



LUND UNIVERSITY

Biogas från Skånsk betblast - potential, teknik och ekonomi

Kreuger, Emma; Prade, Thomas; Björnsson, Lovisa; Lantz, Mikael; Bohn, Irene; Svensson, Sven-Erik; Lindkvist, Anders; Hörndahl, Torsten

2014

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Kreuger, E., Prade, T., Björnsson, L., Lantz, M., Bohn, I., Svensson, S.-E., Lindkvist, A., & Hörndahl, T. (2014). *Biogas från Skånsk betblast - potential, teknik och ekonomi*. Miljö- och energisystem, LTH, Lunds universitet.

Total number of authors:

8

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

Biogas från skånsk betblast

Potential, teknik & ekonomi

RAPPORT NR 93 | MILJÖ- OCH ENERGISYSTEM

INSTITUTIONEN FÖR TEKNIK OCH SAMHÄLLE | LUNDS UNIVERSITET, DECEMBER 2014

EMMA KREUGER¹, THOMAS PRADE², LOVISA BJÖRNSSON³, MIKAEL LANTZ³,
IRENE BOHN⁴, SVEN-ERIK SVENSSON², ANDERS LINDKVIST⁵, TORSTEN HÖRND AHL²

¹ BIOTEKNIK, LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA; ² BIOSYSTEM OCH TEKNOLOGI, SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET;

³ MILJÖ- OCH ENERGISYSTEM, LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA; ⁴ NSR PRODUKTION AB; ⁵ BETODLARNA



Biogas från skånsk betblast – potential, teknik och ekonomi

Emma Kreuger¹, Thomas Prade², Lovisa Björnsson³,
Mikael Lantz³, Irene Bohn⁴, Sven-Erik Svensson²,
Anders Lindkvist⁵, Torsten Hörndahl²

¹ Bioteknik, Lunds Tekniska Högskola, ² Biosystem och teknologi, Sveriges
Lantbruksuniversitet, ³ Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola,
⁴ NSR Produktion AB, ⁵ Betodlarna



LUNDS
UNIVERSITET

Rapport nr. 93
Miljö- och energisystem
Institutionen för teknik och samhälle

December, 2014

Foto omslag: Emma Kreuger

Copyright © Kreuger Emma, Prade Thomas, Björnsson Lovisa, Bohn Irene, Lantz Mikael, Svensson Sven-Erik, Lindkvist Anders, Hörndahl Torsten, 2014

Miljö och energisystem, Lunds universitet
ISBN 978-91-86961-19-0
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM-14/3084-SE+(1-60)

Förord

Detta projekt har genomförts i samarbete mellan Lunds Universitet (LU), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), NSR Produktion AB (NSR) och Betodlarna. Emma Kreuger (Bioteknik, LU) har varit projektledare. Anders Lindkvist har deltagit som representant för Betodlarna, sockerbetsodlarnas riksorganisation, och Irene Bohn (NSR) som representant för en biogasproducent i regionen. Övriga deltagande forskare har varit Thomas Prade, Torsten Hörndahl och Sven-Erik Svensson (Biosystem och teknologi, SLU Alnarp) samt Mikael Lantz och Lovisa Björnsson (Miljö- och Energisystem, LU).

Projektet utgör en del i arbetet med att uppnå målen i Skånes färdplan för biogas och har finansierats med utvecklingsmedel från Region Skåne samt medfinansierats av samtliga deltagande parter.

Vi författare hoppas att den här rapporten kan komma till nytta för jordbrukare och biogasanläggningsägare som själva vill räkna på sina specifika kostnader för skörd, lagring och rötning av betblast. Vi hoppas även att den kan komma till nytta för beslutsfattare som bestämmer hur morgondagens förutsättningar för biogasproduktion skall se ut.

Vi författare vill tacka Region Skåne samt alla deltagande parter som gjort projektet möjligt.

Lund, december 2014

Författarna

Sammanfattning

I Skåne odlas 34 500 ha sockerbetor för sockerutvinning och i Sverige 36 000 ha (Jordbruksstatistik årsbok 2014). Vid insamling och rötning av blasten från betorna i Skåne skulle drygt 200 GWh biogas kunna produceras per år och driva minst 19 000 bilar eller 1000 bussar. Men idag lämnas den i fält.

Tidigare studier har visat att betblast från sockerproduktion är på gränsen till lönsamt att skörda och använda för biogasproduktion (Lantz, 2013b). I det här projektet har flera forskare, en biogasproducent och en representant för betodlarna gemensamt tagit fram och undersökt ett par förslag för hur skörd, lagring och rötning av betblast kan genomföras och hur olika tillvägagångssätt påverkar kostnader och klimatpåverkan. Dessa innefattar en jämförelse av två olika skördekedjor och undersökning av effekterna av att fraktionera betblast före lagring och rötning på; biogasproduktion, ekonomi och klimatpåverkan. För dessa beräkningar antogs att endast betblast rötades i en biogasanläggning med en årlig produktion om 172 TJ (48 GWh) metan. Effekterna av att introducera icke fraktionerad och fraktionerad betblast i en samrötningsanläggning analyserades också. Dessutom arrangerades en skördedemonstration i oktober 2013 i samarbete med Skånska Biobränslebolaget ([länk till video](#)). Analysen av skördeteknik har begränsats till skörd av blast från betor odlade för sockerproduktion, vilket är det som görs i Sverige idag. Om sockerbetor odlas endast för biogasproduktion kan andra skördetekniker för betor och blast vara aktuella.

Studien har visat att när biogas från betblast ersatte fossil energi som drivmedel så sänktes utsläppen av klimatgaser kraftigt, med 80 %. Därmed uppfylldes EUs hållbarhetskriterier för biodrivmedel, både enligt dagens direktiv (35 % reduktion) och föreslagna framtida (60 % reduktion). Viktigt i detta sammanhang är att blasten är en restprodukt och den konkurrerar inte om åkermark för livsmedelsproduktion.

I Skåne skulle ca 200 GWh biogas kunna produceras från betblast vid dagens sockerbetsproduktion. Men, även för den andel av blasten som skördas under september (motsvarande ca 40 GWh), då det är mer gynnsamt än vid senare skörd, är det svårt att hitta ekonomisk hållbarhet.

Studien tyder på att kostnader och klimatpåverkan är de samma om betblast fraktioneras eller ej. I fallstudien framkom att fraktionering av betblasten gav praktisk möjlighet att ta emot mer material i den studerade samrötningsanläggningen. Vätskefraktionen kunde då ersätta vatten i förbehandlingen och mera torrsbstans (TS) kunde tas emot med den fasta fraktionen innan uppehållstiden begränsade mängden i röttningsprocessen. Att ersätta vatten i förbehandlingsanläggningen ger mindre kapitalkostnader per producerad MWh jämfört med om man skulle röta denna fraktion i en dedikerad anläggning. Men, inte heller i fallstudien medförde fraktionering lägre kostnader per producerad mängd metan.

Blastskörden visade sig vara högre i september, 3,6 ton torrsbstans per hektar (t TS/ha), än i oktober, 3,2 t TS/ha, vilket gör det fördelaktigare att samla in blast i september än oktober. Av de skörde- och transportkedjor som teoretiskt utvärderades i projektet var det ekonomiskt mest fördelaktigt med en skördekedja där en mindre mängd blast samlades in (55 % av tillgänglig mängd) för att minimera maskinernas väntetider. Alternativet har dock nackdelen att en större andel kvarlämnad blast gör att en större andel av fältets yta

får ojämn förfruktseffekt i efterföljande gröda jämfört med ett scenario då större andel av blasten samlas in.

Priset för skörd (i september) och lagring beräknades till 1,7–2,1 kr/kg TS både med och utan fraktionering. Detta är högre än det pris som tidigare beräknats (Gissén et al. 2014), vilket bedöms som underskattat.

Tester av fraktionering av betblast gjordes i liten skala med en äppeljuicepress. Metanpotentialtester gjordes på de olika fraktionerna. Pressning av strimlad blast (13 % TS) gav en vätskefraktion (7 % TS) motsvarande en fjärdedel av våtvikten och 3 fjärdedelar återstod som fast fraktion (15 % TS). Den fasta fraktionen gav dubbelt så högt metanutbyte per kg våtvikt som vätskefraktionen, men ingen signifikant skillnad i metanutbyte per kg organiskt material. Ingen inverkan av sortval på betblastskörden eller metanutbyte per kg organiskt material kunde hittas vid test av fem sockerbetssorter som förädlats fram för sockerproduktion.

När fraktionerad blast används kan möjlighet finnas att dubbelanvända lager för den våta fraktionen och rötrest. Det gäller även för andra flytande substrat som behöver lagras. Studien visar att dubbelanvändning kan påverka investeringskostnaderna för rötrestlagret signifikant och en närmare undersökning av om det är praktiskt möjligt vore intressant.

När flera positiva faktorer samspelar kan det finnas möjlighet att med dagens förhållanden producera biogas som biodrivmedel från betblast på ett ekonomiskt hållbart sätt. Exempel på identifierade positiva faktorer är: högt blastutbyte, användning av underutnyttjade jordbruksredskap, rötning i befintliga anläggningar för att fylla ut substratluckor, korta transportsträckor och direktanvändning av färsk betblast utan lagring. Det är troligtvis endast för en liten del av den totala mängden blast som tillräckligt många positiva faktorer samspelar för att den idag ska kunna vara ekonomiskt intressant att använda för biogasproduktion.

