



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 18 036

Examensarbete 30 hp
December 2018

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak under fluglarvskompostering

Lovisa Lindberg

REFERAT

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak under fluglarvskompostering

Lovisa Lindberg

Behovet av bättre avfallshantering ökar ständigt då befolkningen ökar och jordbruket intensifieras. Avfallshanteringen idag är dåligt konstruerad för organiskt avfall i många länder då det hamnar på deponier som släpper ut växthusgaser till atmosfären vilket påverkar klimatet negativt. En möjlig lösning att implementera en metod som genererar en värdefull produkt så som fluglarvskompostering. Det är en organisk avfallsbehandlingsmetod som använder larver av den amerikanska vapenflugan som kan reducera mängden avfall. Avfallet omvandlas till larvernas biomassa som är proteinrik och kan användas som djurfoder. Behandlingsresterna kan användas som gödningsmedel eller producera biogas. Väldigt lite är känt gällande växthusgasutsläppen från fluglarvskompostering. Under nuvarande EU lagstiftning i produktionssammanhang så är flugan ett produktionsdjur, som inte tillåts att födas upp på matavfall innehållande animaliska biprodukter. Därför har vegetabiliskt matavfall undersökts i denna studie för att i produktionssammanhang kunna använda sig av fluglarvskompostering. De vegetabiliska avfallet som använts var apelsinskal och blomkål blandat med broccoli (i denna studie kallad blomkålsblandning). Vegetabiliskt avfall innehåller svåråtkomlig näring för larverna och för att de ska kunna tillgodose sig så mycket som möjligt gjordes förbehandlingar. Förbehandlingarna som utfördes var med svamp och med ammoniumlösning då dessa har visat sig spjälka upp svåråtkomlig näring. Matavfall är känt för att fungera bra i fluglarvskompostering och användes som referens. Utsläpp av växthusgaserna CO_2 , NH_3 , N_2O och CH_4 undersöktes genom användande av kammarteknik. Vid behandlingar av blomkålsblandningen förbättrade förbehandlingarna materialreduktionen endast lite, vilket var i genomsnitt 82%, men den totala minskningen i detta substrat var större än för matavfall vars reduktion var 60%. Reduktionen varierade mellan 38-86 % i behandlingarna av apelsinskal. Larvbehandlingen av matavfall resulterade i den högsta omvandlingskvoten. Båda vegetabiliska substraten förbehandlat med NH_4^+ hade höga utsläpp av NH_3 . Behandlingarna av blomkålsblandningen hade högre utsläpp av N_2O men mindre än i konventionella avfallsbehandlingar som kompostering. De substrat som inte förbehandlats hade låga utsläpp av CH_4 , inklusive matavfallet jämfört med de förbehandlade substraten som var mindre än i aerobisk kompostering. När en behandlingsstrategi väljs för kompostering med fluglarver, för små gasutsläpp så bör svampförbehandlat substrat användas, medan substrat förbehandlat med NH_4^+ resulterar i högre materialreduktion.

Nyckelord: fluglarvskompostering, växthusgaser, ammoniak, matavfall, vegetabiliskt avfall, materialreduktion, bioomvandling, amerikansk vapenfluga, *Hermetia illucens*

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet. Lennart Hjelms väg 9, SE-75 651

Uppsala, ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Ammonia and greenhouse gas emissions from flylarvae composting

Lovisa Lindberg

The need for better waste management is increasing as the population increases and agriculture is intensified. Organic waste management today is poorly designed in many countries leading to waste ending up in landfills which results in more greenhouse gases being emitted to the atmosphere, contributing to the global climate change. A possible solution is to implement a method that generates a valuable product such as fly larvae composting, which is an organic waste treatment method that uses larvae of the black soldier fly that can reduce the amount of waste. The waste is converted to the larval biomass which is rich in protein and possible to use as animal feed. Treatment residues can be used as fertilizers or to produce biogas. Very little is known about greenhouse gas emissions from fly larvae composting. Under current EU legislation in production contexts, the fly is considered a production animal that is not allowed to be raised on food waste containing animal by-products. Therefore, in this study, vegetable waste was investigated in order to be able to use fly larvae composting in production contexts. The vegetable waste used was orange peels and cauliflower mixed with broccoli (in this study referred to as cauliflower mix). Vegetable waste contains nutrients which are hard to digest for larvae and in order to improve digestibility, pretreatments were performed. The pretreatments carried out were with fungus and ammonia solution, as these have been shown to make hardly bound nutrients available. Food waste is known to work well in fly larvae composting and was used as a reference. Emissions of greenhouse gases CO₂, NH₃, N₂O and CH₄ were measured using chamber technique. In the treatment of cauliflower mix, the pretreatment improved the material reduction only slightly, which was on average 82% but the overall total reduction was greater than that for food waste which had a reduction at 60%. The reduction ranged between 38-86% among all of the treatments of orange peels. Larvae treatment on food waste resulted in the largest biomass conversion ratio. Both vegetable substrates pretreated with NH₄⁺ had high emissions of NH₃. The treatments of cauliflower mix had higher emissions of N₂O but they were lower than what is generally expected in conventional waste treatments such as composting. The non-pretreated substrates had low emissions of CH₄, including the food waste compared to the pretreated ones which nevertheless were lower than in aerobic composting. When selecting a treatment strategy for fly larvae composting, to achieve low gas emissions, fungus pretreated substrates should be used while substrates pretreated with NH₄⁺ result in higher material reduction.

Keyword: flylarvae composting, greenhouse gases, ammonia, food waste, vegetable waste, material reduction, bioconversion factor, black soldier fly, *Hermetia illucens*

Department of Energy and Technology, Swedish Agricultural University. Lennart Hjelms väg 9, SE-75 651 Uppsala, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta är ett examensarbete motsvarande 30 hp för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet utfördes på institutionen för energi och teknik på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).Handledare var Evgheni Ermolaev och ämensgranskare var Cecilia Lalander, båda på Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet.

Det är flera personer som har varit till stor hjälp under arbetets gång. Jag vill rikta ett stort tack till Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö AB som försåg mig med matavfall till experimenten, speciellt tacksam till Benny Björk som levererade det till SLU, även till Mattias Dernelid från Grönsakshallen Sorunda som försåg mig med apelsinskal, broccoli och blomkål.

Jag vill tacka Viktoria och Giulio som var till stor hjälp under experimenten och för de minnesvärda stunderna i växthuset. Ett stort tack till Cecilia och Björn för deras hjälp med att planera studien och diskussioner om det experimentella arbetet. Jag vill tacka min handledare Evgheni som har varit ett stort stöd genom hela arbetet, i diskussioner, återkoppling på rapporten och genom att hjälpa till med experimenten när det behövts.

Jag vill tacka min sambo för sitt eviga stöd och uppmuntran under hela arbetet och min familj som inspirerat mig att gå min egen väg.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utsläpp av växthusgaser och ammoniak under fluglarvskompostering

Lovisa Lindberg

Dagligen läcker växthusgaser ut till atmosfären världen över som påverkar klimatet negativt. Dessa läckage sker bland annat från illa skötta och oplanerade deponier där mycket organiskt avfall hamnar. I Sverige är det olagligt att slänga organiskt avfall på deponier, men det sker i många andra länder, även inom EU. Det är svårt att få något värdefullt från det organiska avfallet och därför hamnar det på deponierna. Vad kan göras för att få ut något utav värde från organiskt avfall och förhindra att det hamnar på deponier och på så sätt även minska utsläppen av växthusgaser? Den amerikanska vepenflugans larver kan användas för detta ändamål då de livnär sig på avfall och kan minska mängden avfall till mindre än hälften. Larverna kan sedan separeras och säljas som djurfoder och behandlingsresten kan användas som organiskt gödningsmedel. Djurfoder gjort på larverna kan ersätta andra djurfoder såsom fiskmjöl, vilket skulle kunna bidra till efterfrågan av foderfisk och därmed minska utfiskning av vildfisk. Även foder baserat på soja skulle kunna ersättas och påverka genom att de stora sojaodlingarna inte expanderar mer och upp-tar mer skogsmark som är viktiga koldioxidsänkor. Liknande gäller för behandlingsresten som kan användas som gödselmedel och återföra viktiga näringsämnen till marken istället för att framställa gödningsmedel på konstgjord väg och därmed ersätta konstgödsel. Resurserna i det organiska avfallet behöver återinföras i kretsloppet för att skapa ett hållbart samhälle då tillgångarna på jorden sinar, detta genom att avfallet omvandlas och att resurserna i avfallet används.

Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö har under det senaste året påbörjat implementering av fluglarvskompostering i stor skala. Pilotanläggningen är en container som har kapacitet att ta emot ett ton matavfall per dag. Behandlingen sker i plastbackar som staplas på varandra, med ett mellanrum för luftutbyte, för att det ska vara yteffektivt. Behandlingen utförs i en container av praktiska skäl men det möjliggör även uppsamling av växthusgaserna och ammoniak som produceras i processen innan dessa når atmosfären.

Eftersom det är förbjudet att utfodra produktionsdjur med animaliska biprodukter enligt artikel 22.1.b i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1774/2002 och flugan anses vara ett produktionsdjur. Då det är tillåtet att föda upp produktionsdjur på vegetabiliskt substrat behövs kunskap om vad som bäst kan tillgodogöra fluglarvernas behov för bästa resultat i tillväxt gällande substrat där näringen är svårtillgänglig, vilket skulle kunna vara att förbehandla substratet. I denna studie skedde förbehandlingen med svamp respektive med ammoniumlösning.

Syftet med denna studie var att utvärdera utsläpp av växthusgaser och ammoniak från fluglarvskompostering och hur effektivt fluglarvskomposteringen fungerar för nedbrytning av vegetabiliska material. Koldioxid, ammoniak, lustgas och metangas mättes. Ammoniak, som inte är en växthusgas, påverkar miljön genom att bidra till försurning och övergödning. Gaserna mättes i en försluten låda med substratet och larverna, fortlöpande under förbehandlingen och behandlingens gång.

Resultaten från fluglarvskomposteringen var att koldioxidutsläppen var störst jämfört med de andra gaserna vilket visar på hur aktiva larverna är under behandlingen. Utsläppen från denna behandling som mättes upp under denna studie jämfördes sedan med andra behandlingar av matavfall. För att öka kunskapen om hur larverna kan behandla olika matavfall undersöktes även apelsinskal och en blandning av broccoli och blomkål (kallas blomkålsblandning i rapporten) som genomgick två olika förbehandlingar. Förbehandlingarna av apelsinskalen resulterade i högre växthusgasutsläpp och ökad nedbrytning. För blomkålsblandningen var växthusgasutsläppen mindre för det förbehandlade materialet. Resultaten gällande nedbrytning och larvernas tillväxt var liknande för alla olika behandlingar av blomkålsblandningen. Beroende på om fokuset är så små utsläpp som möjligt, högst materialreduktion eller högst omvandling till larvbiomassa finns det olika tillvägagångssätt att ta vad gäller val av förbehandling och substrat. Apelsinskalkontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp hade minst utsläpp mätt i CO₂-ekvivalenter per torrsubstans med bara N₂O och CH₄ inkluderade. Högst grad materialreduktion hade behandlingarna med ammoniumförbehandling (NH₄⁺). Båda de vegetabiliska substraten resulterade i lägre bioomvandlingsfaktor, överlevnadsgrad och storlek på larverna jämfört med matavfall.

Jämförelsevis med andra behandlingar av organiskt avfall som aerob kompostering, är gasutsläppen mindre hos fluglarvskompostering. Graden av materialreduktionen är liknande för aerob kompostering och fluglarvskompostering av matavfall medan fluglarvskompostering tidsmässigt är betydligt snabbare då aerob kompostering kan ta flera veckor till månader i snitt. Produkterna som fås ut från fluglarvskompostering är larverna som senare kan säljas men också behandlingsrest (kompostmaterial) som är liknande aerob kompostering men innehåller mer kväve vilket är värdefullt för användning som gödningsmedel då det kan återföras till jorden igen.

ORDLISTA

GWP	Global uppvärmningspotential (Global Warming Potential)
CO₂-ekvivalenter	Mängd CO ₂ för att ha samma växthusgaspåverkan som den utvärderade gasen
Fluglarvskompostering	Biologisk behandlingsmetod där larver används för att bryta ner det organiska materialet
Substrat	Det organiska material som använts under fluglarvskomposteringen
Behandlingsrest	Det materialet som blir kvar efter att larverna har behandlat substratet som innehåller av icke processat material och produkter från larvtillväxten
Minilarver	Larver som är cirka en vecka gamla som tillsätts i behandlingen
Prepuppa	Det sista larvstadiet då de bytt färg innan de blir puppor för att sedan bli flugor
Behandlingsback	En platslåda av standard storlek där förbehandling och behandling sker
Mätlåda	En större plastlåda som behandlingsbacken kunde omslutas i under gasmätningarna
TS	Torrsubstans som är en fraktion av våtvikten när allt vatten är extraherat. Fraktion TS + fraktion vatten = 1

VS	Glödförlust är den organiska fraktionen (volatile solids) av TS tillsammans med fraktion aska. Fraktion VS + fraktion aska = 1
$m_{H_2O.sx}$	Massan vatten i substratet av material x (x = apelsinskal, blomkålsblandning eller matavfall). Vid massa vatten i larver och behandlingsrest betecknas det med l eller br
$m_{VS.sx}$	Massan VS i substratet av material x
Red_{TS}	Materialreduktion på torrviktsbasis
BOF	Bioomvandlingsfaktor från avfall till larvbiomassa
$k_{öv}$	Överlevnadsgrad, andel larver som överlevt under behandlingen

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	4
2	BAKGRUND	5
2.1	KLIMATPÅVERKAN AV VÄXTHUSGASER OCH AMMONIAK	5
2.2	BEHANDLING AV MATAVFALL	6
2.3	DEN AMERIKANSKA VAPENFLUGAN	7
2.4	FLUGLARVSKOMPOSTERING	9
2.4.1	Produkter	10
2.4.2	Klimatpåverkan	10
2.5	VEGETABILISKT MATAVFALL	11
2.5.1	Förbehandling	12
3	METOD	13
3.1	MATERIAL	13
3.2	EXPERIMENTELLT UPPLÄGG	13
3.3	EXPERIMENTELL UPPSTÄLLNING	14
3.3.1	Förbehandlingar	15
3.3.2	Mängd larver	16
3.3.3	Matning	16
3.4	ANALYS	16
3.4.1	Provtagning	16
3.4.2	Larver	17
3.4.3	Uppmätning av torrsubstans och glödförlust	17
3.4.4	Mätning av pH	18
3.4.5	Gasmätningar	18
3.5	BERÄKNINGAR OCH ANTAGANDEN	20
3.5.1	Massbalans	20
3.5.2	Materialreduktion och bioomvandlingsfaktor	21
3.5.3	Överlevnadsgrad	21
3.5.4	Totala gasmängdsutsläpp efter behandling	21
3.5.5	Statistisk analys	22
4	RESULTAT	23
4.1	TORRSUBSTANS OCH GLÖDFÖRLUST	23
4.2	FÖRDELNING AV MATERIAL	25
4.3	MATERIALREDUKTION	26
4.4	BIOOMVANDLINGSAFAKTOR	28

4.5	ÖVERLEVNADSGRAD	29
4.6	GASEMISSIONER	29
5	DISKUSSION	39
5.1	PÅVERKAN PÅ FLUGLARVSKOMPOSTERING	39
5.1.1	Materialreduktion	39
5.1.2	Bioomvandlingsfaktor	40
5.1.3	Vatteninnehåll och substratshöjdens påverkan	41
5.1.4	Antal larver och deras storleks påverkan	42
5.1.5	Bästa behandlingen med avseende på materialreduktion, BOF och behandlingstid	42
5.2	VÄXTHUSGAS- OCH AMMONIAKUTSLÄPP FRÅN FLUGLARVSKOMPOSTERING	43
5.2.1	Koldioxidutsläpp	43
5.2.2	Ammoniakutsläpp	47
5.2.3	Lustgasutsläpp	49
5.2.4	Metangasutsläpp	50
5.2.5	Koldioxidekvivalenter	51
5.3	JÄMFÖRELSE MELLAN FLUGLARVSKOMPOSTERING OCH AEROB KOMPOSTERING GÄLLANDE VÄXTHUS- GASUTSLÄPP	52
5.3.1	Processeffektivitet	54
6	SLUTSATSER	55
7	APPENDIX	57
7.1	Antal gram urea per gram apelsinskal	57
7.2	Antal ml ammoniumlösning per gram apelsinskal	57
7.3	Antal ml svavelsyra per gram apelsinskal	57

1 INLEDNING

Behovet av mat, foder och energiplantor ökar i takt med att den globala befolkningsökningen som förväntas nå 9,8 miljarder år 2050 (United Nations, 2017). Eftersom jordbruket redan täcker 40-50 % av jordens landyta behöver det effektiviseras istället för att expanderas för att följa det ökande behovet (Smith m. fl., 2007). Efterfrågan på kött ökar i hela världen men framförallt i låginkomstländer som haft en relativt låg köttkonsumtion vilket gör att efterfrågan på foder ökar och ett behov av en annorlunda användning av landyta skulle då behövas. Djurfodrets proteinkällor är gjort på bland annat soja som kräver stora landytor (Surendra m. fl., 2016). En expansion av detta är inte hållbart samtidigt som sojafoder är en ofullständig proteinkälla för att få en bra tillväxt hos djuren utan behöver kompletteras med fiskmjöl eller artificiella aminosyror. Eftersom fisket regleras för att bli hållbart är det osannolikt att en ökning av fiskmjölsproduktionen skulle kunna göras (Strömblom och Nord, 2010). Trots det ökande behovet av mat världen över slängdes 1,3 miljarder ton mat per år i Sverige år 2016 (Westöö och Jensen, 2018), vilket inkluderar matavfall från hela livsmedelskedjan, primärproduktionen till hushåll. Hushållen står för högst matsvinn (938 000 ton mat per år) och primärproduktionen med näst högst matavfallsmängd (98 000 ton per år, Westöö och Jensen, 2018). Om maten inte skulle slängas utan ätas så behöver inte produktionen av mat öka lika mycket för att möta efterfrågan.

Med det ökade behovet av mat och energi följer även kravet på en fungerande avfallshandling med kretslopp för ett hållbart samhälle, då avfallsmängden från världsstäder förväntas öka från 1,3 miljarder ton per år till 2,2 miljarder ton per år 2025 (The World Bank, 2012). Avfall som inte samlas upp bidrar lokalt till översvämningar, luftföroreningar och folkhälsoproblem (The World Bank, 2012). Globalt påverkar det klimatet negativt då det finns en stark korrelation mellan mängd avfall från städer och dess växthusgasutsläpp (The World Bank, 2012). Separering av avfall innan det tas hand om finns det väldigt lite av, speciellt i medel- och låginkomstländer (The World Bank, 2012). Det återvinningsbara materialet tas istället bort av avfallsplockare som är värt mer än det organiska avfallet. Då avfallet inte separeras innan insamlingen tenderar det att vara kontaminerat vilket reducerar värdet på de återvinningsbara materialen. Men en separering av avfallet innan upphämtning bidrar till ökade kostnader i avfallshandlingskedjan (Hoornweg och Bhada-Tata, 2012). Denna ineffektivitet av avfallshandling är ett resultat av bristen på en fungerande infrastruktur (Tchobanoglous m. fl., 1993) och en lokal infrastruktur är nödvändig för att avfallshandlingen ska få resultat enligt Laurent m. fl. (2013). Utan en fungerande infrastruktur behandlas inte det organiska avfallet då det kostar mer än vad produkten som fås ut är värd (Hoornweg och Bhada-Tata, 2012). Det leder till att den minst kostsamma metoden används för att göra sig av med avfallet, vilket gör att det hamnar på en deponi. I Sverige det är olagligt att deponera organiskt avfall men kostnaderna för att kommunen omhänderta avfallet subventioneras av staten (Naturvårdsverket, 2012).

Biologisk behandling är en av de metoder av avfallshantering som får bidrag i Sverige (Westöö och Jensen, 2018). Ett av etappmålen bestämt av Sveriges regering är att minst 40 % av matavfallet ska rötas så att både växtnäring och energi tas tillvara på ska vara uppfyllt år 2018 (Westöö och Jensen, 2018). Även rötning kan dock ha negativa klimateffekter (Naturvårdsverket, 2011). Nya problem uppstår så som gasläckage vilket är cirka 1-2 % på välfungerande anläggningar (RVF, 2005). Rötresten kan används som organiskt gödningsmedel och därmed återinförs växtnäring, om den inte är förorenad, då läggs den på deponi. Innan rötresten används som gödningsmedel behöver den lagras och där finns det risk för mer gasläckage (Naturvårdsverket, 2012). Gödningsmedlet är ofta flytande och behöver transporteras med lastbil till lantbruk ibland längre bort än bara i närområdet av anläggningen (Energigas Sverige, 2018). Mycket pengar investeras i rötninganläggningarna och problem som konkurrens om rötningssubstratet kan uppstå i närregionen (Avfall Sverige, 2013). Biogasen som produceras används bland annat till uppvärmning lokalt, men ibland behöver den brännas bort då den inte kan lagras, speciellt under sommartid då behovet är mindre vilket medför att energin från avfallet inte återvinns (Held m. fl., 2008). Det kan även användas som drivmedel men eftersom att drivmedelsindustrin blir mer elektrifierat minskar efterfrågan på biogas (Gamla Uppsala Buss AB, 2018). Trots dessa negativa effekter tycks de positiva vara övervägande enligt Naturvårdsverket (2012), där en ekonomisk vinst på sikt kan uppnås med biogasproduktion men även ur ett miljöperspektiv kan anläggningarna påverka positivt genom att de bidrar med att konventionella gödningsmedel och drivmedel ersätts.

En behandling som fluglarvskompostering möjliggör ett kretsloppssystem som återvinner matavfall, vilket kräver en mindre avancerad infrastruktur, som kan utföras genom att matavfallet behandlas av larverna som sedan blir djurfoder (Lalander m. fl., 2015). För att larverna ska få användas som djurfoder i Sverige måste de ha fötts upp på vegetabilisk föda (Jordbruksverket, 2018a; Jordbruksverket, 2018b). En fluga som är effektiv vid användning av fluglarvskompostering är den amerikanska vapenflugan (*Hermetia illucens*) som är en tropisk fluga och behöver födas upp i växthus i kallare klimat så som i Sverige. I fluglarvskomposteringen med denna fluga omvandlas det organiska avfallet på ett effektivt sätt till larvbiomassa och materialet bryts ner med 55 % på torrviktsbasis vilket i sin tur minimerar transport i jämförelse med andra avfallsbehandlingsmetoder, exempelvis rötning (Lalander m. fl., 2017). En annan av denna flugans fördelaktiga egenskaper är att de inte är någon vektor för sjukdomsspridning då de slutar äta i det sista larvstadiet (prepuppan) (Nguyen m. fl., 2015). Den amerikanska vapenflugan är inte en inhemsk fluga i Sverige och behöver temperaturer mellan 28-30°C för att reproducera sig, vilket gör att det behövs ordentligt isolerade utrymmen för både uppfödning och avfallshantering (Oliveira m. fl., 2015).

Vegetabiliskt avfall är ett avfall som ger högre biogasproduktion vid samrötning med andra substrat, som exempelvis slam (Davidsson m. fl., 2007) men har fortfarande en sämre potential för biogasproduktion än vid användning av matavfall (Jansen m. fl., 2004). Enligt Naturvårdsverket (2017) behandlades 38 % av matavfallet som uppstod längs konsumtionsledet genomgick biologisk behandling. Livsmedelsindustrier i Uppsala får bestämma vem som tar hand om deras avfall och från dem kommer bland annat vegetabiliskt avfall. Eftersom förbränning är en av de vanligaste avfallshanteringssätten förbränns en stor del av avfall från livsmedelsindustrier (SEPA, 2012b; SEPA, 2012a). Detta trots målet att vid år 2018 biologiskt behandla 50 % av matavfallet från livsmedelsbutiker, hushåll och restauranger (SEPA, 2012b). En förändring i hur avfall hanteras behöver göras för att detta ska uppnås. En möjlig lösning är att använda sig av fluglarvskompostering då det inte kräver någon avancerad infrastruktur (Lalander m. fl., 2017). Vegetabiliskt avfall har ännu inte testats i någon större skala att behandlas med fluglarvskompostering och av tidigare småskaliga tester antas att en förbehandling behöver utföras för att göra näringsinnehållet i det vegetabiliska avfallet mer tillgängligt för larverna, vars optimala föda är blandat matavfall (Lalander m. fl., 2018).

