begränsade. Dessa koncentrationer ansågs som viktigast att få fram pålitliga resultat av, då försökets huvudsyfte var att avgöra i vilken takt kväve blev tillgängligt för växter. Precis som vid tidigare nämnda provtagningar togs alla prover med stor noggrannhet (flera representativa prover togs och lades ihop till ett slutprov) vilket på så sätt ökar den statistiska säkerheten i resultatolukningen.

5.3.1 Förslag till förbättringar av experimentet

Ett förslag till att förbättra experimentet är att byta ut torven, som blandningssubstrat, mot en jordblandning fattig på oorganiskt kväve och andra mineral. På detta sätt blir försöket mer verklighetsanpassat, då det är näringsfattiga jordar man vill förbättra med ett jordförbättringsmedel. Försöket skulle också ge en mer korrekt bild av tidsperioden då immobilisering av oorganiskt kväve sker i det torkade bioavfallet.

Utgångspunkten var att hålla temperaturen i växthuset konstant, detta visade sig vara omöjligt då temperaturreglaget inte kunde ställas in så noggrant. Temperaturen gick också upp under dagtid, då solen var framme. Temperaturloggarna visade att temperaturen varierade med ca 10°C under dygnet, mellan 20°C och 30°C (bil. 7). Då försöksperioden var begränsad till 10 veckor, beslöts det att temperaturen skulle hållas på en nivå optimal för nedbrytning, detta för att under denna korta tidsperiod få så mycket information om det torkade bioavfallets kvävemineraliseringsegenskaper som möjligt. Ett alternativ, om försöksperioden skulle vara längre, är att välja en temperatur mer representativ för svenskt vår/höstklimat. En förbättring skulle vara att utföra försöket i ett klimatrum, där temperatur, ljus och den relativa luftfuktigheten går att hålla konstanta.

Mycket vatten avdunstade från blandningen i krukorna i den torra varma luften i växthuset. Vattenhalten behölls därför inte konstant under hela försöksperioden utan föll mellan bevattningstillfällena. Eftersom kvävemineraliseringstakten delvis beror av vattenhalt (Burgos

m.fl., 2006), kan detta ha påverkat denna takt. Nedgången av vattenhalt bedöms ändå inte som så stor att väsentlig påverkan av mineraliseringstakten kan ha skett. En lösning på detta problem skulle vara att trä över krukans med parafilm för att förhindra avdunstning, eller att bevattna krukorna varje dag. Den senare lösningen är dock väldigt tidskrävande, när man inte har sin ordinarie arbetsplats nära experimentplatsen.

5.4 REKOMMENDATIONER ANGÅENDE DET TORKADE BIOAVFALLET SOM ETT JORDFÖRBÄTTRINGSMEDEL

Dessa rekommendationer riktar sig till bostadsbolag och bostadsrättsföreningar, som använder sig av Smedlund Miljösystems maskin för torkning av hushållsavfall. Meningen är att dessa, för eget bruk, skall kunna använda sig av det torkade bioavfallet som ett jordförbättringsmedel. Rekommendationerna redovisas i en förenklad mer användaranpassad version i bilaga 8.

Förvaring och processning

Svensson (2007) konstaterade i sitt examensarbete, vilket även bekräftades i detta examensarbete, att det torkade bioavfallet är mycket benäget att mögla vid kontakt med fukt. Detta ställer stora krav på att materialet förvaras torrt för att inte bli förstört.

Materialet kan användas som det är eller eventuellt sönderdelas i mindre fraktioner för att ytterligare påskynda nedbrytningsprocesserna. Detta görs t.ex. i en kvarn.

Användningsområde

I syfte att förbättra jordens struktur och näringsinnehåll kan det torkade bioavfallet tillföras rabatter och planteringar. Materialet skall inte användas i blomjord i krukor inomhus utan att först ha genomgått en förkompostering. Materialet kan mögla under de första nedbrytningsveckorna och om mögelsporerna sprids i inomhusluften kan de orsaka allergiproblem hos människor (Thougaard m.fl., 2001).