Innehållsförteckning

1. Inledning	2
1.1 Bakgrund	2
1.2 Syfte	2
1.3 Genomförande	2
2. Odlingsförsök	4
2.1 Material och metod	4
2.2 Resultat och diskussion odlingsförsök	5
3. Systemstudie av råvaruhantering och relaterade kostnader	7
3.1 Material och metod	7
3.1.1 Odling av betor och betblast	7
3.1.2 Scenarier	7
3.1.3 Substrattillgänglighet	9
3.1.4 Betupptagaren	9
3.1.5 Transportavstånd	10
3.1.6 Fraktionering	10
3.1.7 Lagring	10
3.1.8 Förfruktsvärde	11
3.1.9 Känslighetsanalys	11
3.2 Resultat och diskussion råvaruhantering	12
3.2.1 Substrattillgänglighet	12
3.2.2 Skördekapacitet	12
3.2.3 Substratkostnader	13
3.2.4 Känslighetsanalys	15
4. Fraktionering, ensilering och biogasproduktion	19
4.1 Material och metod	19
4.1.1 Inverkan på sortval och skördetid på metanproduktion	19
4.1.2 Finfördelning, fraktionering och ensilering	19
4.1.3 Metanpotentialtester	21
4.1.4 Analys av näringssammansättning	21
4.1.5 Modellerings av biogasproduktion i tre produktionssystem	21
4.2 Resultat och diskussion fraktionering, ensilering och biogasproduktion	22
4.2.1 Inverkan av sortval och skördetid på specifikt metanutbyte	22
4.2.2 Effekt av fraktionering och ensilering på fördelning av massa, torrsubstanshalt och metanpotential	22
4.2.3 Modellerings av biogasproduktion i tre system	24
4.2.4 Jämförelse med andra studier	26
5. Ekonomiska förutsättningar för biogasproduktion	27
5.1 Produktionskostnader	27
5.1.1 Kapitalkostnader	27
5.1.2 Betblast	28
5.1.3 Processenergi	28
5.1.4 Transport av biogödsel	30
5.1.5 Övrigt	30

5.1.6 Sammanfattning produktionskostnad	30
5.2 Intäkter	30
5.3 Lönsamhetsbedömning och känslighetsanalys	31
6. Fallstudie NSR	33
6.2 Scenarier för mottagning av betblast vid anläggningen	34
6.2.1 Fall NSR1: SBB-VF istället för vatten i förbehandlingen	34
6.2.2 Fall NSR2	35
7. Uppfyller biogas från betblast EUs hållbarhetskriterier för biodrivmedel?	42
7.1 Metod	42
7.1.1 EUs förnybarhetsdirektiv	42
7.1.2 Systemgränser	43
7.1.3 Bakgrundsfakta för emissionsberäkningar	44
7.1.4 Känslighetsanalys	45
7.2 Råvaruhantering	47
7.2.1 Skörd	47
7.2.2 Transport	47
7.2.3 Fraktionering	47
7.2.4 Lagring	47
7.2.5 Inmatning	48
7.2.6 Insatser per producerat drivmedel	48
7.3 Produktion, uppgradering och trycksättning av biogas	48
7.3.1 Metanläckage	49
7.3.2 Distribution	49
7.4 Resultat och diskussion växthusgasemissioner	50
7.4.1 Växthusgasemissioner	50
7.4.2 Känslighetsanalys	51
8. Metanpotential från betblast i Skåne	54
9. Slutsatser	55
10. Referenser	56
Appendix A	60

1. Inledning

1.1 Bakgrund

I Skåne odlas ca 34 500 ha sockerbeter (2013, Jordbruksstatistisk årsbok 2014) för sockerutvinning varifrån blasten representerar en stor biogaspotential samt en betydande resurs av kväve (Lantz et al. 2013b). Beter skördas över en längre period, september till november, och mängden betblast per hektar kan variera över skördeperioden och likaså eventuellt med val av sockerbetsort. Idag lämnas blasten vanligtvis i fält via nermyllning i jorden, vilket innebär att biogaspotentialen inte tas tillvara och mycket kväve riskerar att urlakas och bidra till övergödning samt avgå som lustgas och bidra till växthuseffekten. I ett tidigare samarbetsprojekt (Crops4Biogas) visade det sig att färsk betblast kan vara lönsamt att använda i en biogasanläggning som producerar 48 GWh metan per år (Lantz et al. 2013b). Ensilerad betblast var dock för dyr. Mängden blast som finns är stor och kan vara svår att få in i centrala anläggningar endast under betsäsongen, utan lagring. Betblast har en hög vattenhalt, ca 87 %, och därmed ganska låg energidensitet, vilket är en nackdel vid transport samt rötning i en omrörd tank, vilket vanligen används vid rötning av växter (Lantz et al. 2013b, FNR 2010) och vid svenska samröttningsanläggningar. Tanken bakom detta projekt var att man genom att fraktionera betblasten i en fast och en flytande fraktion kan minska kostnaderna för lagring och rötning. Den flytande fraktionen kan då rötas i en biogasreaktor för flytande substrat som klarar högre belastning än en omrörd tank (De Mes et al. 2003), medan den fasta fraktionen (med högre energidensitet än före fraktionering) rötas i en traditionell omrörd tank. Detta koncept förväntades minska den totala reaktorvolymen och troligen också möjliggöra effektivare lagring. Genom fraktionering skulle potentiellt även lager för flytande substrat och flytande rötrest kunna dubbelanvändas och därmed minska investeringskostnaderna. Fraktionering för ökad processeffektivitet för den flytande fraktionen har även nyligen undersökts och bedömts som lovande för gräs (Maroušek 2014).

1.2 Syfte

Syftet med projektet var att i en bred arbetsgrupp bestående av betodlare, biogasproducenter och forskare från tre olika discipliner ta fram förslag på hur betblast från sockerproduktionen i Skåne kan göras mer intressant som biogassubstrat ur ett ekonomiskt perspektiv samt att undersöka några av dessa förslag och sprida utkomsterna. Detta för att öka intresset för att utnyttja den förnyelsebara energipotential som finns i betblast. Projektet har dessutom syftat till att ta fram och sprida fördjupad kunskap om biogaspotentialen för betblast i Skåne.

1.3 Genomförande

Alla projektmedlemmar har bidragit till projektets utformning och gemensamt diskuterat tankar under fyra gemensamma projektmöten samt läst och kommenterat slutrapporten.

Ett seminarium har arrangerats i samarbete med Partnerskap Alnarp den 26 nov 2014, där resultaten från projektet har presenterats. Denna slutrapport har tillgängliggjorts på Lunds universitets elektroniska publikationsdatabas.

I rapportarbetet har Emma Kreuger (LU) haft huvudansvar för avsnitten, *Inledning, Bakgrund, Fraktionering, ensilering och biogasproduktion* samt *Biogaspotential i Skåne*. Biogasutbytesbestämningar har gjorts av Emma Kreuger i satsvisa försök på prov från alla skördar för två sorters betblast samt för en skördetidpunkt från de andra tre sorterna. Biogasutbytet har även uppmätts genom satsvisa utrotningsförsök för hel betblast samt för fast och flytande del efter pressning och före och efter några månaders lagring som ensilage (i liten skala) för en sort vid ett skördetillfälle.

Thomas Prade (SLU) har haft huvudansvar för avsnitten *Odlingsförsök* och *Systemstudie av råvaruhantering och dess kostnader*. Sven-Erik Svensson och Torsten Hörndahl (SLU) arrangerade en skördedemonstration i samarbete med Skånska biobränslebolaget hösten 2013 och har varit delaktiga i delarna *Odlingsförsök* och *Systemstudie av råvaruhantering och dess kostnader*. Anders Lindkvist (Betodlarna) har bidragit med information och tankar rörande främst delarna *Odling* och *Systemstudie av råvaruhantering* samt deltagit i projektmötena och bidragit med information om de förutsättningar som gäller för sockerbetsodling och betblastskörd från en betodlares perspektiv. Biomassautbytet vid betblastskörd har manuellt bestämts för två skördetidpunkter för fem sorters sockerbeta vid mitten av september och mitten av oktober 2013 av Thomas Prade, Torsten Hörndahl och Sven-Erik Svensson. Vidare har Thomas Prade analyserat system och ekonomi för skörd och lagring av icke fraktionerad samt fraktionerad blast, som är kompatibla med skörd av betor för sockerproduktion.

Irene Bohn (NSR) har haft huvudansvar för avsnittet *Fallstudie NSR* och Mikael Lantz (LU) har haft huvudansvar för avsnittet *Ekonomiska förutsättningar*. Mikael Lantz (LTH) har räknat på ekonomiska aspekter för tre olika teoretiska exempelanläggningar som rötar icke- fraktionerad och fraktionerad blast med vardera en årlig produktion om 172 TJ biogas. Möjligheten till och effekten av att röta den fasta fraktionen respektive ofraktionerad blast i en redan befintlig samrötningsanläggning har också uppskattats tillsammans med Irene Bohn. Effekten har uppskattats genom att beräkna vilken nettoeffekt rötning av betblast skulle ha på gasproduktion från röt-kammaren och kväve- och torrsustanshalt i rötresten, samt vilka merkostnader fraktioneringen skulle innebära.

Lovisa Björnsson (LU) har haft huvudansvar för avsnittet *Uppfyller biogas från betblast EUs hållbarhetskriterier för biodrivmedel*.

2. Odlingsförsök

2.1 Material och metod

Under 2013 genomfördes ett fältförsök i sockerbetor. Försöket var del av en kommersiell odling på Charlottenlunds Gård AB, Ystad. Förutom gårdens huvudsakliga sockerbetsort Corvinia, hade ett drag med olika sockerbetsorter såtts.

I försöksdraget såddes tre rader av varje sort, 5 sorter totalt. Sådden skedde den 17 april och uppkomsten bedömdes den 6 maj. Ordningen på sorterna var Nexus (rad 1-3), Jollina KWS (rad 4-6), Gondola KWS (rad 7-9), Kristel (rad 10-12) och Corvinia (rad 13-18). I praktiken fördelades sorterna på de olika såhusen på en 18-raders betsåmaskin. Betorna gödslades med 90 kg N per ha.

Försöket lades på ett och samma drag, tre block med alla fem sorter. Ordningen av betsorterna i blocken var dock inte randomiserad, se ovan. Vid två olika tillfällen den 16 september och den 15 oktober skördades försöket för hand. En tredje provtagning var planerad, men av misstag skördades dock försöket maskinellt före den tredje provtagningen hann genomföras.

Försöket var ett blockförsök med 3 upprepningar i blocket. Varje block bestod av 15 rader betor (3 rader per sort) och längden på rutan var 2,5 m. Med ett radavstånd på 48 cm motsvarande varje rad en yta på 1,2 m². Vid provtagningarna bestämdes våtvikten av sockerbetsblasten för varje rad i varje block. Blast klipptes ca 3-4 cm ovanför betans nacke för att simulera maskinell blastskörd. Dessutom bestämdes våtvikten av betorna i en rad per sort (två rader vid andra provtagningen). Betorna togs upp med en spade och rengjordes manuellt inför viktbestämningen. Vidare räknades betorna i alla rader. Torr vikten av alla blastprover bestämdes genom torkning vid 65 °C i 48 timmar i triplikat.

I en kompletterande provtagning undersöktes betblastskörden i ett fältförsök på SLU:s försöksgård Lönnstorp den 23 oktober 2013. I ett långliggande fältförsök togs prover av betblast och betor från bestblastsorten Fraazze i en kvävestege, dvs. i rutor med olika kvävegödslingsnivåer (0-210 kg N/ha). Varje skörderuta var 10 rader gånger 2 meter, dvs. 9,6 m² vid radavståndet 48 cm. På grund av begränsad tillgänglighet till försöksplatsen skördades olika antal upprepningar per gödslingsnivå, se Tabell 1.

