



# **Slutrapport till Jordbruksverket av projektet Biokol för minskat utsläpp av ammoniak och växthusgaser på nötköttsgård med biogas**

Journalnummer 2017-4257

Elisabet Nadeau<sup>1</sup>, Knut-Håkan Jeppsson<sup>2</sup>, Anna Jansson<sup>3\*</sup>, Stefan Wallin<sup>4</sup>, Cecilia Hermansson<sup>1</sup>, Ola Hallin<sup>1</sup> och Karin Ahlberg Eliasson<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Hushållningssällskapet Sjuhärad, Rådde Gård, 514 05 Långhem

<sup>2</sup>Institutionen för biosystem och teknologi, Sveriges lantbruksuniversitet Alnarp, Box 190, 234 22 Lomma

<sup>3</sup>Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, Sveriges lantbruksuniversitet, Box 234, 532 23 Skara

<sup>4</sup>Stiftelsen K. F. Mellqvist donationsfond, Rådde Gård, 514 05 Långhem

<sup>5</sup>Hushållningssällskapet Jämtland, Ösavägen 14, 830 43 Ås

\*Nuvarande adress: Växa Sverige, Lövsta-Gotland

<b>Innehållsförteckning</b>	<b>Sida</b>
Sammanfattning	3
Bakgrund	4
Målsättning	5
Material och metod	5
Stallstudie	5
Biogasstudie	12
Databearbetning och ekonomi	14
Resultat	14
Stallstudie	14
Biogasstudie	29
Ekonomi	33
Diskussion	34
Slutsats	40
Framtida forskning	40
Tack	40
Referenser	41

## Sammanfattning

Med allt mer fokus på klimatet är det viktigt att hitta nya sätt att minska ammoniakemission och utsläpp av växthusgaser till atmosfären. Biokol är en produkt som framförallt har använts som jordförbättrare på grund av dess positiva effekter på kolinlagringen i marken och potentiella skördeökningar. Till vår kännedom finns det hittills inga studier utförda på tillsats av biokol i djupströbädd. Syftet med pilotprojektet var att skapa underlag och riktvärden för framtida rekommendationer angående utnyttjande av biokol i djupströbädd och rötning av djupströbädd behandlad med biokol för att minska avgången av ammoniak och växthusgaser inom svensk nötköttsproduktion som är klimatomfattigt och ekonomiskt konkurrenskraftigt samtidigt som djurens välfärd beaktas. Studien genomfördes på Rådde Gård, Långhem, Hushållningssällskapet Sjuhärad. Under stallperioden 2018-2019 utfördes mätningar i ett stall med ungtjurar av köttskorsningar. När djupströbädden gödslades ut efter stallstudien togs prover från djupströbädden som lagrades frysta tills de användes som substrat i biogasstudien. I stallstudien ingick 36 tjurar fördelade på tre grupper; en kontrollgrupp, utan tillsättning av biokol i djupströbädden, en grupp som fick 2,5 % biokol av gödselmängden (i genomsnitt 0,5 kg biokol per djur och dag), och en tredje grupp som hade en tillsats på 5 % biokol av gödselmängden (i genomsnitt 1,0 kg biokol per djur och dag). Mätningar av ammoniak- och koldioxidemission från djupströbädden genomfördes vid sex tillfällen och vid de tre sista tillfällena mättes också emission av metan och lustgas. Temperaturen i djupströbädden och i stallet registrerades och djupströbädden provtogs för analys av torrsubstans och pH. Tjurarna vägdes och deras tillväxt beräknades, tjurarnas liggtid registrerades genom videofilmning och deras renhet registrerades med direktobservation. De tre olika djupströbehandlingarna, både som substrat och som rötrest i biogasförsöket analyserades för kemisk sammansättning. För att utvärdera biometanpotentialen hos substraten användes batchsystem och för att utvärdera den totala volumetriska biogasproduktionen användes ett totalomblandat kontinuerligt system med CSTR reaktorer. Ekonomiska beräkningar utfördes utifrån försöksresultaten för att skatta mervärdet av att använda biokol i djupströbädd och i biogasproduktion. Biokol minskade ammoniakavgången vid tillsättning av 2,5 % biokol av gödselmängden i bädden och ingen ytterligare minskning kunde påvisas vid dubbel dosering. Det gick inte att dra några slutsatser från resultatet om hur växthusgaserna påverkades av tillsättning av biokol till djupströbäddar på grund av stor variation i mätresultaten. Det var enbart små eller obetydliga effekter av biokol på bäddens torrsubstanshalt, pH och temperatur och tjurarnas tillväxt, liggtid och renhet påverkades inte av biokol. Användning av biokol i biogasproduktionen visade på ökad total gasproduktion och specifik metanpotential när tillsats av biokol i djupströbädden vid en nivå på 2,5 % av gödselmängden användes. Dubbel dosering av biokol i djupströbädden gav ingen ytterligare ökning av biogasproduktionen. Rötad och orötad ströbädd med biokol hade högre halter av järn, mangan och zink än motsvarande ströbädd utan biokol. De ekonomiska beräkningarna visade att kostnaderna för inköp och hantering av biokol översteg intäkterna från ökad energiproduktion och kolinlagring samt minskad ammoniakemission.

## Bakgrund

Biokol är en kolrik produkt som framställs genom upphettning av organiskt material, såsom träflis och växtrester, till mellan 500 och 1000 grader vid begränsad tillgång på syre. Under den här processen, som kallas pyrolys, bryts det organiska materialet ner till biokol, som liknar grillkol men skillnaden ligger i att de har olika användningsområden. Den förnybara energin som frigörs vid upphettningen kan användas för uppvärmning och gas (Clough och Condron, 2010).

Intresset för biokol som jordförbättringsmedel har ökat de senaste åren då biokol bland annat långsiktigt minskar förluster av ammoniak och lustgas från marken. De minskade ammoniakförlusterna beror på att biokol binder kväve till sig som är tillgängligt för växterna och ökar därmed växternas tillväxt och avkastning (Steiner et al., 2007). Det är logiskt att anta att biokol även skulle minska avgången av framförallt ammoniak men även av metan och lustgas om den blandas med halm i en djupströbädd för nötkreatur på stall. Därmed skulle svensk nötköttsproduktion bli mer resurseffektiv och klimatsmart. Genom att kombinera nötköttsproduktionen med en biogasanläggning på gården kan djupströbädden användas som substrat för biogasproduktionen, vilket ger ytterligare klimatvinster genom att avsevärt minska metanavgången till atmosfären samtidigt som förnybar energi produceras. Den här strategin ökar konkurrenskraften för svensk nötköttsproduktion och är helt i linje med de nationella miljö kvalitetsmålen att minst 50 % av den svenska energin ska vara förnybar, utsläppen av växthusgaser i Sverige ska reduceras med 40 % jämfört med år 1990 och energieffektiviteten ska öka med 20 % (Miljömålsberedningen, 2016).

Tidigare försöksresultat utförda av Jeppsson (1999) på SLU Götala nöt- och lammkötsforskning, Skara, visade på ammoniakavgång från djupströbädd av halm på 547 – 747 mg/m<sup>2</sup>h i boxar med mjölkkrastjurar. När torv blandades in med hackad halm (60 % torv/40 % halm) minskade ammoniakavgången med i genomsnitt 50 %. Ammoniak-emission från gödsel och urin i skrapgång var ungefär hälften så stor som från djupströbädden (Jeppsson, 1999). Emissioner av växthusgaser mättes inte i den studien. Biokol borde ge minst lika stora minskningar i ammoniakavgång. Dessutom har inblandning av biokol istället för torv i djupströbädd klimatmässiga fördelar sett ur ett livscykelperspektiv. Dikade torvjordar, nedbrytning av torv i marken och torvbrytning orsakar stora utsläpp av växthusgaser, vilket till viss mån kan minskas om torvmark återställs till våtmarker (Hjerpe et al., 2014). Biokol är till skillnad från torv, mycket stabil i marken, vilket resulterar i en fördröjning av CO<sub>2</sub>-utsläppen i storleksordningen tusen år (IPCC, 2007). Biokol, som fungerar som en kolsänka, är därmed ett konkurrenskraftigt alternativ för att minska utsläppen av ammoniak och växthusgaser till atmosfären. Den energi som avges vid tillverkningen av biokol under uppvärmning (pyrolys) kan användas som förnybar energikälla för uppvärmning av lokaler.

Biokolens förmåga att minska ammoniakförlusterna varierar stort mellan studier som till största delen har skett i fält för olika typer av jordar. Vi har i vår litteratursökning inte funnit publicerade resultat på biokolens användning i djupströbädd till nötkreatur. Däremot finns det en publicerad studie som visar minskad emission av ammoniak på upp till 64 % och av total-kväve på upp emot 52 % vid kompostering av gödsel från fjäderfä när 20 % biokol, framställd från träflis, tillsattes komposten (Steiner et al., 2010). I samma studie påvisades också minskad vattenhalt i komposten på grund av biokolens vattenabsorberande förmåga. En sådan hög inblandning av biokol borde inte vara ekonomiskt försvarbar med nuvarande priser på biokol på minst 10-15 kr/kg. Om den tilltänkta förstudien visar på positiva resultat för biokol kan mer fördjupade studier utföras där även spridning av stallgödsel i fält med och utan tillsats av biokol och med och utan rötning i biogasanläggning undersöks, vilket kan öka marknaden för biokol med en förväntad ökad nationell biokolproduktion. Detta borde kunna leda till en sänkning av priset men även till ekonomisk kompensation till nötköttsproducenter för användning av biokol som ett medel att minska utsläppen av ammoniak och växthusgaser på gårdsnivå inom svensk nötköttsproduktion.

De tidigare resultaten visar på att det vore mycket intressant att undersöka biokolens förmåga att minska ammoniakavgången och binda vatten till sig i en djupströbädd av halm till nötkreatur, vilket skulle förbättra stallmiljön och djurens komfort i form av en torrare liggyta. Ämnet är speciellt värdefullt att undersöka eftersom djupströbädd med skrapgång är en relativt vanlig inhysningsform vid nybyggnation eftersom det är en enkel och billig byggnadslösning. För att biokol ska bidra till att förbättra den nationella nötköttsproduktionens konkurrenskraft samtidigt som den bidrar till att nå de nationella miljö kvalitetsmålen behöver vi undersöka effekt av lägre inblandning av biokol i djupströbädd till nötkreatur än vad som tidigare har använts vid kompostering av fjäderfägödsel. Att ytterligare minska metanutsläppen till atmosfären genom att röta djupströbädden med tillsatt biokol i en gårdsanpassad biogasanläggning medför ytterligare klimatvinster.

## **Målsättning**

Att genom en förstudie/pilotprojekt skapa underlag och riktvärden för framtida rekommendationer angående utnyttjande av biokol i djupströbädd och rötning av djupströbädd behandlad med biokol för att minska avgången av ammoniak och växthusgaser inom svensk nötköttsproduktion som är klimatomfattigt och ekonomiskt konkurrenskraftigt samtidigt som djurens välfärd beaktas.

## **Material och metod**

### Stallstudie

#### *Djur, inhysning och skötsel*

Försöken pågick mellan den 4 oktober 2018 – 15 mars 2019 och utfördes på Rådde Gård, Långhem, Hushållningssällskapet Sjuhärad. Studien involverade tre grupper med 12 ungtjurar av kötttraskorsningar i varje grupp, totalt 36 ungtjurar.

Tjurarna föddes under perioden januari-april 2018 och bestod till största delen av korsningstjurar där Angus, Charolais, Hereford, Limousine och Simmental var inkorsade eller av renrasiga Charolais och Simmental med två till tre renrasiga tjurar per grupp. Vid installning och därmed försöksstart, efter betesperioden, var tjurarnas medelvikt i genomsnitt över de tre grupperna  $308,8 \pm 0,88$  kg och genomsnittsålder på tjurarna var vid installning  $248 \pm 26$  dagar. Vid försökets slut var tjurarnas medelvikt  $539,4 \pm 5,99$  kg och de var då  $410 \pm 26$  dagar. Mellan klockan 7–16 fanns det personal på plats vid stallarna och utfodringen skedde på morgonen och tjurarna sågs tills flera gånger om dagen, för att säkerställa att de hade tillgång på foder hela dygnet. Tjurarna utfodrades med ensilage, krossat rågvete och mineraler *ad libitum*. Då besättningen var KRAV-certifierad utfodrades tjurarna enligt KRAV:s regelverk. De hölls på djupströbädd med en tillhörande rastgård som endast användes vid mätningarna och vid halmning två dagar per vecka (tisdag och torsdag).

Stallet bestod av ett foderbord i mitten som var  $3 \times 33$  meter och på den andra sidan om det hystes cirka 30 kvigor som inte var med i försöket. På den sidan om foderbordet där tjurarna som var med i försöket befann sig var den totala djupströbäddytan 250 m<sup>2</sup> och därtill fanns fotpallyta på 14 m<sup>2</sup>. Det var tre grupper som separerades med grindar vilket gav dem 88 m<sup>2</sup> per grupp och 6,94 m<sup>2</sup> liggyta per tjur.

#### *Försöksuppläggning*

Tre grupper med tjurar med vardera 12 djur slumpades ut på försöksbehandlingarna, vilka var en kontrollgrupp (K), som inte fick någon tillsättning av biokol i djupströbädden, en grupp som fick 2,5 % biokol av gödselmängden, vilket innebar i genomsnitt 0,5 kg biokol per djur och dag (B50 %) och den tredje gruppen som hade en tillsats på 5 % biokol av gödselmängden, vilket i genomsnitt innebar 1,0 kg biokol per djur och dag (B100 %). För att kunna räkna ut den mängd biokol som behövde tillsättas i djupströbädden utgick beräkningarna från förväntad gödselmängd från djuren och att gödselmängden ökade med stigande vikt på djuren. Därför delades biokolmängden in i tre perioder under försöksperioden. Biokolmängderna för varje tredjedel av hela försöksperioden framgår av tabell 1.

Tabell 1. Tillsatt mängd biokol (B) till försöksgrupperna, angivet i kg per djur och dag.

	B100 %	B50 %	Kontroll
Period 1	0,5	0,25	0
Period 2	1,0	0,5	0
Period 3	1,5	0,75	0

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

Medelvikten vid försöksstart var för grupp B100 %  $308 \pm 37,7$  kg, B50 %  $309 \pm 42,2$  kg och för grupp K  $310 \pm 51,7$  kg. Medelålder vid försöksstart var för grupp B100 %  $240 \pm 31$  dagar, B50 %  $256 \pm 18$  dagar och K  $247 \pm 28$  dagar. Tjurarna

vägdes förutom vid försökstarten den 4 oktober även den 10 januari 2019 under försöket.

För att få ett jämnt lager av biokol, en homogen bädd och minskad variation i resultaten lades djupströvbädden ut genom att lägga ut ett lager med vetehalm. Därefter fylldes det på med ett jämnt fördelat lager av biokol, som till sist täcktes med ett tunt lager av vetehalm. Varje tisdag och fredag ströades det med halm och samtidigt tillsattes biokol till bädden för hand. Halmåtgången registrerades under försöket och det gick åt i genomsnitt åtta kg per djur och dag. Mellan den 8 oktober 2018 och 4 mars 2019 genomfördes mätningar på hur mycket bädden höjdes för att få en uppfattning om mikrobiell aktivitet i bäddarna. Mätningarna genomfördes på tre olika platser i bädden för varje grupp; bak, mitten och framme vid foderbordet.