I varje avfallshanteringssätt är en viktig del att utvärdera växthusgaser eftersom global avfallshantering bidrar med ungefär 5 % av växthusgasutsläppen (Bogner m. fl., 2007). Vid det ökande behovet av mat uppstår även mer växthusgasutsläpp vid användning av mer boskap och kvävebaserade gödselmedel (Smith m. fl., 2007). Produktionen av den mängd mat som kastas varje år motsvarar utsläpp på omkring 2 miljoner ton koldioxid, vilket är cirka 3 procent av den totala mängden utsläpp av växthusgaser i Sverige (Naturvårdsverket, 2018). I Sverige är det förbjudet att deponera organiskt avfall men globalt hamnar mycket av matavfallet på deponier där endast 12 % av den metangas som produceras på deponierna globalt sett fångas upp medan resterande 88 % av metangasen läcker ut i atmosfären (Themelis och Ulloa, 2007). Nedbrytningsprocessen av organiskt matavfall ger upphov till dessa utsläpp och även utsläpp av andra växthusgaser så som koldioxid och lustgas (Ermolaev m. fl., 2014). För att förhindra att dessa läckage sker på deponierna behöver matavfallet, som majoriteten av avfallet på deponierna består av i många länder (FAO, 2013; M. Eriksson m. fl., 2015), tas hand om på ett lämpligare sätt. För att någon ska vara villig att ta hand om matavfallet måste det få en värdefull produkt efter behandling vilket fluglarvskomposteringen gör genom att larverna skulle kunna användas som djurfoder.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Mängden producerat utsläpp av växthusgaser och ammoniak under fluglarvskompostering i stor skala är fortfarande okänd, vilket gör vidare undersökningar nödvändiga. Syftet med denna studie var att utvärdera växthusgas- och ammoniakutsläppen under fluglarvskompostering som behandling av matavfall och olika typer av blandade vegetabiliska avfall samt om förbehandling av det vegetabiliska avfallet kan öka effektiviteten hos fluglarvskomposteringen.

Frågeställningarna i denna studie var:

- Vad är det totala utsläppet av växthusgaser och ammoniak från fluglarvskomposteringen av det vegetabiliska avfallet?
- Hur stora är växthusgas- och ammoniakutsläppen under förbehandlingen och vad är förbehandlingens effekt på utsläppen under fluglarvskomposteringen?
- Kan förbehandling av avfall förbättra effektiviteten i omvandlingen av avfall till biomassa hos fluglarverna?
- Hur förhåller sig det totala utsläppet av växthusgaser och ammoniak under fluglarvskompostering i alla olika scenarion till utsläppen från andra typer av matavfallsbehandlingar?

2 BAKGRUND

2.1 KLIMATPÅVERKAN AV VÄXTHUSGASER OCH AMMONIAK

År 2015 kom 2,6 % av växthusgasutsläppen från avfallssektorn i Sverige (Naturvårdsverket, 2017b) och globalt bidrog avfallssektorn ungefär med 5 % av växthusgasutsläppen år 2006 (Bogner m. fl., 2007). Under nedbrytningsprocessen av organiskt avfall bildas växthusgaserna koldioxid (CO_2), metangas (CH_4) och lustgas (N_2O), vars inverkan på klimatet varierar beroende på deras livslängd (Ermolaev m. fl., 2014). Dessa kallas för växthusgaser på grund av deras egenskaper att absorbera solstrålning och infraröd strålning (värmestrålning) som jorden släpper ifrån sig (IPCC, 2013). Efter att växthusgaserna har absorberat den infraröda strålningen emitteras de i alla riktningar, varav en del emitteras tillbaka till jordytan, som värms ytterligare än om växthusgaserna inte funnits i atmosfären (IPCC, 2013). För att kunna jämföra dessa växthusgasers påverkan används måttet global uppvärmningspotential (GWP), där CO_2 är den gas som man utgår ifrån och har GWP 1. Metangas har en GWP på 34 CO_2 -ekvivalenter, vilket innebär att den har en 34 gånger högre påverkan på klimatet än CO_2 , medan N_2O har en GWP som motsvarar 298 CO_2 -ekvivalenter; båda värden gäller under en 100-årsperiod (GWP_{100} ; IPCC, 2013). Utöver dessa växthusgaser produceras ammoniak (NH_3) vid nedbrytning av organiskt avfall (Bernstad och Jansen, 2012). Utsläpp av NH_3 bidrar till försurning, övergödning, utsläpp av N_2O och leder till förlust av kväve som är en viktig komponent för att det ska ha ett värde som gödningsmedel (Bernstad och Jansen, 2012).

Beroende på det organiska avfallets sammansättning och behandlingsmetod så kan det under nedbrytningsprocessen bildas olika mycket CO_2 , CH_4 , N_2O och NH_3 . De olika mikroorganismerna i nedbrytningsprocessen genererar utsläpp och behöver olika förhållanden för att nedbrytningen ska ske. Några av de relevanta parametrarna för processen i aerob nedbrytning eller kompostering är vattenhalt, temperatur och pH (Ermolaev m. fl., 2014). Genom respiration oxideras substratet till CO_2 och vatten medan ofullständig oxidation till CH_4 sker vid anaeroba förhållanden vilken genererar mindre energi och tar längre tid. Lustgas bildas under processerna nitrifikation samt denitrifikation. Under nitrifikation som är en aerob process bildas nitrat (NO_3^-) som vidarreduceras i denitrifikationen. Denitrifikationen fungerar optimalt under anaeroba förhållanden och bakterierna som utför denitrifikationsprocessen använder nitrat som syrekälla i avsaknad av syre och bildar kvävgas (N_2). Är det något aeroba förhållanden när denitrifikationen pågår så kan lustgas (N_2O) bildas som en sidoprodukt, då mikroorganismerna som utför denitrifikation kan använda sig av både syre och nitrat som syrekälla (J. Eriksson m. fl., 2011). Vissa denitrifierande mikroorganismer saknar enzym för att fullfölja denitrifikationen vilket leder till mer utsläpp av N_2O (Maeda m. fl., 2011; Philippot m. fl., 2011). Denna typ av

blandning mellan aerobiska och anaerobiska förhållanden är typiska för aerobisk kompostering (Beck-Friis m. fl., 2000; He m. fl., 2000). En annan orsak till att denitrifikationen inte slutförs är när syrehalten är begränsad och pH är lågt. Dessa förhållanden hämmar kväveoxidreduktasenzym som utför det sista reduktionssteget som bildar N₂ (Gaimster m. fl., 2018; Wrage-Monnig m. fl., 2018).

2.2 BEHANDLING AV MATAVFALL

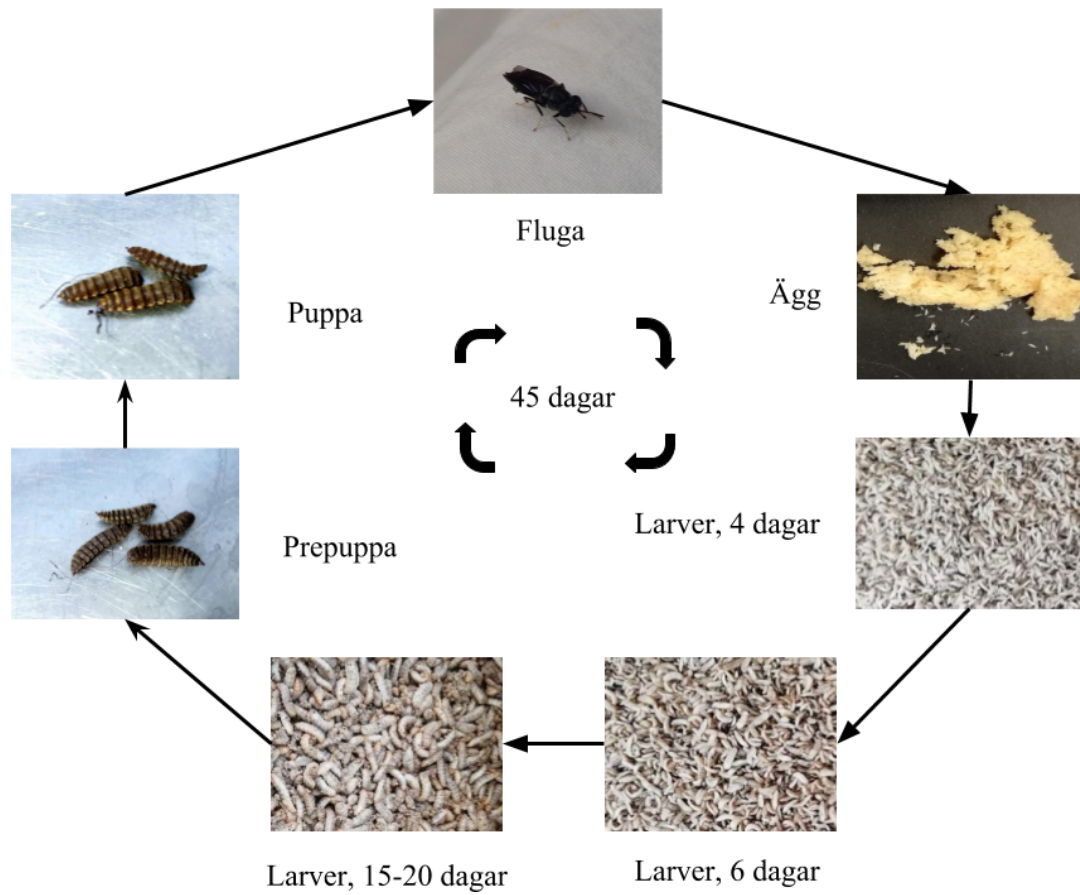
I Sverige är det förbjudet att deponera organiskt avfall enligt förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall. Det organiska avfallet ska genomgå en biologisk behandling eller förbrännas. Fördelen med biologisk behandling är att återföring av växtnäring till jordbruksmark möjliggörs (Avfall Sverige, 2013). Rötning är en vanlig biologisk behandling av organiskt avfall i Sverige, under vilken biogas och rötrest produceras (Avfall Sverige AB, 2018). Rötresten kan sedan användas som gödningsmedel. En del av biogasen som är producerad används som bränsle till stadsbussarna i många städer som exempelvis Uppsala. Men många utav stadsbussarna i Uppsala drivs delvis på el (20 av 174 stadsbussar) vilket minskar efterfrågan på biogas som drivmedel (Gamla Uppsala Buss AB, 2018). Tidigare har biogasen ersatt bensin och diesel, vilket ur ett utsläppsperspektiv genererar mindre utsläpp (Energimyndigheten, 2017). Om möjligheten finns att bussarna kan drivas helt av el men drivs istället delvis på biogas så ersätter biogasen el istället för bensin och diesel. Vinsten i minskade utsläpp förändras då på grund av att el har en lägre påverkan än biogas (Energimyndigheten, 2017). Majoriteten av elen som produceras i Sverige kommer från vattenkraft och kärnkraft som har låga utsläpp av växthusgaser jämfört med framställningen av biogas (Vattenfall, 2014; Vattenfall, 2016; Energimyndigheten, 2017). Skulle denna förändring ske minimeras behovet av biogasproduktion. Då efterfrågan och således priset på biogas i Sverige minskar bör alternativa behandlingar av organiskt avfall eftersökas.

Alla resurser är viktiga att ta tillvara på för att nå ett hållbart samhälle och då är det bra att undersöka vad för möjligheter som finns för att i detta fall ge resurser en så lång livslängd som möjligt. En lång livslängd av resurser i ett kretslopp och minskat antal steg ingår i EU:s handlingsplan för en cirkulär ekonomi, detta för att kunna ha ett hållbart samhälle då ekonomin även inkluderas i miljötanket. Värdet på resurser, material och produkter ska behållas så länge som möjligt i ekonomin så att mängden avfall minimeras vilket ska tas med i åtanke när produkter designas. En bättre design kan bidra med mycket och kan exempelvis göra det lättare att återanvända, reparera och återvinna värdefulla material (Europeiska Kommissionen, 2015). Detta resonemang gäller även för behandling av matavfall då så få mellansteg som möjligt mellan avfall och produkt skulle öka resurseffektiviteten, exempelvis genom att effektivisera processen att behandlat avfall används som gödningsmedel som sedan blir foder till djur (Diener m. fl., 2011a). Effektiviseringen av

matavfallsbehandling kan möjliggöras genom att använda sig av fluglarvskompostering, där produkter återinförs i kretsloppet snabbare genereras. Avfallet omvandlas till larvbiomassa och kompostrest som kan användas som gödningsmedel. Larverna kan användas till djurfoderproduktion eftersom de innehåller en hög proportion av protein och fett, vilket gör att det nuvarande systemet skulle kunna ersättas då avfallet efter behandling endast används som gödningsmedel som måste genomgå fler steg innan djurfoder kan produceras från det (Čičková m. fl., 2015; Lalander m. fl., 2015).

2.3 DEN AMERIKANSKA VAPENFLUGAN

Den amerikanska vapenflugan, *Hermetia illucens*, är en av arterna som kan användas på ett effektivt sätt för fluglarvskompostering. Denna fluga tillhör ordningen Diptera och familjen Stratiomyidae som frodas i temperaturer mellan 28 och 30°C med en luftfuktighet på cirka 70 % (Oliveira m. fl., 2015). Med en utspridning mellan 45°N och 40°S finns den amerikanska vapenflugan i alla världsdelar och tros ursprungligen komma ifrån de tropiska delarna i Nord- och Sydamerika (Sheppard m. fl., 1994). Larverna kan under gynnsamma förhållanden nå puppastadiet på tre veckor efter att ha kläckts, men under ogynnsamma förhållanden kan det dröja upp till fyra månader. Larverna genomgår sex larvstadier innan de blir flugor och i det sista stadiet innan larverna blir en puppa, se figur 1, kallas de för prepuppa och antar då en mörkare ton samtidigt som deras mun omvandlas till en krok, vilket gör det möjligt för dem att ta sig ur den miljön som de växt upp i för att hitta jord som de kan gräva ner sig i och förpuppas (Sheppard m. fl., 1994). Denna egenskap som prepupporna har att de tar sig ur det organiska avfallet möjliggör ett självskördande system (Newton m. fl., 2005; Diener m. fl., 2011a). De vuxna flugorna blir 15–20 mm långa och lever i en till två veckor på det fettlager som de samlat på sig som larver (Oliveira m. fl., 2015). Då de inte äter i flugstadiet är de inga vektorer för sjukdomsspridning eftersom att de inte söker sig till avfall eller mat som exempelvis husflugan. (Nguyen m. fl., 2015).



Figur 1: Den amerikanska vpenflugans livscykel (*Hermetia illucens*)

2.4 FLUGLARVSKOMPOSTERING

I den amerikanska vapenflugans larvernas naturliga miljö kan de konsumera stora mängder organiskt material (507 mg/larv/dag) (Diener m. fl., 2011b). Denna behandling av avfall med fluglarver kan ske småskaligt eller i stor skala och behöver inte en avancerad infrastruktur, vilket gör den lämplig i låginkomst-, såväl som höginkomstländer (Lalander m. fl., 2017; Salomone m. fl., 2017). I ett flertal studier har det organiska avfallet reducerats i fluglarvskomposteringen med upp till 55 % på torrviktsbasis (Sheppard m. fl., 1994; Myers m. fl., 2008; Lalander m. fl., 2015) och i en studie omvandlat 11,8 % av torrsubstansen till larvbiomassa (Lalander m. fl., 2015). Fluglarvskompostering vid användande av husflugan är möjligt, men eftersom att den är en vektor till sjukdomsspridning tillkommer ett flertal risker och den vuxna larven är mindre än den amerikanska flugans larver vilket gör dem svårare att separera från substratet (Munoz och Rodriguez, 2015). Larverna blir ekonomiskt åtråvärda då de innehåller 36-48 % råprotein och 31-33 % fett av torrsubstansen beroende på deras föda, som kan användas till andra ändamål (Diener m. fl., 2011b), exempelvis till djurfoder då proteininnehållet är jämförbart med sojaböner (USDA, 2018). Resterna som kvarstår efter fluglarvskomposteringsprocessen kan användas som gödningsmedel då det fortfarande innehåller växtnäringsämnen (Čičková m. fl., 2015), vilket visas i studien av Lalander m. fl. (2015) då koncentrationen av fosfor och kväve ökade i behandlingsresterna jämfört med innan genomförd behandling. Behandlingen minskade mängden patogener som *Salmonella* spp. och virus i avfallet. Om behandlingsresterna ska användas som gödselmedel rekommenderar Lalander m. fl. (2013) och Čičková m. fl. (2015) att behandlingen kompletteras med en ytterligare efterbehandling, exempelvis ammoniakhygenisering eller termofil kompostering för att säkerställa fullständig avlägsning av patogener. Behandlingsresterna kan även användas till att producera biogas då innehållet av lättillgängligt organiskt material fortfarande är högt efter fluglarvskomposteringen (Lalander m. fl., 2017).

Beroende på vad för typ av avfall som larverna äter innehåller de olika mängd fett och protein (Nguyen m. fl., 2015). I en studie gjord av Nguyen m. fl. (2015) undersöktes olika typer av dieter som den amerikanska vapenflugans larver föddes upp och de fann att larven som fötts upp i fisk och hushållsavfall var jämfört energimässigt med hönsfoder. Larverna uppfödda i gödsel och vegetabiliska avfall innehöll mindre fett och protein. I fluglarvskomposteringen som behandlade vegetabiliskt avfall hade högst materialreduktion, högre än materialreduktionen från hönsfodret och nästan dubbelt så hög som matavfallet. Men larverna tog längre tid på sig att nå prepuppastadiet och var mindre jämfört med larverna uppfödda i hönsfoder (Nguyen m. fl., 2015). De olika substraten undersöktes med målet att producera de bästa larverna, så att de kan användas för foderproduktion.

2.4.1 Produkter

Vegetabiliska proteinkällor för djurfoder, så som foder gjort på soja, innehåller oftast inte tillräckligt med vissa specifika aminosyror, exempelvis metionin och lysin (Friedman och Brandon, 2001), som behövs för en bra tillväxt av biomassan hos djuren och behöver då kompletteras med syntetiska aminosyror eller fiskmjöl. Dessa aminosyror (lysin, metionin, tryptofan, treonin, cystein och valin) finns tillgängliga i prepuppan och i högre koncentration än i foder gjort på soja, vilket möjliggör att larverna skulle kunna ersätta djurfoder gjort på soja. Det i sin tur skulle kunna leda till att efterfrågan på soja skulle minska och mindre soja behöver då odlas (Surendra m. fl., 2016). Det har rapporterats att sojaprodukter bidrar till att stora landtycker ockuperas av sojaodlingar, konsumerar mycket vatten och energi samt bidrar till klimatförändringar (Mungkung m. fl., 2013; Sánchez-Muros m. fl., 2014). En indirekt koppling kan finnas mellan sojaodlingar och skogsavverkningen men som behöver undersökas närmare. Skogsavverkningen drivs på av expansionen av boskapsuppfödning medan sojaodlingar ersätter tidigare betesmarker vilket indirekt gör att nya betesmarker etableras någon annanstans och bidrar med skogsavverkningen (Barona m. fl., 2010). Genom att minimera skogsavverkningen skulle utsläpp av CO₂ som tillförs till atmosfären vid nedhugning av träden minska.

Vad gäller användning av fiskmjöl i djurfoder så skulle det kunna ersättas med amerikanska vapenflugans larver då mycket av den fisk som används till fiskmjöl kan direkt ätas av människor istället för att ta en omväg via grisar och fjäderfän där 100 kg foder (som innehåller fiskmjöl) omvandlas till cirka 20-25 kg kyckling och 13-17 kg fläskkött (Göteborgs Universitet, 2016). Då regleringar stramas åt för att genomdriva ett hållbart fiske kommer det bli svårt att öka produktionen i takt med att efterfrågan på kött ökar (Strömblom och Nord, 2010). I ett flertal studier har slutsatserna kunnat dras att foder gjort på fluglarver kan ersätta konventionella proteiner och fetter (St-Hilaire m. fl., 2007; Sealey m. fl., 2011; Kroeckel m. fl., 2012).

2.4.2 Klimatpåverkan

Klimatet påverkas bland annat av mängden växthusgaser i atmosfären (IPCC, 2013). Väldigt lite är känt om växthusgasutsläppen från fluglarvskompostering, speciellt i någon större skala samt med vegetabiliska avfall. I flera livscykelanalyser använder de generell data för insekter (Smetana m. fl., 2016; Halloran m. fl., 2016; Mondello m. fl., 2017). I tidigare studier gällande växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering med den amerikanska vapenflugan testade Erlöv (2018) tre olika behandlingar i liten skala av materialet som i slutändan inte visade någon signifikant skillnad sinsemellan. De studerade gaserna var CO₂, CH₄, N₂O och NH₃. Väldigt låga halter av N₂O uppmättes och av NH₃ uppmättes inga halter alls, vilket gjorde att de viktiga gaserna under denna behandling var CO₂ och CH₄ som också bidrog med en väldigt liten mängd. Jämförelsevis med aerob

kompostering var utsläppen från fluglarvskomposteringen mindre totalt sett för samtliga gaser, men det kan bero på en ofullständig nedbrytning av materialet och således kommer det tillkomma utsläpp för en fortsatt nedbrytning (Erlöv, 2018; Lalander m. fl., 2017). Då det finns bristande kunskaper om hur mycket NH₃ och växthusgaser som släpps ut under denna process finns behovet av mer utförliga studier.

Energibehovet för att kunna ha fluglarvskompostering med den amerikanska vapenflugan i Sverige är något att ha i åtanke då detta måste ske vid temperaturen på cirka 28°C året om, vilket är en negativ aspekt med denna behandling som behövs för att flugkolonin ska producera larver. Då värme produceras under behandlingen är det viktigt att ha välisolerade lokaler där behandlingen sker för att minska behovet av extern energi för att värma upp lokalerna. I behandlingsprocessen är det ventilationen som behöver extern energi för vattenbortförsel (Johannesdottir, 2017). Om värmen inte förs bort genom ventilationen och att lokalen är välisolerad är det väldigt lite externa energi som behövs (Kubilay och Kucska, 2018).

Det som är positivt är att denna behandling producerar foder och gödningsmedel vilket gör att produktionen av konventionellt foder och mineralgödsel kan undvikas i en större utsträckning. Detta genom att använda larverna som foder istället för den nuvarande foderproduktionen och på så vis minska trycket på nya produkter och istället återvinna i detta fall matavfall. Att det är möjligt att producera foder från fluglarvskomposteringsprocessen medför en minskning av växthusgaserna som skulle ha genererats under produktionen av foder och mineralgödsel, som istället ersätts med fluglarver och fluglarvskompost.

Fluglarverna passar även till att göra biodiesel av då de innehåller cirka 67 % mättade fettsyror och cirka 13 % fleromättade fettsyror (av total mängd fettsyror) beroende på vad de fötts upp i, vilket medför en lägre viskositet och högre oxidativ stabilitet som är åtråvärt för kvalitativ biodiesel (Surendra m. fl., 2016). Biodieseln producerad från den amerikanska vapenflugans larver har densitet- och flampunktsvärden som befinner sig inom de rekommenderade värdena (Li m. fl., 2011). Sådana möjligheter för alternativa produkter är förmånliga då larvbiomassan inte kan användas i näringskedjan.