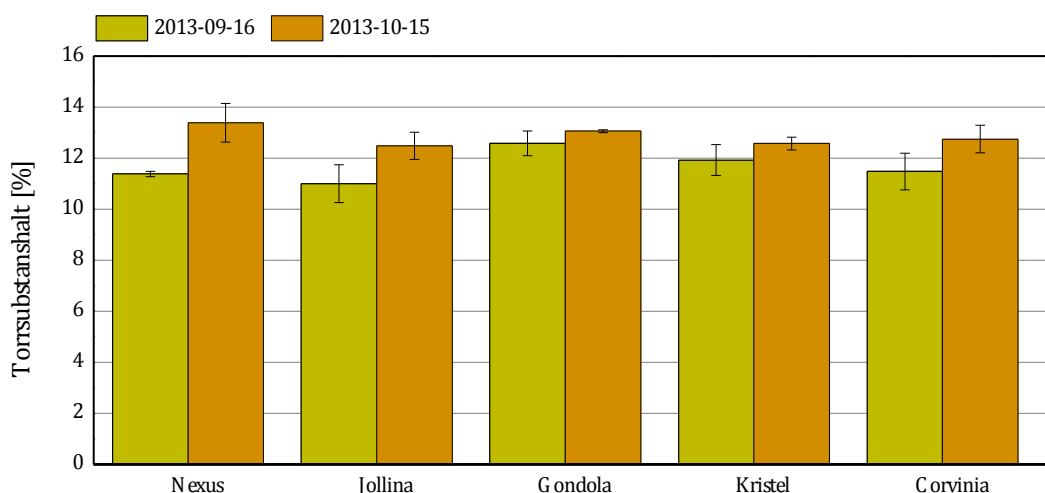
Data från bestämning av torrhalten och avkastningen på betblasten analyserades med hjälp av ANOVA. Statistiska skillnader analyserades genom TUKEY post-hoc test.

Tabell 1. Parametrar för fältförsöket om blastavkastningen vid olika kvävegödslingsnivåer.

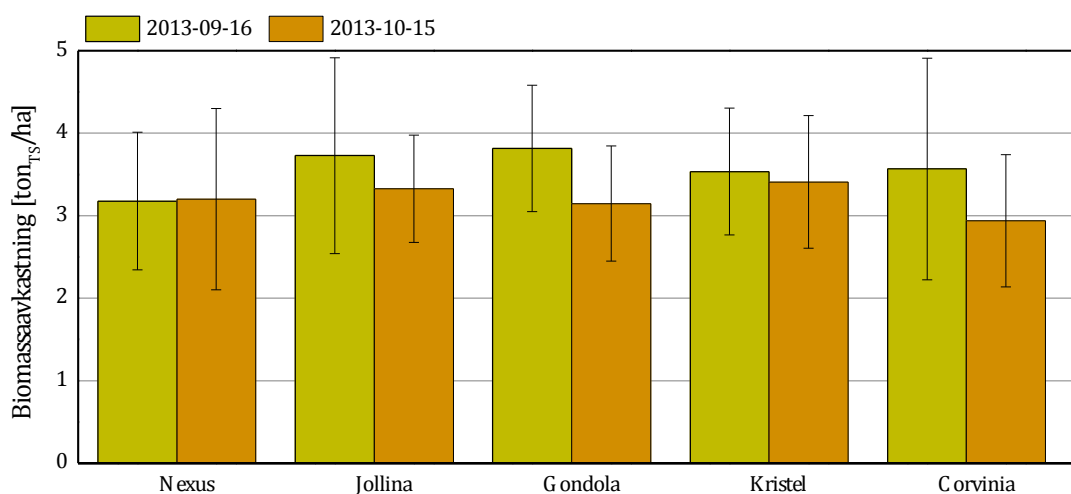
Behandling	Kvävegödsling [kg N/ha]	Antal upprepningar
N0	0	4
N1	50	2
N2	90	1
N3	130	2
N4	170	1
N5	210	2

2.2 Resultat och diskussion odlingsförsök

Torrsubstanshalten (TS-halten) i betblasten var statistiskt högre vid andra skördetillfället (12,9 %) jämfört med första skördetillfället (11,7 %). Gondola hade en statistisk högre torrsubstanshalt (12,8 %) än Jollina (11,7 %), i medel över båda skördetillfällena (Figur 1).



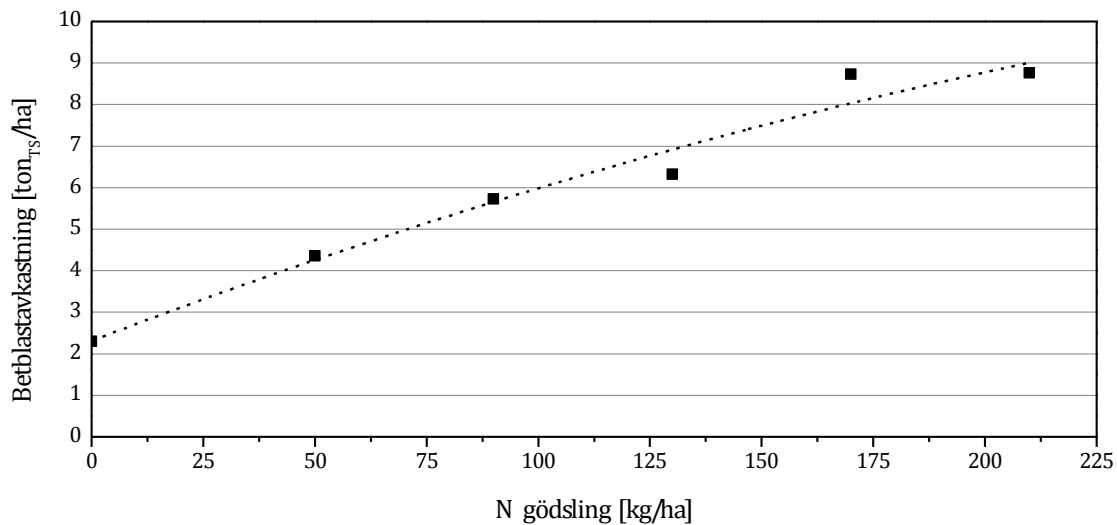
Figur 1. Torrsustanshalt i betblast skördad vid två olika skördetidpunkter och i olika sorter.



Figur 2. Biomassaavkastningen i betblast skördad vid två olika skördetidpunkter och i olika sorter.

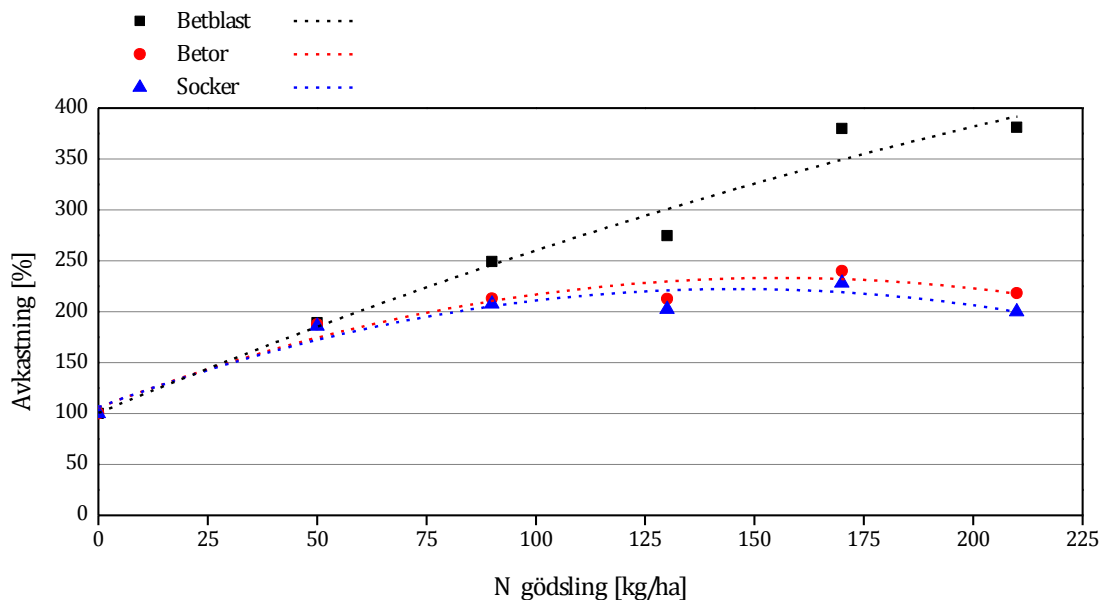
Biomassaavkastningen skilde sig signifikant mellan första (3,6 t TS/ha) och andra (3,2 t TS/ha) skördetillfället. Ingen skillnad i biomassaavkastningen hittades mellan sorterna (Figur 2). Dessa skördeutbyten stämmer mycket väl överens med tidigare försök där medelutbyten om 3,65 t TS/ha vid skörd i mitten av september och 3,25 t TS/ha vid skörd i mitten av oktober tagits fram baserat på odling på flera platser under flera år (Olsson 2011). I försöket med olika kvävegödslingsnivåer varierade avkastningen för betblast mellan 2,3 och 8,8 ton TS/ha (Figur 3). I detta försök var biomassaavkastningen även vid normal gödsling, 100-120 kg N/ha, högre än i sortförsöken (Figur 2) och i tidigare studier (Olsson 2011). Möjligen kan detta bero på att den sorten som använts i det här försöket,

Fraazze, ger högre biomassautbyte än de andra sorter som testats i den här studien. Men, de avvikande resultaten kan också ha andra orsaker. En upprepning av kvävegödslingsförsöken och närmare analys av påverkan på blastskörden vore intressant.



Figur 3. Biomassaavkastningen av sockerbetsblast vid olika kvävegödslingsnivåer.

Medan den relativa avkastningen för betor och socker når en topp runt 150 kg N/ha, ökar avkastningen för blasten (Figur 4).



Figur 4. Relativa avkastningar av sockerbetsblast, betor och socker vid olika kvävegödslingsnivåer. Avkastning vid 0 kg N/ha har satts till 100 %. Normal kvävegiva i praktisk odling är 100-120 kg per ha.

3. Systemstudie av råvaruhantering och relaterade kostnader

3.1 Material och metod

3.1.1 Odling av betor och betblast

Betodlingen har modellerats med ett 20 ha stort fält med ett längd:bredd-förhållande på 2:1. Det antas att kvävegivan är 120 kg/ha, vilket motsvarar den högre gränsen för ekonomisk optimal gödsling av sockerbetor enligt Jordbruksverkets gödslingsriktlinjer (100-120 kg N/ha) (SJV, 2013). Med denna kvävegödsling har avkastningen för betor och blast beräknats enligt figur 4 till 75 t/ha respektive 43 t/ha. Med en TS-halt på 12,7 % i blasten motsvarar detta 5,4 t TS/ha. Detta kapitel utgår i huvudsak från detta biomassautbyte, vilket representerar ett scenario med en fördelaktig skördenivå. Men, ett pris har även tagits fram för ett lägre utbyte om 3,6 t TS/ha, vilket är det genomsnittliga utbytet som uppnåddes i sortförsöket vid skörd i september (den skördetid då högst skörd uppnåddes), och använts vidare i kapitel 5, 6 och 7.