#### *Biokolet*

Biokol som användes i försöket kom ifrån Emåmejeriet i Hultsfred och tillhandahölls av Bio Kraft och Värme AB (Figur 1). Pyrolysen av skogsresterna som blev till biokol och användes i försöket skedde vid 950–1050 °C och bestod av rester från skogsindustrin. Kemiska sammansättningen i biokolen analyserades vid Eurofins i Lidköping och visas i tabell 2.



Figur 1. Biokol som användes i försöket.

Tabell 2. Kemisk sammansättning i biokol använd i projektet.

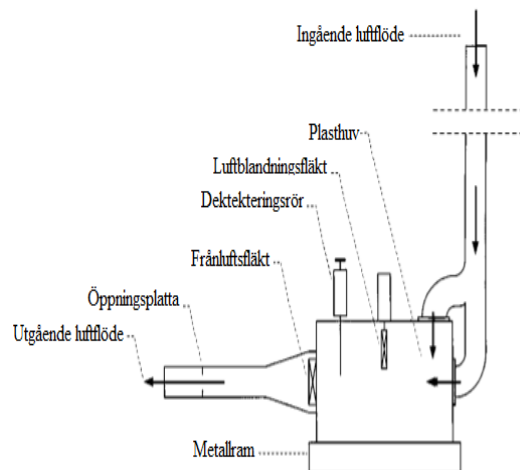
Ämne	Koncentration
Torrsubstans (ts)	95,8 %
	<i>% av ts</i>
Aska	11,7
Svavel	3,7
Klor	0,042
Kol	85
Väte	2,8
Kväve	1,3
	<i>mg/kg ts</i>
Aluminium	1 500
Fosfor	770
Järn	1 300
Kadmium	1,7
Kalcium	21 000
Kalium	91 00
Kisel	8 100
Magnesium	2 700
Mangan	1 700
Natrium	< 500
Titan	560
Arsenik	30
Antimon	< 2,5
Barium	390
Beryllium	< 2,5
Bly	4,9
Kobolt	22,5
Koppar	32
Krom	51
Molybden	< 20
Nickel	55
Tenn	< 2,5
Vanadin	210
Zink	240
Bor	63
Kvicksilver	< 0,045

#### *Mätning av ammoniak och koldioxid*

Under perioden december-mars genomfördes sex mätningar, den 12 december 2018, 16 januari, 31 januari, 27 februari, 5 mars och 12 mars 2019, och provtagningar från de tre djupströbäddarna. Mätningarna av ammoniak och koldioxid genomfördes med hjälp av ventilerade huvar gjorda av plast (Figur 2). Mätmetoden baserades på massbalans, vilket innebär att vid jämvikt är mängden ammoniak som avgavs från ytan samma mängd som ventileras ut från plasthuven. Huvens area var 0,25 m<sup>2</sup> och hade en volym på 0,1 m<sup>3</sup>. Luftflödet genom huven var 100 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Vid mättillfällena placerades huvarna ut på sex platser i



bädden; tre platser vid den bakre delen av djupströbädden och tre vid foderbordet. Innan huvarna placerades ut togs den rena halmen bort för att mätningen skulle kunna ske direkt på gödseln. Huvarna placerades i en metallram för att stå stabilare och trycktes ned i bädden för att det skulle bli tätt mellan huv och bädd. När huven startades var de igång minst 20 minuter innan mätningarna genomfördes. Den tiden användes eftersom en tidigare studie har visat att det krävs minst 20 minuter för att jämnvikten (massbalansen) mellan ammoniak som avges från ytan och som ventileras ut ur mäthuvn ska ha uppkommit (Jeppsson, 2000).



Figur 2. Schematisk bild av mäthuv, redigerad/modifierad från Jeppsson (1999).

Ammoniak- och koldioxidkoncentrationen mättes dels i den inkommande luften genom att mäta luften utanför huven, dels genom att mäta luften som passerade igenom huven. Mätvärdena användes sedan för att beräkna mängden emissioner. Formeln som användes var:

$$E = (CCH - CA) \rho q \quad (1.)$$

där E är emissionen ( $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), CCH är koncentrationen inne i kammaren (ppm), CA är koncentrationen i den inkommande luften (ppm),  $\rho$  är densiteten för ammoniak respektive koldioxid i den utgående luften ( $\text{kg/m}^3$ ) och q är luftflödet ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) (Jeppsson, 1999). Samma formel användes för beräkning av både ammoniak- och koldioxidemissionen. Ammoniakhalten mättes med hjälp av ett reagensrör (Kitagawa 105SD) som placerades i mäthuvn. Koldioxiden mättes med hjälp av en koldioxidmätare (TSI IAQ-Calc™ 8732) som startades och när högsta nivån uppmättes skrevs värdet ner.

#### *Provtagning och registreringar i djupströbädden och i stallet*

När alla mätningar var genomförda ovanför marknivå togs prover i djupströbädden för att senare kunna genomföra pH- och ts-analys av djupströbädden. Temperaturen och ett prov på bädden togs 20 cm ner i djupströbädden. Det togs också borrhov, vilket innebär att ett ihåligt rör slogs ner 0,5 meter för att kunna ta prov på djupströbädden även där. Detta genomfördes på samtliga platser där huvarna hade stått, det vill säga från sex platser och totalt tolv prover från varje

försöksgrupp och mättillfälle. Totalt samlades 216 prover in från djupströbäddarna. När ts-halten analyserades vägdes det upp prov på 150 gram, som placerades i ett torkskåp under 16–24 timmar i 105 °C därefter vägdes det torkade provet igen för att kunna bestämma ts-halten. Ts-halten beräknades genom:

$$TS = ((VB - VT) / VN)100 \quad (2.)$$

där VB är bruttovikten (g) av provet när det kommer ut från torkskåpet, VT är vikten (g) på aluminiumformen provet placeras i innan placering i torkskåpet, VN är nettovikten (g) som provet väger när de placeras i torkskåpet och värdet multipliceras sedan med 100 för att få fram ts-halten i procent.

Förutom att temperaturen mättes vid varje mättillfälle och plats mättes även temperaturen i djupströbädden och i luften kontinuerligt under hela försöksperioden. Det genomfördes med hjälp av Tinytag temperatursensorer (Gemini Data Loggers, England). De sensorer som mätte lufttemperatur och relativ luftfuktighet (% RH) ovanför djupströbädden var fastmonterade på en stolpe 2,5 meter ovanför foderbordet och en vid ytterväggen i samma höjd. Dessa loggrarna registrerade temperaturen var 30:e minut dygnet runt. Det fanns också två loggrar i djupströbädden, i varje grupp. De placerades där när bädden var 20 cm djup. Den ena låg en meter från foderbordet och den andra låg en meter från bakre väggen och dessa loggrar registrerade temperaturen var fjärde timma. Endast två av loggrarna från djupströbädden återfanns vid utgödslingen av bädden (en i B0,5 och en i K).

#### pH-mätning

Det togs 100 gram från varje prov från djupströbädden och placerades i plastpåse som frystes för kommande pH-analys. Vid analystillfället tinades proven upp och 100 ml avjoniserat vatten (H<sub>2</sub>O) tillsattes till varje prov, som sedan fick stå i ett kylskåp över natten. Anledningen till att avjoniserat vatten användes var för att minska risken att vattnet skulle påverka pH genom en kemisk reaktion. Innan analys av proven kalibrerades pH-mätaren genom att sätta ner pH-elektroden i kalibreringsvätska som hade pH fyra, sju eller tio. Proverna analyserades sedan genom att pressa ut vätskan från påsen ner i ett mätglas, som sedan pH-elektroden placerades i för mätning av pH, vars värde registrerades på papper. Efter varje provtagning sköljdes pH-elektroden med avjoniserat vatten. Efter vart tionde prov kalibrerades pH-elektroden.

#### *Mätning av avgång av metan och lustgas*

Mätning av metan och lustgas genomfördes den 27 februari, 5 och 12 mars 2019 då även koldioxid mättes. Mätningarna genomfördes på fyra platser i varje bädd med hjälp av en plasthuv (Figur 3). Skillnaden var att denna huv var helt sluten och kopplad med två plastslangar (polyeten) till en gasmätare (Lumasense Technologies A/S, Danmark, 1412 Photoacoustic Field Gas-Monitor). Monitorn var kopplad till en dator som lagrade all mätdata från försöket. Avgivningen av växthusgaserna bestämdes genom att mäta hur snabbt koncentrationen av

respektive gas ökade i mäthuv. Avgången av metan och lustgas räknades om till koldioxidkvivalenter utifrån uppgifter från IPPC (2007) där 1 kg metan motsvarar 24 kg koldioxid och 1 kg lustgas motsvarar 298 kg koldioxid.



Figur 3. Mäthuv för mätning av lustgas och metan (Foto: Anna Jansson).

#### *Gödselstudie*

Genom en studie i laboratorium med jämn rumstemperatur undersöktes effekterna av att tillsätta biokol direkt i gödsel. Samma tillsatser av biokol som användes i försöket, det vill säga 0, 0,5 och 1,0 kg per djur och dag jämfördes. Från en skrapgång där dikor med kalv hade gått togs tio kilo gödsel till varje biokolbehandling. Samma huvar som användes i djupströbädden (Figur 2) användes till detta försök. Studien pågick under fyra veckors tid och de mätningar som genomfördes var ammoniakmätning från huven och temperaturmätning i gödsel och laboratoriet.

#### *Liggbeteendestudie*

För att kunna undersöka hur lång liggtid tjurarna hade filmades de under tre dygn vid två perioder, en period i februari och en i mars. Anledningen till att filmning genomfördes istället för direkt observationer var för att inte störa eller påverka djurens beteende men även för att kunna studera djuren under en längre period och få ett säkrare resultat. Inspelningarna gjordes via tre kameror (KPC 172ZEP, Avtech, Taiwan) som hade satts upp på ytterväggen och varje kamera täckte en box. De var kopplade till en dator med ett datorprogram som kunde spela in videosignalerna från alla tre kameror samtidigt (Media Recorder, Noldus Tecknolgy Ltd., Nederländerna). Filmerna analyserades med hjälp av programmet Windows Media Player. Detta genom att med femton minuters mellanrum pausa videon och sedan räkna hur många djur som låg ner och hur många som stod upp. Det togs ingen hänsyn till vilken individ som låg ner vid tillfället, endast hur många. Filmmaterial spelades in under hela dygnet men på grund av svårigheter att analysera filmerna kvälls- och nattetid analyserades endast timmarna mellan

klockan 06:00-18:00. Totalt gjordes 212 observationer på tjurarna i februari och 339 observationer i mars. Anledningen att observationerna skiljde sig åt mellan februari och mars var främst på grund av problem med utrustningen och att all kamerainspelning inte registrerades under dygnets timmar.

#### *Djurens renhet*

Tjurarnas renhet kontrollerades med hjälp av direktobservationer. Detta gjordes vid alla mättillfällen av ammoniakavgång förutom vid det första mättillfället, vilket gav totalt fem registreringstillfällen. Renheten kontrollerades på en skala från 1–3 där 1 innebar rent djur, 2 innebar något smutsigt djur och 3 innebar något mer smutsigt djur. Anledningen till att renheten studerades var för att se om tillsatsen av biokol medförde att tjurarna blev mindre smutsiga. En tanke var att de bäddar där biokol hade tillsatts (B100 % och B50 %) skulle vara torrare då biokol absorberar vatten och att det eventuellt skulle leda till renare djur.

#### Biogasstudie

När djupströbädden gödslades ut efter försöksslut i mars 2019 togs prover av djupströbädden slumpmässigt från varje biokolbehandling och frystes tills de användes som substrat för biogasstudien. För att utvärdera biometanpotentialen hos de olika substraten användes batchsystem och för att utvärdera den totala volumetriska biogasproduktionen användes ett totalomblandat kontinuerligt system (CSTR).

#### *Batchsystem*

Biometanpotentialen (BMP) för substraten analyserades med ett automatiskt metanpotential test system (Bioprocess Control AB). Proven inkuberades med ymp från en kommersiell biogasanläggning, vilken matades huvudsakligen med flytgödsel. Ympen avgasades i sju dagar innan insättning i batch. Inkuberingen skedde vid 38°C i 30 dagar. Substrat:ymp förhållandet på organisk substans (VS) basis var 1:3 enligt standard för BMP tester och belastningsgraden var 3 g VS/liter (Schnürer, Bohn och Moestedt, 2017). Den totala aktiva volymen i flaskorna var 400 ml och kranvatten användes för att nå totalvolymen. Blankprovet, som innehöll ymp men inte substrat användes för att mäta bakgrundsmetan. Cellulosa (SIGMA, Cellulosa fiber medium CAS 9004-34-6) användes som standardsubstrat. Samtliga prover gick i triplikat. Metanhalten i producerad gas är beräknad till 55 %. Gasvolymen beräknades vid standard temperatur och tryck.

#### *Kontinuerliga reaktorer (CSTR)*

Mesofil kontinuerlig rötning användes (temperatur 38°C), tre 10-liters CSTR (Dolly, Belach Biotechnology AB) reaktorer användes vid försöket. Vid uppstart användes 6 liter ymp per reaktor. Ympen kom från samma kommersiella biogasanläggning som för batchförsöket. Vi fick dock använda ymp från en annan biogasanläggning för R3 efter problem med gasproduktion. Båda biogasanläggningarna hade flytgödsel som huvudsubstrat. Reaktorerna matades med en belastning på 3,0 g VS per liter och dag, som volymjusterare användes kranvatten. Samtliga reaktorer fick kontrollsubstrat (djupströ utan biokol) till en

jämn gasproduktion nåtts i de tre reaktorerna. Därefter matades en av reaktorerna fortsatt med kontrollsubstratet (K), en andra reaktor med B50 % substratet som motsvarade 2,5 % biokol av gödselmängden i djupströbädden och en tredje reaktor med B100 % substratet som motsvarade 5 % biokol av gödselmängden i djupströbädden. Försöket pågick i tre uppehållstider på vardera 30 dagar.

Gasproduktionen mättes automatiskt med en volumetrisk gasmätare, vilken kalibrerades med trumgasmätare (Ritter TG0,5/5, DR-Ing. Ritter Apparatebau GMBH & Co, Kg). Metanhalten i biogasen provtogs en timma innan matning vid tre tillfällen under försöksperioderna och analyserades med gaskromatografi (Clarus 500, Perkin Elmer, USA, Polyimide Uncoated capillary kolumn 5 m × 0,32 mm, FID detektor). För omvandling avseende energiinnehåll har 9,77 kWh/Nm<sup>3</sup> metan använts.