2.5 VEGETABILISKT MATAVFALL

Det är förbjudet att utfodra produktionsdjur med animaliska biprodukter enligt artikel 22.1.b i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1774/2002 och flugan anses vara ett produktionsdjur då det hålls, göds och föds upp av människan. Det är dock tillåtet att föda upp produktionsdjur på vegetabilier, men det behövs information om vad som bäst kan tillgodogöra fluglarvernas behov för bästa resultat i tillväxt. Enligt Liland m. fl. (2017) så behöver fluglarverna föda med minst 7 % protein för att få en tillräcklig tillväxt

och överlevnad i jämförelse med tillväxten och överlevnadsgraden från larverna uppfödda på kontrollmaterialet i studien. Grönsaker som innehåller mest protein är bland annat broccoli, med 3,5 g per 100 g, och majscolvar, med 3,88 g per 100 gram. Apelsinskal innehåller 3,7 g fibrer per 100 g, broccoli 3,1 g per 100 g och blomkål 2,33 g per 100 g (Livsmedelsverket, 2018). Allt protein är inte lättillgängligt och även den höga fiberhalten i grönsaker gör att substratet kan behöva genomgå en förbehandling för att göra näringen mer tillgänglig för larverna.

2.5.1 Förbehandling

Förbehandling av apelsinskal, broccoli och blomkål som är de substrat som används i denna studie, antas nödvändig att genomföras för att göra näringsinnehållet i dessa substrat mer lättåtkomliga. De förbehandlingar som testades var med svamp och med ammoniumlösning.

Svamp, Trichoderma reesei

Svampen som användes till förbehandlingen var av arten *Trichoderma reesei*, vilken har visat sig kunna bryta ner cellulosa och lignin (Haddadin m. fl., 2009). Enzymerna som utsöndras från svamparna gör att cellulosa och lignin kan fermenteras och bidra med ett substrat som potentiellt skulle kunna fluglarvskomposteras vilket skulle möjliggöra att substratet med höga halter cellulosa och lignin skulle kunna fluglarvskomposteras (Haddadin m. fl., 2009; Katongole m. fl., 2017).

Ammonium

Vissa substrat innehåller mindre protein än vad fluglarverna behöver, vilket gör att en förbehandling med ammonium skulle kunna vara fördelaktig för processen på grund av ammoniakassimilering. Det har tidigare visats att ammoniakassimilering gör att mikroorganismer kan omvandla olika former av kvävekällor till mikrobiella proteiner och andra mer tillgängliga substanser i substratet (Wang och Tan, 2013). Ammoniumbehandling av substrat påverkar även cellulosan i substratet och hur nedbrytbar den är (Mittal m. fl., 2011). Kvävesubstanserna samt produkterna från cellulosan skulle potentiellt kunna bli tillgängliga för larverna vilket är av extra stor vikt vid behandling av kvävefattiga substrat med högt cellulosainnehåll.

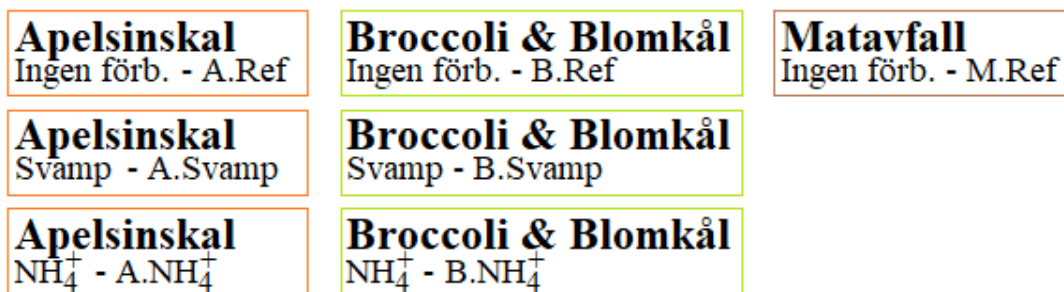
3 METOD

3.1 MATERIAL

Det vegetabiliska matavfallet; apelsinskal, broccoli och blomkål, som användes i experimenten kom från Grönsakshallen Sorunda i Stockholm. På Eskilstunas avfallshanteringsanläggning hade matavfallet från hushållen i Eskilstunas kommun malts ner innan det transporterades och användes i experimenten. De amerikanska vapenflugslarverna togs från en existerande koloni som kontinuerligt drivits på SLU sen 2015 (Uppsala, Sverige). Plastbackarna som användes till förbehandling och behandling av matavfallet hade en innerarea på 36,5x56,2 cm² och en höjd på 11,5 cm, kallade behandlingsbackar, som staplades på varandra i en vagn med 3 cm mellanrum. Gasmätningarna utfördes genom att använda kammarteknik, för det användes en låda anpassad för att omsluta en behandlingsback som hade en volym med behandlingsback i på 51,8 dm³, kallade mätlådor.

3.2 EXPERIMENTELLT UPPLÄGG

På det vegetabiliska matavfallet utfördes förbehandlingar och ett försök av respektive substrat utan förbehandling och benämningar som används i rapporten för varje försök kan ses i figur 2. Matavfallet genomgick ingen förbehandling då det redan visat sig vara ett substrat som fungerar effektivt att behandlas med fluglarvskompostering. Försöket gjordes i triplikat.



Figur 2: En grafisk representation av det experimentella upplägget. Substraten apelsinskal, broccoli och blomkål samt matavfall fluglarvsbehandlades. Benämningen av de förbehandlade och icke förbehandlade substraten visas under substratet till höger.

3.3 EXPERIMENTELL UPPSTÄLLNING

Förbehandlingarna och behandlingarna av substratet gjordes i ett växthus, där temperaturen reglerades till 30°C. Förbehandlingsbackarna stod isolerade i en inkubator placerad i rummet. Behandlingsbackarna stod i rummet för att minimera risken att svamp, som användes i förbehandlingarna, spreds innan behandlingarna satts igång. Behandlingarna krävde även en högre ventilationseffektivitet än vad som kunde uppnås i inkubatorn för att torka ut substratet tillräckligt för att separera larverna från behandlingsresten. Substratet behandlat med ammoniumlösning förvarades i förslutna plastpåsar i backarna för att försöka hålla kvar så mycket som möjligt av den flyktiga ammoniak. Varje behandling utfördes i triplikat.



Figur 3: Bild av förbehandlingsbackar med svamp och ammonium staplade i en vagn i inkubator.

3.3.1 Förbehandlings

En testomgång med urea som kvävekälla gjordes för att undersöka ifall det skulle vara en möjlig lösning och på så vis undvika hantering av 24,5 % ammoniumlösning som är mer riskabelt än att hantera urea.

Urea som kvävekälla

För att undvika att använda starka lösningar som ammoniumlösning så valdes urea som ett alternativ. Urea tillsattes till de malda apelsinskalen (även vatten hade blandats in i de malda apelsinskalen) så att ammoniumkoncentrationen (NH_4^+) skulle vara 1 % efter att all urea hade brutits ner (appendix 7.1). Mätning av pH gjordes innan tillsättning av urea, direkt efteråt, efter 24 h och även efter 4 dagar. Urea bryts ner till ammonium (NH_4^+) och HCO^- och OH^- , vilket höjer pH. Det finns även en balans mellan oladdad NH_3 och jonen NH_4^+ där högre pH genererar mer NH_3 som är flyktigt och evaporerar. Förtesten visade ingen skillnad mellan provet med tillsatt urea och kontrollen. Inget utslag av ammonium kan bero på att urean inte omvandlades till ammonium antingen på grund av att enzymet ureas som möjliggör detta inte finns i substratblandningen med apelsinskal eller för att det låga pH-värdet i apelsinskalen hämmade enzymets förmåga att bryta ner urean till ammonium.

Ammoniumlösning som kvävekälla

En ammoniumlösning på 24,5 % blandades med de malda apelsinskalen så att en koncentration av total ammoniumkväve på 1 % uppnåddes (appendix 7.2). Efter 20 min av tillsatt ammoniumlösning ökade pH från 3,7 till 10,6 och 24 h senare var pH 10,5. Detta visade på en lyckad tillsättning av NH_4^+ .

Apelsinskalen förvarades 6 d i 15°C innan malning medan blomkålsblandningen förvarades i upp till 9 d. Förvaringstiderna berodde på förberedelser med att mala substrat och igångsättning av experiment. Med en Robot-Coupe, modell Blixer 4 V.V (Frankrike) maldes 60 kg apelsinskal och 60 kg blomkålsblandning (mer blomkål än broccoli). Det malda apelsinskalet och blomkålsblandningen förvarades 0 till 3 d i -10 till -5°C utomhus av praktiska skäl innan tillsättning av svamp och NH_4^+ utfördes. Materialet tillsattes till desinfekterade behandlingsbackar och förvarades i cirka 30°C. Substratprover till mätning av våtvikt, torrsvikt och glödförlust togs innan förbehandlingen sattes igång. Ammoniumförbehandlat material vars pH var högre än 8 justerades med svavelsyra innan behandlingen med larver påbörjades (appendix 7.2).

3.3.2 Mängd larver

Till varje behandlingsback tillsattes cirka 15 000 minilarver. En larvmedelvikt bestämdes genom att i tre omgångar väga en liten mängd larver (cirka 100 stycken) och räkna dess antal. Medelvikten multiplicerades sedan med antal önskade minilarver som tillsattes till substratet i varje behandlingsback.

3.3.3 Matning

Under förbehandlingen vägdes cirka 5 kg substrat för varje behandlingsback, där antingen svamp eller ammoniumlösning tillsattes. Detta gjordes tre gånger för respektive förbehandling med ett mellanrum på 3-5 dagar, för att substratet skulle förbehandlas i cirka två veckor innan behandlingarna påbörjades med larverna, se figur 4. Vid uppstart av behandlingen hälldes larverna i substratet, medan substratet i de andra två matningarna lades över i den första lådan utan omrörning. Detta utfördes för samtliga behandlingar.

Substrat	Vecka 1	Vecka 2	Vecka 3	Vecka 4	Vecka 5	Vecka 6	Vecka 7	Vecka 8	Dagar (f.b)	Dagar (b)
Apelsin	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange					27
A.Svamp	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	16	31
A.NH ₃	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	16	35
B&B		Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön	Grön		28
B.Svamp		Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	14	23
B.NH ₃		Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	Blå	16	30
Matavfall						Brun	Brun	Brun		17

Figur 4: Schema över hur länge förbehandlingar (röd och blå) varade samt när förbehandling startades för substraten som senare blev matning 1, 2 och 3 (mörkare färgerna av röd och blå) och över hur länge behandlingar (orange, grön och brun) pågick samt när matning av substrat till larver och gasmätningar skedde (de mörkare färgerna av orange, grön och brun). Sista gasmätningen är markerad med lila. Varierande tider på grund av praktiska skäl och hur väl substratet torkade.

3.4 ANALYS

3.4.1 Provtagning

Inför varje matning togs prover för vikt, torrsubstans, glödförlust och pH. För våtvikt, torrsubstans och glödförlust togs ett medelvärdesprov från fem punkter i varje respektive back, medan pH togs från tre punkter från varje respektive back i ett samlat medelvärdesprov. Detta gjordes eftersom substraten var inhomogena. När behandlingen avslutats och larverna separerats från behandlingsresten togs tre prover av våtvikt, torrsubstans och glödförlust från respektive behandlingsback. Ett medelvärdesprov togs från respektive back för pH från fem punkter i varje behandlingsback.

Gasmätningarna under förbehandlingen för respektive substrat utfördes så fort som substratet vägts upp i backarna och ytterligare en gasmätning gjordes en vecka senare. Under behandlingen med fluglarver gjordes gasmätningarna innan första matningen (undantag för apelsinskal utan förbehandling där mätningarna gjordes cirka 18 h efter att larverna tillsattes i backarna), andra matningen och tredje matningen. Sista mätningen gjordes mellan 7 till 21 (en upp till 25) dagar efter tredje matningen, beroende på hur välbearbetat matavfallet var samt om larverna börjat bli prepuppor. För en överblick av mätningsschema, se figur 4.

3.4.2 Larver

Efter avslutad behandling separerades larverna från behandlingsresten och båda vägdes separat. Antalet larver uppskattades med tre delprov (cirka 100 stycken) som resulterade i en medelvikt per larv. I de fall då behandlingsresten inte kunde separeras (oförbehandlat apelsinskal och apelsinskal förbehandlat med svamp) från larverna handplockades 100 larver slumpmässigt från behandlingsresten i varje behandlingsback och överlevnadsgraden antogs vara 100 % (avsnitt 3.4.3 ekvation (5)).

3.4.3 Uppmätning av torrsubstans och glödförlust

Substratet lades i skålar som vägdes utan substrat (m_{sk}), sedan med substratet, vilket utgjorde våtvikten (m_{vv}). Provet ställdes sedan in i en ugn på 60°C i 24 h (ibland längre av praktiska skäl) för att torkas ordentligt samtidigt som risken för att bränna bort flyktiga organiskt material är låg vid den temperaturen jämfört med standarden som är på 105°C (ASTM D2216, 1998). Efter torkningen mättes torrsubstansen (TS, m_{ts}). Inom två veckor förbrändes proverna för bestämning av glödförlusten (VS) i en förbränningsugn. För att så lite som möjligt av materialet skulle förgås i en för snabb uppvärmning följdes en temperaturprofil där ugnen värmdes upp till 250°C i 2 h och sedan upp till 550°C i 4 h enligt SS-EN 14755:2009. När ugnen återfått en temperatur mellan 80 till 100°C mättes vikten av aska (m_a). För att TS och VS skulle kunna mätas i larverna frös de ner först innan de torkades i ugnen. Fraktionen TS beräknades genom att dividera massan torrsubstans med massan våtvikt. Fraktionen VS beräknades genom att massan aska subtraherades från massan torrsubstans och differensen dividerades med massan torrsubstans.

3.4.4 Mätning av pH

För pH-mätning spädde 5 g substrat med 45 ml avjoniserat vatten. Provet omskakades och hölls i rumstemperatur i minst 30 min innan pH mättes med pH-elektrod (PHM210, MeterLab®, Radiometer, Köpenhamn) kopplad till en tvåstegs-kalibrerad Inolab level 1 pH-meter med en mätosäkerhet på $\pm 0,005$ pH-enheter.

3.4.5 Gasmätningar

För mätning av gasproduktion under fluglarvskompostering lades backarna var för sig i en större upp- och nedvänd låda på 51,8 l, som försetts med en gummikork från vilken gasen togs ut och med ett luftinsläpp, se figur 5. Luftinsläppet utgjordes av en slang med 3 mm i diameter och med en längd på cirka 1 m, för att inte skapa något undertryck under gasmätningen. Som tätning av lådan användes vatten som tillfördes i kanterna på locket där lådans egen tyngd skapade ett tätt lager. I lådan placerades en batteridrivna portabel fläkt (Rubicon mini fan, Kjell & Co Elektronik AB, Sverige) för att säkerställa luftomblandningen i mätlådan. Mätningen utfördes med en kanyl som stacks igenom gummikorken. Kanylen var kopplad till ett reagensrör som i sin tur var kopplad till en pump (Gas Detector, Kitagawa, Japan) när mätningarna av CO_2 och NH_3 gjordes. För mätningarna av CH_4 och N_2O kopplades kanylen till en 60 ml BD Plastipak spruta där gasen sedan överfördes till en 20 ml injektionsflaska med huvudstråle (Perkin Elmer) som var fyllt med N_2 , med lufttätt lock. Koncentrationen av CH_4 och N_2O mättes senare i en gaskromatograf (Perkin Elmer Clarus 500, USA) med flamjonisationsdetektor (FID) och värmekonduktivitetsdetektor (TCD). Gasmätningarna påbörjades så fort som möjligt efter att mätlådan förslutits, efter cirka 20 min och efter cirka 1 h. Exakt tid noterades för varje mätning. Vid varje mätning togs 1-3x100 ml för CO_2 respektive för NH_3 , samt 2x60 ml för mätningar av CH_4 och N_2O . Luftutspädningen kompenseras i beräkningarna (avsnitt 3.4.4).



Figur 5: Bild på gasmätning av CO₂ från apelsinskal med reagensrör kopplat till en pump (Kitagawa Gas Detector).

Vid nästan varje gasmätning tog sig larverna ut från substratet, se figur 6. För att så få larverna som möjligt skulle försvinna ur behandlingsfasen samlades de upp efter att gasmätningarna var gjorda, genom att borsta ner larverna på locket av mätlådan med en mjuk målarborste för att sedan spolas av och samlas upp i en sil för att sedan återföras till behandlingsbacken.



Figur 6: Bild på larver som tagit sig ut ur backen under gasmätning.

3.5 BERÄKNINGAR OCH ANTAGANDEN

3.5.1 Massbalans

Mängden vatten i massbalansuträkningen antogs komma från substratet och från eventuellt tillsatt vatten innan matning skedde ($m_{H_2O.sx}$) och antogs antingen tas upp av larverna ($m_{H_2O.lx}$), bli kvar i behandlingsresten ($m_{H_2O.br}$) eller evaporeras samt respireras bort ($m_{H_2O.evapx}$). Massbalansen för vatten kan uttryckas som ekvation (1) där index x symboliserar vilket substrat som behandlats.

$$m_{H_2O.sx} = m_{H_2O.lx} + m_{H_2O.br} + m_{H_2O.evapx} \quad (1)$$

Massbalansen för VS beräknades på samma sätt som massbalansen för vatten, där termen för evaporation och respiration endast utgörs av respiration och kan uttryckas som:

$$m_{VS.sx} = m_{VS.lx} + m_{VS.br} + m_{VS.respx} \quad (2)$$

där mängden organiskt material i massbalansuträkningen antogs komma från substratet ($m_{VS.sx}$) och antogs antingen tas upp av larverna ($m_{VS.lx}$), blev kvar i behandlingsresten ($m_{VS.br}$) eller respireras bort ($m_{VS.respx}$).

3.5.2 Materialreduktion och bioomvandlingsfaktor

Materialreduktionen (Red_{TS}) beräknades på torrviktsbasis enligt:

$$Red_{TS} = \left(1 - \frac{m_{brx} \cdot TS_{brx}}{m_x \cdot TS_x} \right) \cdot 100 \quad (3)$$

där m_{brx} och TS_{brx} är våtvikt respektive TS av behandlingsresten, m_x och TS_x är våtvikt respektive TS av substratet.

Bioomvandlingsfaktorn (BOF) från substrat till biomassa i larverna beräknades på torrviktsbasis enligt:

$$BOF = \left(\frac{m_{TS,l}}{m_{TS,s}} \right) \cdot 100 \quad (4)$$

där $m_{TS,l}$ är massan TS i larverna och $m_{TS,s}$ är massan TS i substratet.

3.5.3 Överlevnadsgrad

Överlevnadsgraden ($k_{öv}$) beräknades genom att utifrån den totala slutmängden av larver ta tre prover och få fram ett medelvärde för larvvikten. Den totala vikten av alla larverna dividerades med medellarvvikten för att bestämma hur många larver som var kvar efter avslutad behandling ($n_{l,slut}$). Det initiala värdet av larver ($n_{l,start}$) var cirka 15 000 larver. Överlevnadsgraden beräknades enligt:

$$k_{öv} = \left(\frac{n_{l,slut}}{n_{l,start}} \right) \quad (5)$$

3.5.4 Totala gasmängdsutsläpp efter behandling

Den faktiska gaskoncentrationen beräknades enligt:

$$C_{orig} = \left(\frac{C_{mix} \cdot V_n}{V_{orig}} - \frac{C_{tills} \cdot V_{tills}}{V_n} \right) \cdot \frac{V_n}{V_{orig}} \quad (6)$$

där C_{orig} är den utspädda koncentrationen i mätlådan, C_{mix} är den uppmätta koncentrationen och C_{tills} är den koncentrationen i luften som kommit in i mätlådan. Det antogs att volymen expanderade med tillskottet av luften så V_n är volymen av V_{orig} och V_{tills} tillsammans, där V_{orig} är volymen av lådan och V_{tills} är volymen av luften som kommer in i mätlådan.

Koncentrationerna som uppmättes angavs i % för CO₂ och i ppm för NH₃, N₂O och CH₄ som beräknades om till en annan koncentration (C) av gasen i luften [g/m³] enligt:

$$C = (c_x - c_{luft}) \cdot M_x \cdot \frac{V_m}{1000} \quad (7)$$

där CO₂ koncentrationerna räknades om till ppm innan ekvation (7) användes. Molvolymen (V_m) beräknades till 24,466 m³/kmol med de rumsliga förhållandena, c_x är den uppmätta gaskoncentrationen, c_{luft} är gaskoncentrationen i luften den dagen och M_x är molvikten för respektive gas.

Gasflödet (G) [g/min] beräknades enligt:

$$G = \frac{F}{V_l} \quad (8)$$

där V_l är volymen luft i mätlådan med behandlingslådan inuti och F är flödet [g/(m³ min)] som beräknades med hjälp av en inbyggd linjär regressionsfunktion i Excel (2013, Microsoft, USA), där endast lutningen användes. Då gasflödet blev negativt eller koncentrationerna var nära luftkoncentrationen (CO₂ 0,05-0,15 %, NH₃ 1-10 ppm, N₂O 0,26-0,55 ppm och CH₄ 1,79-3,44 ppm) utanför lådan sattes dessa gasflöden till noll.

För att beräkna den totala gasmängden som släppts ut under förbehandling och behandling användes trapetsregeln. Trapetsregeln används för att beräkna arean under varje mätpunkt av gasflödet (Holman, 2011).

De kumulativa gasutsläppen presenteras med förlusten av torrsubstansmängden. Torrsubstansmängden mättes endast i början och i slutet av behandlingen och har därmed antagits förändras linjärt under behandlingen. Nytt substrat tillsattes under två tillfällen under behandlingen och i beräkningen antogs allt substrat tillsättas i början utav behandlingen (avsnitt 4.6).

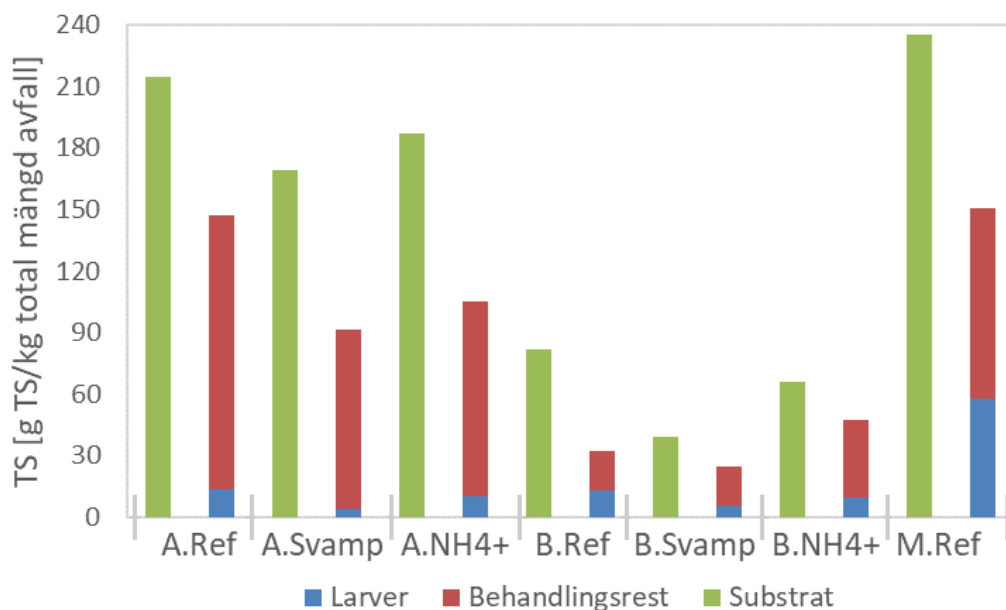
3.5.5 Statistisk analys

För att utvärdera de olika behandlingsresultaten och respektive förbehandling samt behandling användes tvåsidigt ANOVA test med 95 % konfidensintervall för de substrat som genomgått en förbehandling då förbehandlingen och behandlingen kunde användas som två olika faktorer (tvåsidigt) baserat på triplikaterna. Ensidigt ANOVA test användes för de olika substraten som endast genomgått behandlingen. Utvärderingarna gjordes inom behandling (skillnad före och efter) och emellan behandlingarna för materialreduktion, bioomvandlingsfaktor, överlevnadsgrad och gasemissioner. Alla analyser gjordes i Excel (2013, Microsoft, USA).