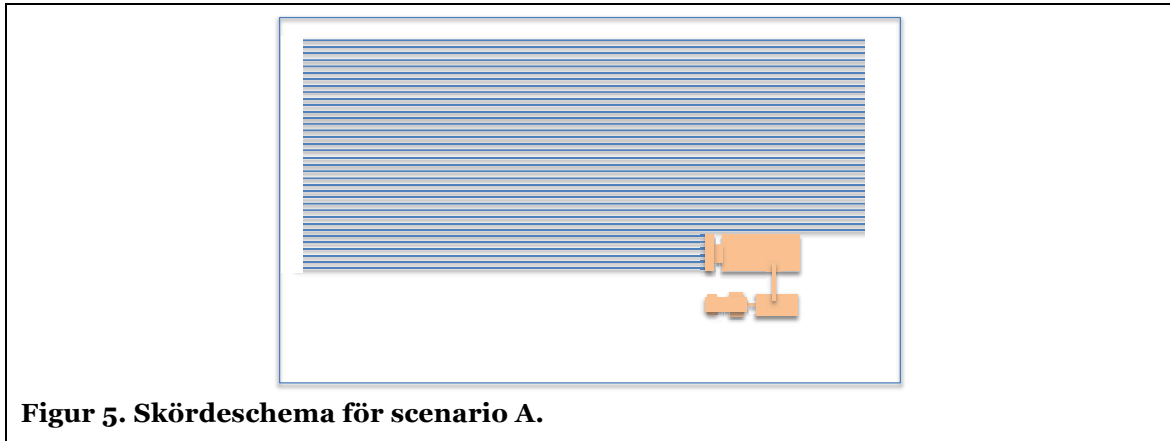
3.1.2 Scenarier

I samtliga scenarier antas att skörd sker på olika gårdar och blasten under skörden transporteras till en central biogasanläggning där den lagras, och i aktuellt fall även fraktioneras före lagring. Biogasanläggningen använder bara betblast som substrat och producerar 172 TJ biogas per år.

Följande skördesystem har undersökts:

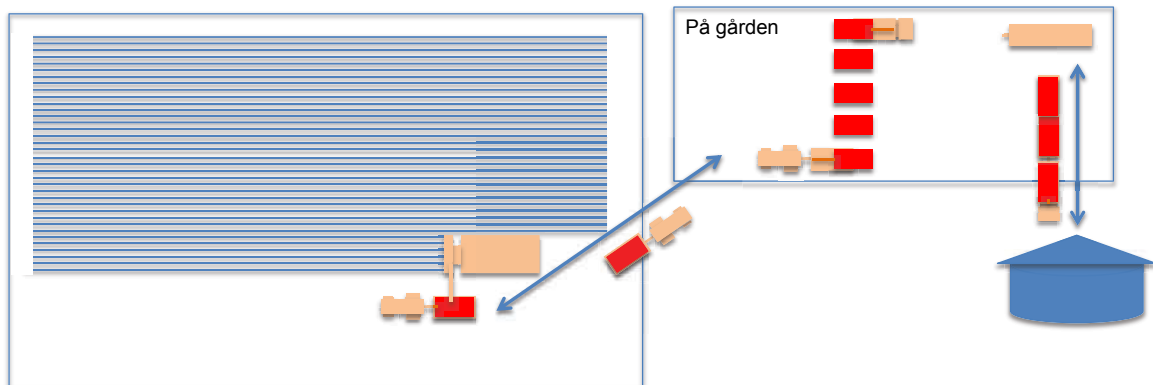
Referensscenario (A) är att betor skördas utan att blasten samlas in. De skördade betorna lastas över till följevagn när betupptagarens samlingsbehållare blir full (Figur 5). Detta sker under fortsatt skörd så att betupptagaren inte behöver stanna. I alla scenarier gödslas sockerbetorna enbart med mineralgödsel.

I scenario B och C samlas blast med en följevagn direkt under betskörden. Betupptagaren behöver alltså stanna för att lasta över betorna till följevagnen för betor. Detta medför en fördröjning i skördemomentet som betyder en ytterligare kostnad. Scenario B och C skiljer sig genom maskinval för logistik av transport från fält till biogasanläggningen.



Figur 5. Skördeschema för scenario A.

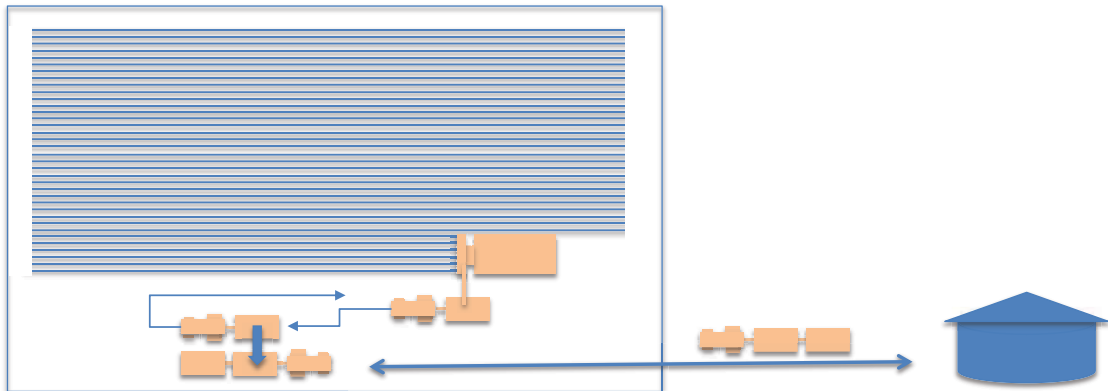
Scenario B är designat för att bärga så mycket betblast som möjligt per hektar. Här lastas betblasten via en elevator på betupptagaren över till en följevagn med lastväxelflak (Figur 6). Lastväxelflaken är 6 m långa (för att 2 flak ska kunna lastas på ett lastbilssläp). Efter fyllningen transporteras flaket till gården där det byts mot ett tomt flak. Logistiksystemet är beräknat så att det alltid finns ett annat ekipage som tar över insamlingen utan avbrott, dvs. nästintill förlustfritt. De fyllda flaken lastas på lastbil (1 på lastbilen, 2 på släpet) och körs till biogasanläggningen. Där tippas de tre flaken och körs tomma tillbaka till gården. Ett 6-m-flak rymmer 36 m^3 ($6 \times 2,5 \times 2,5 \text{ m}$) som motsvarar ca 13 ton betblast (360 kg/m^3 (SL-BW, 2014)). Då totalvikten av ekipaget inte får överskrida 60 ton totalt och med en tomvikt på ekipaget på 25,2 ton inkl. 3 flak blir den totala utnyttjbara vikten betblast 34,8 ton per ekipage. Detta är ca 11 % mindre än vad som skulle kunna fyllas i flaken.



Figur 6. Skördeschema för scenario B.

Scenario C är designat för att minimera skördekostnaderna. Här lastas betblasten via en elevator på betupptagaren över till en högtippande bredvidgående samlarvagn (Figur 7). Samlarvagnen rymmer ca 16 m^3 . Efter fyllningen lastas betblasten över till ett traktorekipage med två standardvagnar som står parkerat vid fältkanten. Under tiden för omlastning av betblasten tömmer betupptagaren sin bettank, alternativt så fortsätter betskörden, och då samlas denna betblast inte upp. Den tömda samlarvagnen återvänder till betupptagaren. Det fyllda traktorekipaget körs av en annan traktorförare till biogasanläggningen. Där tippas vagnarna och körs tomma tillbaka till fältet. Beroende på avståndet mellan fältet och biogasanläggningen krävs ett antal traktorekipage för att klara en tillräcklig hög kapacitet. Ekipaget som står i fält och fylls har ingen förare.

Traktorföraren som återvänder med det tomma ekipaget från biogasanläggningen, byter till ett fyllt ekipage när han/hon återkommer till betfältet.



Figur 7. Skördeschema för scenario C.

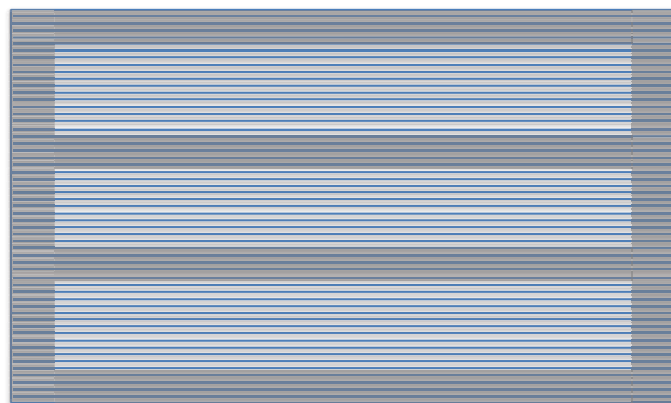
3.1.3 Substrattillgänglighet

Det har beräknats vilka fältytor som skördas utan att betblast kan samlas in enligt:

Tillgänglig fältyta för betblastskörd = Fältets yta - Vändtegar - Enskilda drag för uppdelning av fältet i tegar (Figur 8).

Antaganden:

- 1) Bredden på vändtegen har antagits till 11,5 m (dvs. 24 rader).
- 2) En teg är 23 m bred (48 rader eller 2 x vändtegens bredd).



Figur 8. Fältens ytor som skördas utan att betblast kan samlas in (grå markering).

3.1.4 Betupptagaren

Betskörden har beräknats för användning av en 6-radig betupptagare. Skördehastigheten (rent skördemoment i h/ha) beror på hektarskörden ($t_{\text{betor}}/\text{ha}$) och fältstorleken. För att

anpassa till fältstorlek har en relativfaktor beräknats enligt kapacitetsdata från KTBL (2005). Betor skördas och lastas över till följevagn när betupptagarens samlingsbehållare (36 m³) blir full.

3.1.5 Transportavstånd

För en biogasproduktion på 172 TJ år⁻¹ (47,8 GWh) krävs tillförsel av ca 156 000 ton färsk betblast (se även Tabell 5, kapitel 4). Eftersom blasten, som är tillgänglig i fält, skördas i olika grad i Scenario B (81 %) och C (55 %) innebär det att den sockerbetsareal som krävs för att uppfylla behovet av blast blir 4 500 ha i Scenario B och 6 700 ha i scenario C.

Andelen av jordbruksmarken som används för sockerbetsodling var 8,8 % år 2013 (SCB, 2013). Andelen av totala arealen i Götalands södra slättbygder (Gss) som är jordbruksmark är 58 % (SCB, 2013). Detta innebär att 5,0 % av markarealen i produktionsområde Gss är bevuxen med sockerbetar. Detta används för att skatta transportavståndet fågelvägen med antagande om att biogasanläggningen ligger mitt i ett cirkulärt upptagningsområde (Overend, 1982). Avståndet fågelvägen multipliceras sedan med en slingerfaktor, som antags vara 1,3 för att få fram körsträckan på väg (Börjesson and Gustavsson, 1996).