Applicering

Enligt Plöninge (2003) ska färskt organiskt material blandas ned en bit i jorden (15- 30 cm). Nedgrävningen påskyndar nedbrytningen och skyddar materialet från fåglar och gnagare. Man kan anta att samma appliceringsmetod kan användas för färskt torkat organiskt material. Vid tillredning av jordblandningar så bör högst 30 volymprocent bestå av organiskt material (FAGUS, 2005). Vid höga koncentrationer organiskt material blir salthalten i jorden för hög, och detta påverkar växters förmåga att ta upp vatten negativt (Brady och Weil, 2002). Observationer gjorda i detta examensarbete tyder på att jordblandningar med upp till 50 % torkat bioavfall inte är gröningshämmande. Vid applicering av det torkade bioavfallet till en rabatt eller plantering kan det vara svårt att bedöma lämplig dosering. Man bör dock tänka på att blanda det torkade materialet väl med den övriga jorden.

Resultatet av examensarbetets mineraliseringsförsök tyder på att nedbrytning och frigörelse av oorganiskt kväve i det torkade bioavfallet sker i en snabb takt, med enbart en kortare tids immobilisering (ett fåtal veckor). Då resultatet inte är direkt anpassningsbart till förhållanden utomhus kan ingen exakt tidsangivelse för tiden mellan applicering och växtsäsong ges. Denna tidsperiod måste vidare undersökas i försök utomhus (se nedan). Vid användning av materialet som jordförbättring i jord med växter som börjar gro tidigt på våren kan det torkade materialet tillsättas redan på hösten. Materialet skall då tillsättas i så nära anslutning till tjälning som möjligt, för att undvika kväveläckage. Till jordar med växter som börjar gro under senare delen av våren och under sommaren tillsätts materialet med fördel efter vintersäsongen.

5.5 SLUTSATS

Resultatet av denna studie tillsammans med tidigare utförda studier angående det torkade bioavfallet (Göransson och Jacobsson, 2006; Svensson, 2007), tyder på att materialet har mycket goda nedbrytningsegenskaper. Groningsförsöket visade att materialet i utspädd form (upp till 50 % bioavfall) inte är groningshämmande, och mineraliseringsförsöket visar på en snabb frigörelse av växttillgängligt kväve och en immobiliseringsperiod på ett par veckor, vid temperaturer kring 25°C. Tillsammans säger dessa resultat att det torkade materialet kan fungera väl som ett jordförbättringsmedel, ur ett kväveperspektiv. Då materialet också är poröst, kan man även anta att de strukturella förutsättningarna i jorden skulle förbättras.

5.6 FÖRSLAG TILL VIDARE FÖRSÖK

Resultatet från mineraliseringsförsöket och groningsförsöket är inte direkt anpassningsbara till miljöer utomhus med applicering av det torkade bioavfallet till näringsfattig jord. Vidare studier angående nedbrytningstakt och grobarhet bör därför utföras utomhus under mer verklighetsanpassande omständigheter. Ett enkelt test som kan utföras utomhus är att anlägga två rabatter, där torkat bioavfall tillsätts den ena medan den andra får vara obehandlad. Under växtsäsongen kan parametrar som groning och producerad växtbiomassa jämföras mellan rabatterna.

För att avgöra lämplig tidsperiod från applicering till växtsäsong i jord utomhus, bör det torkade bioavfallet tillföras till en jord där inget växer. Därefter bör analyser av mineralkväve göras med några veckors mellanrum för att ta reda på tidsperioden av kväveimmobilisering efter appliceringen. Immobiliseringsfasen är över när mineralkvävekoncentrationerna inte längre sjunker, utan istället ökar, d.v.s. kvävemineralisering sker.

Vidare bör också det torkade bioavfallens nedbrytning undersökas för andra näringsämnen som är viktiga för växtens tillväxt, så som fosfor, kalium, kalcium och magnesium. Det kan vara betydelsefullt att avgöra att koncentrationerna av dessa ämnen inte medför någon groningshämning.

6. REFERENSER

6.1 TRYCKTA REFERENSER

Albertsson, B., (2000). *Riktlinjer för gödsling och kalkning 2001*. Jordbruksverket, rapport 2000:22.

Brady, N.C., Weil, R.R., (2002). *The Nature and Properties of Soils*, 13th ed., MacMillan Publishing Company, New York.

Eklind, Y., Beck-Fris, B., Bengtsson, S., Ejlertsson, J., Kirchmann, H., Mathiesen, B., Nordkvist, E., Sonesson, U., Svensson, B., Torstensson, L., (1997). *Chemical Characterization of Source-Separated Organic Household Wastes*. Swedish Journal of agriculture, 27, 167-178.