4 RESULTAT

4.1 TORRSUBSTANS OCH GLÖDFÖRLUST

Den initiala mängden av torrs substans (TS), mängden TS i larver och i behandlingsrester efter avslutad behandling visas i figur 7. Blomkålsblandningen hade låg torrs substanshalt i det ursprungliga materialet jämfört med apelsinskal. Torrs substans och glödförlust (VS) i ursprungligt material under förbehandling och behandling samt i larver och behandlingsrester visas i tabell 1. I samtliga behandlingar reducerades VS. Alla förbehandlingar, behandlingar, larver, behandlingsrester var signifikant olika varandra mellan olika substrat och inom substratet.



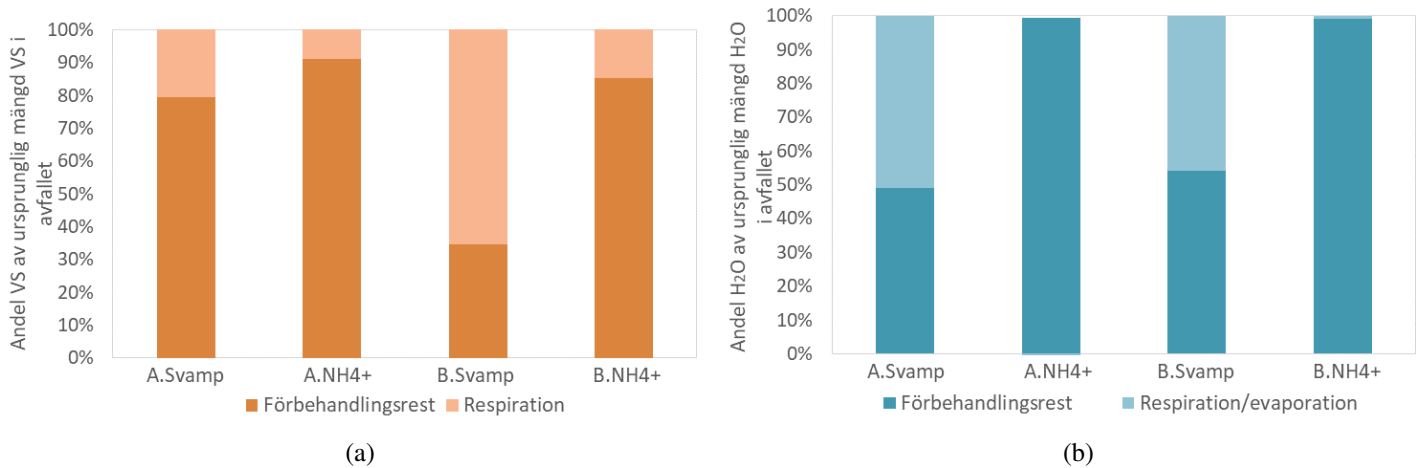
Figur 7: Initialvärden av torrs substansen (TS) [g TS/kg total mängd avfall] innan behandlingen (värden efter förbehandlingen för de material som förbehandlats) för samtliga substrat och TS fördelat i larver samt behandlingsrest efter behandlingen.

Tabell 1: TS och VS i början av förbehandling (f.b.) och behandling, samt i larver och behandlingsrest efter avslutad behandling. Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Förbehandling		Behandling		Larver		Behandlingsrest	
	TS [% av tot. vikt]	VS [% av TS]	TS [% av tot. vikt]	VS [% av TS]	TS [% av tot. vikt]	VS [% av TS]	TS [% av tot. vikt]	VS [% av TS]
Apelsinskal								
Ingen f.b.			21,5 ± 0,6	96,8 ± 0,7	25,4 ± 1,2	90,0 ± 0,2	31,8 ± 2,7	95,0 ± 0,2
Svamp	21,1 ± 1,5	96,6 ± 0,3	32,6 ± 9,9	94,9 ± 1,9	23,6 ± 1,0	87,7 ± 1,8	37,5 ± 4,6	92,5 ± 0,2
NH ₄ ⁺	21,6 ± 0,9	96,9 ± 0,3	18,8 ± 1,2	96,5 ± 0,6	24,3 ± 2,0	88,0 ± 0,8	52,8 ± 4,5	94,2 ± 0,2
Blomkålsblandning								
Ingen f.b.			8,20 ± 1,01	87,4 ± 2,5	19,5 ± 1,4	83,0 ± 1,6	29,7 ± 4,9	70,5 ± 0,6
Svamp	8,24 ± 1,00	87,4 ± 2,8	12,3 ± 3,8	71,1 ± 3,2	35,3 ± 2,6	77,3 ± 2,1	86,9 ± 1,9	57,5 ± 1,1
NH ₄ ⁺	8,60 ± 0,74	89,5 ± 1,1	6,80 ± 1,07	87,5 ± 3,1	23,9 ± 2,7	86,8 ± 0,9	15,0 ± 4,5	76,9 ± 1,8
Matavfall								
Ingen f.b.			23,5 ± 0,8	88,6 ± 2,3	40,6 ± 0,9	83,6 ± 0,1	69,2 ± 3,1	82,4 ± 0,4

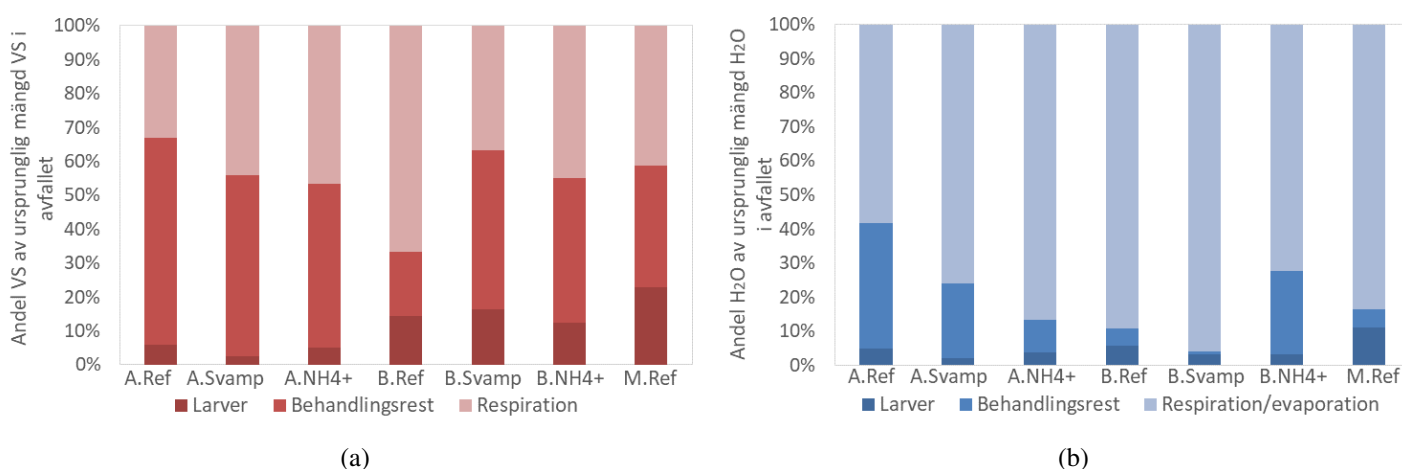
4.2 FÖRDELNING AV MATERIAL

För samtliga förbehandlingsrester som förbehandlats med NH_4^+ återfanns det mesta av det organiska materialet och vattnet i substratet. Förbehandlingsresterna som förbehandlats med svamp, förlorade mer av det organiska materialet och vattnet än det förbehandlat med NH_4^+ , se figur 8.



Figur 8: Grafisk representation av fördelningen av a) organiskt material (VS) och b) vatten i förbehandlingsresten för apelsinskal (A) och blomkålsblandningen (B).

För samtliga behandlingar av apelsinskal så fanns det mest organiskt material kvar i behandlingsresten. I blomkålsblandningen som blivit förbehandlat med svamp fanns det mesta organiska materialet kvar i behandlingsresten och larverna men där fanns en större andel kvar i larverna jämfört med behandlingarna av apelsinskal, se figur 9a. Mest organiskt material fördelat i larverna skedde i behandlingen av matavfall. Mer än 50 % av vattnet i samtliga behandlingar respirerades eller evaporerades, se figur 9b. Apelsinskalskontrollen, apelsinskal förbehandlat med svamp och blomkålsblandningen som var förbehandlat med NH_4^+ hade mer vatten kvar i behandlingsresten än de andra behandlingarna.



Figur 9: Grafisk representation av fördelningen av a) organiskt material (VS) och b) vatten i behandlingsresten för apelsinskal (A), blomkålsblandningen (B) och matavfall (M) (förbehandlingen ej inkluderad).

4.3 MATERIALREDUKTION

För samtliga förbehandlingar och behandlingar hade en större reduktion procentuellt baserat på VS än på TS, se tabell 2. Blomkålsblandning förbehandlat med svamp hade en högre TS och VS reduktion under förbehandlingen än under behandlingen, till skillnad från de resterande som hade störst reduktion under behandlingen. Kontrollen av blomkålsblandningen hade liknande totalreduktion som den förbehandlade blomkålsblandningen, vilket betyder att den oförbehandlade blomkålsblandningen reducerades mer under behandlingen än den förbehandlade blomkålsblandningen. Apelsinskalskontrollen hade lägre reduktion under behandlingen och totalt sätt jämfört med det förbehandlade materialet, se tabell 2.

Tabell 2: Materialreduktion baserat på TS och VS av det ursprungliga materialet under förbehandling och behandling var för sig och det totala samt behandlingstiden i dagar. Förbehandlingen med NH_4^+ gjordes inte i tripplikater, därför ingen standardavvikelse. Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Förbehandling			Behandling			Totalt		
	Red _{TS} [%]	Red _{VS} [%]	Antal dagar	Red _{TS} [%]	Red _{VS} [%]	Antal dagar	Red _{TS} [%]	Red _{VS} [%]	Antal dagar
Apelsinskal									
Ingen förb.				37,5 ± 3,2 ^b	38,7 ± 3,1 ^b	27	37,5 ± 3,2 ^a	38,7 ± 3,1 ^a	27
Svamp	17,9 ± 15,7 ^b	20,2 ± 15,3 ^b	16	44,6 ± 9,8 ^b	45,9 ± 9,7 ^b	31	58,7 ± 4,5 ^a	60,7 ± 4,2 ^a	47
NH_4^+	9,6 ^b	10,3 ^b	16	50,4 ± 3,1 ^b	51,6 ± 3,1 ^b	35	85,5 ± 0,6 ^a	85,9 ± 0,7 ^a	51
Blomkålsblandning									
Ingen förb.				76,7 ± 0,9 ^a	81,2 ± 0,5 ^a	28	76,7 ± 0,9 ^a	81,2 ± 0,5 ^a	28
Svamp	62,9 ± 5,6 ^a	65,0 ± 5,0 ^a	14	41,0 ± 9,6 ^a	52,2 ± 8,9 ^a	23	77,0 ± 1,4 ^a	85,0 ± 1,4 ^a	37
NH_4^+	13,0 ^a	14,3 ^a	16	50,9 ± 4,6 ^a	57,1 ± 5,3 ^a	30	86,6 ± 0,6 ^a	88,5 ± 0,8 ^a	46
Matavfall									
Ingen förb.				60,8 ± 1,0 ^c	63,9 ± 0,9 ^c	17	60,8 ± 1,0 ^c	63,9 ± 0,9 ^c	17

^aSignifikant olik inom substrat och övriga substrat

^bSignifikant olik övriga substrat men ej inom substrat

^cSignifikant olik övriga substrat

4.4 BIOOMVANDLINGSAKTOR

Bioomvandlingsfaktorn (BOF) är det avfall som blivit till larvbiomassa under behandlingen. Förbehandlingsresten (F.rest) är det som är kvar av avfallet efter förbehandlingen och som inte brutits ner eller omvandlats. Behandlingsresten var mindre för det som förbehandlats med svamp än med NH_4^+ . Baserat på TS var BOF för behandlat material störst i samtliga substrat när det inte blivit förbehandlat, se tabell 3. Totala BOF avser hur mycket av det ursprungliga substratet, innan det genomgått en förbehandling, blivit till larvbiomassa. Samtliga bioomvandlingsfaktorer var högre för det oförbehandlade substratet och utav dem var det matavfallet som fick högst faktor och apelsinskalkskontrollen lägst.

Tabell 3: Bioomvandlingsfaktor (BOF) baserat på TS och VS. Förbehandlingen med NH_4^+ gjordes inte i triplikater, därför ingen standardavvikelse. Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Förbehandling		Behandling		Totalt	
	F.rest _{TS} [%]	F.rest _{VS} [%]	BOF _{TS} [%]	BOF _{VS} [%]	BOF _{TS} [%]	BOF _{VS} [%]
Apelsinskal						
Ingen förb.			6,18 ± 1,82 ^a	5,74 ± 1,66 ^a	6,18 ± 1,82	5,74 ± 1,66
Svamp	82,0 ± 15,7 ^b	79,8 ± 15,3 ^b	2,66 ± 0,88 ^a	2,49 ± 0,85 ^a	1,95 ± 0,38	1,78 ± 0,37
NH_4^+	90,4	^b 89,7	5,42 ± 0,66 ^a	4,95 ± 0,65 ^a	1,60 ± 0,21	1,46 ± 0,21
Blomkålsblandning						
Ingen förb.			15,2 ± 1,1 ^b	14,4 ± 1,5 ^b	15,2 ± 1,1	14,4 ± 1,5
Svamp	37,1 ± 5,6 ^a	35,1 ± 5,0 ^a	15,0 ± 1,1 ^b	16,3 ± 1,0 ^b	6,13 ± 0,97	5,38 ± 0,77
NH_4^+	87,0	^a 85,7	12,4 ± 4,7 ^b	12,2 ± 4,6 ^b	3,49 ± 1,47	3,38 ± 1,42
Matavfall						
Ingen förb.			24,3 ± 0,9 ^c	22,7 ± 0,9 ^c	24,3 ± 0,9	22,7 ± 0,9

^aSignifikant olik inom substrat och övriga substrat

^bSignifikant olik övriga substrat men ej inom substrat

^cSignifikant olik övriga substrat

4.5 ÖVERLEVNADSGRAD

Larver uppfödda i matavfall var störst medan de uppfödda i apelsinskal förbehandlat med svamp var minst, se tabell 4. Larver uppfödda i apelsinskal var mindre än de uppfödda i övriga substrat. Larverna uppfödda i kontrollsubstraten var större än de i behandlingarna, för både apelsinskal och blomkålsblandningen. I två fall kunde inte larverna separeras från avfallet och överlevnadsgraden kunde därmed inte beräknas. Överlevnadsgrad högre än 100 % visar att de tillsatta minilarverna vid behandlingens start var fler än 15 000 stycken.

Tabell 4: Överlevnadsgrad och storlek på larver efter avslutad behandling av avfall. Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Överlevnadsgrad, $k_{\text{öv}}$ [%]	Storlek, larver [mg/larv]
Apelsinskal		
Ingen förb.	-	50 ± 12 ^b
Svamp	-	18 ± 4 ^b
NH ₄ ⁺	96,0 ± 4,5 ^a	43,0 ± 0,2 ^b
Blomkålsblandning		
Ingen förb.	62,8 ± 4,0 ^c	108 ± 8 ^b
Svamp	28,1 ± 14,6 ^c	61 ± 23 ^b
NH ₄ ⁺	55,7 ± 25,0 ^c	72 ± 12 ^b
Matavfall		
Ingen förb.	104 ± 6 ^a	141 ± 5 ^d

^aSignifikant olika blomkålsblandningen

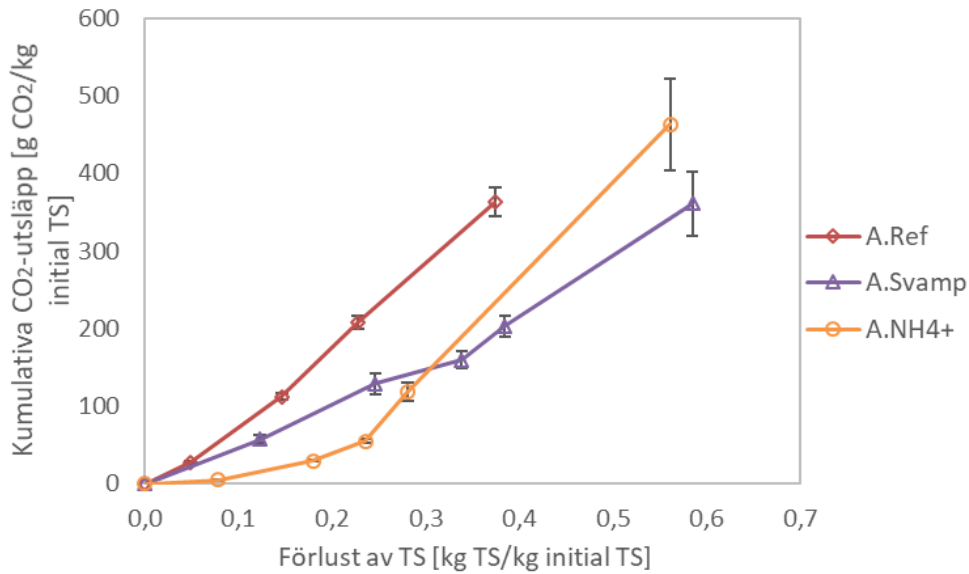
^bSignifikant olik inom substrat och övriga substrat

^cSignifikant olik övriga substrat men ej inom substrat

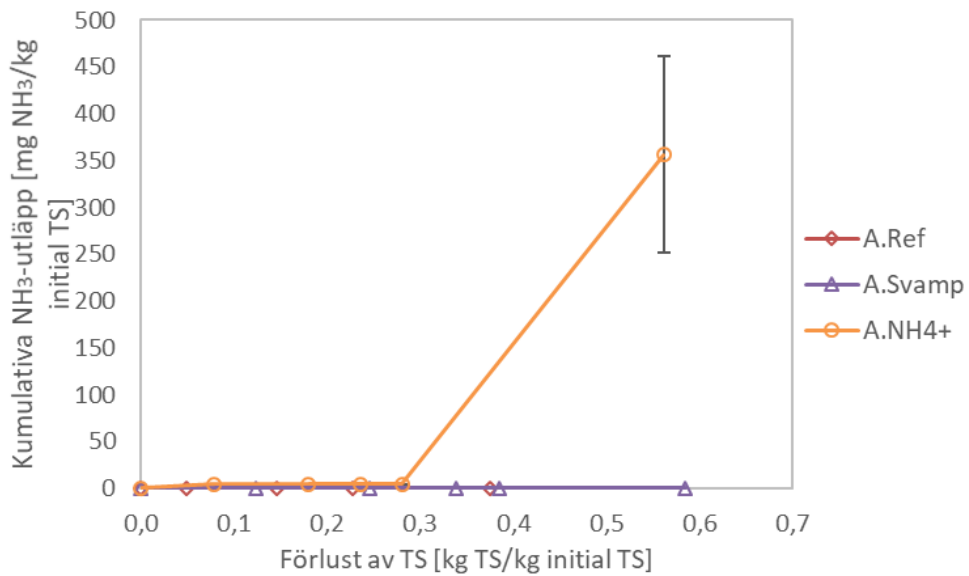
^dSignifikant olik övriga substrat

4.6 GASEMISSIONER

Förlusten av torrsubstansen för apelsinskal, blomkålsblandningen och matavfall ökade med tiden för alla behandlingar. Koldioxidutsläppen visas i relation till förlusten av torrsubstans som antogs vara linjär med experimenttiden, se figur 10-18. I samtliga behandlingar av apelsinskal var utsläppshastigheten högst av CO₂ i slutet av behandlingen per förlust av TS (mellan tredje sista mätningen och andra sista mätningen då lutningen är brantare), se figur 10. Kontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp hade inga mätbara NH₃ utsläpp. Apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ hade utsläpp av NH₃ och högst utsläpp skedde under slutet av behandlingen, se figur 11. Förlusten av torrsubstansen representerar förlorad TS genom respiration och omvandling till larvbiomassa.

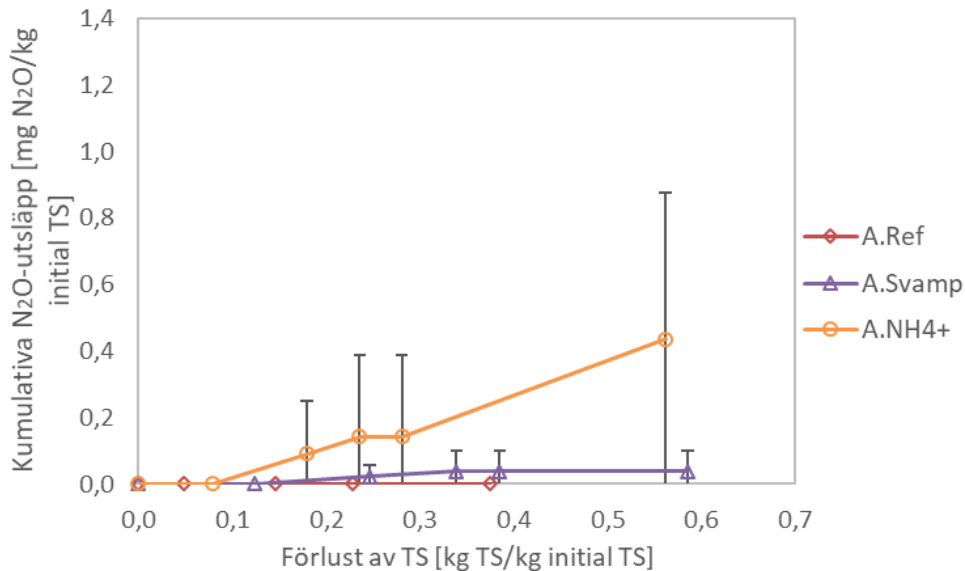


Figur 10: De kumulativa gasutsläppen [g/kg initial TS] av CO₂ under förbehandling och behandling av apelsinskal i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningpunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

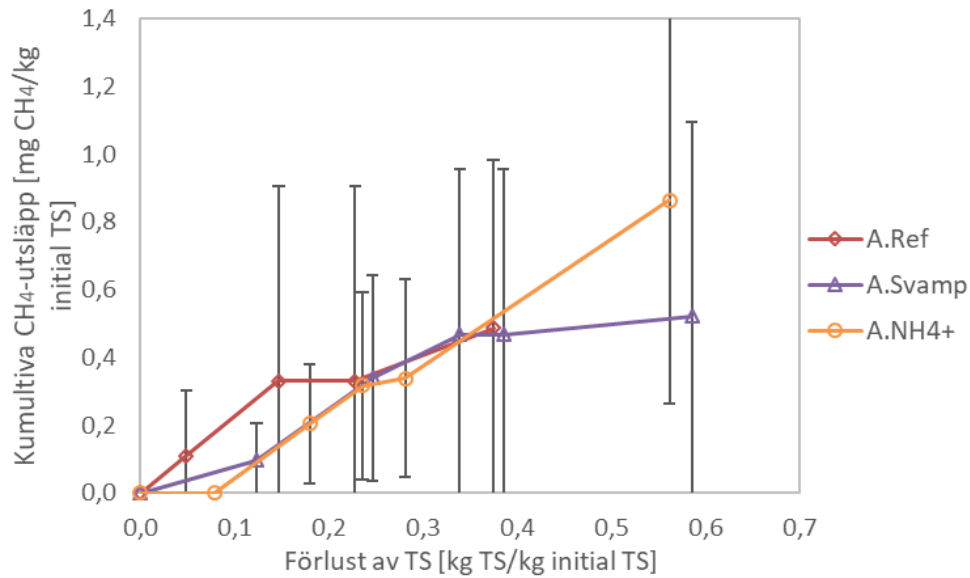


Figur 11: De kumulativa gasutsläppen [mg/kg initial TS] av NH₃ under förbehandling och behandling av apelsinskal i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningpunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

Apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ hade störst utsläpp av N_2O totalt sätt, följt av apelsinskal förbehandlat med svamp. Kontrollen släppte inte ut några mätbara flöden av N_2O . Standardavvikelserna för båda förbehandlingarna var stora på grund av att det i de svampförbehandlade apelsinskalen var ett av triplikaten som hade mätbara flöden av N_2O , medan det i apelsinskalen förbehandlat med NH_4^+ var ett av triplikaten som inte hade några mätbara flöden av N_2O , se figur 12. Metanemissionerna för apelsinskal förbehandlat med svamp och apelsinskalskontrollen var nästan lika stora medan apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ var något högre. Standardavvikelserna varierade mycket för samtliga behandlingar varav kontrollen och de svampförbehandlade apelsinskalen bestod av ett triplikat utan mätbara flöden av CH_4 , medan utsläppen för apelsinskalen förbehandlade med NH_4^+ varierade mycket, se figur 13. Förlusten av torrsubstansen representerar förlorad TS genom respiration och omvandling till larvbiomassa.