Medelavståndet för varje transport från fält till biogasanläggning blir baserat på dessa antaganden 14,6 km i Scenario B och 17,8 km i Scenario C.

3.1.6 Fraktionering

Fraktionering sker i alla scenarier vid biogasanläggningen. Initialt fanns en tanke om att fraktionering skulle ske redan vid de individuella gårdarna där blasten skördas och den flytande fraktionen skulle rötas närmare fält i mindre anläggningar för att minska transporterna av vätska. Detta valdes bort för att det dels är dyrare med gasuppgradering för mindre anläggningar och dels för att varje hantering av substratet ökar på kostnaderna avsevärt.

Beräkning av fraktioneringskostnader sker enligt resultat från fraktioneringsförsök (kapitel 4), där fraktionering gav en fast fraktion (76 vikts-%) och en flytande fraktion (24 vikts-%). Den fasta fraktionen ensileras på liknande sätt som ofraktionerad betblast, medan den flytande fraktionen lagras i en täckt flytgödselbrunn vid biogasanläggningen.

För fraktioneringen antas en extruder med avvattningsenhet användas. Extrudern antas finfördela materialet motsvarande minst den grad av finfördelning som beskrivs i kapitel 4. Ett exempel på utförande är 2 stycken enheter av modell Lehmann MSZ B22e (22 kW effektbehov) för att klara den nödvändiga kapaciteten. I kostnaderna antas en ekonomisk livslängd på 10 år, en ränta på 6 % och ett årligt underhåll beräknat som 10 % av investeringssumman.

3.1.7 Lagring

Betblast resp. den fasta fraktionen av fraktionerad betblast lagras i plansilo inför inmatningen i biogasanläggningen. Plansilon antas var 40 m bredd och 96 m lång och motsvara samma modell som används vid SBI Jordberga biogasanläggning. Plansilon kan fyllas upp till 90 % av vägghöjden (3,8 m) direkt vid väggen, men fyllhöjden ökar med 15 % lutning med avståndet från väggarna och från öppna sidan till en maximal höjd på 6,8 m. Hela limpan övertäcks av ensileringsplast som överlappar 1 m till alla sidor. Densiteten

efter kompakteringen antas vara 850 kg/m³ för betblast och 750 kg/m³ för den fasta fraktionen av fraktionerad betblast. Kostnaden för plansilos har beräknats i en investeringskalkyl.

Vätskefraktionen ska mellanlagras i en täckt gödselbrunn. För beräkningen av kostnaden för gödselbrunnarna har en kostnad av 30 kr/m³ används som täcker investering och underhåll enligt Rylander and Wiqvist (2010).

3.1.8 Förfruktsvärde

För beräkningen av förfruktsvärde i scenario B och C har följande näringssammansättning av betblast använts:

Tabell 2. Näringsinnehåll i betblast och värdering av näring.

Näringsämne	Innehåll ^a [% av TS]	Värde ^b [kr/kg]
N	2,25	9
P	0,25	20
K	3,00	8
Mg	0,42	20

^a enligt (SJV, 2010)

^b enligt (SJV, 2012, SJV, 2013)

Kväve - Om betblasten lämnas i fält (scenario A) antas ett förfruktsvärde av 25 kg N/ha finnas tillgängligt för efterföljande gröda (SJV, 2013). I scenarierna B och C subtraheras förfruktsvärdet för andelen bortförd betblast. (För beräkning av hållbarheten enligt RED beaktas varken näringsvärdet av rötresten eller emissioner från lagring och spridning av rötresten.)

Fosfor – All bortförd P har värderats som en kostnad för betblasten.

Kalium – Eftersom sockerbetor oftast odlas på jordar där kaliumvittringen tillför grödan mycket kalium bedöms bortförelsen inte som en kostnad (SJV, 2013).

Magnesium– På lerjordar, som normalt har högt kaliuminnehåll, kan magnesium vara en bristvara. Då bör bortförd Mg ersättas. Ingen kostnad för magnesium ingår i basfallet, men dess kostnad ingår i känslighetsanalysen.

3.1.9 Känslighetsanalys

I känslighetsanalysen undersöks hur förändringar av olika parameter påverkar kostnaderna för produktion av sockerbetsblast som biogassubstrat. Parametrar som testades visas i Tabell 3.

Tabell 3. Parameterändringar i känslighetsanalysen.

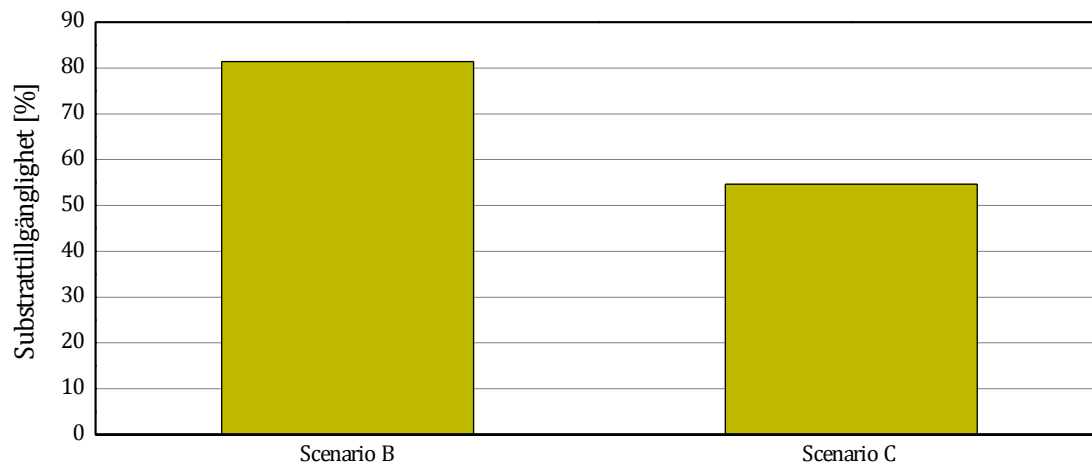
Parameter	Basfall	Alternativfall
Minskad odlingsareal	28733 ha i Gss	18000 ha i Gss
Ökad lagringsdensitet	850 kg/m ³ ofraktionerad betblast	950 kg/m ³ ofraktionerad betblast
	750 kg/m ³ ofraktionerad betblast	850 kg/m ³ ofraktionerad betblast
Ökad transportdensitet	360 kg/m ³	500 kg/m ³

3.2 Resultat och diskussion råvaruhantering

3.2.1 Substrattillgänglighet

All betblast som finns på ett fält är inte tillgänglig för skörd. Först skördas betor i ett antal drag runt omkring fältet, för att göra vändtegar där betupptagaren kan vända. Sedan delas fältet i olika tegar för att minska körningen på vändtegarna. Blast från dessa ytor kan inte samlas in eftersom följevagnar inte kan köra bredvid upptagaren, i dessa fall.

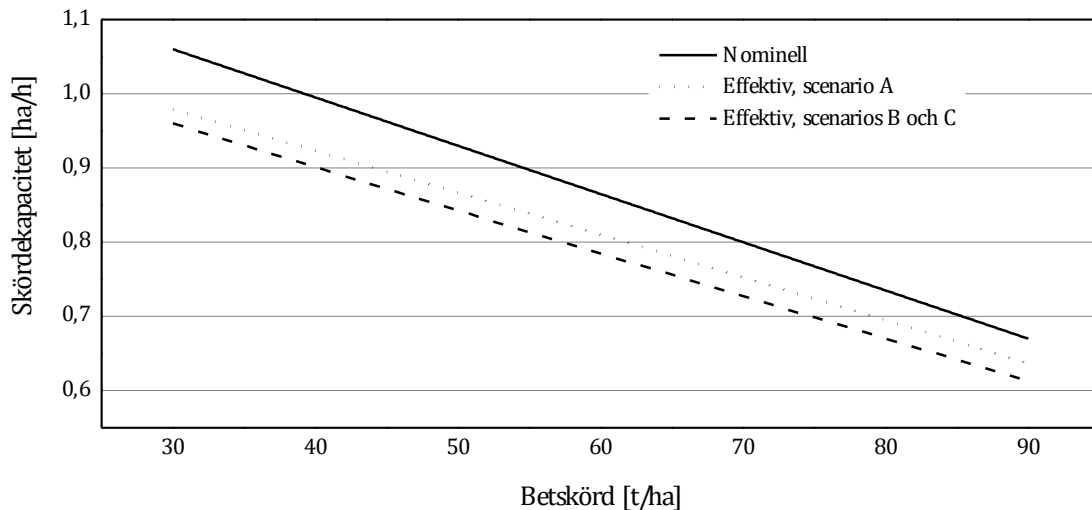
Logistiksystemets kapacitet kan anpassas för att alltid ha en följevagn på plats för resterande ytor som t ex i scenario B. Ett alternativ är att under tömningen av följevagnen inte samla in betblast, men sprida blasten på fältet istället (scenario C). Tillgängligheten av betblast visas i Figur 9.



Figur 9. Tillgänglighet av betblast som biogassubstrat i de olika scenarierna i procent av total betblastbiomassa på ett standardfält (längd/bredd 2:1) på 20 ha.

3.2.2 Skördekapacitet

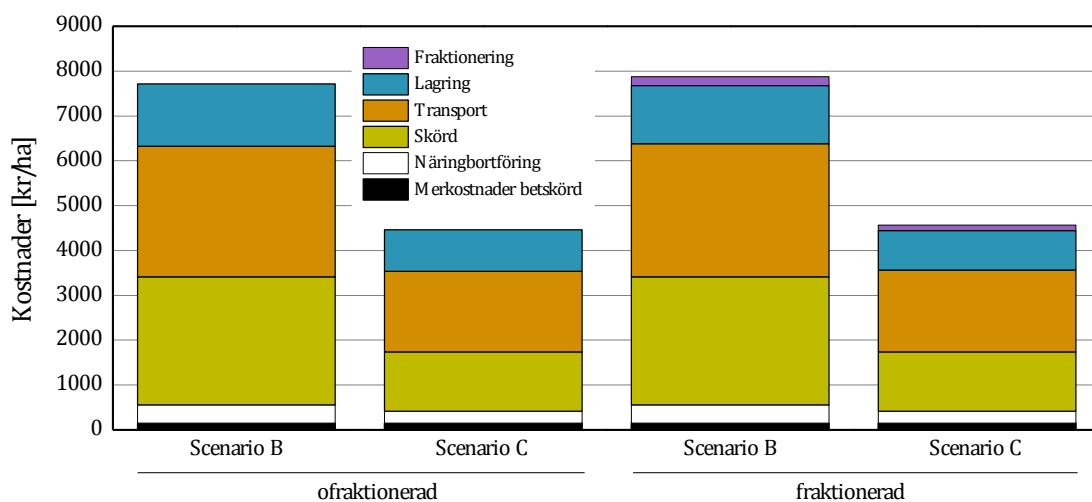
Betupptagarens skördekapacitet påverkas av både avkastningen av betor samt skördelogistik. För scenarierna B och C ligger kapaciteten ca 2 – 4 % under den i scenario A (Figur 10).