Eklind, Y., Sundberg, C., Smårs, S., Steger, K., Sundh, I., Kirchmann, H., Jönsson, H., (2007). *Carbon Turnover and Ammonia Emissions during Composting of Biowaste at Different Temperatures*. Journal of Environmental Quality, In Press.

Eskilsson, R., (1978). *Gödsling*, LTs förlag, Borås

FAGUS, (2005). *Brukerveiledning for kompost og slam i grøntanlegg*, Norge.

Gunnarsson, S., (2003). *Optimisation of N release*. Department of Soil Sciences, Swedish University of agricultural Sciences, Uppsala. ISSN: 1401-6249, ISBN: 91-576-6422-6.

Göransson S., Jacobsson A., (2006). *Biogasutvinning vid rötning av matavfall i labbskala*, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

Hermann, A., (2003). *Predicting Nitrogen Mineralization from Soil Organic Matter – a Chimera?*. Department of Soil Sciences, Swedish University of agricultural Sciences, Uppsala. ISSN: 1401-6249, ISBN: 91-576-6468-4.

Nielsen, D., Permin, B., (2002). *Naturbrukets mikrobiologi*, Landbrugets Rådgivningscenter, Grenå, Danmark

Plöninge, P., (2003). *Den goda jorden*, Prisma, Stockholm.

RVF, (2006). *Svensk Avfallshantering 2005*, Malmö.

Sánchez, L., Diez, J.A., Polo, A., Román, R., (1997). *Effect of timing of application of municipal solid waste compost on N availability for crops in central Spain*. Biology and Fertility of Soils, 25, 136-141.

Sundberg, C., (2003). *Food waste composting – effects of heat, acids and size*. Department of Biometry and Engineering, Swedish University of agricultural Sciences, Uppsala.

Steineck S., Gustavson A., Richert Stintzing A., Salomon E., Myrbeck, Å., Albihn A., Sundberg M., (2000). *Växtnäring i kretslopp*. SLU kontakt 11, Uppsala. ISSN 1402-7445, ISBN 91-576-6000-X.

Svensson, M., (2007). *Hygienisering av torkat bioavfall*. Examensarbete, Uppsala universitet, Uppsala. ISSN 1401-5765, UPTEC W 07 007.

Thourgard H., Varlund V., Madsen R. M., (2001). *Grundläggande Mikrobiologi med livsmedelsapplikationer*, Studentlitteratur, Lund. ISBN 91-44-01569-0

Weidow, B., 1998. *Växtodlingens grunder*, LTs förlag, Helsingborg.

Österlund, R., Vogel, K., Fjällström, M., (2004). *Växters kvävefixering och kvävetabolism, en sammanfattning*. Manuskript, Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet, Uppsala.

6.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN

Bolin Claes, HasselforsGarden AB (oktober 2006)

Brohede Leif, AnalyCen (september 2006)

Skruf Peter, Chef för Renovas kompostanläggning vid Marieholm, Göteborg, (löpande 2006, 2007)

Smedlund Lars, Smedlund Miljösystem AB, (löpande 2006).

6.3 INTERNETSIDOR

Svenska torvproducentföreningen, www.torvproducenterna.se (2006)

BILAGA 1: URSPRUNGLIGA STANDARDRECEPTET

Ur Göransson och Johansson (2006).

	Märke, ursprung	m (g)
Rotfrukter (+skal)		
Morötter	ICA soppblandning	90
Rotselleri	ICA soppblandning	48
Palsternacka	ICA soppblandning	42
Potatis		
Skal	King Edward, Sverige	70
Kokt	King Edward, Sverige	220
Mos pulver	Felix Potatismos 6 port	60
Hela råa	King Edward, Sverige	116
Friterade	Felix fryspåse 900 g	240
Grönsaker (+skal)		
Tomat	ICA, Spanien	280
Gurka	ICA, Spanien	149
Isbergsallad	Prima, Spanien	598
Lök gul	ICA, Sverige	280
Frukt (+skal)		
Äpple	Golden Delious, ICA, Spanien	154
Apelsin	ICA, Spanien	881
Banan	Chiquita	291
Spannmål		
Bröd mjukt	Polarbröd Hällekaka	196
Bröd hårt	Wasa Rågi	72
Ris	Uncle Ben's 20 min långkornigt	40
Pasta	Kungsörnen idealmakaroner 7-8 min	90
Kött och fisk		
Korv	ICA Falukorv	140
Brynt blandfärs	20%, Sverige	90
Fiskbullar	Abba fiskbullar i dillsås	230
Mejeri		
Ost	Arla köket riven gratängost 24%	120
Gräddfil	Arla gräddfil 12%	138
Kaffe och te		
Kaffesump	Gevalia brygg mellanrost	458
Te lösvikt	Lipton Sun tea svartvinbär	90
Papper		
Hushållspapper	Edet Extra	252
Kaffefilter	Swedfilter oblekt	42
Tidningar	GT	92
Blommor		
Jord	Plants for people ICA Kalanchoe	200
Stjälkar	se ovan	
Blad	se ovan	