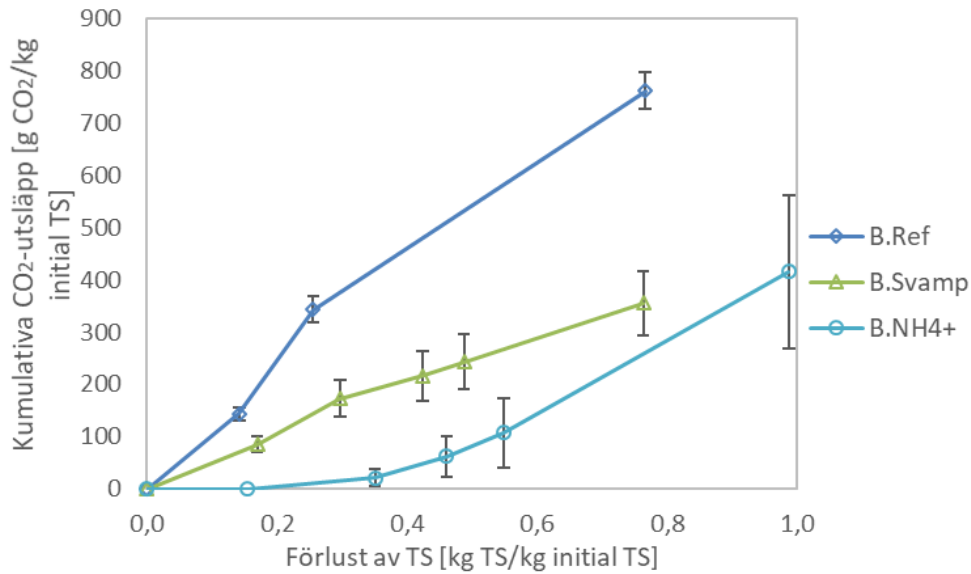


Figur 12: De kumulativa gasutsläppen [mg/kg initial TS] av N_2O under förbehandling och behandling av apelsinskal i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningpunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

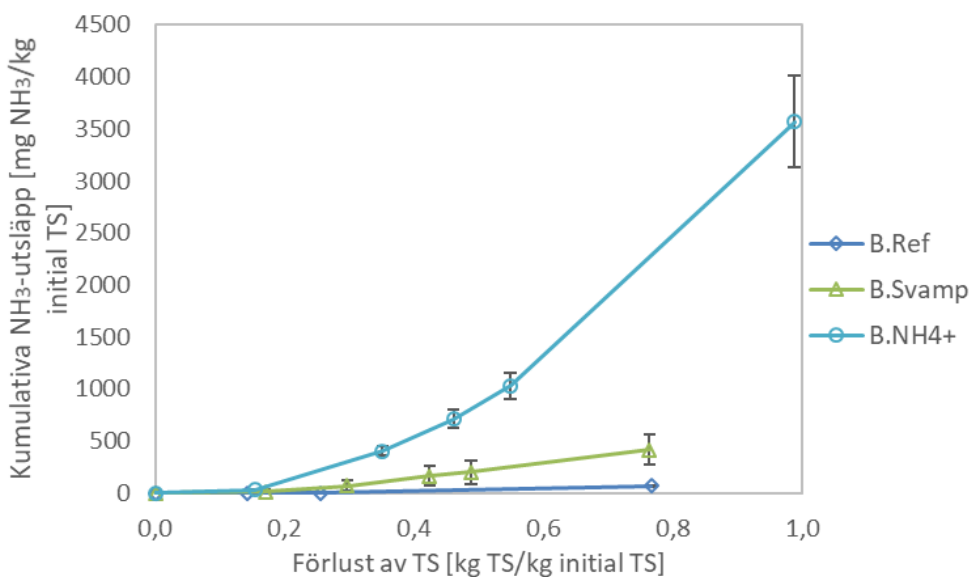


Figur 13: De kumulativa gasutsläppen [mg/kg initial TS] av CH₄ under förbehandling och behandling av apelsinskal i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningspunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

Blomkålsblandningskontrollen hade högst utsläpp av CO₂ och därefter blomkålsblandningen förbehandlat med NH₄⁺, se figur 14. Blomkålsblandningen förbehandlat med NH₄⁺ hade högst utsläpp av NH₃ och högst torrsubstansförlust medan kontrollen hade minst utsläpp, se figur 15. Förlusten av torrsubstansen representerar förlorad TS genom respiration och omvandling till larvbiomassa.



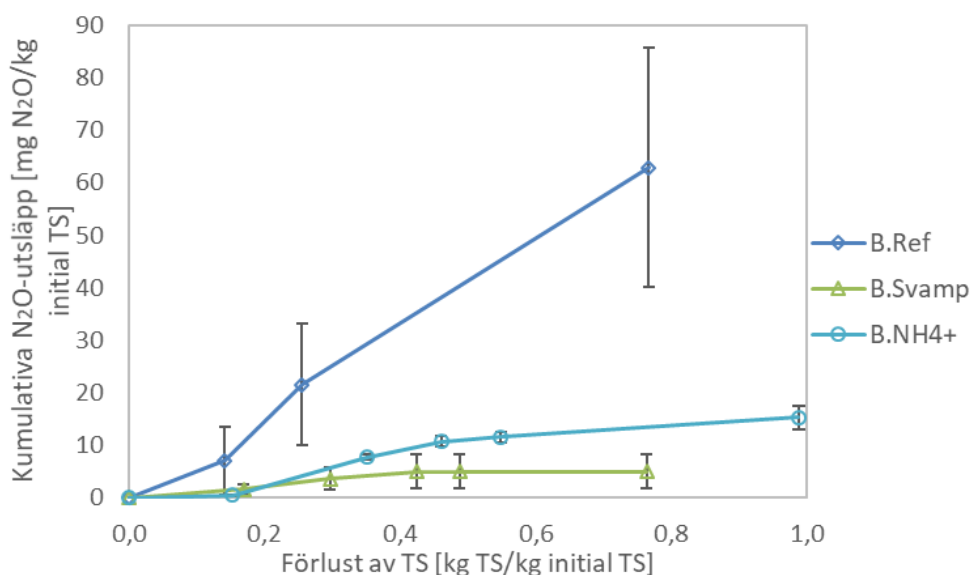
Figur 14: De kumulativa gasutsläppen [g/kg initial TS] av CO₂ under förbehandling och behandling av blomkålsblandningen i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningpunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.



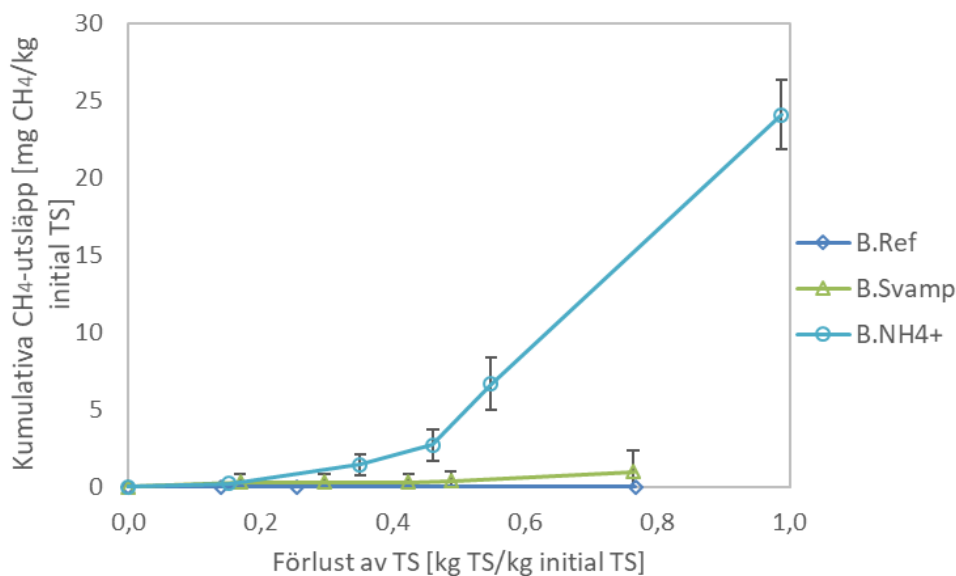
Figur 15: De kumulativa gasutsläppen [mg/kg initial TS] av NH₃ under förbehandling och behandling av blomkålsblandningen i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningpunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

Kontrollen av blomkålsblandningen släppte ut mer N₂O än båda förbehandlingarna, där förbehandlingen med svamp hade minst utsläpp. Standardavvikelsen för kontrollen var

så stor på grund av att en av triplikaterna hade högre utsläpp av N_2O än de andra två, medan de andra behandlingarnas triplikater var lika varandra i mängd utsläpp, se figur 16. Utsläppen av CH_4 var låga för kontrollen och det förbehandlat med svamp, men blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ hade högre utsläpp jämfört med de andra behandlingarna, se figur 17. Förlusten av torrsubstansen representerar förlorad TS genom respiration och omvandling till larvbiomassa.

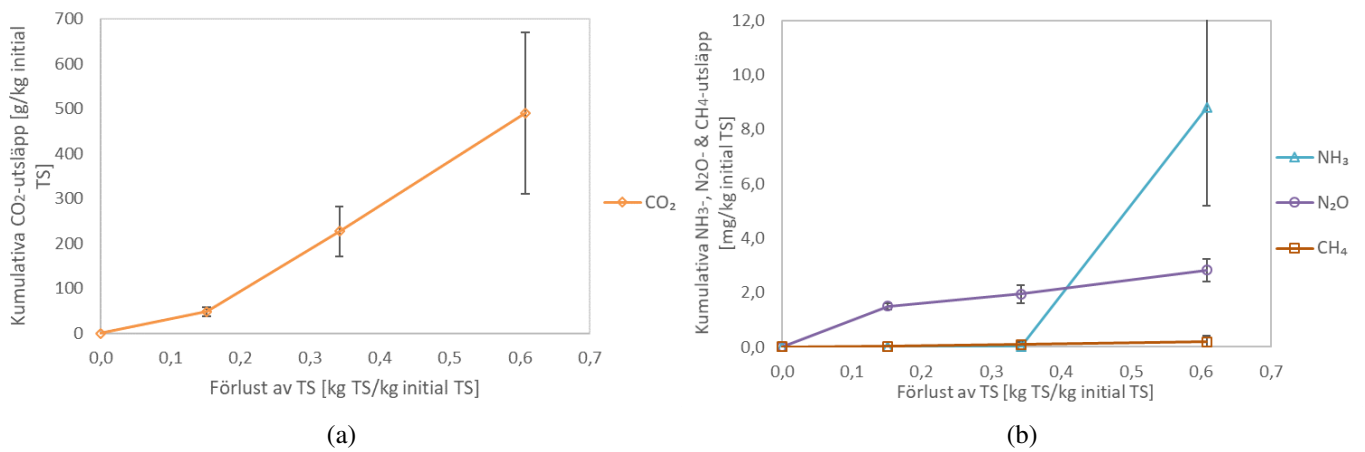


Figur 16: De kumulativa gasutsläppen [mg/kg initial TS] av N_2O under förbehandling och behandling av blomkålsblandningen i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningspunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.



Figur 17: De kumulativa gasutsläppen [mg/kg initial TS] av CH₄ under förbehandling och behandling av blomkålsblandningen i relation till förlusten av torrsubstansen i substratet. Förbehandlingen avslutades efter tredje mätningpunkten och larverna tillsattes därefter. Felstaplarna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

Under behandlingen av matavfall släpptes mer CO₂ och NH₃ ut under slutet av behandlingen, se figur 18a och b. Standardavvikelseerna för utsläppen av CO₂ varierade mycket på grund av att en av triplikaterna hade högre utsläpp än de andra två. För utsläppen av NH₃ så hade ett av triplikaten lägre utsläpp än de andra två, vilket ledde till stora standardavvikelser. Låga utsläpp av N₂O skedde under behandlingen och väldigt låga halter av CH₄ mättes, se figur 18b. Förlusten av torrsubstansen representerar förlorad TS genom respiration och omvandling till larvbiomassa.



Figur 18: De kumulativa gasutsläppen av a) CO₂, b) NH₃, N₂O och CH₄ under behandling av matavfall jämfört med hur förlusten av torrsubstansen i substratet förändrats. Felstap-larna representerar standardavvikelsen av triplikaterna.

Högst utsläpp av NH₃, N₂O och CO₂ för apelsinskal hade det som förbehandlats med NH₄⁺, se tabell 5. Högst utsläpp av CH₄ för apelsinskal hade de som förbehandlats med svamp. Samtliga behandlingar av blomkålsblandningen hade höga utsläpp av N₂O, varav kontrollen hade högst av alla substrat. Högst utsläpp av NH₃ och CH₄ hade blomkålsblandningen gentemot alla substrat. Kontrollen av blomkålsblandningen hade högst utsläpp av CO₂ jämfört med alla substrat. Matavfallet hade varken högst eller lägst utsläpp av några utav de uppmätta gaserna. Signifikansen mellan behandlingarna jämfördes mellan de som genomgått en förbehandling och de som inte genomgått en förbehandling för sig samt respektive gas separat, se tabell 5.

Tabell 5: Totala gasutsläpp under hela behandlingen av apelsinskal, blomkålsblandningen och matavfall per initial torrsubstansmängd. Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Totala gasutsläpp				
	Exp. längd [dagar]	CO ₂ [kg/kg TS]	N ₂ O [mg/kg TS]	CH ₄ [mg/kg TS]	NH ₃ [g/kg TS]
Apelsinskal					
Ingen förb.	27	0,36 ± 0,02 ^f	0,0 ± 0,0 ^d	0,49 ± 0,50 ^a	0,0 ± 0,0 ^d
Svamp	47	0,36 ± 0,04 ^e	0,00 ± 0,06 ^c	0,52 ± 0,57 ^c	0,0 ± 0,0 ^b
NH ₄ ⁺	51	0,46 ± 0,06 ^e	0,43 ± 0,44 ^c	0,86 ± 0,60 ^c	0,36 ± 0,10 ^b
Blomkålsblandning					
Ingen förb.	28	0,76 ± 0,03 ^f	63 ± 23 ^d	0,0 ± 0,0 ^a	0,066 ± 0,002 ^d
Svamp	37	0,36 ± 0,06 ^e	5 ± 3 ^b	1,0 ± 1,4 ^b	0,41 ± 0,14 ^b
NH ₄ ⁺	46	0,42 ± 0,15 ^e	15 ± 2 ^b	24 ± 2 ^b	3,57 ± 0,44 ^b
Matavfall					
Ingen förb.	17	0,49 ± 0,18 ^a	2,8 ± 0,4 ^d	0,2 ± 0,2 ^a	0,009 ± 0,004 ^d

^aEj signifikant olik övriga substrat

^bSignifikant olik inom substrat och övriga substrat

^cSignifikant olik övriga substrat men ej inom substrat

^dSignifikant olik övriga substrat

^eEj signifikant olik inom substrat eller övriga substrat

^fSignifikant olik övriga substrat men ej matavfall

Högst CO₂-ekvivalentutsläpp med och utan CO₂ hade kontrollen av blomkålsblandningen, se tabell 6. Lägst CO₂-ekvivalentutsläpp utan CO₂ hade apelsinskalskontrollen och med CO₂ var lägsta utsläppet från substraten förbehandlade med svamp. Jämfört mot mängd CO₂-ekvivalentutsläpp per mängd larver från avslutad behandling var utsläppen från matavfallet lägst och svampbehandlat apelsinskal högst. Signifikansen mellan behandlingarna jämfördes mellan de som genomgått en förbehandling och de som inte genomgått en förbehandling för sig samt respektive kolumn separat.

Tabell 6: Totala gasutsläpp under hela behandlingen av apelsinskal, blomkålsblandning och matavfall per initial torrsubstansmängd omberäknade till CO₂-ekvivalenter över en 100-årsperiod (IPCC, 2013). Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Totala gasutsläpp			
	CO ₂ -ekv. <i>N₂O och CH₄</i> [g CO ₂ /kg TS]	CO ₂ -ekv. <i>Totalt</i> [kg CO ₂ /kg TS]	CO ₂ -ekv. <i>N₂O och CH₄</i> [g CO ₂ /kg larver]	CO ₂ -ekv. <i>Totalt</i> [kg CO ₂ /kg larver]
Apelsinskal				
Ingen förb.	0,017 ± 0,017 ^d	0,37 ± 0,02 ^f	0,08 ± 0,09 ^d	1,6 ± 0,5 ^{*a}
Svamp	0,029 ± 0,025 ^c	0,36 ± 0,40 ^e	0,39 ± 0,34 ^c	4,5 ± 0,9 ^{*b}
NH ₄ ⁺	0,16 ± 0,13 ^c	0,46 ± 0,06 ^e	0,80 ± 0,59 ^c	2,4 ± 0,4 ^b
Blomkålsblandning				
Ingen förb.	19 ± 7 ^d	0,78 ± 0,04 ^f	24 ± 9 ^d	1,00 ± 0,04 ^a
Svamp	1,5 ± 0,9 ^b	0,36 ± 0,06 ^e	8,5 ± 4,1 ^c	2,1 ± 0,8 ^c
NH ₄ ⁺	5,3 ± 0,6 ^b	0,43 ± 0,15 ^e	14 ± 8 ^c	0,99 ± 0,16 ^c
Matavfall				
Ingen förb.	0,58 ± 0,10 ^d	0,50 ± 0,18 ^a	0,97 ± 0,21 ^d	0,82 ± 0,24 ^a

*Antog 100 % överlevnad

^aEj signifikant olik övriga substrat

^bSignifikant olik inom substrat och övriga substrat

^cSignifikant olik övriga substrat men ej inom substrat

^dSignifikant olik övriga substrat

^eEj signifikant olik inom substrat eller övriga substrat

^fSignifikant olik övriga substrat men ej matavfall

5 DISKUSSION

5.1 PÅVERKAN PÅ FLUGLARVSKOMPOSTERING

5.1.1 Materialreduktion

Materialreduktionen på TS-basis var låg för apelsinkontrollen och apelsin förbehandlat med svamp, med 38 respektive 59 %, vilket var signifikant mindre jämfört med apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ och alla behandlingar av blomkålsblandningen vars reduktion var högre, på 76-86 % (tabell 2). Jämförs dessa resultat, inklusive matavfallet med 61 % reduktion, med tidigare studiers resultat så är det endast apelsinskalskontrollen som hade låg reduktion. Tidigare studier har använt sig av en högre mängd mat per larv och dag än i denna studie och fått materialreduktioner på TS-basis till 37-43 % för kycklingfoder där olika mängder substrat testades (Diener m. fl., 2009), 57-65 % för matavfall (Johannesdottir, 2017) och 55 % för en blandning av grisgödsel, hundmat och avföring från människor (Lalander m. fl., 2015). Torrsubstanshalten var ungefär densamma i samtliga behandlingar, på cirka 20 %, förutom för kycklingfodret som hade en halt på 40%, vilket kan vara anledningen till en lägre reduktion. Matavfallet från denna studie och från Johannesdottir (2017) genomfördes under liknande förhållanden och hade även liknande materialreduktion. Det var väntat att reduktionen för apelsinskalskontrollen skulle vara låg då den inte genomgått någon förbehandling och apelsinskalets innehåll är otillgängligt för larverna. Materialreduktionen för apelsinskalskontrollen var ändå högre än om apelsinskal genomgått rötning istället, då den endast skulle vara 20-27 % på VS-basis (Damayanti m. fl., 2017). Något som inte var väntat var att samtliga behandlingar av blomkålsblandningen totalt sett hade en högre reduktion på TS-basis än vad som påvisats för matavfall i denna och tidigare studier (Diener m. fl., 2009; Lalander m. fl., 2015; Johannesdottir, 2017). Det kan ha att göra med att torrsubstanshalten i blomkålsblandningen var mycket lägre än för matavfallet och därmed användes det upp mer av larverna procentuellt sett i blomkålsblandningen, det vill säga att det inte fanns lika mycket TS per larv i blomkålsblandningen (tabell 1). Med hänsyn endast till materialreduktionen fungerade förbehandlingen med NH_4^+ för båda substraten bäst jämförelsevis med de andra behandlingarna, där apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp hade lägst materialreduktion. Eftersom kontrollen av blomkålsblandningen hade samma totala reduktion som det förbehandlat med svamp så verkar den förbehandlingen vara verkningslös för blomkålsblandningen.

Materialreduktionen på VS-basis under förbehandlingen med svamp var 20 % för apelsinskal och 65 % för blomkålsblandningen. Detta är inte något som är önskvärt under förbehandlingen då materialreduktionen önskas vara så låg som möjligt. Materialreduktionen under förbehandlingen bidrar till att mindre organiskt material finns kvar till larverna. Något positivt med förbehandlingen med svamp av blomkålsblandningen var att det

torkade ut substratet från TS 8,6 % till 12 %, vilket bidrar till minskad risk av anaeroba förhållanden i substratet (tabell 1). Behandlingen av oförbehandlat apelsinskal varade kortare tid än för de förbehandlade apelsinskalen, men den avslutades på grund av att larverna började bli prepuppor i apelsinskalskontrollen vilket tyder på att de inte hittade mer föda eftersom de fortfarande var små i jämförelse med larverna uppfödda på matavfallet. Den höga totala materialreduktionen i substraten förbehandlade med NH_4^+ berodde antagligen på den mikrobiella aktiviteten som gynnades av den tillsatta ammoniumlösningen.

5.1.2 Bioomvandlingsfaktor

Bioomvandlingsfaktor på TS-basis låg mellan 2,7-24 % och var högst i matavfallet, vilket var väntat då det i tidigare studier om fluglarvskompostering av matavfall hade bioomvandlingsfaktor på 32 % (Johannesdottir, 2017) och 35 % (Lalander m. fl., 2017). Denna skillnad kan bero på att i studien gjord av Johannesdottir (2017) var TS 16 % och VS 83 %, medan de i denna studie var TS 24 % och VS 87 % medan då samma mängd larver och liknande mängd matavfall tillsattes under behandlingen. I studien gjord av Lalander m. fl. (2017) var både TS och VS högre än i denna studie medan reduktionen av VS var högre i denna studie. Det överensstämmer inte med hypotesen att bioomvandlingsfaktor ökar med ökad materialreduktion då den var 24 % i denna studie och 35 % i Lalander m. fl. (2017) medan antalet larver var högre i denna studie och mängden matavfall var ungefär densamma. Detta tyder på att den mikrobiella nedbrytningen gynnades mer i denna studie. Bioomvandlingsfaktorerna var lägre för de vegetabiliska substraten på 2,7-15 % och dessa kan jämföras med tidigare studiers resultat på 12 % då en blandning av gräsgödsel, hundmat och avföring från människor användes som substrat (Lalander m. fl., 2015) och på 15 % där olika mängd zink var blandat i matavfallet som påverkade bioomvandlingsfaktorn negativt (Diener m. fl., 2011a).