Figur 10. Kapacitet vid betskörd i scenarierna A, B och C. Den nominella skördekapaciteten avser betskörd utan tid för vändning.

3.2.3 Substratkostnader

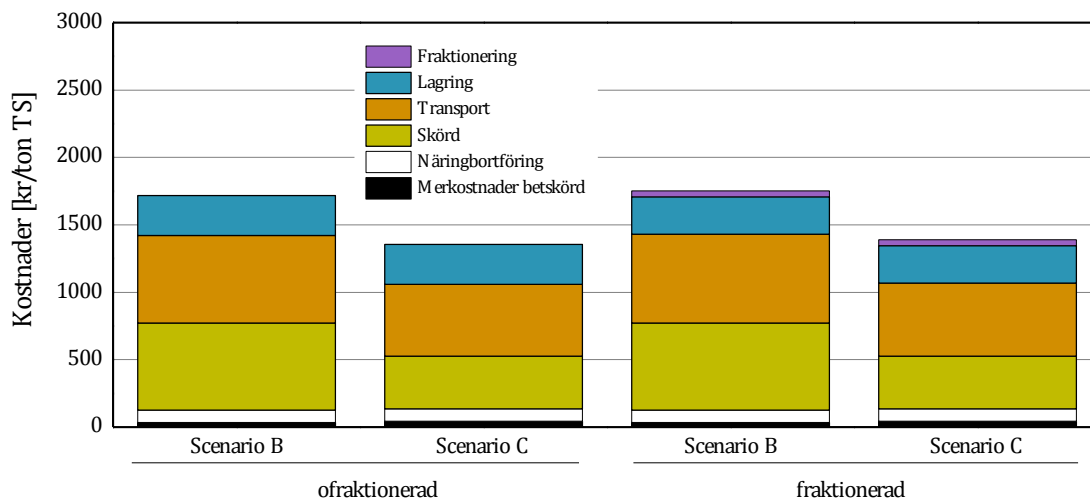
Det finns stora skillnader i substratkostnad per hektar beroende på skördesystemet (Figur 11). Skördekostnaderna är 54 % lägre i scenario C jämfört med scenario B. Totalkostnaden per hektar är 42 % lägre i scenario C. Fraktioneringen minskar lagringskostnaderna i båda scenarier med 7 %, medan den totala substratkostnaden ökar något (~2 %). Merkostnaderna för fördröjning av betskörden pga. blastinsamlingen var ~150 kr per hektar för de båda scenarierna B och C. Näringsbortförel kostade 400 kr/ha i scenario B och 270 kr/ha i scenario C.



Figur 11. Kostnadsfördelning per hektar på olika arbetsmoment för betblast in scenarier B och C för ofraktionerad och fraktionerad betblast.

Substratkostnader blir 1750 kr/ton TS respektive 1780 kr/ton TS för ofraktionerad respektive fraktionerad blast i scenario B. På grund av den enklare transportkedjan i scenario C blir kostnaderna per ton TS runt 16 % mindre än i scenario B, 1500 kr/ton TS respektive 1540 kr/ton TS för ofraktionerad respektive fraktionerad blast (Figur 12). Fraktionering ökar substratkostnaderna för betblast med 1,7 % respektive 2,7 % för scenario B respektive scenario C. Kostnadsberäkningarna för detta kapitel har baserats på ett biomassautbyte om 5,4 t TS per ha vilket var vad som uppnåddes i försöken med olika kvävegödsling vid en kvävegiva i det högre intervallet av vad som används för sockerproduktion idag. Vid närmare jämförelse med andra studier avviker utbytena från detta försök (Figur 3). Biomassaskörden i sortförsöken (Figur 2) ligger däremot mycket nära nivåerna i andra studier (Olsson et al. 2011). Priset för betblast har därför även beräknats för en skördenivå om 3,6 t TS/ha, vilket var det genomsnittliga utbytet i sortförsöken vid skörd i september. Priset blir vid 3,6 t TS per ha 2090 kr/t TS för ofraktionerad och 2130 kr/t TS för fraktionerad blast i Scenario B. I Scenario C blir priset 1650 kr/t TS för ofraktionerad och 1690 kr/t TS för fraktionerad blast. För vidare beräkningar i kapitel 5 och 6 har priserna för Scenario B vid en skörd om 3,6 t TS/ha använts. De avvikande högre utbytena i kvävestegen är intressanta och avvikelens orsak är värd att undersöka närmare framöver.

Kostnaderna i denna studie ligger betydligt högre än resultatet från Crops4Biogas-projektet. Lagrad betblast som biogassubstrat beräknades då kosta 1261 kr/ton TS (Björnsson, 2012; Gissén, 2014). Bortföring av växtnäring beaktades i mycket högre utsträckning i Crops4Biogas-projektet men insamlings- och transportkostnaderna underskattades och låg på bara ca 1/7 till 1/4 av kostnaderna som presenteras här. Även för resultaten som presenteras i Hörndahl et al. (2011) bedöms de lägre insamlings- och transportkostnaderna som något underskattade.

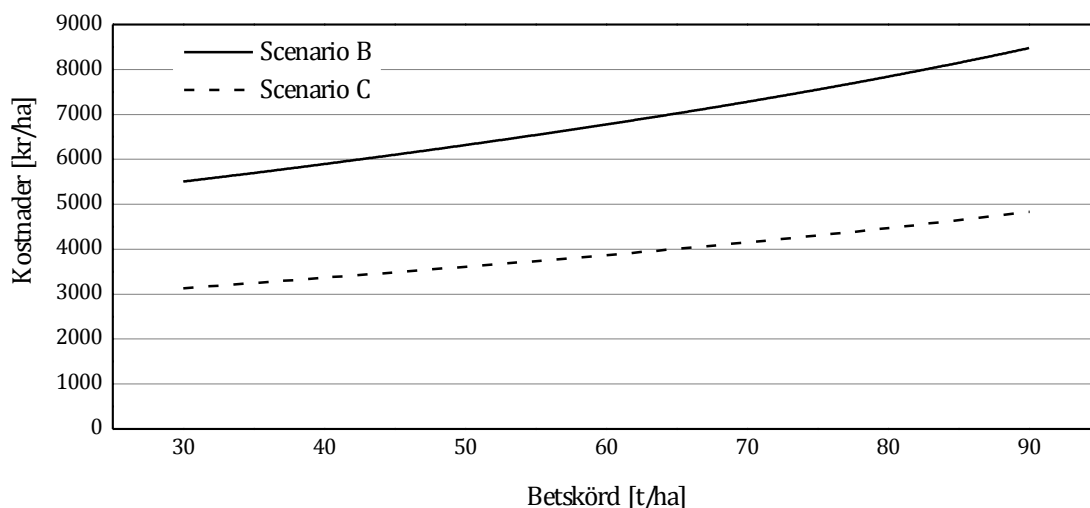


Figur 12. Kostnadsfördelning per ton torrsubstans på olika arbetsmoment för betblast i scenarierna B och C för ofraktionerad och fraktionerad betblast.

3.2.4 Känslighetsanalys

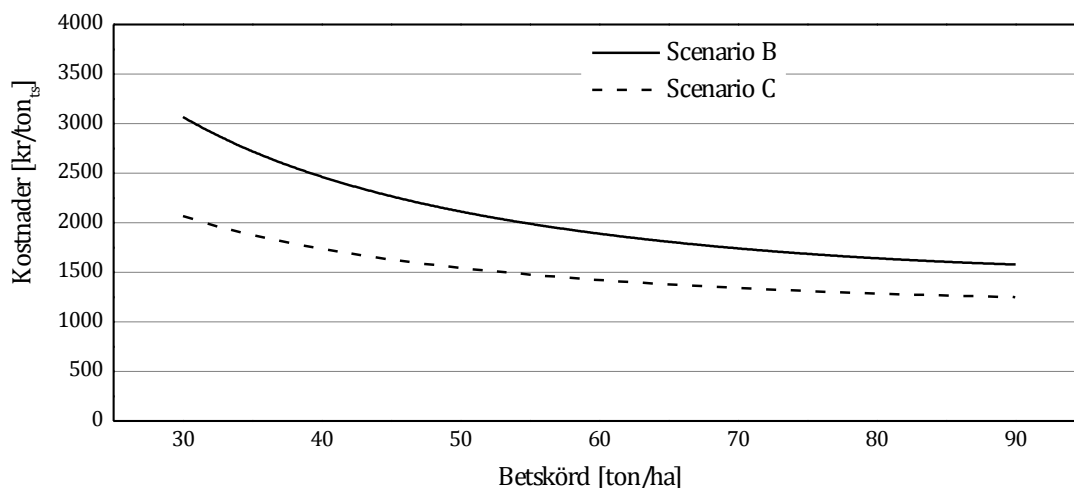
Betskördens inverkan

Hektarkostnaderna för betblasts substratet påverkas av betskördens storlek, eftersom betblasts kördens storlek antagits variera proportionerligt (6). I scenario C blir skördekostnaden mellan 2 400 och 3 600 kr/ha billigare än i scenario B. På grund av det relativt korta transportavståndet klarar sig logistikkedjan i scenario B, som är anpassad för att optimera mängden bärgat substrat per hektar, med ett lastbilskeppage.



Figur 13. Substratkostnader per hektar för ofraktionerad betblast i relation till betskörden.

Skillnaden i substratkostnaderna är ca 260 kr/ton TS mellan scenarierna B och C vid betskördar runt 75 ton/ha (Figur 14). Skördesystemet i scenario C är ekonomiskt fördelaktigt jämfört med scenario B oavsett betskördens storlek.



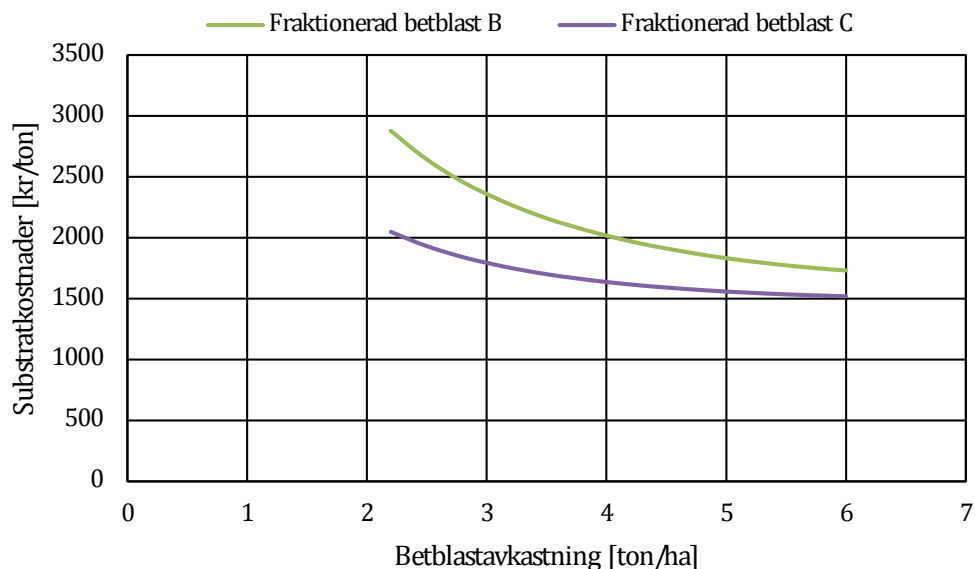
Figur 14. Resultatet av känslighetsanalysen för betblastavkastningen.