BILAGA 2: STANDARDRECEPT FÖR MATAVFALL FRÅN HUSHÅLL

Grupp	Märke, ursprung	Beredning	Invägning per 10kg avfall [g]
rotfrukter			
morötter	Vallamorot, Sverige	hela, skivade och skal	146
palsternacka	- , Sverige	hela, skivade och skal	79
rotselleri	- , Sverige	hela, skivade och skal	67
potatis			
skal	- , Sverige		159
kokt	- , Sverige	skalade	380
hela råa	- , Sverige	oskalade	270
friterade, pommes	Gården, Holland	stekta i smör	417
grönsaker			
tomat	- , Holland	skivad	463
gurka	- , Sverige	skivad	242
isbergsallad	- , Sverige	uppskuren	1013
gul lök	- , Sverige	skivad och hel	463
frukt			
äpple	Discovery, Sverige	skal och bitar	265
apelsin	Mimosa, -	enbart skal	1455
banan	Bajelle, Columbia	enbart skal	485
spannmål			
bröd (mjuk)	Lyxsnoddas, Trollhättans finbageri	skivad	298
bröd (hård)	Wasa Rågi	hela skivor	109
ris	långkorningt ris, Uncle Ben`s	kokt	61
pasta	idealmakaroner, Kungsörnen	kokt	140
kött och fisk			
korv	Falukorv, Scan	rå	243
blandfärs	Scan, Sverige	stekt i smör	156
fiskbullar (med buljong)	Buffè, Norge	råa utan buljong	390
mejeri			
ost (hård)	mager hushållsost, Arla	riven	394
smör (normalsaltat)	Bregott	för stekning	
äggskal	Stjärnägg, Sverige	enbart skal	42
kaffe och te			
kaffe	Brygg mellanrost, Gevalia	sump	835
te (lös vikt)	Svartvinbär, Lipton Sun tee	sump	159
papper			
hushållspapper	ekonomi köks, Serla	delvis våt	629
kaffefilter	oblekt, ICA	delvis våt	106
tidningar	morgontidning	torr	232
blommor			
jord, stjälkar och blad	Blandat växtavfall		312
Strömateri			
halm		2,5 % av ingående material	250
		Summa	10260

BILAGA 3: ANALYS AV RENOVAS KOMPOST

Analysrapport

Lidköping



Renova AB
Komposten
Marieholmsgatan 144
415 02 Göteborg

Journalnr	A023946-06	Sida 1 (1)
Kundnr	8417142-1007339	
Provtyp	Övrigt miljöprov	
Uppdragsmärkning	GAS B730	
	Provtagningsdatum	2006-12-01
	Provet ankom	2006-12-01
	Analysrapport klar	2007-01-18
Provets märkning	Kompost	

Analysnamn	Resultat	Enhet	Mäto.	Ref/instr.	Ort
Torrsubstans	34.1	%	± 10 %	A328:8, SS 028113, utg 1	L
Glödgningsrest	37.0	% Ts	± 10 %	SS 028113, utg 1	L
pH	8.2		± 0.2%	SS-EN 12176	L
Total kväve (Kjeldahl)	2.6	% Ts	± 10 %	SS-EN 13342	L
Ledningstal	7.7				K
Fosfor P	5200	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-AES	L
Ammoniumkväve	0.35	% Ts	± 10 %	KLK 1965:1, 5:35 mod	L
Nitratkväve (extraktion med 2 M KCl)	27	mg/kg TS			K
Kadmium Cd	0.44	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-MS	L
Krom Cr	21	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-AES	L
Koppar Cu	67	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-AES	L
Kvicksilver Hg	0.12	mg/kg Ts	± 25 %	AFS (kallförångning)	L
Kalium K	8700	mg/kg Ts	± 20 %	ICP-AES	L
Magnesium Mg	3200	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-AES	L
Nickel Ni	5.8	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-AES	L
Bly Pb	21	mg/kg Ts	± 25 %	ICP-MS	L
Zink Zn	220	mg/kg Ts	± 15 %	ICP-AES	L