Det torrare svampförbehandlade blomkålsblandningen gynnade larverna och ledde till högre bioomvandlingsfaktor än kontrollen, på TS-basis var faktorerna väldigt lika och på VS-basis var bioomvandlingsfaktorn högre för det svampförbehandlade substratet än för kontrollen. Anledningen till varför bioomvandlingsfaktorn totalt sett var mindre för blomkålsblandningen förbehandlat med svamp än kontrollen var sannolikt på grund av den tidigare förlusten av organiskt material som skett under förbehandlingen, vilket lämnat mindre material blir kvar till larverna. Betraktas bara bioomvandlingsfaktorn under behandlingen var den i samma storleksordning för kontrollen och för svampförbehandlingen av blomkålsblandningen, vilket tyder på att trots förlust av organiskt material så omvandlades det som fanns tillgängligt till larvbiomassa i samma utsträckning som i kontrollen. Motsatt var det för apelsinskal förbehandlat med svamp som hade lägst bioomvandlingsfaktor under endast behandlingen sett och liknande som NH_4^+ totalt sett, båda med BOF lägre än apelsinskalskontrollen. Totalt sett var bioomvandlingsfaktorn för de

förbehandlade substraten nästan en tredjedel av kontrollernas bioomvandlingsfaktorer. I substraten förbehandlade med NH_4^+ var materialreduktionen högst (tabell 2), men den höga materialreduktionen speglades inte i bioomvandlingsfaktorn då den var minst för substraten förbehandlade med NH_4^+ totalt sätt vilket tyder på att larverna inte kunde tillgodose sig den tillsatta ammoniumlösningen. Det ammoniumlösningen istället möjliggjorde var bättre förhållanden för mikroorganismerna i substratet så att den mikrobiella nedbrytningsprocessen gynnades.

5.1.3 Vatteninnehåll och substratshöjdens påverkan

Vatteninnehållet i apelsinskal förbehandlat med svamp reducerades med nästan 50 % under förbehandlingen vilket inte gynnade larverna då vattenhalten låg på den optimala nivån på cirka 80 % innan förbehandlingen. Liknande skedde för blomkålsblandningen förbehandlat med svamp där cirka 50 % av vatteninnehållet reducerades vilket i detta fall var bra eftersom att det var blött från början med en vattenhalt på cirka 92 % (figur 8b). Vattenhalten för substraten som förbehandlades med NH_4^+ förändrades inte nämnvärt.

Vattenhalten i behandlingsresten var väldigt hög i apelsinskalskontrollen (68 %), apelsinskal behandlat med svamp (63 %) och blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ (85 %) jämfört med de andra behandlingarna (13-70 %, figur 9b och tabell 1). Denna skillnad i vattenhalt fanns trots att behandlingstiden inte skilde sig så mycket då apelsinskalskontrollen behandlades i 27 dagar, apelsinskal förbehandlat med svamp i 31 dagar (exklusive förbehandlingen), blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ i 30 dagar (exklusive förbehandlingen) medan de andra behandlingarna som gick att separera behandlades i 17-35 dagar. Den högre vattenhalten resulterade i att separeringen av larver och substrat med hjälp av silar inte kunde göras med apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp vilket gjorde det svårt att veta ifall det var färre larver i dessa behandlingar som kunde arbeta runt substratet och på så vis öka evaporationen. Enligt en studie gjord av Cheng m. fl. (2017) är en vattenhalt på mindre än 50 % optimal för att en separering ska kunna göras. Något som kan ha förhindrat apelsinskalen förbehandlat med svamp att torka till en högre grad var att det bildades en hård yta men att substratet inuti med larverna fortfarande var fuktigt till den grad att det inte kunde separeras och därmed hade substratet under den hårda ytan en högre vattenhalt än den som blev uppmätt. Varför kontrollen av blomkålsblandningen med 70 % vattenhalt kunde separeras men inte apelsinskalskontrollen med 68 % vattenhalt är oklart. Kan möjligtvis ha att göra med strukturen i substratet eller mängd fibrer.

Höjden av substraten är inget som noterades under försöken men det var inga större skillnader mellan behandlingarna som kunde uppskattas, förutom för de svampförbehandlade substraten där en reduktion av substratet tydligt kunde ses.

5.1.4 Antal larver och deras storleks påverkan

Anledningen till att antalet larver för blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ kunde uppskattas var för att efter att alla mätningar hade gjorts så fick behandlingsresten med larverna i torkas ut. Detta gjorde att larverna kunde växa mer, fler larver kan ha hunnit dö och ökade utsläpp av gaser skett, men det har inte tagits i beaktning i denna studie. Detta gjordes endast för att få en uppskattning på antalet larver som överlevt, vilket kan ha blivit underskattat på grund av de extra dagarna som behandlingen fick fortgå.

Storleken på larverna från kontrollen av blomkålsblandningen var signifikant större än dem från den förbehandlade blomkålsblandningen. Störst var larverna uppfödda i matavfallet, vilka var signifikant större än larverna i de andra substraten, vilket tyder på att matavfallet är ett substrat som bättre tillgodoser larvernas näringsbehov. Matavfallet hade även störst TS initialt, vilket gjorde att matningsdosen organiskt material per larv var större. Dessutom var överlevnadsgraden kring 100 %, vilket tyder på att substratet var optimalt i jämförelse med de andra substraten i denna studie. Storleken på larverna efter behandlingen var minst hos de uppfödda i apelsinskalet förbehandlat med svamp och de var signifikant mindre än larverna från de andra behandlingarna av apelsinskal.

5.1.5 Bästa behandlingen med avseende på materialreduktion, BOF och behandlingstid

Beroende på vad för resultat som önskas efter behandlingen finns olika tillvägagångssätt gällande förbehandling och substrat. För den bästa materialreduktionen ska förbehandling av NH_4^+ användas för både förbehandling av apelsinskal och blomkålsblandning. För att få den bästa bioomvandlingsfaktorn under behandlingen sätt (exklusive förbehandling) så ska apelsinskalen inte förbehandlas medan blomkålsblandningen bör förbehandlas med svamp. Då endast apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ kunde separeras behöver de andra två behandlingarna längre behandlingstid för att kunna separeras, vilket gör att ingen kan bedömas ha kortast behandlingstid. Kortaste behandlingstiden för blomkålsblandningen var det som förbehandlats med svamp. Men för den största bioomvandlingfaktorn samt kortaste behandlingstiden jämfört med övriga substrat i denna studie bör matavfall användas som substrat för larverna.

5.2 VÄXTHUSGAS- OCH AMMONIAKUTSLÄPP FRÅN FLUGLARVSKOMPOSTERING

Vid beräkningen av förlusten av torrsubstans i materialet inkluderades inte torrsubstansen i larverna, medan gaserna som uppmättes var utsläpp från både mikroorganismerna i substratet och från larverna.

5.2.1 Koldioxidutsläpp

Koldioxidutsläpp från fluglarvskompostering är biogen, vilket betyder att den kommer från den naturliga kolcykeln och att CO₂ tillförs med en liknande hastighet som den fångas upp från atmosfären. Sådana biogena material är exempelvis trä och biologiskt kommunalt avfall (USEPA, 2017; Bernstad och Jansen, 2012). Koldioxid som släppts ut i atmosfären representerar nyligen fångad CO₂ som inte påverkar den generella växthusgasbalansen i atmosfären och därmed har det inte någon påverkan på klimatet sett ur ett långsiktigt perspektiv (Ragauskas m. fl., 2006; Bernstad och Jansen, 2012). Oavsett om det har en neutral påverkan på växthuseffekten så är det viktigt att mäta dessa utsläpp för att bättre kunna redovisa växthusgasutsläppen trots att biogent CO₂ exkluderas när total GWP estimeras (Christensen m. fl., 2009).

Koldioxidutsläppen från kontrollerna av apelsinskal och blomkålsblandningen var signifikant olika varandra då blomkålsblandningen hade dubbelt så högt utsläpp (0,76 kg CO₂/kg initial TS) vilket sammanfaller med att kontrollen av blomkålsblandningen hade nästan dubbelt så hög materialreduktion (77 %) och dubbelt så hög bioomvandlingsfaktor (15 %) än vad apelsinskalskontrollen hade (tabell 5, 2, 3). Utsläppet av CO₂ från matavfallet (0,49 kg/kg initial TS) var inte signifikant olikt något utav de vegetabiliska substraten. Utsläppet från matavfallet var högre än utsläppet från apelsinkontrollen (0,36 kg CO₂/kg initial TS) men lägre än blomkålsblandningen, vilket inte speglas i storleksordningen av bioomvandlingsfaktorn där matavfallsbehandlingen hade högst (24,3 %, tabell 5, 3). Koldioxidutsläppen från matavfallet sammanfaller med resultatet av materialreduktionen då den var lägre än för kontrollen av blomkålsblandningen (77 %) och högre än för apelsinkontrollen (38 %, tabell 2). Bioomvandlingsfaktorn för apelsinskalskontrollen kunde ha väntats vara lägst och blomkålsblandningen högst för att ha följt samma storleksordning som materialreduktionen, vilket inte var fallet då bioomvandlingsfaktorn för matavfallet var högre än den för blomkålsblandningen. Det tyder på att larverna i matavfallet var mer aktiva än mikroorganismerna, jämfört med i de andra substraten. Behandlingen av matavfall hade stor standardavvikelse då det tredje triplikatet släppte ut cirka 1 kg mer CO₂ än de andra två triplikaten. Överlevnadsgraden från detta triplikat var högst, på 110 %, vilket indikerar att det var fler larver i det än i de andra två, vilket kan förklara skillnaden i mängd utsläpp av CO₂.

Jämförs de fyra förbehandlingarna av de två substraten så hade substraten förbehandlat med NH_4^+ högre utsläpp av CO_2 totalt sett än substratet förbehandlat med svamp, där apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ hade högst utsläpp (0,46 kg CO_2 /kg initial TS) och blomkålsblandningen förbehandlat med svamp hade lägst utsläpp (0,36 kg CO_2 /kg initial TS) inte bara av förbehandlingarna utan även jämfört med behandlingarna utan förbehandling (tabell 5). Att substraten förbehandlat NH_4^+ hade högre utsläpp av CO_2 än svampförbehandlingarna skulle kunna bero på att de pågick i fler dagar (figur 4). Ingen korrelation kunde ses mellan utsläppen och bioomvandlingsfaktorn för förbehandlingarna, då blomkålsblandningen förbehandlat med svamp hade högst bioomvandlingsfaktor följt av blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ , apelsinskal förbehandlat med svamp och lägst bioomvandlingsfaktor totalt sett hade apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ (tabell 3). Det verkade finnas ett större samband mellan materialreduktionen och utsläppen av CO_2 , då båda substraten förbehandlade med NH_4^+ hade högre reduktion (apelsinskal: 85 %, blomkålsblandning: 86 %) än de andra. Apelsinskal förbehandlat med svamp (59 %) hade lägst materialreduktionen jämfört med de andra förbehandlingarna (tabell 2). Under båda svampförbehandlingarna så skedde utsläpp av CO_2 under förbehandlingen på grund av svampens närvaro och nedbrytningsprocess, mer för blomkålsblandningen än för apelsinskal (figur 10 och 14). När fluglarvsbehandlingen började så var utsläppshastigheten högre för apelsinskal än för blomkålsblandningen, trots att de i slutändan släppte ut lika mycket CO_2 . Bioomvandlingsfaktorn och materialreduktionen var högre för den svampförbehandlade blomkålsblandningen än för apelsinskal förbehandlat med svamp vilket inte reflekteras i utsläppen av CO_2 som var av samma storleksordning. Detta visar på att svampförbehandlingen var mer effektiv för blomkålsblandningen än för apelsinskal.

Utsläppen av CO_2 var högst jämfört med de andra gaserna för samtliga behandlingar, vilket kan förväntas för en fungerande nedbrytningsprocess, något som också har visats i en tidigare studie som jämför aerob kompost och fluglarvskompostering (Perednia m. fl., 2017). I fluglarvskompostering påverkas nedbrytningsprocessen av larver och mikroorganismer, medan det i en aerob kompost är mikroorganismerna som står för nedbrytningen. Närvaron av larver under fluglarvskompostering påverkar mängden gasutsläpp så att mindre släpps ut gentemot om substratet endast skulle ha genomgått en aerob termofil kompostering (Perednia m. fl., 2017). Koldioxidutsläppen från larverna påverkas av mängd tillgänglig substrat för larverna och sjunker drastiskt när inget mer substrat finns tillgängligt. Det är svårt att veta hur mycket av koldioxidutsläppen som kom från larverna respektive mikroorganismerna, men under de behandlingar som hade stor materialreduktion och liten bioomvandlingsfaktor var det troligt att majoriteten av koldioxidutsläppen kom från mikroorganismerna. Detta gällde för både apelsinskal och blomkålsblandningen som förbehandlats med NH_4^+ , där den mikrobiella respirationen stod för ungefär 86 % respektive 83 % av den kombinerade respirationen (en approximation baserad på VS-

förlust genom materialreduktion och bioomvandlingsfaktorn). När både materialreduktionen och bioomvandlingsfaktorn var hög som exempelvis för matavfallet och kontrollen av blomkålsblandningen, så var det troligt att en högre proportion av CO₂-utsläppen kom från larverna.

Apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp hade liknande utsläpp av CO₂ (0,36 kg/kg initial TS) men apelsinskal förbehandlat med svamp hade en högre materialreduktion totalt sätt (38% respektive 59 %), en lägre bioomvandlingsfaktor än apelsinkontrollen totalt sätt (6 % respektive 2 %) och även under behandlingen vilket gäller värden på både TS- och VS-basis (tabell 5, 2, 3). Koldioxidutsläppen från apelsinskalet förbehandlat med svamp var inte lika proportionerlig mot VS och TS förlusten som för apelsinkontrollen, vilket tyder på att en större del av utsläppen kan ha kommit ifrån svampen, mikroorganismerna och mindre från larverna i denna behandling. Koldioxidutsläppshastigheten under förbehandlingen med svamp var högre än under början av behandlingen men ökade mer mellan nästsista och sista mätningen, vilket kan ha att göra med hur larverna växer och konsumerar substratet (figur 10). När larverna hade tillsatts till apelsinskalet efter förbehandlingen minskade utsläppshastigheten, för att långsamt öka och få liknande utsläppshastighet som apelsinkontrollen vilket kan bero på att larverna påverkade den mikrobiella aktiviteten när de tillsatts. Utsläppshastigheten från apelsinskalskontrollen förhöll sig relativt jämn under hela behandlingen och hade högre totalt utsläpp än apelsinskal förbehandlat med svamp. Apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ hade högre koldioxidutsläpp än de andra, samt en högre materialreduktion. Bioomvandlingsfaktorn bara under behandlingen var nästan lika hög för apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ som kontrollen, men totalt mindre eftersom att torrsbstans gått förlorad under förbehandlingen. Detta tyder på att denna förbehandling gynnar mikroorganismerna medan förhållandena för larverna blir något sämre jämfört med kontrollen, vilket inte var ett väntat resultat. Anledningen till att utföra en förbehandling var för att göra innehållet i apelsinskalet mer tillgängliga för larverna, men ingen av förbehandlingarna gjorde förhållandena bättre för larverna jämfört med kontrollen. Om apelsinskal behandlas med fluglarvskompostering behöver det förbehandlas men med annan typ av förbehandling än de som testats i denna studie. Apelsinskalet behöver förbehandlas då varken materialet får den bearbetning som det behöver och att larverna endast når en tredjedel av storleken som larverna som fötts upp på matavfall når. Som tidigare diskuteras kan larverna ha fått för lite föda då en viss mängd gick förlorat i förbehandlingen, vilket koldioxidutsläppen under förbehandlingarna påvisar (figur 10).

Kontrollen av blomkålsblandningen släppte ut mest CO₂ totalt sätt (0,76 kg/kg initial TS), medan blomkålsblandningen förbehandlat med svamp och NH₄⁺ hade liknande utsläpp (0,36 respektive 0,42 kg CO₂/kg initial TS, tabell 5). Blomkålsblandningen förbehandlat med svamp hade högre utsläppshastighet av CO₂ under förbehandlingen och när larver-

na tillsattes minskade utsläppshastigheten medan det för förbehandlingen med NH_4^+ var tvärtom, där utsläppshastigheten av CO_2 ökade successivt och var som högst i slutet av behandlingen. Den totala materialreduktionen visade inget samband med det totala utsläppet av CO_2 , då kontrollen (77 % reduktion) och blomkålsblandningen förbehandlat med svamp (76 % reduktion) hade liknande reduktion totalt sett medan det förbehandlat med NH_4^+ hade högre materialreduktion (86 %, tabell 2). Bioomvandlingsfaktorn under behandlingen var inte signifikant olik i någon utav behandlingarna av blomkålsblandningen. Totalt sett hade kontrollen störst bioomvandlingsfaktor och blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ minst, sannolikt på grund av förlusten under förbehandlingen. Detta visar i förbehandlingen med svamp att larverna stod för en större proportion av CO_2 -utsläppet än mikroorganismerna medan i förbehandlingen med NH_4^+ kom den större proportionen från mikroorganismerna, eftersom bioomvandlingsfaktorn inte reflekterades i det ökade utsläppet av CO_2 . Eftersom bioomvandlingsfaktorn var liknande under behandlingen för kontrollen och för det förbehandlade substratet kunde larverna tillgodose sig den näring som de behövde samtidigt som deras storlek efter avslutad behandling var mindre än för larverna från kontrollen (tabell 4). Detta kan bero på förlusten av torrsubstans i förbehandlingen och att larverna konsumerade allt under behandlingen. Om matningsdosen förbehandlat substrat hade ökats skulle larverna möjligtvis kunna uppnå samma storlek som larverna i kontrollen och på så sätt kanske även kunna bidra med en högre materialreduktion och mindre utsläpp av CO_2 , förutsatt att de lägre koldioxidutsläppen inte endast berodde på mindre larvaktivitet.

Förbehandlingarna med NH_4^+ hade förlust av TS trots små utsläpp av CO_2 under förbehandlingarna av båda substraten. Eftersom substraten låg i platspåsar under förbehandlingen kan anaeroba förhållanden uppstått, men även utsläpp av CH_4 och N_2O var små under förbehandlingen (figur 10, 12, 13). Antagandet att förlusten av TS var linjär verkar inte stämma lika väl för förbehandlingen som för fluglarvs behandlingen, men det skedde en förlust av TS under förbehandlingen fast den var mindre än det linjära antagandet angav. Platspåsarerna kan ha läckt gas, vilket då gett upphov till gasutsläpp som inte har mätts. Förbehandlingen med NH_4^+ för båda substraten resulterade i att storleken på larverna var signifikant mindre än för larverna i kontrollen, bioomvandlingsfaktorn var signifikant mindre än för kontrollen och materialreduktionen högre. En möjlig anledning till detta är att mikroorganismerna inte hade tid att göra en tillräcklig mängd protein tillgängligt för larverna under förbehandlingen. Eftersom det antagligen var anaeroba förhållanden i påsarerna gynnades mikroorganismerna som är aktiva under ammoniakassimilering (Wang och Tan, 2013; Wang m. fl., 2015). Förbehandlingen skulle möjligtvis behöva vara längre för att gynna larverna. Trots att substraten innehåller mycket cellulosa som ammoniumbehandlingen bidrar till att göra mer lättillgänglig för larverna (Mittal m. fl., 2011), hjälpte det inte då apelsinskal och blomkålsblandningen var låga på protein och fett som är kända att ge en lägre bioomvandlingsfaktor vid fluglarvskompostering med

den amerikanska vapenflugan jämfört med mer balanserade dieter (Oonincx m. fl., 2015).

5.2.2 Ammoniakutsläpp

Utsläppen av NH_3 från apelsinkontrollen, kontrollen av blomkålsblandningen och matavfall var signifikant olika varandra, där inga utsläpp från apelsinskalskontrollen uppmättes och de totala utsläppen från kontrollen av blomkålsblandningen var högst (66 mg NH_3 /kg initial TS). Utsläppen var dock låga jämfört med utsläpp som har mätts från kompost av matavfall, vars utsläpp låg mellan 1940-4000 mg NH_3 /kg TS (Zhang m. fl., 2016). Denna skillnad mellan fluglarvskompostering och kompostering skulle kunna förklaras med larvernans aktivitet i substratet som gör att mer kväve hålls kvar i substratet och larverna, något som har visats för dagmaskar i kompost (Nigussie m. fl., 2016). Dock har andra studier med fluglarvskompostering föreslagit en ökning av ammoniakutsläpp jämfört med kompost (Beard och Sands, 1973; Čičková m. fl., 2012). Kväveinnehållet i de olika substraten har visat sig påverka utsläppen av NH_3 . Substratens C/N kvot har således en påverkan där en lägre kvot genererar mer utsläpp (Kučić och Briški, 2017). En ungefärlig mängd kväve i substraten är 1 % av TS i apelsinskal, 6,5 % av TS i broccoli, 3,6 % av TS i blomkål (Livsmedelsverket, 2018) och 5 % av TS i matavfall (Lalander m. fl., 2017). Eftersom det var en blandning av broccoli och blomkål var kväveinnehållet på liknande nivå som för matavfallet eller något lägre. Apelsinskalskontrollen hade lägst utsläpp men även matavfall hade relativt låga utsläpp i jämförelse med blomkålsblandningen, vilket inte reflekterar deras respektive kväveinnehåll. Larverna behöver kväve för sin fortsatta proteinuppbyggnad och teoretiskt sätt bör då mindre utsläpp göras om substratet omvandlas till larvbiomassa och resultera i en hög bioomvandlingsfaktor. Denna hypotes stöds av den funna relationen mellan blomkålsblandningen och matavfall, då matavfallet hade lägre utsläpp men högre bioomvandlingsfaktor än blomkålsblandningen.

Däremot stöds denna hypotes inte av relationen mellan utsläpp av NH_3 och bioomvandlingsfaktorn mellan apelsinskalskontrollen och kontrollen av blomkålsblandningen, då apelsinskalskontrollen hade lägre utsläpp och lägre bioomvandlingsfaktor. Detta tyder på att det var något annat som påverkade, möjligtvis pH-värdet. Ammoniakutsläppen påverkas av pH-värdet, då ett lägre pH-värde gör att mer ammoniumjoner bildas istället för ammoniak (Emerson m. fl., 1975). Apelsinskalen hade lägst pH (3,4) och matavfallet hade ett lägre pH-värde (4,1) än blomkålsblandningen (5,7) innan påbörjad behandling, vilket kan haft en effekt på ammoniakutsläppen. Efter avslutad behandling ökade pH-värdet endast lite för apelsinskalen (3,7), upp till 8,3 för matavfallet och till 9,7 för blomkålsblandningen. Under kompostering förväntas pH vara lågt i början då fettsyror bildas för att sedan öka då ammonium produceras (Beck-Friis m. fl., 2003). Temperaturer över 45°C och pH-värden över 9 ökar utsläppen av NH_3 (Chowdhury m. fl., 2014). Temperaturen mättes inte i substraten i denna studie, men vid hantering av behandlingsbac-

karna kunde en skillnad märkas då backarna med matavfall i var varmare på undersidan än de övriga.

Inga utsläpp av NH_3 uppmättes för apelsinskal förbehandlat med svamp, men utsläpp uppmättes från apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ , blomkålsblandningen förbehandlat med svamp och mest från blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ . Alla förbehandlingsförutom apelsinskal förbehandlat med svamp, hade högre utsläpp av NH_3 än kontrollerna och matavfall. Endast det största utsläppet i denna studie från blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ på 3550 mg NH_3/kg TS, är på samma nivå som utsläppen från kompost av matavfall på 1940-4000 mg NH_3/kg TS (Zhang m. fl., 2016). Det höga utsläppet från blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ beror antagligen på kväveinnehållet i substratet och av tillsättning av mer kväve, vilket förskjuter jämvikten mellan ammoniumjoner och ammoniak till att bilda mer ammoniak. Eftersom kväveinnehållet var högre i blomkålsblandningen än i apelsinskal sammanfaller det även med utsläppen, då förhandlingarna med apelsinskal genererade mindre utsläpp än blomkålsblandningen. Även mikroorganismerna gynnas av en optimal C/N kvot och substrat som grönsaker har ofta en lägre kvot än den optimala kvoten, vilket kan ha lett till högre ammoniakutsläpp under behandlingen och förbehandlingen med NH_4^+ i jämförelse med den optimala C/N kvoten i substratet som mikroorganismerna behöver (Haug, 1993). Endast låga utsläpp mättes upp under förbehandlingen av blomkålsblandningen med NH_4^+ i jämförelse med utsläppen av NH_3 när larverna tillsattes och behandlingen började. För apelsinskalen förbehandlade med NH_4^+ skedde utsläppen endast under behandlingen, vilket tyder på utsläppen från mikroorganismerna var minimala i jämförelse med de för larverna. Bioomvandlingsfaktorn totalt sätt speglas i storleksordningen hos utsläppen av NH_3 när substraten jämförs var för sig, då de båda svampförhandlingarna hade en högre bioomvandlingsfaktor och ett lägre utsläpp än förbehandlingen med NH_4^+ . Båda förhandlingarna av blomkålsblandningen hade högre bioomvandlingsfaktor och högre utsläpp än förhandlingarna av apelsinskal.