#### *Analys av substrat och rötrest*

Prov på rötrest i triplikat togs i slutet av sista 30 dagars perioden och frystes för senare analys av kemisk sammansättning. Kemisk sammansättning i substrat och rötrest analyserades i triplikat i laboratoriet vid institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Koncentrationerna av aska, kol, neutral detergent fibre (NDF) och in vitro smältbarhet av organisk substans analyserades på torkade prover, som hade malts genom ett 1,0 mm såll (Kamas, Kvarnmaskiner AB, Malmö, Sverige). Total-kväve och ammonium-kväve analyserades också på torkat och malet prov men även på färskt prov för substratet enligt Kjeldahl respektive FIA metoden. Totalkväve i substrat och rötrest analyserades enligt Kjeldahl i en Tecator Auto Sampler 1035 Analyzer (Tecator Inc., Höganäs, Sverige). Dessutom analyserades total-kväve i torkat substratprov med LECO CN928 instrument enligt en modifierad metod av SS-ISO 13878. Ammonium-kväve koncentrationen i substrat och rötrest bestämdes med FIA metoden med samma instrument som för totalkväve (Tecator, Application Note, ASN 50-01/92). Kolhalten i substratet bestämdes med ett LECO CN928 instrument enligt en modifierad metod av SS-ISO 10694. NDF i rötrest analyserades enligt Van Soest et al. (1991) och pH i rötrest analyserades med en kalibrerad pH meter. Mineralerna kalcium, kalium, magnesium, natrium, fosfor, svavel, koppar, järn, mangan och zink i substrat och rötrest analyserades enligt Balsberg-Påhlsson (1990) med en spektrofotometer (Spectro Blue ICP) enligt en modifierad metod av SS 028311. Rötresten analyserades för smältbarhet av organisk substans enligt VOS-metoden genom inkubation i vomvätska och buffert vid 39°C i 96 timmar (Lindgren, 1979, 1983). Innehåll av flyktiga fettsyror i rötresten analyserades med vätskekromatografi enligt Andersson och Hedlund (1983). Nedbrytningen av organisk substans (VS) och torrsbstans (TS) i biogassubstraten beräknades som skillnaden mellan VS respektive TS i substrat och VS respektive TS i rötrest dividerat med VS respektive TS i substrat.

## Databearbetning och ekonomi

Jordbruksverket, huvudfinansiären i projektet, har som krav att pilotstudier inte ska innehålla forskning med avancerad statistik och därför har detta uteslutits från arbetet. Däremot har enklare statistik genomförts såsom medelvärdes-beräkningar med standardavvikelse. All insamlad data från försöken fördes in i och analyserades med hjälp av Microsoft Excel. Resultaten i biogasstudien jämfördes med resultat från gårdsanläggningar i Sverige. Ekonomiska beräkningar utfördes utifrån försöksresultaten för att skatta mervärdet av att använda biokol i djupströbädd och i biogasproduktion.

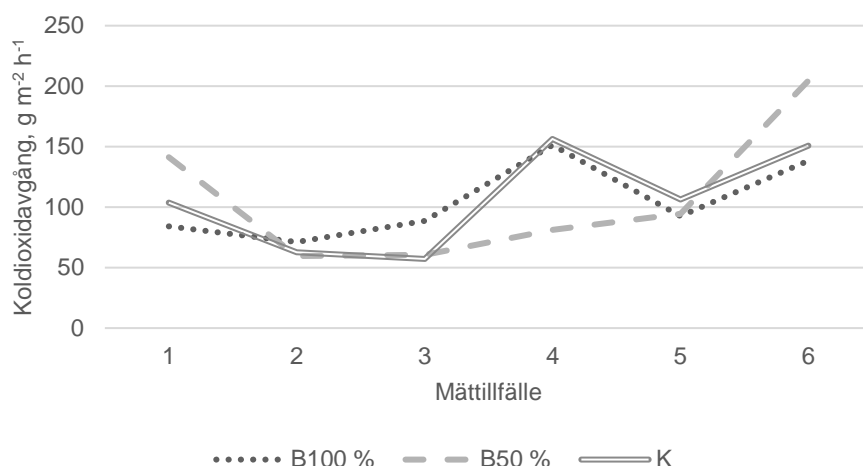
## **Resultat**

### Stallstudie

Resultaten i stallstudien visar på en variation inom och mellan grupperna samt mellan mättillfällena. Resultaten som redovisas är därför uppdelade på fyra olika sätt. Fram innebär mätningar framme vid foderbordet och bak innebär mätningar längst bak i djupströbädden. Dessutom har resultaten delats upp beroende på vilken nivå i djupströbädden som mätningar har genomförts, 20 cm ner eller borrhov. Mätningarna genomfördes vid sex tillfällen, vilket har angivits som 1–6 i figurerna. Dessa datum var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019. När ppm anges i resultaten syftar det på koncentration, vilket innebär att när det är samma luftflöde genom huven ger skillnader i ammoniakkoncentrationen ett mått på skillnader i emission.

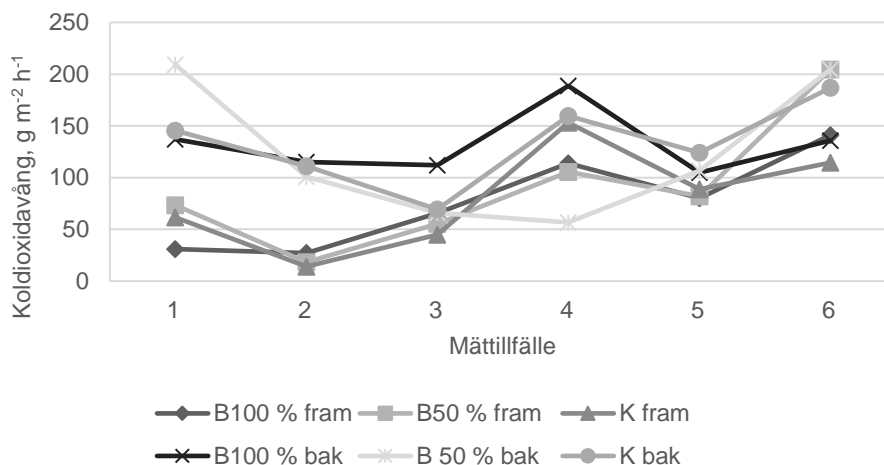
### *Växthusgaser*

Koldioxidavgången varierade under försöksperioden (Figur 4). Medelvärdet för koldioxidavgången ökade från alla tre bäddar mellan första och sista mätningen. Mättillfälle 4 skiljer från de andra mättillfällena genom att både grupp B100 % och K ökade i koldioxidavgång när det beräknades som ett genomsnitt över mätställena. Vid sista mättillfället var koldioxidavgången för B50 % högre än för grupp K.



Figur 4. Koldioxid (CO<sub>2</sub>) avgång från djupströbädd i försöksgrupper över tid som ett genomsnitt över sex platser i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Från figur 5 som visar CO<sub>2</sub> avgången bak och fram i varje försöksgrupp går det att avläsa högre CO<sub>2</sub> avgång baktill i bädden än framme vid foderbordet i djupströbädden vid några av mättillfällena.



Figur 5. Koldioxid (CO<sub>2</sub>) avgång från djupströbädd bak och fram i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

I Tabell 3 visas avgång av koldioxid, metan och lustgas från de tre djupströbäddarna. Det var en stor variation för samtliga mätvärden och på grund av denna variation inom försöksgrupper går det inte att säga att tillsättningen av biokol genererade en minskning på koldioxidutsläppet. Även här syns det att det är

ett större koldioxidutsläpp från djupströbädden bak än fram. I tabell 3 går det också att avläsa medelvärdet i försöksgrupperna för metan och lustgas. Resultaten visar återigen en stor spridning som gör att det inte går att avgöra om biokolen faktiskt hade en effekt eller inte på koldioxid, metan och lustgas.

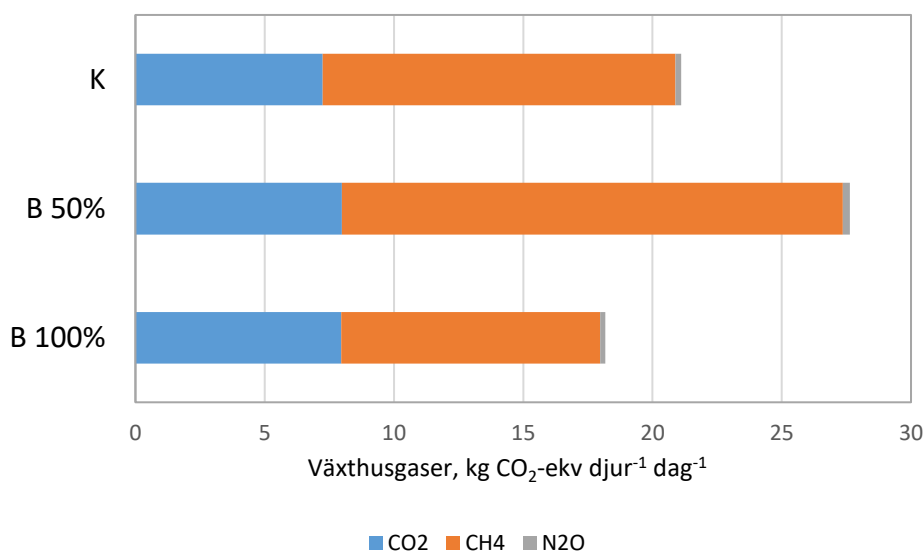
Tabell 3. Medelvärde och standardavvikelse för avgång av koldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) och lustgas (N<sub>2</sub>O) från djupströbädden i varje försöksgrupp.

	B100 %	B50 %	Kontroll
CO <sub>2</sub> (g m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>			
Medelvärde fram	76,5 ± 45,17	89,9 ± 63,34	79,5 ± 50,05
Medelvärde bak	132,3 ± 30,58	209,2 ± 67,05	132,8 ± 40,87
CO <sub>2</sub> (g m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>	45,4 ± 4,32	45,6 ± 8,35	41,3 ± 6,81
CH <sub>4</sub> (g m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	2,4 ± 0,64	4,6 ± 1,63	3,2 ± 1,05
N <sub>2</sub> O (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	3,6 ± 1,60	5,1 ± 1,67	4,3 ± 0,83

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

<sup>1</sup>CO<sub>2</sub> mätt med samma metod som användes för ammoniakmätningarna från 3 platser bak i boxen och 3 platser fram till vid foderbordet i boxen under 6 mättillfällen (se metodavsnittet). Standardavvikelsen visar variationen mellan mätplatserna och mellan mättillfällen. <sup>2</sup>CO<sub>2</sub> mätt med samma metod som användes för mätning av CH<sub>4</sub> och N<sub>2</sub>O från 4 mätplatser per grupp vid 3 mättillfällen (se metodavsnittet). Standardavvikelsen för CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> och N<sub>2</sub>O visar på variationen mellan mättillfällen.

När avgången av metan och lustgas räknades om till koldioxidekvivalenter blev avgången av metan störst medan avgången av lustgas endast utgjorde en mycket liten del av de totala utsläppen (Figur 6).

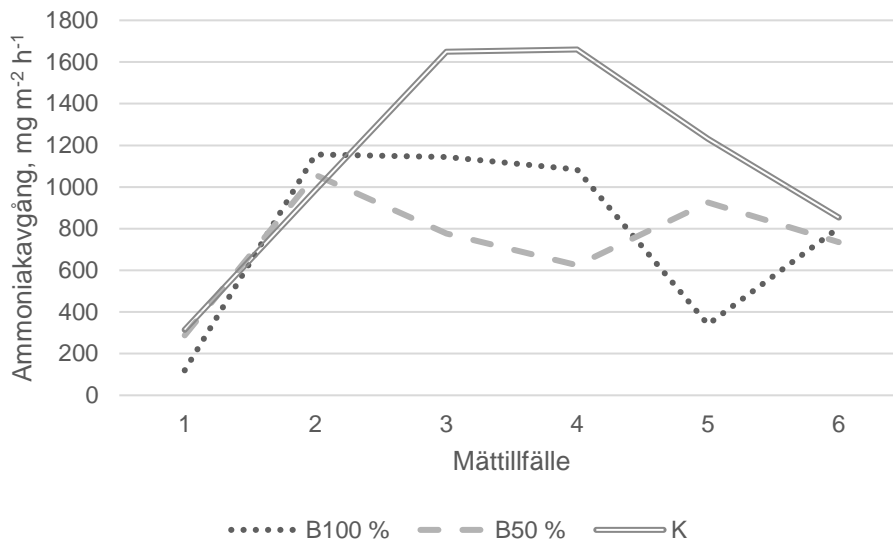


Figur 6. Utsläpp av växthusgaser från djupströbäddarna uttryckt i koldioxidekvivalenter. Värdena på CO<sub>2</sub> är de som mättes med sluten huv som också användes för mätning av CH<sub>4</sub> och N<sub>2</sub>O. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.



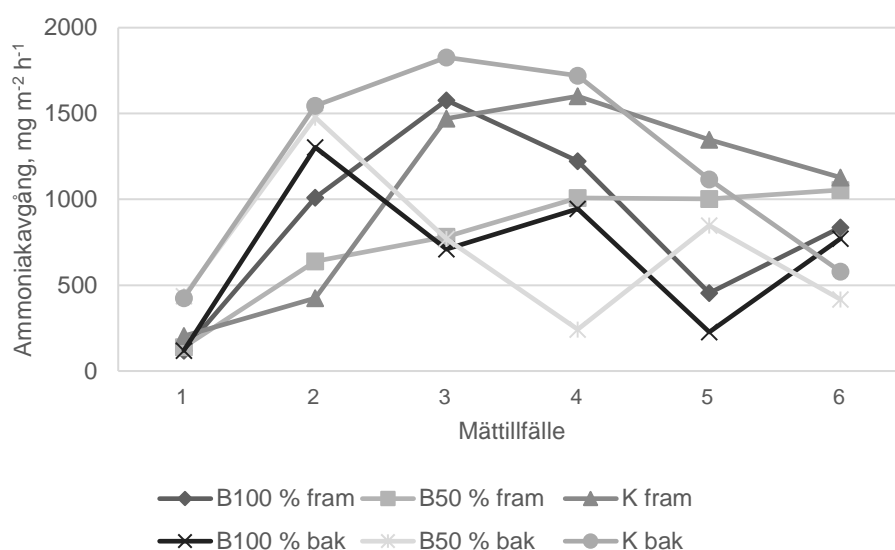
### Ammoniakemission

Ammoniakemissionen ökade för samtliga försöksgrupper från första till sista mättillfället (Figur 7). Resultatet visar också att behandling B50 % verkar ha en större effekt än behandling B100 % och båda grupperna har en lägre ammoniakemission än kontrollgruppen.



Figur 7. Ammoniak (NH<sub>3</sub>) avgång från djupströbädd i försöksgrupper över tid som ett genomsnitt över sex platser i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultatet visar en stor variation över tid. Det är något högre avgång fram till i djupströbädden i grupp B100 % och B50 % jämfört med baktill i bädden men i K-gruppen är det vid flera mättillfällen lägre avgång fram till än baktill (Figur 8).



Figur 8. Ammoniak (NH<sub>3</sub>) avgång från djupströbädd i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

I tabell 4 indikerar resultatet på att det gav effekt att tillsätta biokol och det syns redan i grupp B50 %. De höga standardavvikelseerna visar på att det fortfarande är en stor variation men eftersom medelvärdena där biokol är tillsatt skiljer så pass mycket från kontrollgruppen, visar det att biokol har en minskande effekt på ammoniakemissionen. Det går också att avläsa från resultatet att det är större spridning i kontrollgruppen jämfört med B100 % och B50 %.