Torbjörn Synnerdahl

Ansvarig kemisk undersökare, tel 0510-887 49

BILAGA 4: AMMONIUM- OCH NITRATKONCENTRATIONER, MINERALISERINGSFÖRSÖKET

Blandningen	B.0	B.1	B.3	B.5	B.7	B.10
ammonium	175,464	124,873	528,2	252,9	144,1	199,7
(mg/kg TS)	172,208	118,362	469,0	282,3	145,2	207,7
	171,749	125,703	482,0		169,6	216,6
MV	173,140	122,980	493,1	267,6	152,9	208,0
SD	2,026	4,020	31,1	20,8	14,4	8,5
CV	0,012	0,033	0,063	0,077	0,094	0,041
nitrat	25,540	0,117	24,2	579,2	831,2	791,1
(mg/kg TS)	23,910	0,113	29,0	577,9	811,1	831,4
	22,335	0,012	30,1		848,3	808,3
MV	23,928	0,081	27,8	578,6	830,2	810,3
SD	1,603	0,060	3,2	0,9	18,6	20,2
amm+nit	197,068	123,061	520,9	846,1	983,2	1018,3

Torven	T.0	T.1	T.3	T.5	T.7	T.10
ammonium	317,265	297,894	340,5	272,4	17,8	33,1
(mg/kg TS)						
nitrat	3,683	4,296	61,0	596,4	281,2	262,8
(mg/kg TS)						
amm+nit	320,948	302,189	401,5	868,8	299,0	296,0

MV = medelvärde

SD = standardavvikelse

CV = variationskoefficient

BILAGA 5: TOT-C OCH TOT-N, MINERALISERINGSFÖRSÖKET

veckor	blandning		veckor	torv	
	tot-N (% av TS)	tot-C (% av TS)		tot-N (% av TS)	tot-C (% av TS)
0	2,11	48,59	0	1,97	50,14
1	2,12	49,77	1	1,95	49,87
3	2,11	51,09	3	2,00	53,23
5	2,12	49,31	5	2,25	51,92
7	2,22	50,19	7	2,01	52,69
10	2,16	50,27	10	1,90	50,15