I apelsinskal förbehandlat med svamp skedde inge större förändring av pH. I apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ höjdes pH vid tillsättning av ammoniumlösningen för att sedan sänktes under förbehandlingen och behandlingen. Blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ följde samma mönster, förutom att det innan och efter behandlingen inte skedde någon större förändring av pH. För blomkålsblandningen förbehandlat med svamp ökade pH och var som högst efter avslutad behandling. De båda förhandlingarna av blomkålsblandningen hade högre pH än förhandlingarna av apelsinskal, vilket överensstämmer med hypotesen om att utsläppen korrelerar med pH. Det som inte följer hypotesen gällande utsläppen var att pH för blomkålsblandningen förbehandlat med svamp vid slutet av behandlingen var på samma nivå som blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ började på. Detta kan tyda på att det fanns ett överflöd av NH_4^+ i substratet som

gjorde att utsläppen var högre för blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ , alternativt att svampens närvaro höjde pH utan att öka utsläppen av NH_3 .

Under få mätningar uppstod det en tydlig minskning av NH_3 koncentrationen i mätlådan. Dessa flöden sattes till noll för att få ett resultat av den mängd NH_3 som faktiskt släpptes ut. Den höga koncentrationen vid tidpunkten strax efter förslutning av mätlådan kan ha berott på hanteringen av behandlingsbackarna innan gasmätningen började och gjorde att materialet släppte ifrån sig NH_3 . Det har visats i tidigare studier att utsläpp av NH_3 ökar vid omblandning av kompost och boskaps gödsel (Fillingham m. fl., 2017; Arriaga m. fl., 2017). Alternativt skulle det kunna bero på att koncentrationen av CO_2 i mätlådan ökade så att vattnet i substratet tog upp CO_2 och bildade kolsyra, vilket i sin tur sänker pH. I tidigare studier har det visat sig ytvatten med lågt pH haft en minskad sannolikhet att vara en koldioxidsänka (Fassbender m. fl., 2018; Jeffrey m. fl., 2016). I de substrat där denna koncentrationssänkning av NH_3 skedde, vilket hände sporadiskt för samtliga behandlingar, var pH inte lågt och kunde därmed ta upp CO_2 från luften i mätlådan. Med ett lägre pH förskjuts jämvikten mellan NH_3 och NH_4^+ till NH_4^+ , som kan jämna ut pH förändringen (Duplessis och Kroontje, 1964). Det skedde inga läckage från mätlådan, då koncentrationen av CO_2 ökade som förväntat vilket gör att orsaken till koncentrationsförändringen av NH_3 förblir oklart.

5.2.3 Lustgasutsläpp

Utsläppen av N_2O var låga för behandling av apelsinskal jämfört med de övriga substraten. Jämfört med hemkompostering var utsläppen från alla behandlingar väldigt låga (0-15 mg N_2O /kg initial TS) och endast kontrollen av blomkålsblandningen hade utsläpp av N_2O (63 mg/kg initial TS) i samma storleksordning som har rapporterats för välventilerad kompostering (Ermolaev m. fl., 2012). Kvävemängden i substraten följer samma storleksordning som utsläppen i den grad att apelsinskalkontrollen hade lägst utsläpp. Däremot hade kontrollen av blomkålsblandningen mycket högre utsläpp av N_2O än vad matavfallet hade, trots deras liknande kvävemängd. Storleksordningen mellan behandlingarnas ammoniakutsläpp följde utsläppen av N_2O väl, vilket antyder att N_2O kom från nitrifikationen. Ifall ammoniumjoner ackumuleras i substratet och inte försvinner som N_2O , skapas en toxisk miljö (Crispim m. fl., 2018). I apelsinskalkontrollen, där inga flöden av N_2O uppmättes kunde överlevnadsgraden heller inte beräknas. Det var väntat att utsläppen av N_2O skulle vara högre från blomkålsblandningen respektive matavfall än för apelsinskal, då det substratet var torrare än de andra. En studie gjord på aerob kompostering har visat att blötare substrat bidrar till högre N_2O emissioner (Ermolaev m. fl., 2014), detta till följd av den sämre luftströmningen som sker i ett blötare substrat vilket förbättrar förhållandena för att denitrifikation ska ske och N_2O släpps ut som en biprodukt (Angnes m. fl., 2013). Detta kunde ses i utsläppen från blomkålsblandningen förbehandlad med

svamp som var torrare och hade lägre utsläpp än kontrollen.

Utav behandlingarna som genomgått förbehandling var det högst utsläpp av N_2O från blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ , följt av blomkålsblandningen förbehandlat med svamp, apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ och apelsinskal förbehandlat med svamp. Eftersom utsläppen var högst för båda behandlingarna av blomkålsblandningen jämfört med behandlingarna av apelsinskal stödjer det hypotesen att utsläppen påverkas av kväveinnehållet i substraten. Lustgasutsläppen av dessa behandlingar följde utsläppen av NH_3 . Trots att blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ var blötare än kontrollen var utsläppen av N_2O i kontrollen mycket högre. Det kan bero på att kvävet i blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ släpptes ut som NH_3 i en högre grad, på grund av högre pH i substratet.

5.2.4 Metangasutsläpp

Samtliga behandlingar hade låga utsläpp av CH_4 och blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ hade högst utsläpp. Minst utsläpp av CH_4 utav de förbehandlade substraten hade apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ , även fast den inte var signifikant olik de båda svampbehandlingarna. Jämförs dessa resultat med en tidigare studie om hemkompostering och välventilerad kompostering, så var alla utsläpp från fluglarvskomposteringen lägre och utsläppen från blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ i underkant av utsläppen från hemkomposteringen (Ermolaev m. fl., 2014). Högre utsläpp av CH_4 indikerar att anaeroba förhållanden har uppstått i substratet, vilket gynnar metanogena arkéer och bakterier som producerar CH_4 (J. Eriksson m. fl., 2011). Utav de behandlingarna som inte genomgått någon förbehandling hade apelsinskalskontrollen högst utsläpp av CH_4 , trots att både matavfall och kontrollen av blomkålsblandningen var blötare substrat. Samtidigt är det viktigt att poängtera att standardavvikelseerna i samtliga substrat var lika stora som utsläppen, vilket gör det svårt att bedöma vilken behandlingen som faktiskt genererade högst metangasutsläpp (tabell 5).

Högst utsläpp av CH_4 hade blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ . Utsläppen av CH_4 under hela denna behandling förändrades inte i takt med att substratet torkade, men substratet var fortfarande väldigt blött (TS 15 %) när behandlingen avslutades. I denna studie var det sannolikt att det rådde anaeroba förhållanden i substratet (då det hade en så hög vattenhalt) vilket gjorde att aerob respiration inte kunde pågå i samma utsträckning som för torrare substrat (J. Eriksson m. fl., 2011). Det i sin tur ledde till lägre utsläpp av CO_2 . Detta samband kan inte ses i utsläppen från blomkålsblandningen, då det förbehandlat med NH_4^+ hade högre utsläpp av CO_2 än svampförbehandlingen men mindre än kontrollen. I substratet så kan det finnas olika lager av mer eller mindre aerobiska och anaerobiska förhållanden vilka resulterar i utsläpp av både CO_2 och CH_4 . Eftersom larverna behöver

syre gynnas de inte av anaeroba förhållanden, vilket medför att nedbrytningen associerad till larvaktivitet försämras (Hamburger m. fl., 1995). Den lägre larvaktiviteten kan inte tydas i materialreduktionen, då den är högst för blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ . Det tyder på att mikroorganismerna stod för större delen av nedbrytningen än i de andra behandlingarna. Ju sämre tillgång på syre i substratet desto sämre tillväxt hos larverna, vilket kan ses i den lägre bioomvandlingsfaktorn som blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ jämfört med svampförbehandlingen och kontrollen av blomkålsblandningen. Den sämre tillgången till syre resulterade i att larverna höll sig vid ytan och inte växte sig lika stora som kontrollen, troligtvis för att de inte kunde tillgodogöra sig tillräckligt med näring. Deras mindre storlek kan ha gjort det svårare för dem att vända substratet och ta sig ner djupare i substratet.

5.2.5 Koldioxidekvivalenter

Ett av syftena med fluglarvskompostering är att producera larver, vilket gör att utsläppen även borde uttryckas i utsläpp per mängd larver som producerats under processen. Lägst utsläpp av totalt CO_2 -ekvivalenter per mängd larver hade matavfallet (0,82 kg CO_2 /kg larver) följt av blomkålsblandningen förbehandlat med NH_4^+ (0,99 kg CO_2 /kg larver), kontrollen av blomkålsblandningen (1,0 kg CO_2 /kg larver), apelsinskalskontrollen (1,6 kg CO_2 /kg larver), blomkålsblandningen förbehandlat med svamp (2,1 kg CO_2 /kg larver), apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ (2,4 kg CO_2 /kg larver) och högst utsläpp hade apelsinskal förbehandlat med svamp (4,5 kg CO_2 /kg larver, tabell 6). Trots att överlevnadsgraden antogs vara 100 % för apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp var larverna från dessa behandlingar väldigt små vid behandlingens slut. Utsläppen var säkerligen högre per mängd larver än vad som beräknats i denna studie eftersom att det är väldigt osannolikt att det var en överlevnadsgrad på 100 %. För materialreduktionen var båda förbehandlingarna med NH_4^+ högre än för de förbehandlade med svamp. Utvärderas istället CO_2 -ekvivalenter per mängd larver med bara N_2O och CH_4 inkluderat så byts storleksfördelningen sinsemellan behandlingarna och apelsinskalskontrollen har då minst utsläpp (0,08 g CO_2 /kg larver), följt av de andra apelsinskalsbehandlingarna, matavfallet (0,97 g CO_2 /kg larver), blomkålsblandning förbehandlat med svamp (8,5 g CO_2 /kg larver), blomkålsblandning förbehandlat med NH_4^+ (14 g CO_2 /kg larver) och högst kontrollen av blomkålsblandningen (24 g CO_2 /kg larver, tabell 6). I detta fall spelar antagandet om 100 % överlevnad in för apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp, men antagligen endast så att de är mindre än för apelsinskal förbehandlat med NH_4^+ och matavfallet. Inget samband återfanns mellan bioomvandlingsfaktorn och CO_2 -ekvivalenter per mängd larver med bara N_2O och CH_4 inkluderat. För materialreduktionen var storleksordningen densamma för apelsinskalen men på grund av antagandet gällande 100 % överlevnad så är det inget utöver det som stämmer överens med utsläppen (tabell 2).

5.3 JÄMFÖRELSE MELLAN FLUGLARVSKOMPOSTERING OCH AEROB KOMPOSTERING GÄLLANDE VÄXTHUSGASUTSLÄPP

Den huvudsakliga anledningen till att använda fluglarvskompostering är för avfallshandling och eftersom denna process är aerobisk kan den jämföras med andra aerobisk avfallshandlingsbehandlingsprocesser som kompostering. Det totala växthusgasutsläppet, vilket inkluderar CO₂, N₂O och CH₄, från varje behandling samt utsläppen av endast N₂O och CH₄ uttryckt i CO₂-ekvivalenter per mängd våtvikt baserat på deras GWP under en 100-årsperiod, jämfördes med utsläppen från hemkompostering och välventilerad kompostering och presenteras i tabell 7. Kontrollen av blomkålsblandningens utsläpp av N₂O och CH₄ var 1,5 kg CO₂/ton behandlat matavfall (våtviktsbasis) medan apelsinskalsskivningens kontrollen och matavfall hade väldigt låga utsläpp på 0 kg CO₂/ton behandlat matavfall (våtviktsbasis). Förbehandlingarna av blomkålsblandningen minskade utsläppen till 1/3 till 1/12 så stora som kontrollen, det förbehandlat med svamp var mindre än 1/3 av utsläppen från det förbehandlat med NH₄⁺ (tabell 6). Apelsinskal förbehandlat med svamp hade nästan inga utsläpp alls och apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ hade högre utsläpp men mycket lägre än för samtliga behandlingar av blomkålsblandningen. Samma storleksordning på utsläppen per våtvikt gällde även på torrviktsbasis (tabell 6). Det högsta totala utsläppet, inklusive CO₂, hade matavfallet och lägst utsläpp hade blomkålsblandningen förbehandlat med svamp.

Som tidigare nämnt är koldioxidutsläpp från fluglarvskompostering biogen CO₂, men även koldioxidutsläpp från aerob kompostering är det. Variationen mellan det totala växthusgasutsläppet från de olika behandlingarna från denna studie var inte speciellt stora och variationen dem emellan har diskuterats tidigare i denna rapport. Då mycket organiskt material fanns kvar i behandlingsresten (36-61 % VS av TS i det initiala substratet med undantag för blomkålsblandningen och apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ där lite VS fanns kvar, tabell 2), är behandlingsresten fortfarande mycket biologiskt aktiv och det kan vara därför som det totala utsläppet, inklusive CO₂, i alla behandlingarna i fluglarvskomposteringen var mindre än för hemkomposteringen (50 % VS kvar, av TS från initiala substratet) (Ermolaev, 2015), där utsläppen av CO₂ från fluglarvskomposteringen befinner sig i den under halvan av intervallet av de totala utsläppen från hemkomposteringen. Materialreduktion på VS-basis var i medel 50 % för hemkomposteringen och för fluglarvskomposteringen var den 64 %, där VS omvandlats till larvbiomassa medan den i hemkomposteringen respirerats bort. Eftersom det organiska materialet reducerades under fluglarvskomposteringen så att mindre än hälften var kvar, så är det endast små utsläpp som som kan förväntas för att nedbrytningen ska bli fullständig, vilket antagits i en tidigare studie där 41 % VS var kvar (Lalander m. fl., 2017). I hemkompostering var substratet redan relativt nedbrutet, men innehöll organiska föreningar. Dessutom

var utsläppen av N₂O och CH₄ väldigt små från matavfallet, så dess totala inverkan på växthuseffekten var mindre än den för hemkompostering och välventilerad kompost. Det totala växthusgasutsläppet för varje behandling ges i denna rapport per ton våtvikt, vilket kan vara lite missvisande då materialen initialt innehåller olika vattenhalter (27 % TS för matavfallet i hemkompostering och 24 % TS för matavfallet i fluglarvskompostering). Växthusgasutsläppen brukar dock ges i per ton våtvikt (Ermolaev, 2015; Fillingham m. fl., 2017; Sánchez-Muros m. fl., 2014). Det är inte troligt att det skulle ha någon större påverkan på jämförelser mellan hemkompostering, ventilerad kompost och fluglarvskompostering, då matavfall har små variationer i torrsubstansinnehåll från gång till gång oavsett vilken behandling den genomgår. Substrat som förväntas ha större torrsubstansvariationer bör ha presenterade värden för både per TS och per våtvikt (tabell 6 och 7).

Tabell 7: Växthusgasutsläpp från denna studie och värden från litteratur om kompostering med organiskt avfall. Värdena presenteras som medelvärde (n=3) +/- standardavvikelse.

	Material	Förbehandling	N ₂ O och CH ₄ utsläpp [kg CO ₂ -ekv/ ton våtvikt]	Tot. växthus- gasutsläpp [kg CO ₂ -ekv/ ton våtvikt]	Referens
Fluglarvs- kompostering	Apelsinskal	Ingen förb.	0,00	78,6 ± 5,4	Denna studie
		Svamp	0,00	75,8 ± 9,3	Denna studie
		NH ₄ ⁺	0,03 ± 0,03	100 ± 13	Denna studie
	Blomkåls- blandning	Ingen förb.	1,5 ± 0,6	64,5 ± 3,3	Denna studie
		Svamp	0,13 ± 0,07	29,5 ± 5,0	Denna studie
		NH ₄ ⁺	0,50 ± 0,05	36,4 ± 12,5	Denna studie
	Matavfall	Ingen förb.	0,00	118 ± 42	Denna studie
Hem- kompostering	Matavfall		8-131	24-397	(Ermolaev m. fl., 2014)
Välventilerad kompostering	Matavfall		19	163	(Ermolaev m. fl., 2014)

Andra faktorer som påverkar är hur stor mängd avfall behandlats samtidigt, vilket är olika för hemkompostering och fluglarvskompostering. Den mängd matavfall som använts i denna studie är den avsedda behandlingsmängden för större anläggningar såsom Eskilstunas avfallsanläggning, så det är ett representativt resultat för framtida avfallsanläggningar som vill använda sig av fluglarvskomposteringssystemet som utvecklats på SLU.

5.3.1 Processeffektivitet

Vid jämförelse mellan de olika behandlingsmetoderna hemkompostering, välventilerad kompostering och fluglarvskompostering för behandling av matavfall så användes liknande initiala värdena för matavfallet. Efter avslutad behandling var torrsubstanshalterna 27 %, 40 % och 24 % för hemkompostering, välventilerad kompostering och fluglarvskompostering, varav det organiska halten var 74 %, 64 % och 87 % av torrsubstansmängden. Således var hemkomposteringsmatavfallet och matavfallet använt till fluglarvskompostering mest likartade. Produkterna som genererades i behandlingarna var kompostmaterial, som kan användas som gödningsmedel, från hemkompostering och välventilerad kompostering, och larver, som kan användas som djurfoder och en behandlingsrest som kan användas som gödningsmedel, från fluglarvskompostering. Fler produkter fås ut från fluglarvskompostering och tidsmässigt tar det kortare tid (17 dagar i denna studie) än att fullfölja en aerob kompostering som kan ta från veckor till år (Ermolaev, 2015), men en direkt jämförelse bör göras med försiktighet då kvalitén av kompostmaterialet är olika mellan de olika behandlingsmetoderna. Användning av fluglarvskompostering skulle kunna effektivisera hanteringen av matavfall jämfört med kompostering och då skulle mer matavfall kunna behandlas under samma tidsperiod, alternativt behövs mindre yta för att genomföra behandlingen vilket ur ett industriellt perspektiv är åtråvärt.

6 SLUTSATSER

Utvärderingen av apelsinskal, blomkålsblandning och matavfall behandlade med fluglarvskompostering visade att bioomvandlingsfaktorer (BOF) var 2,7-24 %, materialreduktionen var mellan 38-86 % totalt sätt på TS-basis, medan gasutsläppen av CO₂ var 0,4-0,8 kg/kg initial TS, N₂O var 0-63 mg/kg initial TS, CH₄ var 0-24 mg/kg initial TS och NH₃ var 0-3,6 g/kg initial TS. Kontrollen av blomkålsblandningens utsläpp av CO₂ och N₂O var större än de övriga substraten och behandlingar, men utsläppen av NH₃ och CH₄ var högst när blomkålsblandningen förbehandlats med NH₄⁺. Växthusgasutsläppen från fluglarvskompostering var lägre än växthusgasutsläpp som tidigare rapporterats från hemkompostering och ventilerad kompostering.

Den totala materialreduktionen för apelsinskal var väldigt olika för de olika behandlingarna, då kontrollen hade lägst reduktion, förbehandlad med svamp var i samma storleksordning som matavfallet, medan materialreduktionen för apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ hade högre reduktion än matavfallet, både på TS och VS-basis. Den totala materialreduktionen för alla behandlingar av blomkålsblandningen, både på TS och VS-basis, var signifikant högre än för matavfallet. Högst var den för blomkålsblandningen förbehandlat med NH₄⁺. Fluglarvskompostering kan användas på ett effektivt sätt för att reducera mängden vegetabiliskt avfall, men om apelsinskal ska genomgå fluglarvskompostering behövs det förbehandlas med någon annan typ av förbehandling än de som har undersökts i denna studie då apelsinskalskontrollen hade låga värden på BOF och materialreduktionen i jämförelse med matavfallet samt att behandlingsresten inte kunde separeras från larverna. Alternativt att apelsinskal inte bör fluglarvskomposteras för sig utan i kombination med andra substrat.

Bioomvandlingsfaktorn var relativt hög för kontrollen av blomkålsblandningen, strax över hälften av vad bioomvandlingsfaktorn var för matavfall, medan den var 4 gånger högre än för apelsinskalskontrollen. Endast apelsinskal förbehandlat med svamp hade en mycket lägre bioomvandlingsfaktor, baserat på både TS och VS, än de övriga apelsinskalsbehandlingar. Totalt sätt hade apelsinskal förbehandlat med NH₄⁺ lägre BOF än apelsinskal förbehandlat med svamp, båda värden lägre än kontrollen som i sin tur var mycket lägre än hos de andra substraten. Detta tyder på att apelsinskal trots förbehandling inte är ett lämpligt substrat för fluglarvskompostering med dessa sorters förbehandlingar. För blomkålsblandningarna var BOF inte signifikant olika varandra, varken på TS eller VS-basis, men totalt sätt hade kontrollen ett något högre BOF, vilket tyder på att förbehandlingar av blomkålsblandningen inte är nödvändig för att få en bra bioomvandlingsfaktor. Matavfallet hade högst BOF av alla behandlingar.

Förbehandlingarna med NH₄⁺ resulterade i ett större totalt utsläpp av CO₂ jämfört med

utsläppen från de förbehandlade med svamp, vilka producerade samma mängd CO₂ som i apelsinskalskontrollen men mindre än kontrollen av blomkålsblandningen. Denna storleksordning gällde även för utsläppen av NH₃. Utsläppen av NH₃ ökade när förbehandlingen genomförts med substratet än utan förbehandling av substratet, vilket även gällde för utsläppen av CH₄. Utsläppen av N₂O var större för det förbehandlade apelsinskalen än för kontrollen. Förbehandlingarna resulterade i lägre utsläpp av CO₂ vid behandling av blomkålsblandningen och även mindre utsläpp av N₂O än kontrollen av blomkålsblandningen.

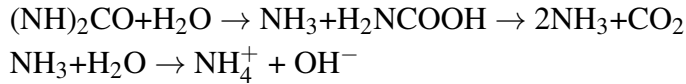
Beroende på om fokuset är så låga utsläpp som möjligt, bästa reduktionen hos materialet eller BOF, så kan de olika behandlingarna utvärderade i denna studie prioriteras olika. Apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp hade minst utsläpp mätt i CO₂-ekvivalenter per TS med bara N₂O och CH₄ inkluderade. Även vid beräkningen per kg producerade larver hade apelsinskalskontrollen och apelsinskal förbehandlat med svamp de lägsta utsläppen. Inkluderades CO₂ däremot så hade matavfallet de minsta utsläppen per kg producerade larver medan blomkålsblandningen förbehandlat med NH₄⁺ hade näst minst. Högst materialreduktion hade båda substraten förbehandlat med NH₄⁺. Störst bioomvandlingsfaktor, överlevnadsgrad och storlek på larverna hade matavfall och av det vegetabiliska substraten hade kontrollen av blomkålsblandningen den högsta bioomvandlingsfaktorn och störst larver.

Baserat på resultaten från denna studie, verkar matavfallet vara det mest fördelaktiga substratet som kan behandlas med fluglarvskompostering då det hade högt BOF och materialreduktion samt lägst utsläpp per kg producerade larver. Blomkålsblandningen verkar också kunna behandlas med fluglarvskompostering med fördelaktiga resultat, trots att utsläppen av NH₃ var höga. För apelsinskal verkar inte fluglarvskompostering vara ett fördelaktigt alternativ, varken med avseende på BOF eller materialreduktion.

7 APPENDIX

7.1 Antal gram urea per gram apelsinskal

Beräkning av hur många gram urea per gram apelsinskal behövs för att få en ammoniumkoncentration på 1 %.



För varje ureamolekyl fås 2 ammonium.

1% av 1 g = 0,01 g

Molvikt ammonium: 18,04 g/mol

Antal mol ammonium på 0,01 g: 0,554 mmol

Antal mol urea: 0,277 mmol

Molvikt urea: 60,06 g/mol

Vikt urea per gram apelsinskal: 16,65 mg

7.2 Antal ml ammoniumlösning per gram apelsinskal

Beräkning av hur många ml 24,5 % ammoniumlösning per gram apelsinskal för att få en ammoniumkoncentration på 1 %.