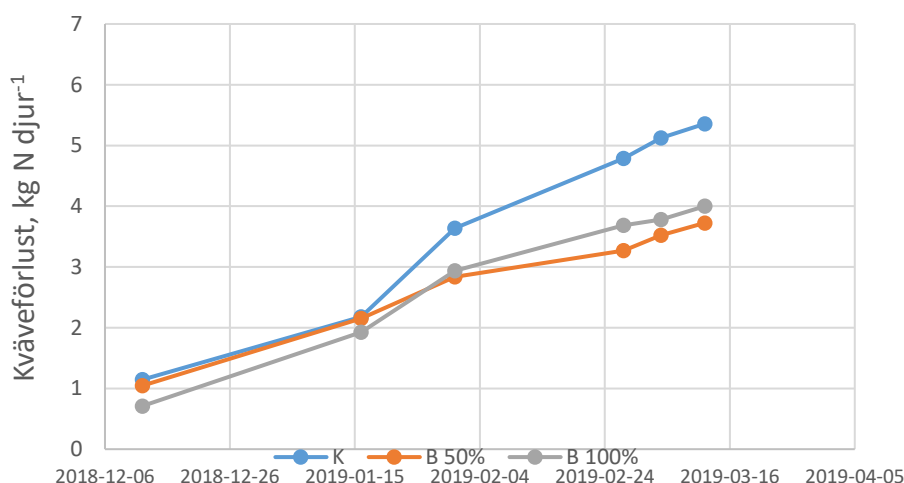
Tabell 4. Medelvärde och standardavvikelse för avgång av ammoniak (NH<sub>3</sub>) från djupströbädden bak och fram i varje försöksgrupp, anges i mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

	B100 %	B50 %	Kontroll
Medelvärde fram	869 ± 525,4	771 ± 348,2	1029 ± 579,3
Medelvärde bak	679 ± 444,1	698 ± 444,9	1201 ± 595,8

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

En uppskattning visar att kvävförlusterna från djupströbäddarna med biokol var ca 4 kg N per djur under stallperioden jämfört med ca 5,5 kg N per djur från djupströbädden utan biokol (Figur 9). Eftersom mätmetoden för ammoniakemission utförs vid luftflödet 100 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h genom mätluvarna erhålls inte den verkliga ammoniakförlusten. För att uppskatta kvävförlusten antas att emissionsfaktorn är 0,20 för djupströbädden utan biokol (VERA, 2021) samt att densiteten för bädden är 730 kg/m<sup>3</sup> (Jeppsson et al., 1997). Med uppgift på innehållet av totalkväve för djupströbädden utan biokol, 6,3 kg/ton (tabell 14), har kvävförlusterna för respektive djupströbädd beräknats. Uppskattningen visar

även att kväveförlusterna minskade med ca 25 % med tillförel av biokol till djupströbädden.



Figur 9. Uppskattad kväveförlust från djupströbäddarna. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

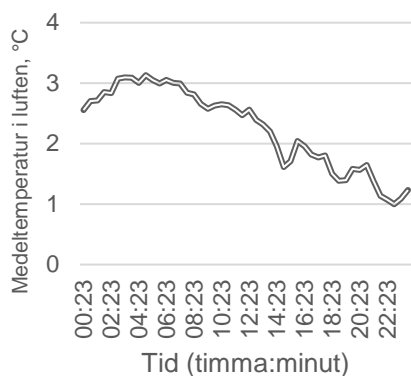
#### *Lufttemperatur och relativ luftfuktighet*

Resultatet från loggrarna som var fastmonterade på väggen i stallet och mätte lufttemperatur kontinuerligt under perioden oktober till mars visas i tabell 5. Där går att avläsa att temperaturen låg på ett intervall på mellan -9,7 °C och 20,2 °C vid ytterväggen och -7,4 °C och 19,7 °C vid foderbordet. Vid ytterväggen uppmättes både den lägsta och högsta temperaturen och där var medelvärdet lägre jämfört med vid foderbordet. Den relativa luftfuktigheten innebär mängden fukt i förhållande till luftens temperatur. I detta arbete var medelvärdet 86,3 % under försöksperioden (Tabell 5).

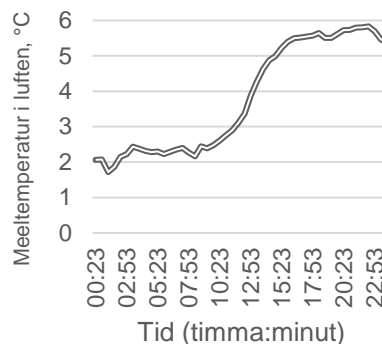
Tabell 5. Medelvärde, minvärde och maxvärde för temperatur och relativ luftfuktighet (%) i luften ovanför djupströbäddarna.

	Medelvärde	Minvärde	Maxvärde
Lufttemperatur vid yttervägg (°C)	4,3	-9,7	20,2
Lufttemperatur vid foderbord (°C)	5,4	-7,4	19,7
Relativ luftfuktighet (%)	86	0	100

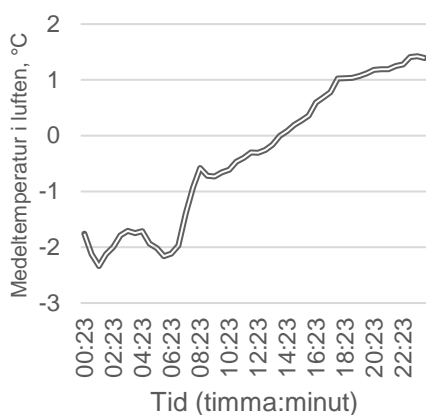
Figur 10–15 beskriver temperaturen i luften från de sex mättillfällena när provtagningarna genomfördes. Det går att avläsa att mättillfälle 3 och 6 var kallare än de andra, de var det enda mättillfällena med minusgrader på natten. Mättillfälle 4 var den varmaste och nådde 10 °C under dagen.



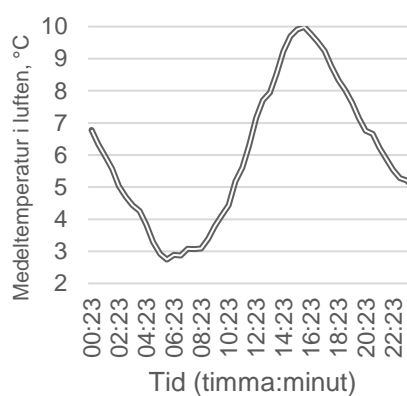
Figur 10. Mättillfälle 1 (2018-12-12).



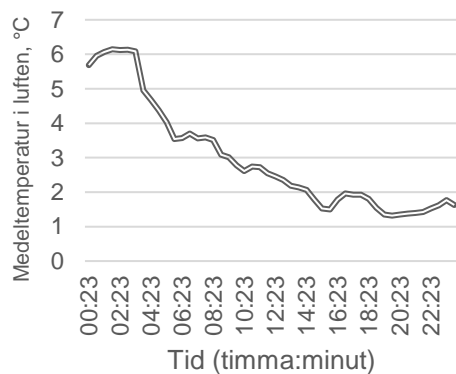
Figur 11. Mättillfälle 2 (2019-01-16)



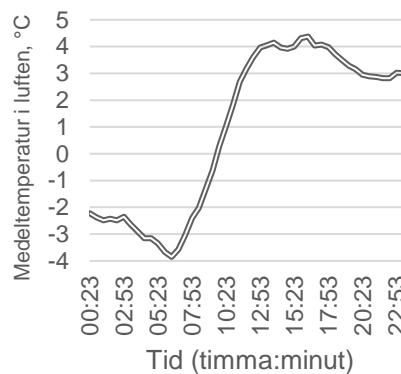
Figur 12. Mättillfälle 3 (2019-01-31).



Figur 13. Mättillfälle 4 (2019-02-27).



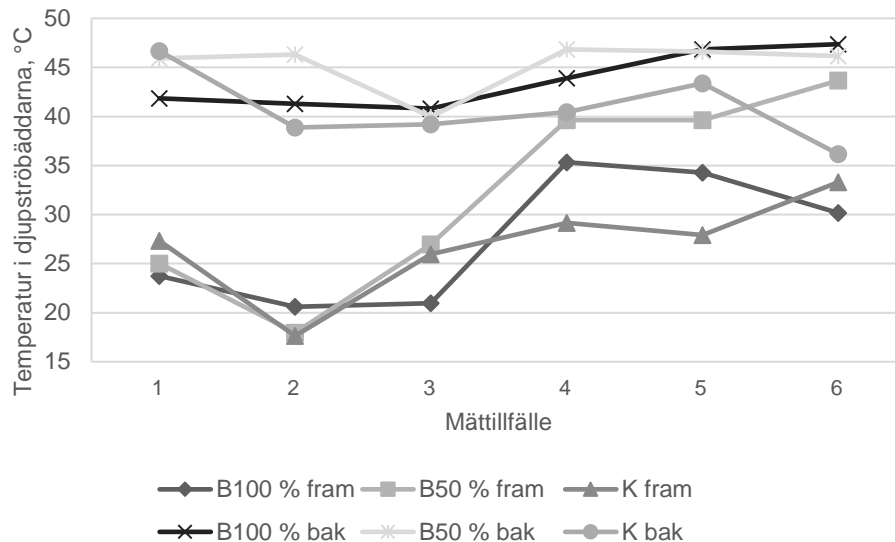
Figur 14. Mättillfälle 5 (2019-03-05).



Figur 15. Mättillfälle 6 (2019-03-12).

### Temperatur i djupströbädd

Temperaturen som mättes i djupströbädden, på 20 cm djup, vid mätillfällena (Figur 16) visar en skillnad mellan mätningarna från framtill vid foderbordet och baktill i djupströbädden, där det totala medelvärdet baktill i genomsnitt visade 14 °C högre temperatur än framtill.



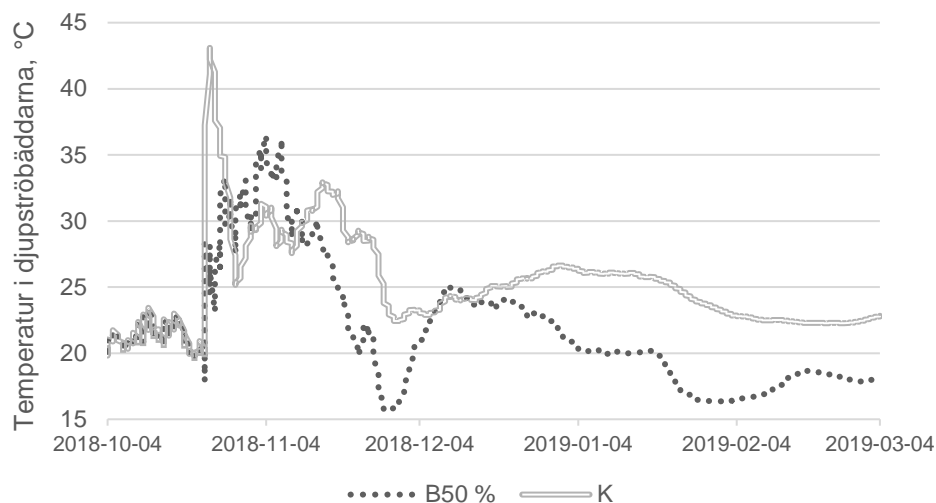
Figur 16. Temperatur i djupströbädd (20 cm djup) i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mätillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Det fanns inga betydande skillnader mellan kontrollgruppen och biokolsgrupperna eftersom variationen i resultatet gör att standardavvikelsen blir för hög för att kunna dra en slutsats (Tabell 6).

Tabell 6. Medelvärde och standardavvikelse för temperatur i djupströbädd (20 cm djup) i försöksgrupper i genomsnitt över tre platser fram och tre platser bak i varje grupp, anges i °C.

	B100 %	B50 %	Kontroll
Medelvärde fram	27,5 ± 7,49	32,1 ± 10,38	26,9 ± 5,69
Medelvärde bak	43,7 ± 3,55	45,3 ± 3,70	40,8 ± 4,27

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.



Figur 17. Förändringar i temperatur från loggrar nedgrävda i bäddarna. Resultatet visar variationen över tid. B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

Det går att avläsa från figur 17 att grupp K hade något högre temperatur i djupströbädden över tid. Temperaturen i djupströbädden för B100% redovisas inte i figur 17 och tabell 7 då den loggern inte återfanns i djupströbädden. Resultatet visar att medelvärdet, min- och maxvärdet för temperaturen var något högre i grupp K än i grupp B50 %.

Tabell 7. Medelvärde, minvärde och maxvärde för temperatur från loggrar nedgrävda i djupströbäddarna (bak) under hela försöksperioden oktober till mars för grupperna B50 % och K.

	Medelvärde	Minvärde	Maxvärde
Temperatur i bädden (°C)			
B50 % (bak)	21,4	0,9	36,5
K (bak)	24,9	1,0	43,1

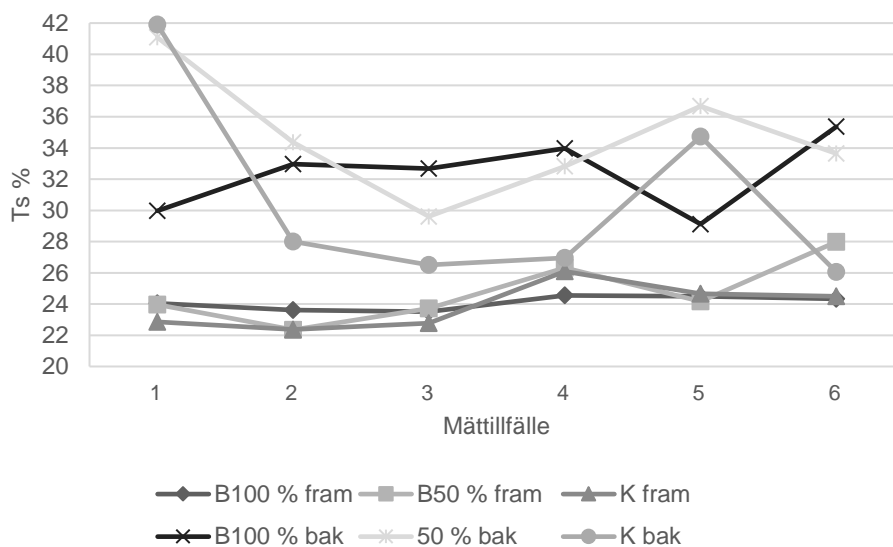
B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K = Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

#### *Halmåtgång och bäddens höjd*

Tjurarna sattes in i stallet den 4 oktober 2018 och sista dagen det fylldes på med halm var den 11 mars 2019, i genomsnitt över den tiden gick det åt åtta kilo vete halm per tjur och dag. Under försöksperioden genomfördes mätningar av bäddens höjd två gånger i månaden, totalt vid tio tillfällen. Resultatet som anges i medeltal över samtliga mätplatser inom gruppen, visade att djupströbädden i grupp B100 % ökade med  $66 \pm 1,0$  cm, gruppen B50 % ökade med  $67 \pm 3,2$  cm och grupp K ökade med  $68 \pm 1,0$  cm. Resultatet visar ingen betydande skillnad mellan grupperna.

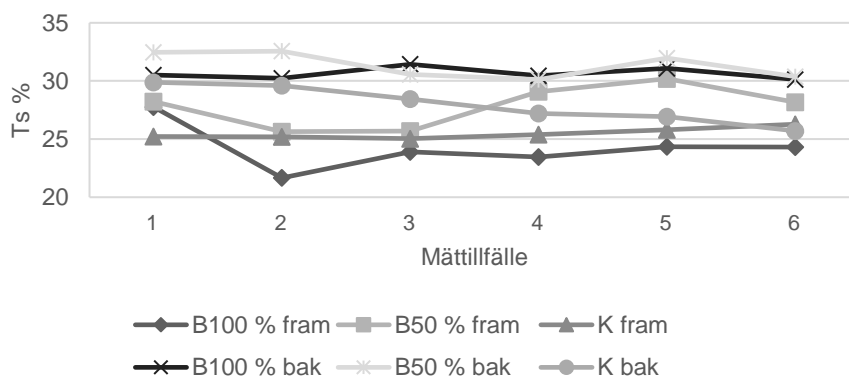
### Ts-halt i djupströbädd

Ts-halten på 20 cm djup visar en stor variation mellan grupper baktill i djupströbädden där K indikerar en lägre ts-halt jämfört med de andra två grupperna (Figur 18). Mätningarna genomförda fram i bädden har ett jämnare resultat och det var oftast högre ts-halt i djupströbädden bak i försöksgruppen än framme vid foderbordet.