BILAGA 6: EL. KOND. OCH pH, MINERALISERINGSFÖRSÖKET

Vecka	Blandning	pH	Temp	Kond				kond				
				Blandning	(mS/m)	Temp	Torven	pH	Temp	Torven	(mS/m)	Temp
v.0	prov 1	6,17	19,8	prov 1	0,25	19,8	prov 1	6,5	19,8	prov 1	0,07	19,3
	prov 2	6,07	19,8	prov 2	0,28	19,6	prov 2	6,6	19,6	prov 2	0,03	19,4
	prov 3	6,06	19,8	prov 3	0,14	19,6	prov 3	6,5	19,6	prov 3	0,05	19,3
	MV	6,1		MV	0,2233		MV	6,5		MV	0,05	
	SD	0,06		SD	0,0737		SD	0,1		SD	0,02	
v.1	prov 1	6,39	21,4	prov 1	0,12	21,5	prov 1	7,2	21,3	prov 1	saknas	
	prov 2	6,51	21,3	prov 2	0,11	21,6	prov 2	7,1	21,2	prov 2	saknas	
	prov 3	6,8	21,4	prov 3	0,13	21,4	prov 3	7,1	21,2	prov 3	saknas	
	MV	6,57		MV	0,12		MV	7,1		MV		
	SD	0,21		SD	0,01		SD	0,1		SD		
v.2	prov 1	6,43	21,3	prov 1	0,09	21,4	prov 1	7	21,2	prov 1	0,05	20,6
	prov 2	6,68	21,2	prov 2	0,09	21,6	prov 2	7,1	21,2	prov 2	0,04	20,7
	prov 3	6,69	21,2	prov 3	0,1	21,5	prov 3	7,1	21,3	prov 3	0,04	21
	MV	6,6		MV	0,0933		MV	7		MV	0,0433	
	SD	0,15		SD	0,0058		SD	0		SD	0,0058	
v.3	prov 1	6,59	21	prov 1	0,09	20,7	prov 1	7,2	21	prov 1	0,07	20,9
	prov 2	7,15	21	prov 2	0,1	21,1	prov 2	7,2	20,9	prov 2	0,06	21,6
	prov 3	7,17	21,1	prov 3	0,1	21,3	prov 3	7,2	21,1	prov 3	0,05	22,1
	MV	6,97		MV	0,0967		MV	7,2		MV	0,06	
	SD	0,33		SD	0,0058		SD	0		SD	0,01	
v.4	prov 1	6,57	21,1	prov 1	0,21	21,2	prov 1	6,6	21,1	prov 1	0,12	21,9
	prov 2	6,63	21,7	prov 2	0,23	21,2	prov 2	6,5	21	prov 2	0,08	21,8
	prov 3	6,75	21,2	prov 3	0,21	20,9	prov 3	6,5	21,3	prov 3	0,09	21,8
	MV	6,65		MV	0,2167		MV	6,5		MV	0,0967	
	SD	0,09		SD	0,0115		SD	0		SD	0,0208	
v.5	prov 1	6,31	18,9	prov 1	0,27	21,4	prov 1	6,4	18,8	prov 1	0,14	18,8
	prov 2	6,41	19	prov 2	0,28	21,1	prov 2	6,5	19	prov 2	0,13	18,8
	prov 3	6,52	19,1	prov 3	0,28	21,3	prov 3	6,6	19	prov 3	0,15	18,7
	MV	6,41		MV	0,2767		MV	6,5		MV	0,14	
	SD	0,11		SD	0,0058		SD	0,1		SD	0,01	
v.6	prov 1	6,23	19	prov 1	0,27	18,6	prov 1	6,5	19,4	prov 1	0,11	18,5
	prov 2	6,38	19,2	prov 2	0,26	18,6	prov 2	6,7	19,5	prov 2	0,09	18,4
	prov 3	6,41	19,3	prov 3	0,27	18,7	prov 3	6,5	19,6	prov 3	0,11	18,5
	MV	6,34		MV	0,2667		MV	6,6		MV	0,1033	
	SD	0,1		SD	0,0058		SD	0,1		SD	0,0115	
v.7	prov 1	6,03	20,2	prov 1	0,32	18,2	prov 1	6		prov 1	0,11	
	prov 2	6,23	20,7	prov 2	0,39	18,5	prov 2	6,7		prov 2	0,09	
	prov 3	6,13	21,2	prov 3	0,31	18,5	prov 3	6,4		prov 3	0,09	
	MV	6,13		MV	0,34		MV	6,4		MV	0,0967	
	SD	0,1		SD	0,0436		SD	0,3		SD	0,0115	
v.10	prov 1	6,17	21,4	prov 1	0,4	18	prov 1	6,4		prov 1	0,12	
	prov 2	6,14	21,3	prov 2	0,32	17,6	prov 2	6,4		prov 2	0,1	
	prov 3	6,21	21,4	prov 3	0,32	18,1	prov 3	6,5		prov 3	0,11	
	MV	6,17		MV	0,3467		MV	6,4		MV	0,11	
	SD	0,04		SD	0,0462		SD	0,1		SD	0,01	

MV = medelvärde

SD = standardavvikelse

BILAGA 7: EL. KOND. OCH pH FÖR TORKAT BIOAVFALL

	pH	Kond (mS/m)
	5,89	0,32
	5,96	0,39
	6,04	0,31
MV	5,963333	0,34
SD	0,075056	0,043589
CV	0,012586	0,128203