Betblastskördens inverkan

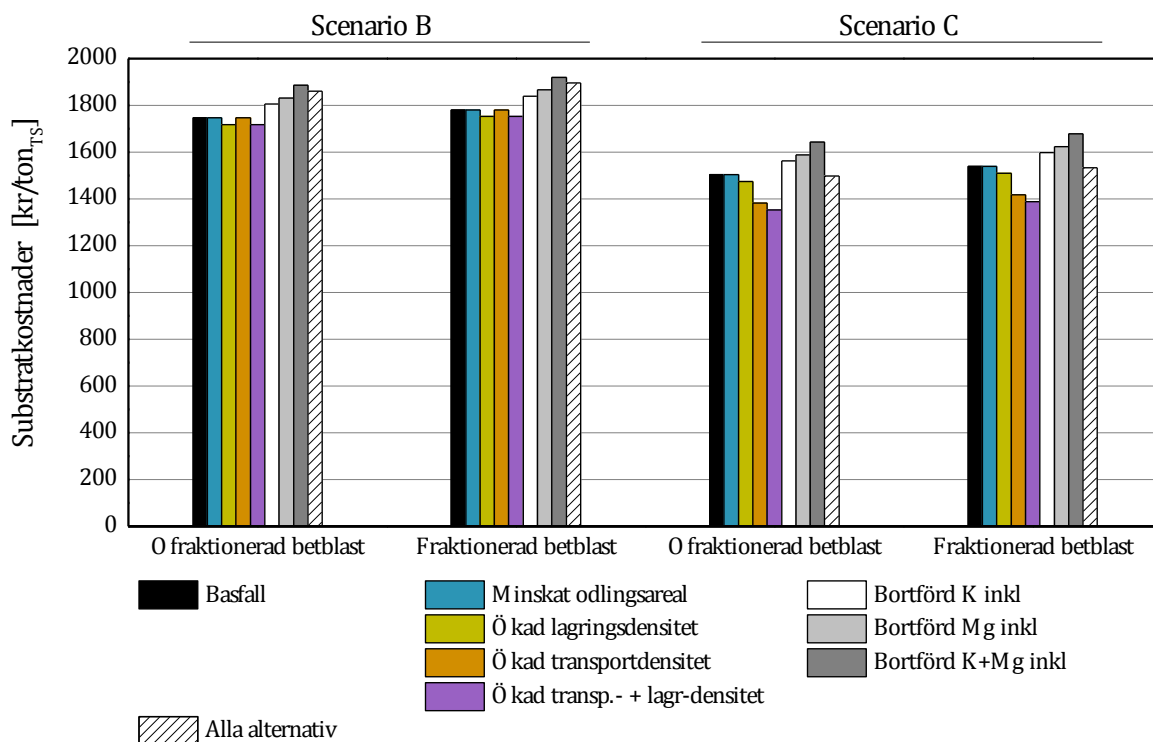
Betblastavkastningen påverkar substratkostnaderna substantiellt för betblastskördar främst under 4 ton per hektar (Figur 15). Det är dock avkastningsnivåerna som är mest troliga i praktiken. I förhållande till en skörd på 4 ton/ha stiger kostnader med 17 och 31 % för avkastningar på 3 och 2,5 ton/ha, respektive, i scenario B. I scenario C är kostnaderna mindre känslig för en minskad betblastskörd. Här stiger kostnaderna med 10 och 18 %, respektive, för avkastningar på 3 och 2,5 ton/ha.

Förändrad odlingsareal

I Figur 16 visas hur andra parameter påverkar substratpriset. Om odlingsarealen för betblast skulle minska med ~35 % påverkas inte substratpriset. Trots att medeltransportavståndet skulle öka med ca 25 % i scenario B och 35 % i scenario C, så finns det ändå en viss elasticitet i transportkedjan (t ex pga. väntetider). Det krävs en minskning av odlingsarealen med runt 50 % i scenario B och runt 65 % i scenario innan transportkostnaderna förändras, dvs. innan ett extra ekipage (inkl. förare) måste användas.



Figur 95. Resultatet av känslighetsanalysen för betblastavkastningen.



Figur 16. Resultatet av känslighetsanalysen för andra parametrar.

Ökad densitet

Det är totalvikten på ekipaget som begränsar mängden betblast per lass för lastbilsscenario (scenario B). En höjning av densiteten skulle därmed inte leda till en minskning av transportkostnaderna. I scenario C kan dock substratpriset sänkas med runt 8 % när substratdensiteten vid transport ökas med runt 40 %. Det är en effekt av både ett ökat utnyttjande av transportkedjan samt en ökad mängd betblast per hektar som samlas in (3,4 ton TS/ha i stället för 3,0 ton TS/ha i basfallet). Med en kombination av ökad densitet vid transport och lagring kan en kostnadsminskning av 10 % uppnås i scenario C. En ökning av betblastdensiteten kan eventuellt ske med hjälp av speciella vagnar med push-off-funktion som kompakterar blasten i vagnen eller genom en förbehandling (hackning, mosning) direkt vid blastskörden på betupptagaren. Densiteten hos betblasten vid transporten förändras med fyllhöjden i vagnen. Det bör undersökas om värdet på 360 kg/m³ som har använts i denna studie håller i verkligheten.

En ökad densitet vid lagring, dvs. en bättre maskinell packning vid inmatning i plansilon, av både ofraktionerad betblast respektive den fasta fraktionen leder till en mindre minskning av substratpriset med 1,7 % i scenario B och 1,9 % i scenario C (Figur 16).

Ändrad kostnad för bortförda näringsämnen

Varken bortförel av kalium (K) eller magnesium (Mg) har beaktats i basfallet. Detta är en förenkling, som kan tillämpas vid sockerbetsodling på lerjordar med god förmåga till vittring. På lättare jordar bör dock en kostnad för K anges. För K antas att runt 25 % av bortförd K behöver ersättas. På lerjordar, som normalt har högt kaliuminnehåll, kan Mg

vara en bristvara som då bör ersättas. I känslighetsanalysen antas att 100 % av bortförd Mg ersätts (612).

Högre kvävegödsling för ökad betblastavkastning

En ökad kvävegödsling skulle leda till ökad mängd betblast per hektar, medan mängden betor och sockerhalt förblir oförändrad eller stiger minimalt (se Figur 4). Dock leder en högre kvävegödsling till sämre utvinning av socker i produktionsprocessen och anses därmed inte som en möjlighet. Det bör dock undersökas om det finns sorter som har en högre blastskörd, men med tanke på optimeringen av sockeravkastningen och den snabba utvecklingen av nya sorter är det inte troligt att sådana sorter finns tillgängliga framöver.

Ojämn förfruktseffekt

Insamling av betblast leder till en ojämn förfruktseffekt i efterföljande gröda, eftersom inte all betblast kan samlas in. Det bör undersökas om ojämnheten är så stor att en anpassad gödslingsstrategi behöver användas över fältets olika delar.

4. Fraktionering, ensilering och biogasproduktion

Målsättningarna med denna del av projektet var att:

1. Uppskatta hur mycket vätska som kan pressas ur betblast med ett måttligt tryck samt mäta metanpotentialen från den fasta och den flytande fraktionen efter pressning.
2. Undersöka möjligheten till ensilering av blasten före och efter fraktionering samt metanpotentialen för de alla efter ensilering.
3. Uppskatta biogaspotentialen från betblast från en sockerbetsort vid tre olika tidpunkter, spridda över skördeperioden för sockerbetor, samt på blast från fem olika sorter vid en skördetidpunkt.
4. Bestämma torrsbstanshalt och näringsämnesshalt före fraktionering och efter fraktionering.
5. Uppskatta dimensionerna, och välja lämpliga reaktortyper, för en fullskaleanläggning för icke fraktionerad respektive fraktionerad betblast med en produktion om 172 TJ per år (48 GWh).

4.1 Material och metod

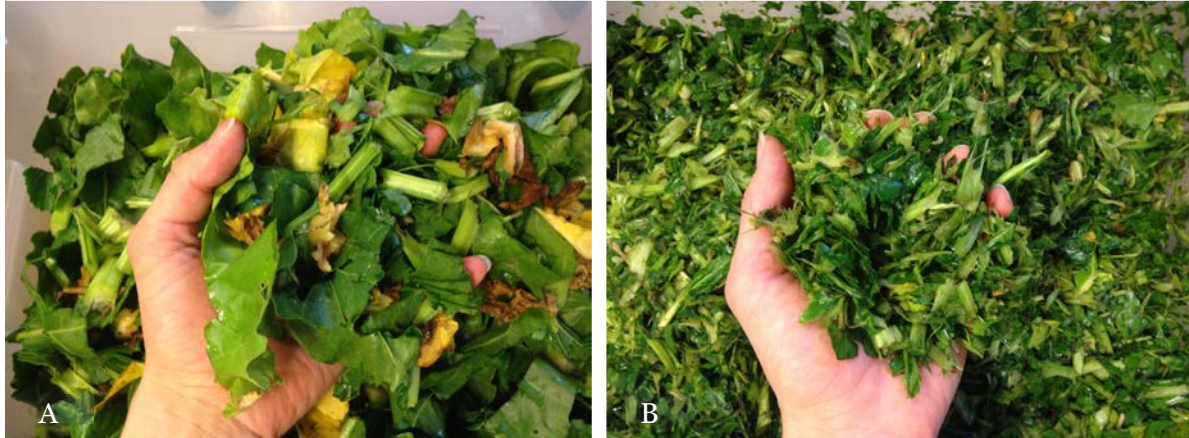
4.1.1 Inverkan på sortval och skördetid på metanproduktion

Metanproduktionen från betblast av olika sorter skördade vid två tidpunkter testades i biokemiska metanpotentialtester (BMP-test). Sorterna Nexus, Corvinia, Jolina, Gondola och Kristel skördade 16 september och Nexus och Corvinia skördade 15 oktober. Prover togs från sortförsök, närmare information om dessa finns i kapitel 2.