Figur 18. Torrsubstans (ts) vid 20 cm djup i djupströbädd i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mätillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultaten där prover togs från borrhov i bäddarna visar att B100 % fram har lägst ts-halt och B100 % bak och B50 % bak har högst ts-halt (Figur 19).



Figur 19. Torrsubstans (ts) från borrhov i djupströbädd i försöksgrupper över tid i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mätillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultaten visar en högre ts-halt för B50 % bak både för borrh och 20 cm jämfört med de andra medelvärdena (Tabell 8). På 20 cm djup visar B50 % en högre ts-halt jämfört med kontrollgruppen. Effekt av biokoltillsats på ts-halten från borrhproven är inte konsekvent för bak och fram till i djupströbädden. Platserna B100 % bak och B50 % bak visar en högre ts-halt än K bak medan platsen B100 % fram och B50 % fram visar en lägre ts-halt jämfört med kontrollgruppen.

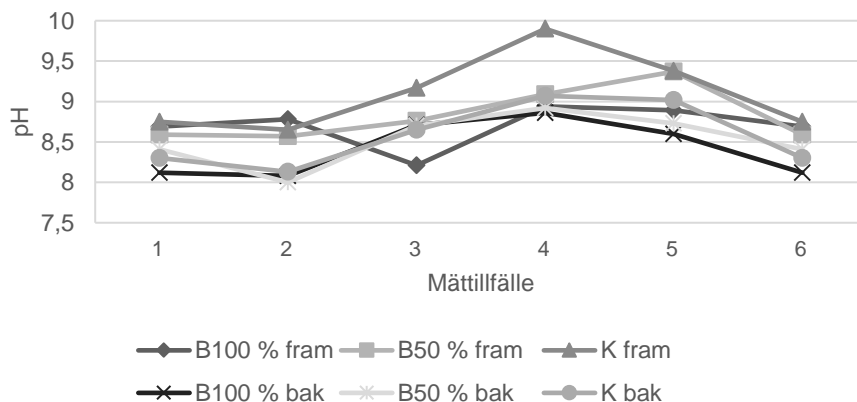
Tabell 8. Medelvärde och standardavvikelse för torrsubstanshalt (ts) i djupströbädd vid 20 cm djup och i borrhprov i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser fram och tre platser bak i varje grupp.

	B100 %	B50 %	Kontroll
20 cm djup			
Medelvärde fram	24,1 ± 0,45	26,0 ± 2,03	23,9 ± 1,44
Medelvärde bak	32,3 ± 2,38	37,4 ± 3,88	30,7 ± 6,36
Borrhprov			
Medelvärde fram	24,2 ± 1,99	28,2 ± 1,83	31,4 ± 1,64
Medelvärde bak	30,6 ± 0,51	31,4 ± 1,11	28,0 ± 0,47

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

#### pH-mätning av djupströbädd

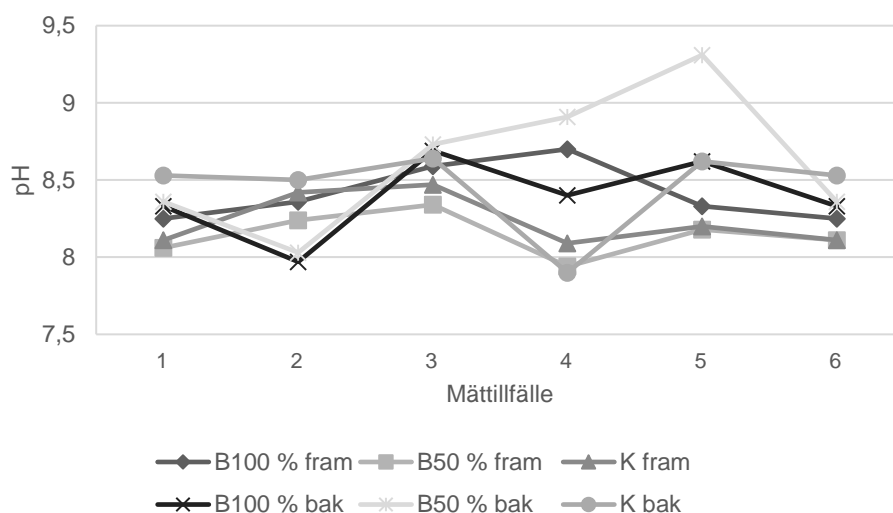
Det fanns en viss variation i pH mellan mättillfällena och två mättillfällen skiljde sig från de andra. Värdet för grupp K fram skiljde sig vid mättillfälle 4 för proven på 20 cm djup (2019-02-27) då pH-värdet för K fram var högre jämfört med de andra (Figur 20).



Figur 20. pH-förändring över tid vid 20 cm djup i djupströbädd i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Vid mättillfälle 5 (2019-03-05) går det att avläsa från grafen att B50 % bak för borrhproven hade ett högre värde än de andra mätpunkterna (Figur 21).





Figur 21. pH-förändring över tid för borrhov i djupströbädd i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser bak och tre platser fram i varje grupp. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, K är kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol. Mättillfällena var 12 december 2018 (1), 16 januari (2), 31 januari (3), 27 februari (4), 5 mars (5) och 12 mars (6) 2019.

Resultaten från borrhovproven visade oftast ett något högre medelvärde än på 20 cm djup i djupströbädden. Det fanns ingen betydande skillnad mellan försöksgrupperna (Tabell 9).

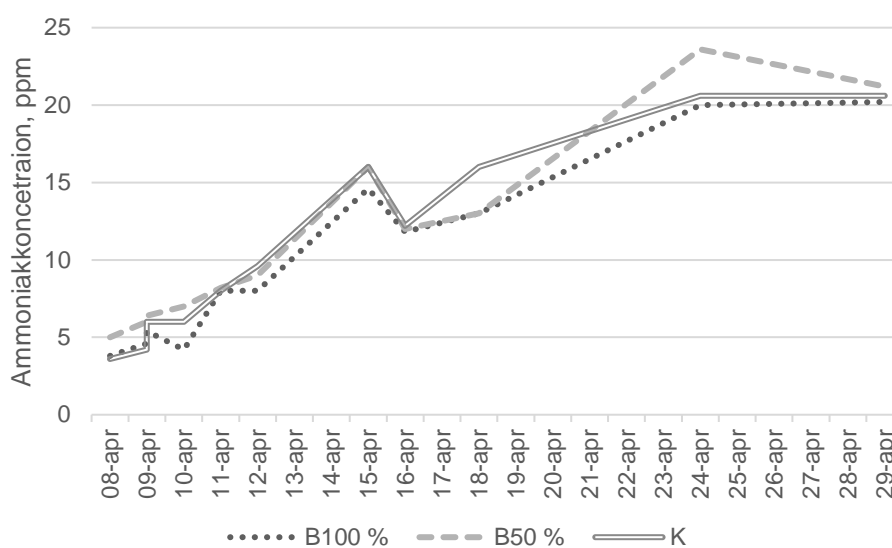
Tabell 9. Medelvärde och standardavvikelse från pH-mätning i djupströbädd vid 20 cm djup och i borrhov i varje försöksgrupp i genomsnitt över tre platser fram och tre platser bak i varje grupp.

	B100 %	B50 %	Kontroll
<b>20 cm djup</b>			
Medelvärde fram	8,4 ± 0,51	8,1 ± 0,43	8,2 ± 0,53
Medelvärde bak	8,4 ± 0,38	8,6 ± 0,58	8,4 ± 0,44
<b>Borrhov</b>			
Medelvärde fram	8,9 ± 0,24	8,8 ± 0,42	8,9 ± 0,36
Medelvärde bak	8,4 ± 0,37	8,5 ± 0,39	8,6 ± 0,42

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbädd utan tillsats av biokol.

### Gödselstudie

Resultatet visar att samtliga djupströbäddsbehandlingar ökade ammoniakemissionen över tid men att behandlingarna oftast inte skilde sig åt vid varje mättillfälle (Figur 22).



Figur 22. Resultat från mätningar av ammoniakkoncentration (ppm) i gödsel med tillsättning av biokol (B) eller kontroll (K) utan tillsättning av biokol i försöksgrupper över tid. B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden och B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden.

De stora standardavvikelserna med en stor spridning mellan värdena över tid ledde till att det inte fanns betydande skillnad mellan grupperna i genomsnitt över tid (Tabell 10). Medeltemperaturen i laboratoriet var  $12,8 \pm 2,17$  °C under försöksperioden.

Tabell 10. Medelvärde och standardavvikelse från mätningar av ammoniakkoncentration (ppm) samt temperatur (°C) i gödsel.

	B100 %	B50 %	Kontroll
Medelvärde NH <sub>3</sub> (ppm)	10,3 ± 6,06	11,6 ± 6,32	11,2 ± 6,30
Medeltemperatur gödsel (°C)	14,9 ± 3,62	13,2 ± 3,24	14,4 ± 3,82

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbbad utan tillsats av biokol.

#### Vikt och tillväxt

De stora standardavvikelserna visade på att medelvikt och tillväxt mellan grupperna inte skilde sig åt (Tabell 11).

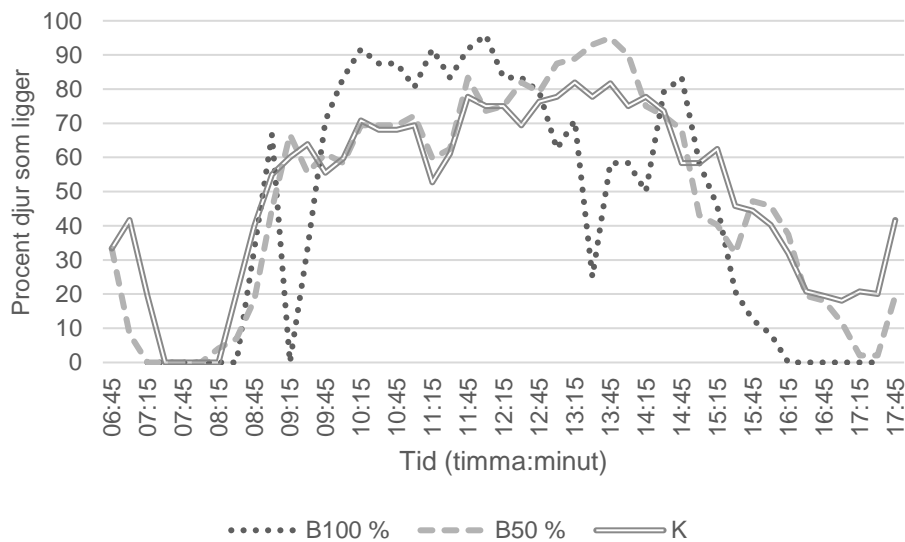
Tabell 11. Medelvärde och standardavvikelse för vikt och tillväxt fram till försökets slut hos tjurarna i varje försöksgrupp.

	B100 %	B50 %	Kontroll
Medelvikt (kg)	533 ± 65,7	545 ± 53,2	540 ± 66,3
Medeltillväxt (kg/dag)	1,60 ± 0,23	1,67 ± 0,16	1,64 ± 0,15

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbbad utan tillsats av biokol.

### Beteende

Vid analys av filmerna visade tjurarna ett naturligt flockbeteende, där hela gruppen i stort sett följde samma mönster. Det gick att se att under vissa tidpunkter på dygnet låg alla djur ner samtidigt och under andra tidpunkter åt alla djur samtidigt, vilket uppvisades i samtliga grupper. Över tid verkade tjurarna ligga en stor del av dagen och grupp B50 % och K följde varandras mönster, däremot skiljde sig grupp B100 % något från de andra grupperna (Figur 23). Det kan bero på det låga antalet observationer där B100 % hade totalt 72 observationer, B50 % hade 241 och K hade 243 observationer totalt. Anledningen till att antalet observationer skiljde mellan grupperna var för att de tre filmkamerorna som var uppsatta registrerade olika mängd film under försöket.



Figur 23. Procent av tjurarna som låg ned timme för timme inom observationstiden i februari och mars när de hade 5 % biokol av gödselmängden (B100 %), 2,5 % biokol av gödselmängden (B50 %) respektive ingen biokol (K) i ströbädden.

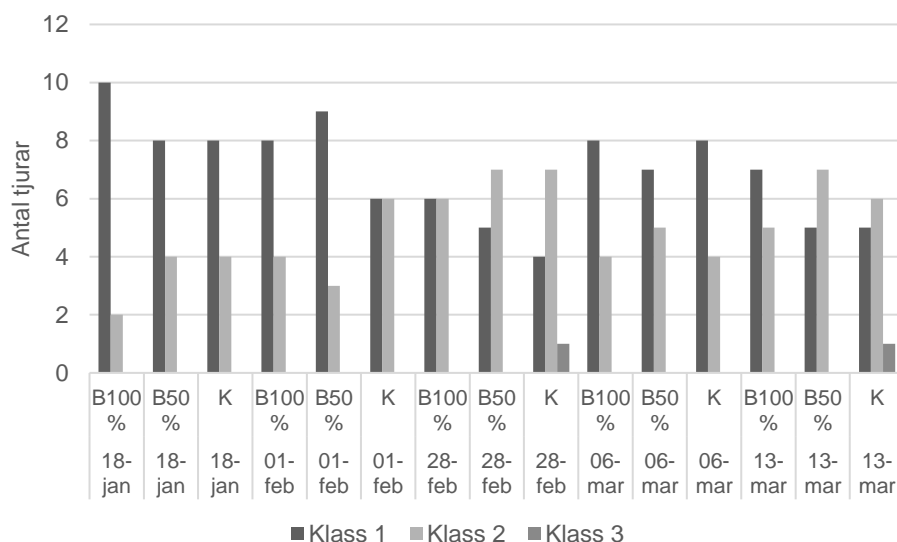
Resultatet visade att liggtiden för grupp B100 % skiljde sig från de andra två grupperna under februari månad men eftersom få observationer fanns blir resultatet för osäkert för att visa på en faktisk skillnad. I mars månad fanns det inte några betydande skillnader mellan grupperna (Tabell 12).

Tabell 12. Medelvärde ( $\pm$  standardavvikelse) för procent av växande ungtjurar som låg ned vid momentana intervallobservationer var 15 minut kl.06.00-18.00 under tre dygn i februari resp. mars när de hade 2,5 % (B100 %) eller 5 % biokol (B50 %) i djupströbädden jämfört med ingen biokol (Kontroll).

	B100 %	B50 %	Kontroll
Februari			
Medelvärde	26,1 $\pm$ 32,79	49,0 $\pm$ 34,08	49,3 $\pm$ 31,63
Antal observationer	23	94	98
Mars			
Medelvärde	58,3 $\pm$ 36,20	52,0 $\pm$ 37,24	53,6 $\pm$ 35,93
Antal observationer	47	147	145

### Djurens renhet

Från mätperiodens början till slut blev tjurarna något mer smutsiga för samtliga grupper, utan någon skillnad mellan grupperna (Figur 24).



Figur 24. Förändring av tjurarnas renhet över tid när de hölls på djupströbädd med antingen 5 % biokol av gödselmängden (B100 %), 2,5 % biokol av gödselmängden (B50 %) eller ingen biokol (K) i ströbädden. Klass 1 innebär rent djur, klass 2 innebär något smutsigt djur och klass 3 innebär något mer smutsigt djur.