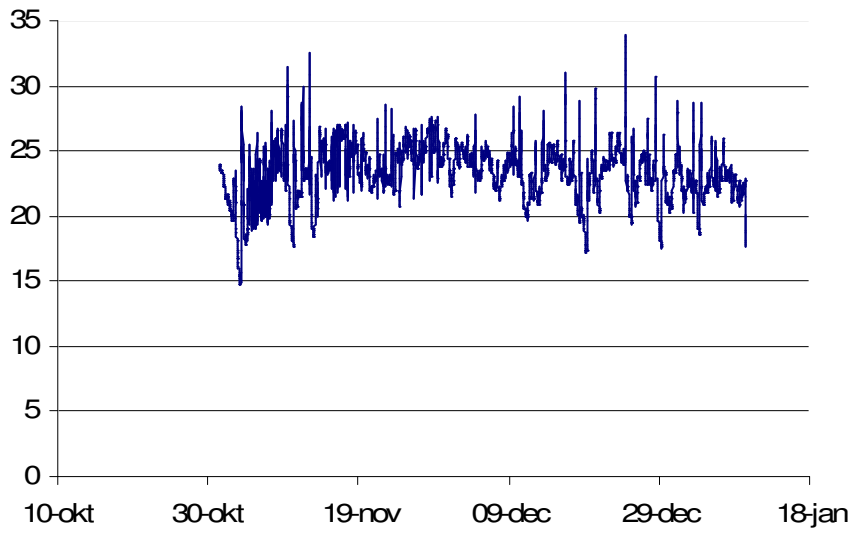
MV = medelvärde

SD = standardavvikelse

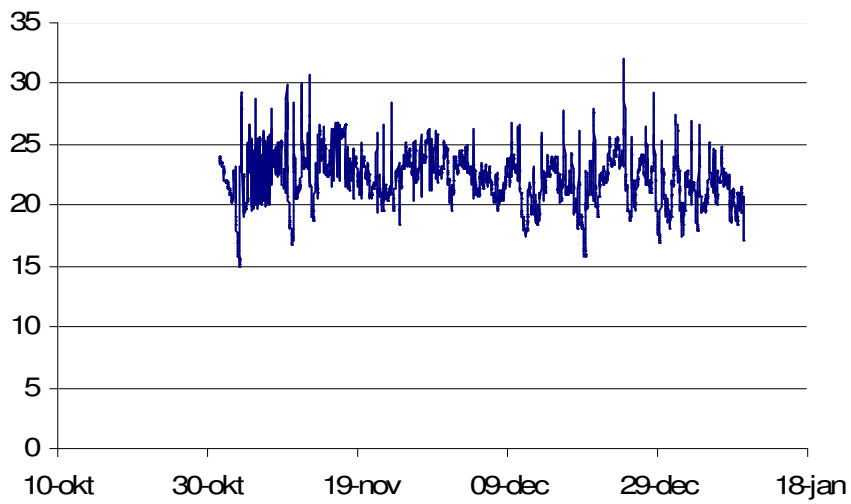
CV = variationskoefficient

BILAGA 8: TEMPERATURLOGGAR

Temperatur °C logg 1



Temperature °C logg 2



BILAGA 9: REKOMMENDATIONER

Råd och rekommendationer – användning av torkat bioavfall som jordförbättring

Förvaring

Förvara alltid det torkade bioavfallet torrt! Vid kontakt med fukt kan det börja mögla.

Restriktioner

Använd inte torkat bioavfall direkt till blomjord inomhus! Om materialet möglar kan detta orsaka allergiproblem.

Förbehandling

Vid tillgång till en kvarn, finfördela det torkade bioavfallet innan det tillsätts jord. Materialet kan även användas som det är, men om det är mer finfördelat blir näringen snabbare tillgänglig för växter.

Användningsområde

Det torkade bioavfallet kan tillsättas direkt till jord, i rabatter eller planteringar, där man vill förbättra jordens struktur och tillföra näring. Man kan också använda det till att skapa egna jordblandningar.

Praktiska råd

Vid användning av materialet direkt i rabatter och planteringar är det viktigt att det vänds ned i jorden på ett djup mellan 15- 30 cm. Vid för hög koncentration av det torkade bioavfallet vid markytan, kan detta dra till sig gnagare och fåglar.

Vid tillverkning av egna jordblandningar, blanda högst 30 volymprocent torkat bioavfall till 70 volymprocent jord. Om blandningen får stå ett tag och man inte längre kan se att materialet möglar, kan man använda det som blomjord för bruk inomhus.

Viktigt att tänka på!

Torkat bioavfall innehåller inte näring som är direkt tillgänglig för växter. För att näringen skall bli tillgänglig behöver materialet brytas ned av mikroorganismer. Denna nedbrytning startar då bioavfallet tillsätts jord och det kommer i kontakt med fukt. Det är därför viktigt att tillföra materialet till jorden en tid innan växterna börjar gro, t.ex. direkt efter att tjälen gått ur marken på våren. Om man vill använda torkat bioavfall som jordförbättring i en jord där växterna börjar gro tidigt på våren kan materialet tillföras jorden redan på hösten, men då i så nära anslutning till tjälning som möjligt.