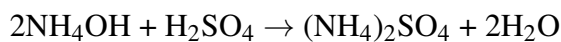
24,5 % = 245 g/l, antar densitet = 1 g/cm³

1 l lösning = 245 g ammonium

0,0408 ml lösning = 0,01 g ammonium per gram apelsinskal

7.3 Antal ml svavelsyra per gram apelsinskal

Beräkning av hur många ml 96% svavelsyralösning per gram apelsinskal för att neutralisera och få ett pH kring 7.



Två ammoniumhydroxid neutraliseras av en svavelsyramolekyl.

Antal mol ammonium = 0,554 mmol

Antal mol svavelsyra = 0,554/2 = 0,277 mmol

Molvikt svavelsyra = 98,1 g/mol

Vikt svavelsyra 100 % per gram substrat = 27,19 mg

Densitet svavelsyra = $1,84 \text{ g/cm}^3$

Volym svavelsyra per gram substrat = $0,0148 \text{ ml}$

Volym svavelsyra 96 % per gram substrat = $0,0148/96*100=0,0154 \text{ ml}$

15 kg substrat: 231 ml svavelsyra 96 %

Målet var inte att binda all NH_4^+ som tillsattes utan neutralisera, vilket gjorde att mycket mindre mängd svavelsyra tillsattes. Ungefär 3 ml för varje matning på 5 kg.

Referenser

- Angnes, G., R.S. Nicoloso, M.L.B. da Silva, P.A.V. de Oliveira, M.M. Higarashi, M.P. Mezzari och P.R.M. Miller (2013). "Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting". I: *Bioresource Technology* 140, s. 368–375.
- Arriaga, H., M. Viguria, D.M. Lopez och P. Merino (2017). "Ammonia and greenhouse gases losses from mechanically turned cattle manure windrows: A regional composting network". I: *Journal of Environmental Management* 203, s. 557–563.
- ASTM D2216 (1998). *Standard Test Method for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass*. Philadelphia: American Society for Testing och Materials.
- Avfall Sverige (2013). *Årsrapport Certifierad Återvinning, SPCR 120*. URL: <https://www.avfallsverige.se/kunskapsbanken/rapporter/rapportera/article/arsrapport-certifierad-atervinning-spcr-120/>.
- Avfall Sverige AB (2018). *Svensk avfallshantering 2018*.
- Barona, E., N. Ramankutty, G. Hyman och O. T. Coomes (2010). "The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon". I: *Environmental Research Letters* 5.2.
- Beard, R.L. och D.C. Sands (1973). "Factors affecting degradation of poultry manure by flies". I: *Environmental Entomology* 2, s. 801–806.
- Beck-Friis, B., M. Pell, U. Sonesson, H. Jönsson och H. Kirchmann (2000). "Formation and Emission of N₂O and CH₄ from Compost Heaps of Organic Household Waste". I: *Environmental Monitoring and Assessment* 62.3, s. 317–331.
- Beck-Friis, B., S. Smårs, H. Jönsson, Y. Eklind och H. Kirchmann (2003). "Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics". I: *Compost Science & Utilization* 11, s. 41–50.
- Bernstad, A. och J.L. Jansen (2012). "Review of comparative LCAs of food waste management systems - Current status and potential improvements". I: *Waste Management* 32.12, s. 2439–2455.
- Bogner, J., M. Abdelrafie Ahmed, C. Diaz, A. Faaij, Q. Gao, S. Hashimoto, K. Mareckova, R. Pipatti och T. Zhang (2007). "Waste Management". I: *In Climate Change 2007: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Cheng, J.Y.K., S.L.H. Chiu och I.M.C. Lo (2017). "Effects of moisture content of food waste on residue separation, larval growth and larval survival in black soldier fly bioconversion". I: *Waste Management* 67, s. 315–323.

- Chowdhury, M.A., A. de Neergaard och L.S. Jensen (2014). "Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting". I: *Chemosphere* 97.16e25.
- Christensen, T.H., E. Gentil, A. Boldrin, A.W. Larsen, B.P. Weidema och M. Hauschild (2009). "C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems". I: *Waste Management & Research* 27.8, s. 707–715.
- Čičková, H., G.L. Newton, R.C. Lacy och M. Kozánek (2015). "The use of fly larvae for organic waste treatment". I: *Waste Management* 35, s. 68–80.
- Čičková, H., B. Pastor, M. Kozánek, A. Martínez-Sánchez, S. Rojo och P. Takáč (2012). "Biodegradation of pig manure by the housefly, *Musca domestica*: A viable ecological strategy for pig manure management". I: *PLoS ONE* 7.e32798.
- Crispim, M., F.S. Damasceno, A. Hernandez, M.J. Barison, I.P. Sauter, R.S. Pavani, A.S. Moura, E.M.F. Pral, M. Cortez, M.C. Elias och A.M. Silber (2018). "The glutamine synthetase of *Trypanosoma cruzi* is required for its resistance to ammonium accumulation and evasion of the parasitophorous vacuole during host-cell infection". I: *PLoS Neglected Tropical Diseases* 12.
- Damayanti, A., Sarto, S. Syamsiah och W.B. Sediawan (2017). "The Influence of Chicken Eggshell Powder as a Buffer on Biohydrogen Production from Rotten Orange (*Citrus nobilis* var. *microcarpa*) with Immobilized Mixed Culture". I: *Green Process, Material, and Energy: A Sustainable Solution for Climate Change*.
- Davidsson, Å., J. la Cour Jansen, B. Appelqvist, C. Gruvberger och M. Hallmer (2007). "Anaerobic digestion potential of urban organic waste: a case study in Malmö". I: *Waste Management & Research* 25.162–169.
- Diener, S., N.M. Studt Solano, F.R. Gutiérrez, C. Zurbrügg och K. Tockner (2011a). "Biological Treatment of Municipal Organic Waste using Black Soldier Fly Larvae". I: *Waste Biomass Valor* 2. DOI 10.1007/s12649-011-9079-1, s. 357–363.
- Diener, S., C. Zurbrügg, F.R. Gutiérrez, D.H. Nguyen, A. Morel, T. Koottatep och K. Tockner (2011b). "Black soldier fly larvae for organic waste treatment - prospects and constraints". I: *Solid Waste Management in the Developing Countries* 2.
- Diener, S., C. Zurbrügg och K. Tockner (2009). "Conversion of organic material by black soldier fly larvae: establishing optimal feeding rates". I: *Waste Management & Research* 27, s. 603–610.
- Duplessis, M.C.F. och W. Kroontje (1964). "The relationship between pH and ammonia equilibria in soil". I: *Soil Science Society of America* 28, s. 751–754.
- Emerson, K., R. Russo, R. Lund och R. Thurston (1975). "Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations - Effect of Ph and Temperature". I: *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32, s. 2379–2383.
- Energigas Sverige (2018). *Nationell biogasstrategi 2.0*.

- Energimyndigheten (2017). *Växthusgasutsläpp*. URL: <http://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/drivmedelslagen/vaxthusgasutslapp/>.
- Eriksson, J., S. Dahlin, I. Nilsson och M. Simonsson (2011). *Marklära*. Vol. 1. Studentlitteratur.
- Eriksson, M., I. Strid och P.A. Hansson (2015). "Carbon footprint of food waste management options in the waste hierarchy e a Swedish case study". I: *Journal of Cleaner Production* 93, s. 115–125.
- Erlöv, F. (2018). "Växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan (*Hermetia illucens*)". Examensarb. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Ermolaev, E. (2015). "Greenhouse gas emissions from food and garden waste composting". Diss. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Ermolaev, E., M. Pell, S. Smårs, C. Sundberg och H. Jönsson (2012). "Greenhouse gas emission from covered windrow composting with controlled ventilation". I: *Waste Management & Research* 30.2, s. 155–160.
- Ermolaev, E., C. Sundberg, M. Pell och H. Jonsson (2014). "Greenhouse gas emissions from home composting in practice". I: *Bioresource Technology* 151, s. 174–182.
- Europeiska Kommissionen (2015). *Att sluta kretsloppet – en EU-handlingsplan för den cirkulära ekonomin*. Bryssel (COM/2015/0614 final).
- FAO (2013). *Impacts on Natural Resources*. Tekn. rapport. Food Wastage Footprint.
- Fassbender, A.J., S.R. Alin, R.A. Feely, A.J. Sutton, J.A. Newton, C. Krembs, J. Bos, M. Keyzers, A. Devol, W. Ruef och G. Pelletier (2018). "Seasonal carbonate chemistry variability in marine surface waters of the US Pacific Northwest". I: *Earth System Science Data* 10, s. 1367–1401.
- Fillingham, M.A., A.C. VanderZaag, S. Burt, H. Baldé, N.M. Ngwabie, W. Smith, A. Hakami, C. Wagner-Riddle, S. Bittman och D. MacDonald (2017). "Greenhouse gas and ammonia emissions from production of compost bedding on a dairy farm". I: *Waste Management* 70, s. 45–52.
- Friedman, M. och D.L. Brandon (2001). "Nutritional and Health Benefits of Soy Proteins". I: *Journal of agricultural and food chemistry* 49.3. DOI: 10.1021/jf0009246, s. 1069–1086.
- Gaimster, H., M. Alston, D.J. Richardson, A.J. Gates och G. Rowley (2018). "Transcriptional and environmental control of bacterial denitrification and N₂O emissions". I: *Fems microbiology letters* 365.
- Gamla Uppsala Buss AB (2018). *Fossilfritt drivmedel*. URL: http://www.gub.se/gub/?page_id=69.
- Göteborgs Universitet (2016). *Varför matas odlad fisk med fisk?* URL: <https://swemarc.gu.se/25svar/18>.
- Haddadin, M.S.Y., J. Haddadin, O.I. Arabiyat och B. Hattar (2009). "Biological conversion of olive pomace into compost by using *Trichoderma harzianum* and *Phanerochaete chrysosporium*". I: *Bioresource Technology* 100, s. 4773–4782.

- Halloran, A., N. Roos, J. Eilenberg, A. Cerutti och S. Bruun (2016). "Life cycle assessment of edible insects for food protein: a review". I: *Agronomy for Sustainable Development* 36.
- Hamburger, K., P.C. Dall och C. Lindegaard (1995). "Effects of oxygen deficiency on survival and glycogen content of *Chironomus anthracinus* (Diptera, Chironomidae) under laboratory and field conditions". I: *Hydrobiologia* 297, s. 187–200.
- Haug, R.T. (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- He, Y.W., Ya Inamori, M. Mizuochi, H.N. Kong, N. Iwami och T.H. Sun (2000). "Measurements of N₂O and CH₄ from the aerated composting of food waste". I: *Science of the Total Environment* 254.1, s. 65–74.
- Held, J., A. Mathiasson och A. Nylander (2008). *Biogas in Sweden - Green Gas Grids*.
- St-Hilaire, S., C. Sheppard, J.K. Tomberlin, S. Irving, L. Newton, M.A. McGuire, E.E. Mosley, R.W. Hardy och W. Sealey (2007). "Fly Prepupae as a Feedstuff for Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*". I: *Journal of the World Aquaculture Society* 38.1, s. 59–67.
- Holman, J.P. (2011). *Experimental Methods for Engineers*. eighth. Raghathan Srinivasan.
- Hoorweg, D. och P. Bhada-Tata (2012). "What a waste - A global review of solid waste management". I: *Urban development series knowledge papers* 15.
- IPCC (2013). "The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change". I: *Climate Change 2013*. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, s. 1535.
- Jansen, J.L., C. Gruvberger, N. Hanner, H. Aspegren och Å. Svärd (2004). "Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden". I: *Water Science & Technology* 49, s. 163–169.
- Jeffrey, L.C., D.T. Maher, I.R. Santos, A. McMahon och D.R. Tait (2016). "Groundwater, Acid and Carbon Dioxide Dynamics Along a Coastal Wetland, Lake and Estuary Continuum". I: *Estuaries and Coasts* 39, s. 1325–1344.
- Johannesdottir, S. (2017). "Uppskalning av fluglarvskompostering - Luftningsbehov och ventilation". Examensarb. Sveriges Lantbruksuniversitet och Uppsala Universitet.
- Jordbruksverket (2018a). *Förbud mot att utfodra med animaliskt protein*. URL: <https://www.jordbruksverket.se/annesomraden/djur/foder/reglerkringutfodringmedanimaliskt/106.373db8e013d4008b3a180001876.html>.
- Jordbruksverket (2018b). *Insekter som foder*. URL: <https://www.jordbruksverket.se/annesomraden/djur/foder/foderforolikadjurslag/insektersomfoder/4.5a59a50815b0a44606e5c1b4.html>.

- Katongole, C.B., A. Bakeeva, V. Passoth och J.E. Lindberg (2017). "Effect of solid-state fermentation with *Arxula adenivorans* or *Hypocrea jecorina* (anamorph *Trichoderma reesei*) on hygienic quality and in-vitro digestibility of banana peels by monogastric animals". I: *Livestock Science* 199, s. 14–21.
- Kroeckel, S., A.G.E. Harjes, I. Roth, H. Katz, S. Wuertz, A. Susenbeth och C. Schulz (2012). "When a turbot catches a fly: Evaluation of a pre-pupae meal of the Black Soldier Fly (*Hermetia illucens*) as fish meal substitute - Growth performance and chitin degradation in juvenile turbot (*Psetta maxima*).". I: *Aquaculture* 364, s. 345–352.
- Kubilay, K. och K. Kucska (2018). "Energi och ventilation vid biomassproduktion av larver". Examensarb. Mälardalens högskola.
- Kučić, D. och F. Briški (2017). "Emission of Gases During Composting of Solid Waste". I: *Journal of Chemists and Chemical Engineers of Croatia* 66, s. 467–474.
- Lalander, C., S. Diener, M.E. Magri, C. Zurbrügg, A. Lindström och B. Vinnerås (2013). "Faecal sludge management with the larvae of the black soldier fly (*Hermetia illucens*) — From a hygiene aspect". I: *Science of the Total Environment* 458-460, s. 312–318.
- Lalander, C., S. Diener, C. Zurbrügg och B. Vinnerås (2018). "Effects of feedstock on larval development and process efficiency in waste treatment with black soldier fly (*Hermetia illucens*)". I: *Journal of Cleaner Production* 208, s. 211–219.
- Lalander, C., J. Fidjeland, S. Diener, S. Eriksson och B. Vinnerås (2015). "High waste-to-biomass conversion and efficient *Salmonella* spp. reduction using black soldier fly for waste recycling". I: *Agron. Sustain. Dev.* 35. DOI 10.1007/s13593-014-0235-4, s. 261–271.
- Lalander, C., Å. Nordberg och B. Vinnerås (2017). "A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces – assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion". I: *GCB Bioenergy* 10. doi: 10.1111/gcbb.12470, s. 84–91.
- Laurent, A., I. Bakas, J. Clavreul, A. Bernstad, M. Niero, E. Gentil, M.Z. Hauschild och T.H. Christensen (2013). "Review of LCA applications to solid waste management systems e Part I: lessons learned and perspectives". I: *Waste management* 34, s. 573–588.
- Li, Q., L. Zheng, H. Cai, E. Garza, Z. Yu och S. Zhou (2011). "From organic waste to biodiesel: Black soldier fly, *Hermetia illucens*, makes it feasible". I: *Fuel* 90, s. 1545–1548.
- Liland, N.S., I. Biancarosa, P. Araujo, D. Biemans, C.G. Bruckner, R. Waagbø, B.E. Tøstensen och E.J. Lock (2017). "Modulation of nutrient composition of black soldier fly (*Hermetia illucens*) larvae by feeding seaweed-enriched media". I: *PLoS ONE* 12.8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183188>.
- Livsmedelsverket (2018). *Livsmedelsdatabasen*. URL: <http://www7.slv.se/SokNaringsinnehall>.

- Maeda, K., D. Hanajima, S. Toyoda, N. Yoshida, R. Morioka och T. Osada (2011). "Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost". I: *Microbial Biotechnology* 4.6, s. 700–709.
- Mittal, A., R. Katahira, M.E. Himmel och D.K. Johnson (2011). "Effects of alkaline or liquid-ammonia treatment on crystalline cellulose: changes in crystalline structure and effects on enzymatic digestibility". I: *Biotechnol Biofuels* 4.
- Mondello, G., R. Salomone, G. Ioppolo, G. Saija, S. Sparacia och M.C. Lucchetti (2017). "Comparative LCA of Alternative Scenarios for Waste Treatment: The Case of Food Waste Production by the Mass-Retail Sector". I: *Sustainability* 9.
- Mungkung, R., J. Aubin, T.H. Prihadi, J. Slembrouck, H.M. van der Werf och M. Legendre (2013). "Life cycle assessment for environmentally sustainable aquaculture management: a case study of combined aquaculture systems for carp and tilapia". I: *Journal of Cleaner Production* 57, s. 249–256.
- Munoz, D.J. och R. Rodriguez (2015). "Bacterial and Parasite Agents in Adult Housefly *Musca domestica* Collected in El Penon, Sucre State, Venezuela". I: *REVISTA CIENTIFICA-FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS* 25, s. 159–166.
- Myers, H.M., J.K. Tomberlin, B.D. Lambert och D. Kattes (2008). "Environmental impact of food waste bioconversion by insects: Application of Life Cycle Assessment to process using *Hermetia illucens*". I: *Environ. Entomol.* 37, s. 11–15.
- Naturvårdsverket (2011). *Biogasproduktion för miljö och ekonomi*. Tekn. rapport Rapport 6457. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2012). *Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter*. Tekn. rapport Rapport 6518. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2017a). *Miljömålen – Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2017*. Tekn. rapport Rapport 6749. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2017b). *National Inventory Report Sweden 2017*. Tekn. rapport. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2018). *Matavfallet behöver minska*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Avfall/Matavfall/>.
- Newton, G.L., D.C. Sheppard, D.W. Watson, G.J. Burtle, C.R. Dove, J.K. Tomberlin och E.E. Thelen (2005). "The black soldier fly, *Hermetia Illucens*, as a manure management/resource recovery tool". I: -.
- Nguyen, T.T.X., J.K. Tomberlin och S. Vanlaerhoven (2015). "Ability of Black Soldier Fly (Diptera: Stratiomyidae) Larvae to Recycle Food Waste". I: *Environmental Entomology*. 44. DOI: 10.1093/ee/nvv002, s. 406–410.
- Nigussie, A., T.W. Kuiper, S. Bruun och A. de Neergaard (2016). "Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting". I: *Journal of Cleaner Production* 139, s. 429–439.

- Oliveira, F., K. Doelle, R. List och J.R. O'Reilly (2015). "Assessment of Diptera: Stratiomyidae, genus *Hermetia illucens* (L., 1758) using electron microscopy". I: *Journal of Entomology and Zoology Studies* 3, s. 147–152.
- Oonincx, D.G.A.B., S. van Broekhoven, A. van Huis och J.J.A. van Loon (2015). "Feed Conversion, Survival and Development, and Composition of Four Insect Species on Diets Composed of Food By-Products". I: *PLoS ONE* 10.12.
- Perednia, D.A., J. Anderson och A. Rice (2017). "A Comparison of the Greenhouse Gas Production of Black Soldier Fly Larvae versus Aerobic Microbial Decomposition of an Organic Feed Material". I: *Journal of Ecology and Environmental Sciences* 5.
- Philippot, L., J. Andert, C.M. Jones, D. Bru och S. Hallin (2011). "Importance of denitrifiers lacking the genes encoding the nitrous oxide reductase for N₂O emissions from soil". I: *Global Change Biology* 17.3, s. 1497–1504.
- Ragauskas, A.J., C.K. Williams, B.H. Davison, G. Britovsek, J. Cairney, C.A. Eckert, W.J.Jr. Frederick, J.P. Hallett, D.J. Leak, C.L. Liotta, J.R. Mielenz, R. Murphy, R. Templer och T. Tschaplinski (2006). "The path forward for biofuels and biomaterials". I: *Science* 311.5760, s. 484–489.
- RVF (2005). "Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas". I: *The Swedish Association of Waste Management*.
- Salomone, R., G. Saija, G. Mondello, A. Giannetto, S. Fasulo och D. Savastano (2017). "Environmental impact of food waste bioconversion by insects: Application of Life Cycle Assessment to process using *Hermetia illucens*". I: *Journal of Cleaner Production* 140, s. 890–905.
- Sánchez-Muros, M.J., F.G. Barroso och F. Manzano-Agugliaro (2014). "Insect meal as renewable source of food for animal feeding: a review". I: *Journal of Cleaner Production* 65, s. 16–27.
- Sealey, W.M., T.G. Gaylord, F.T. Barrows, J.K. Tomberlin, M.A. McGuire, C. Ross och S. St-Hilaire (2011). "Sensory Analysis of Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*, Fed Enriched Black Soldier Fly Prepupae, *Hermetia illucens*". I: *JOURNAL OF THE WORLD AQUACULTURE SOCIETY* 42.1, s. 34–45.
- SEPA (2012a). *Avfall i Sverige 2010*. Report 6520. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- SEPA (2012b). *Från avfallsantering till resurshushållning, Sveriges avfallsplan 2012-2017*. Report 6502. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Sheppard, D.C., G.L. Newton, S.A. Thompson och S. Savage (1994). "A value added manure management system using the black soldier fly". I: *Bioresource Technology* 50, s. 275–279.
- Smetana, S., M. Palanisamy, A. Mathys och V. Heinz (2016). "Sustainability of insect use for feed and food: Life Cycle Assessment perspective". I: *Journal of Cleaner Production* 137.

- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes och O. Sirotenko (2007). "Agriculture". I: *Climate Change 2007: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Strömbloom, Bengt och Jenny Nord (2010). *Fiske2020*. Fiskeriverket.
- Surendra, K.C., R. Olivier, J.K. Tomberlin, R. Jha och S.K. Khanal (2016). "Bioconversion of organic wastes into biodiesel and animal feed via insect farming". I: *Renewable Energy* 98, s. 197–202.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen och S.A. Vigil (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York, USA.
- The World Bank (2012). "What a Waste – A Global Review of Solid Waste Management". I: *Urban Series* 15. Washington: Urban Development & Local Government Unit.
- Themelis, N.J. och P.A. Ulloa (2007). "Methane generation in landfills". I: *Renewable Energy* 32.7, s. 1243–1257.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2017). "World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables." I: *Working Paper No. ESA/P/WP/248*.
- USDA (2018). *Full Report (All Nutrients): 16108, Soybeans, mature seeds, raw*. URL: <https://ndb.nal.usda.gov/ndb/foods/show/4845?fgcd=%5C&manu=%5C&lfacet=%5C&format=Full1%5C&count=%5C&max=35%5C&offset=%5C&sort=%5C&qlookup=16108>).
- USEPA (2017). *Carbon Dioxide Emissions Associated with Bioenergy and Other Biogenic Sources*. URL: https://19january2017snapshot.epa.gov/climatechange/carbon-dioxide-emissions-associated-bioenergy-and-other-biogenic-sources_.html.
- Wang, P. och Z. Tan (2013). "Ammonia Assimilation in Rumen Bacteria: A Review". I: *Animal Biotechnology* 24, s. 107–128.
- Wang, P., Z. Tan, L. Guan, S. Tang, C. Zhou, X. Han, J. Kang och Z. He (2015). "Ammonia and amino acids modulate enzymes associated with ammonia assimilation pathway by ruminal microbials in vitro". I: *Livestock Science* 178, s. 130–139.
- Vattenfall (2014). "Miljödeklaration EPD Kärnkraft". I: *EPD Kärnkraft*.
- Vattenfall (2016). "Miljöredovisning". I: *Miljöredovisning 2016*.
- Westöö, A.K. och C. Jensen (2018). *Matavfall i Sverige*. Tekn. rapport. Naturvårdsverket.
- Wrage-Monnig, N., M.A. Horn, R. Well, C. Muller, G. Velthof och O. Oenema (2018). "The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited". I: *Soil biology & biochemistry* 123, A3–A16.

Zhang, H., G. Li, J. Gu, G. Wang, Y. Li och D. Zhang (2016). "Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste". I: *Waste Management* 58, s. 369–375.