Resultaten från renhetsbedömningen visade att biokol inte hade någon påverkan på renheten (Tabell 13). En hypotes från början var att biokol skulle göra bädden torrare och därmed hålla djuren renare men detta kunde inte visas tydligt.

Tabell 13. Resultat renhet, medelvärdet för antal i varje klass. Klass 1 innebär rent djur, klass 2 innebär något smutsigt djur och klass 3 innebär något smutsiga djur.

	B100 %	B50 %	Kontroll
Medelvärde klass 1	7,8 ± 1,48	6,8 ± 1,79	6,2 ± 1,79
Medelvärde klass 2	4,2 ± 1,42	5,2 ± 1,79	5,4 ± 1,34
Medelvärde klass 3	0 ± 0	0 ± 0	0,4 ± 0,55

B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden, Kontroll djupströbbädd utan tillsats av biokol.

### Biogasstudie

#### *Näringsinnehåll i substrat och rötrest*

Substraten som användes i batch såväl som i det kontinuerliga försöket analyserades avseende näringsinnehåll (Tabell 14). Torrsubstansen (TS) var högre i substraten med biokol jämfört med kontrollsubstratet. Avseende kväve-innehållet tenderade kontrollen att ha större andel totaltkväve och ammoniumkväve jämfört med B100 %. Däremot var kolhalten högre i biokolsubstraten än i kontrollen. Sammantaget gav detta en lägre kol/kväve-kvot i kontrollen jämfört med biokolsubstraten, men totalt sett är kvoten relativt hög i samtliga substrat. Dessutom var halterna av järn, mangan och zink högre i biokolsubstraten än i kontrollen.

Tabell 14. Näringsinnehåll i biokolsubstraten (medelvärde ± standardavvikelse).

	K	B50 %	B100 %
Torrsubstans, %	25,3 ± 0,82	27,8 ± 1,42	28,0 ± 0,31
Aska, % av ts	15,8 ± 0,29	13,7 ± 1,58	12,8 ± 0,16
Total-kväve, g/kg ts <sup>1</sup>	25,1 ± 1,03	23,0 ± 2,87	19,9 ± 1,05
Ammonium-kväve, g/kg ts	4,4 ± 0,07	4,1 ± 0,13	2,5 ± 0,58
Ammonium-kväve, % av total-kväve	17,6 ± 0,65	17,7 ± 1,80	12,7 ± 2,25
Kol, g/kg ts	465 ± 2,7	503 ± 10,9	522 ± 5,1
Kväve, g/kg ts <sup>2</sup>	20,7 ± 0,68	19,6 ± 2,41	18,2 ± 0,86
Kol/kväve-kvot	22,5 ± 0,87	25,8 ± 2,52	28,7 ± 1,11
Nitrat, mg/kg ts	31,7	27,3	25,2
Kalcium, g/kg ts	11,5	11,8	13,1
Kalium, g/kg ts	47,0	36,8	34,6
Magnesium, g/kg ts	3,8	3,7	3,7
Natrium, g/kg ts	1,8	1,8	1,2
Fosfor, g/kg ts	2,7	2,6	2,6
Svavel, g/kg ts	2,9	2,5	2,3
Koppar, mg/kg ts	13,8	15,7	15,6
Järn, mg/kg ts	385	548	544
Mangan, mg/kg ts	105	214	357
Zink, mg/kg ts	48,8	64,8	79,5

K (Kontroll) är djupströbbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbbädden.

<sup>1</sup>Analyserad enligt Kjeldahl på färskt prov. <sup>2</sup>Analyserad med LECO CN928 instrument enligt modifierad metod av SS-ISO 13878 på torkat och malt prov.

Resultaten avseende näringsinnehåll i rötresterna från det kontinuerliga försöket visas i tabell 15. Den låga smältbarheten av organisk substans visar att en stor del av den organiska substansen i djupströ har brutits ner under rötningen. Liksom i substraten var innehållen av total-kväve och ammonium-kväve större i kontrollen än i B100 %. Vidare hade B50 % högst halt av natrium och koppar medan B100 % hade lägst halt av kalium och svavel. Liksom i substraten var halterna av järn, mangan och zink högre i rötresterna från biokolsubstraten jämfört med kontrolleddet.

Tabell 15 Näringsinnehåll i rötrestes från biogasreaktorer med och utan biokol (medelvärde  $\pm$  standardavvikelse).

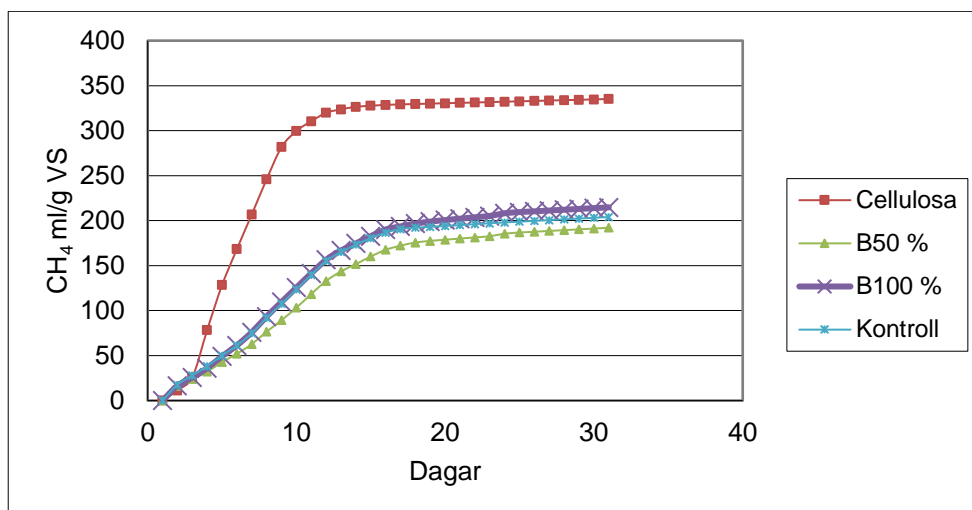
	K	B50 %	B100 %
Torrsubstans, %	8,9 $\pm$ 0,10	8,3 $\pm$ 0,04	8,5 $\pm$ 0,12
Aska, % av ts	18,4 $\pm$ 0,21	19,1 $\pm$ 0,05	16,9 $\pm$ 0,19
In vitro smältbarhet org. substans, %	24,9 $\pm$ 0,69	25,1 $\pm$ 1,12	23,4 $\pm$ 1,53
NDF, g/kg ts	517 $\pm$ 0,65	473 $\pm$ 1,40	538 $\pm$ 1,13
Total-kväve, g/kg ts	3,11 $\pm$ 0,02	2,85 $\pm$ 0,02	2,56 $\pm$ 0,08
Ammonium-kväve, g/kg ts	0,96 $\pm$ 0,01	0,70 $\pm$ 0,01	0,58 $\pm$ 0,01
Nitrat	< 0,1 mg/l	< 0,1 mg/l	< 0,1 mg/l
Kalcium, g/kg ts	15,3 $\pm$ 0,06	17,2 $\pm$ 0,23	15,9 $\pm$ 0,19
Kalium, g/kg ts	57,4 $\pm$ 1,15	56,9 $\pm$ 0,27	48,0 $\pm$ 0,19
Magnesium, g/kg ts	4,5 $\pm$ 0,05	4,9 $\pm$ 0,04	4,4 $\pm$ 0,03
Natrium, g/kg ts	2,2 $\pm$ 0,05	2,8 $\pm$ 0,02	1,8 $\pm$ 0,01
Fosfor, g/kg ts	3,3 $\pm$ 0,05	3,9 $\pm$ 0,05	3,3 $\pm$ 0,00
Svavel, g/kg ts	3,4 $\pm$ 0,05	3,4 $\pm$ 0,05	2,9 $\pm$ 0,03
Koppar, mg/kg ts	17,7 $\pm$ 0,43	21,4 $\pm$ 0,29	17,7 $\pm$ 0,51
Järn, mg/kg ts	313 $\pm$ 8,8	508 $\pm$ 3,0	479 $\pm$ 11,7
Mangan, mg/kg ts	119 $\pm$ 1,8	279 $\pm$ 5,0	316 $\pm$ 5,6
Zink, mg/kg ts	63,7 $\pm$ 1,57	92,2 $\pm$ 2,20	83,5 $\pm$ 1,15
pH	7,91 $\pm$ 0,08	7,83 $\pm$ 0,03	7,76 $\pm$ 0,02
Total VFA, g/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001

K (Kontroll) är djupströbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbädden.

### Gasproduktion

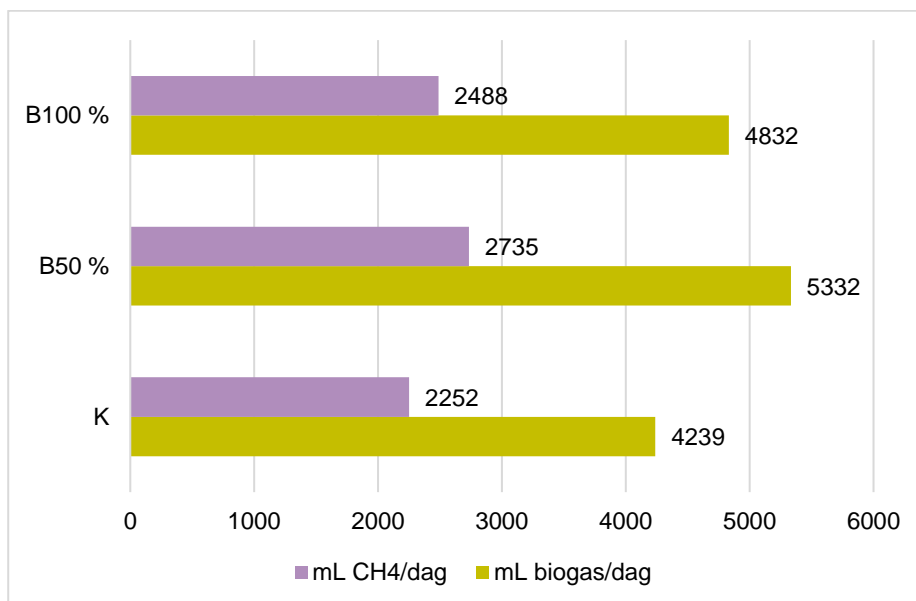
Metanproduktionen från substraten under 30 dagar i batch redovisas i figur 25.

Cellulosa standarden visar att experimentet fungerat som det ska med ett BMP värde på 335 ml CH<sub>4</sub>/g VS. Kontrollen visade ett värde på 204 ml CH<sub>4</sub>/g VS, B50 % på 192 ml CH<sub>4</sub>/g VS samt B100 % på 215 ml CH<sub>4</sub>/g VS.



Figur 25. Resultat från batchförsöken för substraten. K (Kontroll) är djupströbbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbbädden. Cellulosa användes som standard för körningen.

Den totala dagliga gasproduktionen och den dagliga metanproduktionen var högst för B50 % medan B100 % intog en mellanställning mellan kontrollen och B50 % (Figur 26).



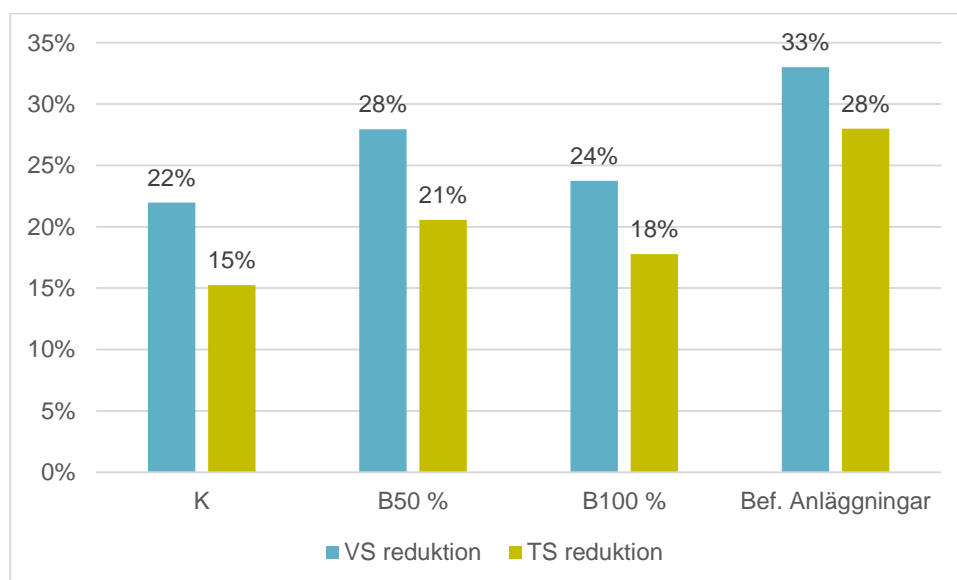
Figur 26. Total daglig gasproduktion samt daglig metanproduktion från reaktorerna med substraten K, B50 % och B100 %. K (Kontroll) är djupströbbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbbädden.

Tabell 16 Nyckeltal från de tre försöksreaktorerna samt jämförelse med befintliga biogasanläggningar (Ahlberg Eliasson et al., 2017).

Nyckeltal / Reaktor	K	B50 %	B100 %	Befintliga anläggningar
Metanhalt, %	53±0,01	51±0,01	51±0,01	57±1,1
Specifik metanproduktion (SMP), ml CH <sub>4</sub> /g VS	107±4,5	130±5,2	118±2,0	178±26
Metanproduktion, CH <sub>4</sub> ml/ml och dygn	0,38±0,02	0,46±0,02	0,41±0,01	0,45±0,11
Biogasproduktion, ml/ml och dygn	0,71±0,04	0,89±0,02	0,81±0,00	0,71±0,11
Energiproduktion, kWh/ton	211	275	277	450-500

K (Kontroll) är djupströbbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbbädden.

Den specifika metanproduktionen (SMP) var högre för B50 % än för kontrollerat (Tabell 16). Jämfört med befintliga anläggningar var SMP i genomsnitt 34 % lägre i studien. När metanproduktionen redovisades i ml gas per ml reaktorvolym och dag utjämnades skillnaderna mellan studien och befintliga anläggningar.



Figur 27. Nedbrytning av organisk substans (VS) och torrsbstans (TS) i substraten i försöket. K (Kontroll) är djupströbbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbbädden. Bef. Anläggningar = resultat från 27 gårdsanläggningar enligt (Ahlberg Eliasson et al., 2017).

I figur 27 visas nedbrytningen av organisk substans (VS) och torrsbstans (TS) i de olika biogassubstraten beräknat utifrån analyserna av substrat och rötrest. Dessa resultat visas också i relation till befintliga biogasanläggningar (Ahlberg Eliasson



et al., 2017). Generellt var nedbrytningen sämre för samtliga undersökta substrat i studien jämfört med resultaten från befintliga biogasanläggningar. Nedbrytbarheten av VS och TS var större i B50 % substratet än i kontrollsubstratet utan biokol.

### Ekonomi

#### *Mervärde av tillförsel biokol till djupströbädd vid biogasproduktion*

Vid tillförsel av biokol ökade produktionen av biogas.  $55,8 \text{ m}^3 * 730 \text{ kg/m}^3 = 40,76 \text{ ton}$  djupströbädd producerad under hela försöksperioden på 164 dagar. Utifrån energiproduktionen i kWh/ton djupströ som framgår av tabell 16 och ett energivärde på 0,70 kr/kWh har värdet för varje försöksled beräknats. Det gav ett mervärde i energiproduktionen med 1826 kr i djurgruppen B50 % och 1883 kr i gruppen B100 % jämfört med kontrolletet.

#### *Analys av djupströbädd som substrat och rötrest*

Analysen på djupströbädd visar på att vi har högre halt i kontrolletet för kalium jämfört med biokolsubstraten och högre kvävehalt i kontrollen än i B100 %. Vid tillförsel av biokol i djupströbädden blev halten högre för koppar, järn, kalcium, mangan och zink. Av analyserna i djupströbäddsgödseln går det inte att visa på att det skulle bli ett mervärde i växtodlingen av tillförsel av biokol till djupströbädd.

För analyser av rötrest framgår att kontrolletet har högre halt av kväve. Rötrest från B50 % hade högst halt av kalcium, magnesium, natrium, fosfor, koppar, järn och zink medan rötrest från B100 % hade högst halt av mangan. Skillnader mellan led är också små i rötrest och vi kan inte påvisa ekonomiska effekter på växtodling av att tillföra biokol till djupströbädd.

#### *Klimatnytta med minskad ammoniakemission i djupströbädd och kolinlagring via tillförsel av biokol*

Ammoniakemissionen från djupströbädd blev ca 2 kg mindre per djur i grupperna med biokol jämfört med utan biokol räknat på hela stallperioden. Värdet av minskade ammoniakförluster skulle man kunna generalisera till 10 kr per kg kväve, vilket motsvarar ett värde på 240 kr per grupp jämfört med utan biokol. Det är räknat på 12 djur per grupp. Förutom det monetära värdet som kan sättas på kvävet kan biokolets egenskaper som en kolsänka räknas in. Kolsänkor är en klimatförbättrande åtgärd genom att koldioxid inte återförs till atmosfären utan lagras långsiktigt i till exempel biokol. För kolinlagring har beräkningen utgått från att 1 ton biokol motsvarar 3,6 ton koldioxidekvivalenter, inlagring vid tillförsel av biokol motsvarar för B50 % 3500 kg koldioxidekvivalenter och för B100 % 7000 kg koldioxidekvivalenter. Marknaden för kolsänkor skapade med biokol utvecklas snabbt och ett värde på biokol som säljs som klimatkompensation är 150 euro per ton koldioxidekvivalenter. Priser, efterfrågan och marknadsstrukturer förändras dock hastigt och värdet kan både troligtvis öka och kanske även minska från dagens nivå.

### *Kostnader med biokol*

I tabellen är det räknat med ett pris på 10 kr/kg för inköp av biokol. Kostnaden för biokol blir 9 840 kr för gruppen B50 % med 12 tjurar under 164 dagar, motsvarande för gruppen B100 % är 19 680 kr. En hanterings- och spridningskostnad är satt till 4 900 kr per grupp, som är beräknat på att det tar 15 minuter per spridningstillfälle i ströbädden, 65 spridningstillfällen samt en kostnad på 300 kr per timme. Kostnaden totalt per djur blir 1 228 kr för B50 % och 2 048 kr per djur för B100 %.

Tabell 17. Ekonomiska effekter av tillförsel med biokol till djupströbädd under 164 dagars stallperiod med 12 tjurar i varje grupp.

		Kontroll	B50 %	B100 %
Energiproduktion	kWh på 164 dagar	8600	11209	11290
Merintäkt energiproduktion	kr/grupp		1826	1883
<i>Effekter på stallgödsel</i>				
Beräknad mängd djupströbädd	m <sup>3</sup> /grupp	55,8	55,8	55,8
<i>Ammoniakemission i djupströbädd</i>				
Minskad mängd ammoniakavgång utav tillförsel biokol			34 %	31 %
Klimatvärde i djupströbädd	kr/grupp		240	240
<i>Kolinlagring via tillförsel av biokol</i>				
Inlagrad mängd koldioxidekvivalenter		0	3 500	7 000
Biokolens värde av inlagring kol vid 150 euro/ton CO <sub>2</sub> -ekvivalenter			5 300	10 600
<i>Total åtgång biokol</i>	kg	0	984	1968
Kostnad biokol	kr/grupp	0	-9 840	-19 680
Hantering/spridning	kr/grupp	0	-4 900	-4 900
<b>Summa</b>	<b>kr/grupp</b>		<b>-7374</b>	<b>-11857</b>
<i>Resultat per tjur</i>	<i>kr/djur</i>		<i>-614</i>	<i>-988</i>

Kontroll är djupströbädd utan biokol, B50 % motsvarar 2,5 % biokol av gödselmängden och B100 % motsvarar 5 % biokol av gödselmängden i djupströbädden.

### **Diskussion**

Det finns många studier som har undersökt biokol som exempelvis jordförbättringsmedel (Chan et al., 2008; Lehmann et al., 2011; Biederman & Harpole, 2013) och det finns ett flertal studier genomförda med avseende på att studera miljöeffekter av djupströbädd (Jeppsson, 1999, 2002; Philippe et al., 2007)

men denna studie är till vår kännedom det första arbetet där effekten av att tillsätta biokol i djupströbädd studerats på avgång av ammoniak och växthusgaser samt på biogasproduktion under rötning av bädden. Det fanns en artikel skriven om biokol tillsatt i komposterad höns gödsel som visade på att mängden tillsatt biokol påverkar ammoniakemission och kväveförluster (Steiner et al., 2010). I studien tillsattes 50 gram respektive 200 gram biokol per kg kompost. Den höga tillsatsen minskade ammoniak koncentrationen i emissionen med 64 % och kväveförlusterna minskade med 52 % jämfört med obehandlad kompost medan den låga tillsatsen inte gav någon minskning av kväveförlusterna. Författarna utesluter inte att det möjligen skulle kunna finnas effekt av biokol vid lägre tillsatser av biokol än 200 gram per kg. I vår studie blandade vi in biokol i djupströbädd till en dosering på 2,5 % respektive 5,0 % av den uppskattade gödselmängden från tjurar. Redan vid den låga tillsatsen på 2,5 % av gödselmängden minskade ammoniakemissionen med 34 % jämfört med djupströbädden utan tillsatt biokol. Dubblerad tillsats av biokol till 5 % av gödselmängden gav ingen ytterligare effekt på emissionen av ammoniak. Uppskattningsvis minskade totala kväveförlusterna med 25 % när biokol blandades in i djupströbädden och det var ingen skillnad mellan doseringarna.

När organiskt material hettas upp över 550 grader skapas biokol som kan ta upp näringsämnen bättre än om de hettas upp under 550 grader, detta genom en ökad absorptionsförmåga eftersom biokol blir mer porös vid högre temperaturer (Jindo et al., 2014). Biokolet som användes i denna studie upphettades till 950–1050 °C, vilket är över 550 grader och kan därför vara en faktor till att djupströbäddarna med biokol kunde binda till sig ammoniak bättre än kontrollgruppen.

Inhysningsformen och strötypen har stor betydelse för mängden utsläpp och påverkan på klimatet. Flera studier har visat att användningen av djupströbädd ökar utsläppen både för grisar och kor jämfört med spaltgolv eller hackad halm som var blandat med torv (Jeppsson, 1999, 2000; Philippe et al., 2007). Dessutom verkar också aktivitet och ålder hos djuren ha en betydelse för utsläppen (Jeppsson, 2002), vilket även har visats i detta arbete, det vill säga att både ammoniak- och koldioxidemissionen ökade från försökets början till slut. Detta beror troligen på att tjurarna gick från att vara i genomsnitt 248 dagar gamla till att vara 410 dagar gamla samt att de växte från 308 kg till 539 kg levande vikt, vilket påverkar mängden foder som behövs för underhåll och fortsatt tillväxt som i sin tur gör att de gödslar mer och därmed släpper ut mer växthusgaser. Det beror troligen också på att lufttemperaturen i stallet varierade mellan mättillfällena. Avgången av metan och lustgas var mycket liten i förhållande till koldioxidavgången men när de uttrycktes i kg koldioxidekvivalenter per djur och dag var avgången av metan störst av växthusgaserna medan lustgas utgjorde en mycket liten andel. Det kunde dock inte påvisas några skillnader mellan biokolbehandlingarna och kontrollen. Forskning visar dock på att det finns potential för biokol att minska växthusgas-emissioner och på lång sikt verka som kolsänka (Kammann et al., 2017).

Resultaten från koldioxidavgången visar att mättillfälle 4 (2019-02-27) skiljde sig från de andra mättillfällena när koldioxiden ökade markant för både grupp B100 % och K. En förklaring till ökningen kan bero på att det mättillfället uppnådde den varmaste temperaturen på 10 °C jämfört med de andra mättillfällena. Det var även en varm natt, där temperaturen uppnådde 7 °C som högst och strax under 3 °C som kallast. En annan potentiell förklaring kan vara att det beror på mätfel eller något fel på utrustningen men då det var samma personer som genomförde mätningarna och det var samma utrustning som användes vid varje mätning, borde det inte bero på det. Temperaturskillnaden mellan mättillfällena syns även i resultatet från pH-mätningarna där en höjning av pH påvisas vid mättillfälle 4. Det går även att avläsa från resultaten att grupp B100 % och K visade en liknade mängd koldioxidavgång, vilka i genomsnitt över försöksperioden var lägre än utsläppen från grupp B50 %. På grund av denna spridning i resultaten går det inte att avgöra vilken effekt biokol hade på koldioxidavgången i djupströbädden.

Vid en jämförelse med två tidigare studier (Jeppsson, 1999, 2000), som använde samma mätmetod som i denna studie för ammoniak och koldioxid från de sex mätplatserna vid de sex mättillfällena, går det att avläsa att det finns vissa skillnader mellan resultaten. Jeppsson (1999) redovisade ammoniakavgång på i genomsnitt  $747 \pm 699 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  och Jeppsson (2000) redovisade en koldioxidavgång på i genomsnitt  $72 \pm 50,6 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  från djupströbädd med långstråig halm. Resultat från studierna visade vidare att torvblandning verkar vara det bästa alternativet, då det släpper ut minst koldioxid från bädden. Men torven blandades med hackad halm i studierna av Jeppsson (1999, 2000) medan biokol i denna studie blandades med långstråig halm, vilket leder till missvisande jämförelse. Hackad halm ger i sig en sänkning av ammoniak- och koldioxidemission (Jeppsson, 1999, 2000). Nackdelen med torv är att det är en ändlig resurs som släpper ut stora mängder växthusgaser när den bryts från marken (Hjerpe et al., 2014).

Det finns några skillnader mellan studierna av Jeppsson (1999, 2000) och detta arbete. I den här studien fylldes halmen på två gånger i veckan och halmåtgången var 8 kg halm per tjur och dag. Tjurarna växte från 308 kg till 539 kg levande vikt och de utfodrades med bland annat ensilage. Deras liggyta var 6,94 m<sup>2</sup> och totalyta 7,33 m<sup>2</sup> och mätningar genomfördes på sex platser i varje bädd. I studierna av Jeppsson (1999, 2000) hade boxarna skrapgång, djuren fick strö tre gånger i veckan, utfodrades med bland annat hö och hade en liggyta på 2,58 m<sup>2</sup> och en totalyta på 4,2 m<sup>2</sup> samt att djuren fick 2,7 kg strö per djur och dag. I de studierna genomfördes det fem mätningar i bädden. I studien av Jeppsson (1999) framgick det att djuren växte från 190 till 430 kg under försökets gång. Resultaten från studierna av Jeppsson (1999, 2000) visade periodvis lägre ammoniak- och koldioxidutsläpp jämfört med den här studien. Detta kan bero på att boxarna hade skrapgång, vilket kan ha medfört att mindre mängd träck och urin hamnade i bädden, som kan ha haft effekt på resultatet. Djuren i Jeppsson (1999) vägde mindre än i den här studien, vilket gjorde att de troligen åt mindre och avgav mindre träck och urin, vilket också påverkar avgången av ammoniak och växthusgaser.

Det var en skillnad i resultat mellan fram och bak i djupströbäddarna. Detta visades i att koldioxidavgången var högre bak, det var högre temperatur och ts-halt bak och från borrrproven som analyserades för pH var värdet lägre bak än fram. Det som kan ha påverkat resultatet var att tjurarna använde ytan i boxen på olika sätt. Framtill, som var närmast foderbordet var det visuellt blötare, vilket även resultaten från ts-mätningarna i detta arbete indikerar på. Troligen urinerade tjurarna mest vid foderbordet och avgav träck när de reste sig från platsen de legat på, dvs. i bakre delen av djupströbädden. Baktill var visuellt torrare och användes av de flesta tjurarna som liggplats, vilket ytan fram inte användes till. Det var också skillnad i koldioxidavgång beroende på vilken mätmetod som användes. När koldioxidavgången mättes med samma metod som användes för ammoniakavgången från sex platser per grupp (tre bak och tre fram i boxen) vid sex mättillfällen blev medelvärdena högre än när koldioxidavgången mättes från samma metod som användes för mätning av metan och lustgas från fyra platser vid de tre sista mättillfällena för ammoniak. Inte bara skillnad i teknik utan även skillnad mellan olika platser i gruppen och antalet mättillfällen påverkade resultatet.

I resultatet från beteendestudien framgår det att medelvärdet för liggtiden för grupp B100 % är lägre än för resterande grupper, vilket innebär att den gruppen ligger ner en kortare tid. Det är dock missvisande av flera anledningar. Utrustningen är mycket känslig och när filmerna skulle analyseras upptäcktes det att flera timmar film inte hade blivit registrerad, den filmkamera som hade registrerat kortast tid var för gruppen B100 %. En ytterligare anledning var att programvaran, Observer XT 11, som var tänkt att användas för analys av filmerna inte fungerade och därmed fick ett annat program (Windows Media Player) användas. Nackdelen var då istället att filmerna endast kunde analyseras var femtonde minut, vilket inte är optimalt då det hinner hända mycket under tiden som tjurarnas beteende inte analyseras. Dessutom försvann flera timmar nattetid då det blev för mörkt för att kunna analysera hela gruppen och därför uteslöts timmarna mellan klockan 18.00–06.00. Trots att resultatet var något missvisande visar det att tjurarna spenderade i genomsnitt för alla grupper 48 % på att vila under de observerade timmarna, vilket motsvarar cirka tolv timmar per dygn om de skulle följa samma mönster dygnet runt. Detta resultat stämmer överens med en tidigare studie som studerade mjölkkor (Ternman et al., 2018). Två andra studier visade dock cirka 1,5 timme längre liggtid, än 12 timmar per dygn, vilket indikerar att det finns en variation beroende på hur djuren har studerats men även att det troligen skiljer sig beroende på ålder, kön och produktionsform (Fregonesi et al., 2007; Hedén 2007). Det fanns faktorer som kan ha påverkat liggtiden, dels var det kvigor på andra sidan foderbordet, vilka mycket sannolikt påverkade tjurarna om kvigorna var i brunst. Dels fanns det ett dikostall cirka 100 meter från stallet, på den sidan där B100 % befann sig. Försöksstallet var byggt så att de inte kunde se varandra men lukterna kan ha påverkat. Skötarnas närvaro kan ha påverkat tjurarna både för att skötarna var förknippade med foder och möjligen för att de blev mer aktiva om skötarna blev inne hos dem ofta. Renhetsbedömningen genomfördes med direktobservation, av samma person varje gång, vilket är bra

eftersom flera bedömare ökar risken större att det bedöms olika. Problemet med direktobservation är dock att det är en bedömning och gränsen mellan vad en klass 1, 2 eller 3 innebar är något flytande.

Appliceringen av biokol skedde i det här arbetet manuellt genom att strö biokol rad för rad och sedan fylla på med ett tunt lager halm ovanpå. Detta är tidskrävande och inte applicerbart på en vanlig gård. För att detta ska vara praktiskt möjligt behövs ett tillvägagångssätt, att blanda in biokol i halmen, som är enkelt och tidseffektivt. Det behöver även vara ekonomiskt försvarbart för lantbrukare att använda biokol, vilket det inte är i dagsläget. Det kan uppnås genom kolsänkrätter eller genom en vilja och intresse hos lantbrukaren att starta upp en biogasanläggning på den egna gården eller tillsammans med grannar. Fördelarna som kan motivera användningen av biokol, förutom de miljömässiga, är att tillverkningen av biokol kan generera energi och vara ett alternativ för att bli av med skörderester som kan användas som råvara. Djupströbädden kan användas som ett substrat till biogasanläggning och den rötade djupströbädden kan sedan användas som jordförbättringsmedel. Om djupströbädden inte ska rötas i en biogasanläggning kan ändå tillsättningen av biokol vara ett alternativ eftersom den kan ha en positiv effekt på växtens näringsupptag och tillväxt (Rajkovich et al., 2012; Biederman och Harpole, 2013; Cornelissen et al., 2013). Då kan djupströbädden myllas ner i jorden efter en stallsäsong och på så sätt får lantbrukaren ta del av fördelarna som biokol kan ha på jorden (Biederman och Harpole, 2013; Mukherjee och Lal, 2013).

Övergripande visar samtliga resultat en variation både inom och mellan grupper samt mellan mättillfällena. Detta överensstämmer med tidigare studier både för NH<sub>3</sub> och CO<sub>2</sub> avgång (Jeppsson, 1999, 2000). Då det användes samma mätmetod i de studierna som i denna studie är jämförelserna mellan studierna relevanta. Variationerna både inom och mellan grupperna kan bero på omgivande faktorer såsom variationer i djupströbädden och temperatur. De höga standardavvikelseerna kan vara följd av att mätningarna inte genomfördes på exakt samma plats i bädden varje gång. Det var också stor variation i hur djuren hade legat ner och hur mycket träck och urin det fanns på mätplatsen i bädden. Även temperatur i luften skiljde sig åt både mellan mätplatser inom samma mättillfälle men även mellan tillfällena. Alla platser i de olika bäddarna kunde inte analyseras vid samma tidpunkt då det bara fanns tre huvar och det var 18 mätplatser.

Effekt av biokol på näringsinnehållet i djupströbädden före och efter rötning varierade mellan näringsämnen. Halterna av total-kväve och ammonium-kväve var lika eller till och med lägre i biokolbehandlingarna än i kontrollen, vilket kan bero på en utspädningseffekt eftersom biokolen innehöll enbart innehöll 1,3 % kväve av TS. Liknande effekt på kvävehalten har tidigare påvisats av Steiner et al. (2010) när biokol blandades in i komposterad höns gödsel. Kol/kväve-kvoten var högre i B100 % än i kontrollen och var på en nivå som kan indikera ökad immobilisering av kväve till kolet. Ett flertal näringsämnen skilde sig inte åt mellan kontrollen och biokolbehandlingarna i både orötad och rötad djupströbädd, vilket kan bero på att näringsämnenas koncentrationer var så låga i biokol att de inte fick utslag när

biokolet blandades in i djupströbädden. Halterna av järn, mangan och zink var högre i både substrat och rötrest behandlade med biokol jämfört med kontrollen, vilket kan förklaras av att biokolen innehöll relativt höga halter av åtminstone järn och mangan.

Gasproduktionen i substraten var generellt låg. Den främsta förklaringen till det är att uppehållstiden på 30 dagar var för kort för det relativt kolrika substratet djupströbädd med halm, som har en långsam nedbrytning av organisk substans. Batchresultaten visade på något högre värde av BMP jämfört med SMP i utrötningen av substraten (dock utan någon inbördes skillnad, som kunde säkerställas). Under de första 10-15 dagarna i batchprocessen skedde gasproduktionen långsamt jämfört med gasproduktionen från cellulosa, vilket visar på att substratet kom igång relativt sent och sannolikt skulle producerat mer biogas vid längre inkubationstid. Metanhalten i batcherna beräknades till 55 % för samtliga prov men detta påverkar resultaten av BMP enbart minimalt.

Den totala gasproduktionen och SMP var större för processen med B50 % substratet än för reaktorn med kontroll substratet. Den kontinuerliga reaktorn med B100 % substratet visade sämre produktion och nedbrytning jämfört med den som matades med B50 %. En förklaring till detta kan vara att mer biokol inte tillför någon positiv effekt då substratet kan ha blivit mättat, vilket även märktes i resultaten om ammoniakemissioner från djupströbädden i stallet. Även viktiga näringsämnen, såsom kväve kan i vissa fall bindas hårdare när större mängder biokol används. I reaktorn med B100 % användes även annan ymp (se Metodavsnittet), vilket även kan ha påverkat resultatet.

Det var även en del tekniska problem med reaktorerna som kan ha påverkat resultatet, bland annat var omrörningen i vissa avseenden för låg och svämtäcke bildades periodvis. Det kan även förklara skillnaden mellan SMP i de kontinuerliga reaktorerna och BMP från batchprocessen, av vilka den senare var högre. Ett heterogent material som djupströ kräver tillräcklig omrörning i den kontinuerliga processen för att mikroberna ska kunna nyttja substratet samt för att svämtäcke och andra driftsstörningar ska minimeras.

En förlängd uppehållstid från 30 till 50-60 dagar skulle sannolikt öka gasproduktionen, SMP och nedbrytningen av VS och TS i samtliga reaktorer och därmed komma till en nivå närmare den som genereras från befintliga biogasanläggningar som matas med gödsel. Detta beror på att djupströbädd av halm har stort innehåll av lignifierad fiber som bryts ner mycket långsamt av mikroberna och kräver därför tillräckligt lång uppehållstid för att nå optimal SMP och nedbrytning (Sawatdeenarunat et al., 2015; Ruile et al., 2015; Ahlberg-Eliasson et al., 2017).

## **Slutsats**

Biokol minskade ammoniakavgången vid tillsättning av 2,5 % biokol av gödselmängden i bädden och ingen ytterligare minskning kunde påvisas vid dubbel dosering. Det gick inte att dra några slutsatser från resultatet om hur växthusgaserna påverkades av tillsättning av biokol till djupströbäddar på grund av stor variation i mätresultaten. Tjurarnas tillväxt, liggtid och renhet påverkades inte av biokol. Användning av biokol i biogasproduktionen visade på ökad total gasproduktion och specifik metanpotential när tillsats av biokol i djupströbädden vid en nivå på 2,5 % av gödselmängden användes. Dubbel dosering av biokol i djupströbädden gav ingen ytterligare ökning av biogasproduktionen. Rötad och orötad ströbädd med biokol hade högre halter av järn, mangan och zink än motsvarande ströbädd utan biokol. De ekonomiska beräkningarna visade att kostnaderna för inköp och hantering av biokol översteg intäkterna från ökad energiproduktion och kolinlagring samt minskad ammoniakemission.

## **Framtida forskning**

Det finns ett behov att utforska olika råvarors effekt samt effekt av biokolens tekniska framställning på dess miljömässiga effekter då biokol används som jordförbättringsmedel, i ströbädden i stallar, i djurfoder och i biogasproduktion. Det behövs mer försök där emission av ammoniak och växthusgaser mäts som bygger på erfarenheter från den här studien. Ett projekt för att undersöka effekt av biokol på halmåtgång för djupströbäddar är önskvärt. I samarbete med forskningen behöver innovativa lösningar tas fram för att göra biokol mer ekonomiskt försvarbart att använda. Innovationer kring tekniklösningar för hantering av biokol behövs för att minska arbetstiden och dammbildning från biokol.

## **Tack**

Huvudfinansiärerna till detta arbete har varit Jordbruksverket och Europeiska jordbruksfonden för landsbygdsutveckling med medfinansiering från Hushållningssällskapet Sjuhärad, AKEMA AB och Emåmejeriet. Författarna vill framföra ett stort tack till Caroline Dahrén, Dan Claesson och Göran Schelin, Rådde Gård, för skötsel av djuren och hjälp med matning av biogasreaktorerna samt till Rose-Marie Andersson, Rådgivarna i Sjuhärad, för administrativ hjälp i projektet. Ett tack riktas också till Lena Lidfors, institutionen för husdjurens miljö och hälsa, Sveriges lantbruksuniversitet i Skara, för goda råd kring liggbeteendestudien med tjurarna och till Frida Dahlström vid samma institution, för installering av videoutrustningen i stallet.



## Referenser

- Andersson, R. & Hedlund, B. (1983) HPLC analysis of organic-acids in lactic-acid fermented vegetables. *Zeitschrift Fur Lebensmittel-Untersuchung und Forschung* 176, 440–443.
- Balsberg-Påhlsson, A. (1990). *Förbehandling, upp Slutning och extraktberedning av växt- och förnaprov.Handledning i Kemiska Metoder vid Växtekologiska Arbeten* (pp. 18–19). Lund, Sweden: Meddelanden från Växtekologiska Avdelningen, Lunds Universitet.
- Biederman, L.A. & Harpole, W.S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis - Biederman - 2013 - GCB Bioenergy - Wiley Online Library. *GCB bioenergy*, vol. 5 (2), 202–214.
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. & Joseph, S. (2008) Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Soil Research*, 45 (8), 629–634.
- Clough, T.J. & Condon, L.M. (2010). Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 39 (4), 1218–1223.
- Cornelissen, G., Martinsen, V., Shitumbanuma, V., Alling, V., Breedveld, G.D., Rutherford, D.W., Sparrevik, M., Hale, S.E., Obia, A. & Mulder, J. (2013) Biochar effects on maize yield and soil characteristics in five conservation farming sites in Zambia. *Agronomy* 3, 256-274. doi:10.3390/agronomy3020256.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L. & Jäger, H.J. (1995) Effects of atmospheric ammonia on vegetation—A review - *ScienceDirect*. 86 (1), 43–82.
- Fregonesi, J.A., Veira, D.M., Von Keyserlingk, M.A.G. & Weary, D.M. (2007) Effects of bedding quality on lying behavior of dairy cows. *Journal of Dairy Science* 90 (12), 5468–5472.
- Hedén, S. (2007) Aktivitet, läggings- och resningsbeteenden, tillväxt samt renlighet hos kvigor i liggbås respektive djupströbäddsbox. Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbete Veterinärprogrammet, s. 25.
- Hjerpe, K., Eriksson, H., Kanth, M., Boström, B., Berglund, K., Berglund, Ö., Lundblad, M., Kasimir, Å., Klemetsson, L., Eksvärd, J., Lindgren, A. & Svensson, E. (2014) Utsläpp av växthusgaser från torvmark. (2014:24). Jönköping. Tillgänglig: [https://www2.jordbruksverket.se/download/18.64f2616c14acd372c5c4391c/140810674894/ra14\\_24.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/download/18.64f2616c14acd372c5c4391c/140810674894/ra14_24.pdf) [2019-04-10]
- IPPC. (2007) *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/New York, USA.
- Jeppsson, K-H., Karlsson, S., Svensson, L., Beck-Friis, B., Bergsten, C. & Bergström, J. 1997. Djupströbädd för ungnöt och slaktsvin - analys avseende teknik, miljö, djurhälsa och ekonomi [Deep litter for young cattle and growing finishing pigs – Analysis regarding technology, environment, animal health and economy]. Rapport 110, Inst f jordbrukets biosystem och teknologi, Alnarp.

- Jeppsson, K.-H. (1999) Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle - ScienceDirect. Engng Res., (73), 49–73.
- Jeppsson, K.-H. (2000) Carbon dioxide emission and water evaporation from deep litter systems. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77(4), 429–440.
- Jeppsson, K.-H. (2002) Diurnal variation in ammonia, carbon dioxide and water vapour emission from an uninsulated, deep litter building for growing/finishing pigs. *Biosystems Engineering* 81, 213–224.
- Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez-Monedero, M.A. & Sonoki, T. (2014) Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences* 11(23), 6613–6621.
- Kammann, C., Ippolito, J., Hagemann, N., Borchard, N., Cayuela, M.L., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizabal, T., Jeffery, S., Kern, Jürgen, Novak, J., Rasse, D., Saarnio, S., Schmidt, H.-P., Spokas, K & Wrage-Mönnig, N. (2017) Biochar as a tool to reduce the agricultural greenhouse-gas burden - knowns, unknowns and future research needs. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 25(02), 114-139. <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1319375>
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C. & Crowley, D. (2011) Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry* 43 (9), 1812–1836.
- Lindgren, E. (1979) The nutritional value of roughages determined in vivo and by laboratory methods. Report, 45, 63.
- Lindgren, E. (1983) Nykalibrering av VOS-metoden för bestämning av energivärde hos vallfoder. Uppsala, Sweden: Department of Animal Nutrition and Management, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Miljömålsberedningen (2016) En klimat- och luftvårdsstrategi för Sverige. Delbetänkande av Miljömålsberedningen. SOU 2016:47. Stockholm. SOU 2016:21.
- Miljömålsberedningen (2016) Ett klimatpolitiskt ramverk för Sverige - Delbetänkande av Miljömålsberedningen. SOU 2016:21. Stockholm. SOU 2016:21.
- Mukherjee, A. & Lal, R. 2013. Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy* 3, 313-339. doi:103390/agronomy3020313.
- Philippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M. & Nicks, B. (2007) Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livestock Science* 111 (12), 144–152.
- Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., Zimmerman, A.R. & Lehmann, J. (2012) Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biol Fertil Soils* 48, 271-284.
- Ruile, S., Schmitz, S., Monch-Tegeder, M., Oechsner, H. (2015) Degradation efficiency of agricultural biogas plants - A full-scale study. *Bioresource Technol.* 178, 341-349.
- Sawatdeenarunat, C., Surendra, K.C, Takara, D., Oechsner, H., Khanal, S.K. (2015) Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities. *Bioresource Technology* 178,178-186.

- Schnürer, A., Bohn, I., & Moestedt, J. (2017) Protocol for start-up and operation of CSTR biogas processes. In: McGenity T., Timmis K., Nogales B. (eds) *Hydrocarbon and Lipid Microbiology Protocols*. Springer Protocols Handbooks. Springer, Berlin, Heidelberg 171–200.
- Steiner, C., Das, K.C., Melear, N. & Lakly, D. (2010) Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environmental Quality* 39 (4), 1236–1242.
- Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., Macedo, J.L.V.d., Blum, W.E. H. & Zech, W. (2007) Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central Amazonian upland soil. *Plant Soil* 291, 275-290.
- Ternman, E., Patell, M., Hänninen, L., Agenäs, S. & Nielsen, P.P. (2018) First night effect on sleep time in dairy cows. (Loor, J. J., red.) *PLOS ONE*, 13 (4), e0195593.
- Van Soest, P.J., Robertson, J.B., & Lewis, B.A. (1991) Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74(10), 3583–3597. [https://doi.org/doi:10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/doi:10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2).
- VERA. (2021) Beräkning av ammoniakavgång i VERA. [https://adm.greppa.nu/download/18.7d044c501710eb9f89387129/158530220275/berakning\\_av\\_ammoniakavgang\\_fjaderfa\\_VERA\\_20200326.pdf](https://adm.greppa.nu/download/18.7d044c501710eb9f89387129/158530220275/berakning_av_ammoniakavgang_fjaderfa_VERA_20200326.pdf).