4.1.2 Finfördelning, fraktionering och ensilering

Sockerbetsblast (**SBB**) av sorten Nexus skördad 15 oktober 2013, se närmare info i kapitel 2, användes för fraktioneringsförsök. Den här sorten valdes för fraktioneringsförsök, ensileringsförsök och näringsanalyser enligt rekommendation av Anders Lindkvist därför att den har använts under en längre tid. Blasten förvarades i plastsäckar i kylrum (4 °C). Den 16e till den 19e oktober hackades blasten först i en långsamgående kompostkvarn (Cotech) vid 2850 rpm till 2-3 cm breda remsor, kallas vidare *hackad*, se Figur 17A. Sedan strimlades delar av den hackade blasten i en snabbgående kompostkvarn (Bosch AXT RAPID180), vidare kallad *strimlad*, se Figur 17B. Den strimlade blasten pressades i en äppeljuicepress (Spiedel hydraulisk press, 20 L) med ett övertryck på 3 bar, Figur 18. Det gav en fast fraktion (**SBB-FF**) och en vätskefraktion (**SBB-VF**). Tre satser om 20±1 kg pressades (16, 18 och 19 oktober). Prov togs ut efter varje steg för ensilering och biokemiskt metanpotentialtest (BMP-test). Pressning av blast direkt efter skörd då den inte hackats utan bara slagits av testades även i en annan press (Fischer Tinkturenpressen HP5M, FISCHER Maschinenfabrik GmbH, Neuss, Germany) med variabelt tryck.

Hackad blast, strimlad blast och fast fraktion efter pressning ensilerades i vardera tre tätslutande hinkar (4,8 L per hink) och flytande fraktion i en hink (Figur 19). Endast en hink förbereddes med flytande fraktion på grund av tidsbegränsning. För en hink med vätska behövde ca 20 kg blast pressas. Ensileringsmedel (Silosolv MC, Chr Hanssen, Danmark) sprayades eller blandades med substraten inför ensileringen. 20 g utblandat medel (1 g/L) användes per kg substrat. Hackad, strimlad och pressad blast sparades också för metanpotentialtest och för kontinuerliga försök med strimlad och fast fraktion. De kontinuerliga försöken utfördes inom ett examensarbete parallellt med detta projekt (Lindgren, 2014). Volym och sammansättning av gas producerad under ensileringen (visas ej) samt vikten före och efter mättes.



Figur 17 A och B. Finfördelning av betblast. A) Hackad blast efter långsamtgående kompostkvarn. B) Strimlad blast efter långsamtgående och snabbgående kompostkvarn.



Figur 18 (till vänster). Pressning av betblast i en äppeljuicepress. I bakgrunden syns den snabbgående kompostkvarnen.



Figur 19 (ovan till höger). Ensilering. Materialen sprayades med ensileringsmedel och packades sedan i tätslutande hinkar med gasballonger kopplade till. På bilden visas annat material än betblast.

4.1.3 Metanpotentialtester

Metanpotentialen för olika material mättes genom BMP-test i Automated Methane Potential Test System II (AMPTS II, Bioprocess Control AB, Lund). Metoden finns närmare beskriven av Wang et al. (2014). Metanpotentialen mättes för hackad SBB, strimlad SBB, SBB-FF och SBB-VF före och efter ensilering i en omgång av BMP-test. Blast från fem sockerbetsorter skördade 16 september och två skördade 15 oktober testades i en annan omgång av BMP-test. Gasproduktionen mättes under 34 dagars BMP testet (produktion för 30 dagar visas i resultatdelen). För BMP testet användes ymp från biogasanläggningen på Källby reningsverk. Substraten tillsattes försöksflaskorna baserat på VS i konstant förhållande till ympen om 1:2. För varje försöksflaska användes 300 mL ymp och varje substrat rötades i tre flaskor. Fyra flaskor med bara ymp användes som kontroll för att bestämma hur mycket gas som producerades från ympen och fyra flaskor med ymp och cellulosapulver användes som kontroll för aktiviteten hos ympen.

4.1.4 Analys av näringsammansättning

Halter av kväve (N), fosfor (P), kalium (K) och magnesium (Mg) mättes för SBB, SBB-FF och SBB-LF vid Biologiska institutionen, Lunds universitet och vid LMI AB i Helsingborg.

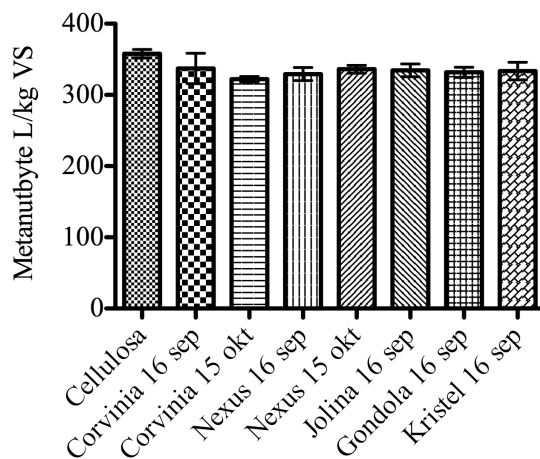
4.1.5 Modellering av biogasproduktion i tre produktionssystem

För att utvärdera effekterna av fraktionering, till den grad som gjordes i labbförsöken, har tre biogasproduktionssystem analyserats teoretiskt. Alla tre system har designats för att producera 172 TJ (47,8 GWh) metan per år. Samma metanproduktion per år och samma dimensioneringsparametrar användes som de som användes i projektet Crops4biogas (Lantz et al., 2013b). Energimängden är beräknad utefter det lägre värmevärdet för metan (13,9 kWh/kg) och densiteten vid 0°C och 1 atmosfär (716 g/m³). I system 1 används bara SBB som substrat och rötas i en omrörd tank, continuous stirred tank reactor (CSTR). I system 2 används bara SBB-FF som substrat och rötas i en CSTR. I system 3 används både SBB-FF och SBB-VF i de proportioner som de fraktionerats. Närmare information om de tre systemen beskrivs i Tabell 5. SBB-FF rötas i en CSTR men SBB-VF rötas i en CSTR med en kortare uppehållstid. Metanutbyten baseras på utbyten i BMP-tester reducerade med 10 %. Upphållstiderna för SBB och SBB-FF har valts för att få en organisk belastning om 3 kg VS (eller TS, ger samma resultat eftersom det är VS-fraktionen av TS som konverteras till biogas) nedbrutet per m³ reaktor och dag. Upphållstiden och belastningen för SBB-VF har valts utefter den tidpunkt då 100 % av metanutbytet vid 30 dagars BMP har producerats. Vidare har mängden rötrest och kväveminaliseringen beräknats enligt samma principer som i projektet Crops4biogas (Björnsson och Lantz, 2013).

4.2 Resultat och diskussion fraktionering, ensilering och biogasproduktion

4.2.1 Inverkan av sortval och skördetid på specifikt metanutbyte

Ett BMP-test visade inte på några signifikanta skillnader i metanutbyte per kg organiskt material (VS) mellan blast från fem olika sockerbetsorter efter 30 dagars rötning (Figur 20). Inte heller skördetiden påverkade det specifika metanutbytet signifikant (Figur 20). Det genomsnittliga metanutbytet för alla skördetider och sorter är 335 L/kg VS. Gissén et al. (2014) har tidigare presenterat ett utbyte om 361 L/kg VS och Kreuger et al. (2011) ett utbyte om 357–437 L/kg VS. Utbytena som presenteras här tenderar till att ligga lite lägre än tidigare utbyten vilket möjligen kan bero på skillnader i metodiken då dessa BMP test utförts med automatiserad metanmätning medan de tidigare gjorts med manuell metanmätning.



Figur 20. Inverkan av sortval och skördetid på specifikt metanutbyte. Cellulosa visas som referenssubstrat. Standardavvikelse visas med streck.

4.2.2 Effekt av fraktionering och ensilering på fördelning av massa, torrsbstanshalt och metanpotential

Efter pressning av strimlad blast återfanns i genomsnitt 24 % av vikten som SBB-VF och resterande som SBB-FF. TS-halter, VS-halter och innehåll av kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) för de olika materialen visas i Tabell 4. Pressning av hackad blast testades också men då pressades ytterst lite vätska ut (ca 5 % av vikt). Pressning av blast direkt efter maskinell skörd testades också (då den var nästan hel) i en press med variabelt tryck. Även vid 10 bars övertryck pressades bara lite vätska ut.

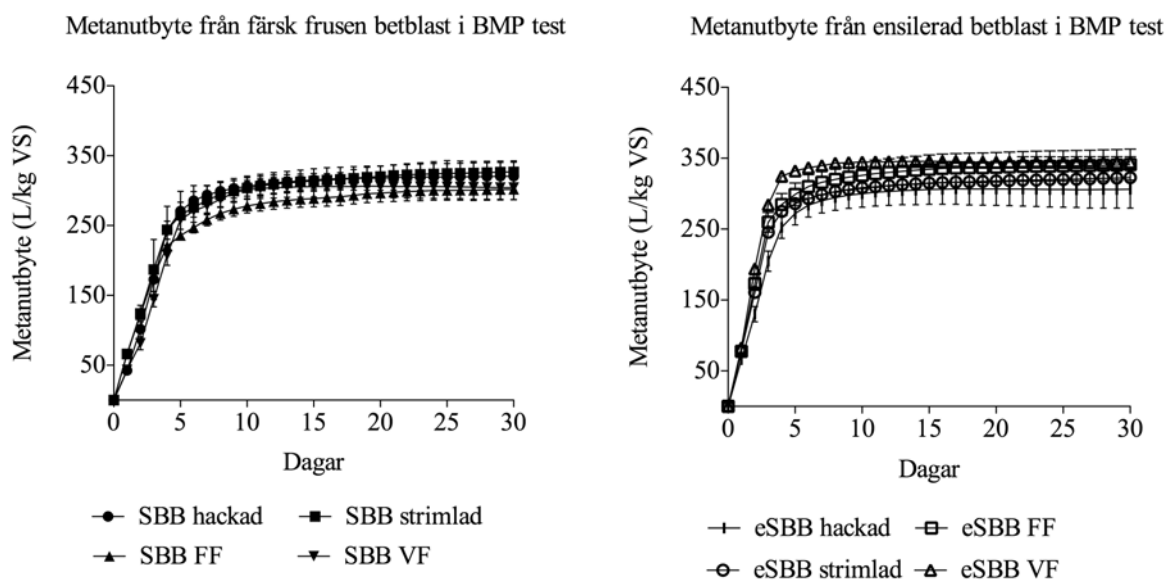
Vikten minskade vid ensilering på grund av gasproduktion och avgång av vattenånga med max 1 % för alla material utom för en med hackad blast för vilken vikten minskade med 7 %. Den högre viktminskningen kan bero på läckage av luft in i hinken och därmed större energiförluster.

Tabell 4. Näringshalter i färsk blast före och efter fraktionering.

	1. SBT	2. SBB-FF	2. SBB-VF
TS-halt (% av våt vikt)	12,7	14,7	7,1
VS-halt (% av våt vikt)	11,1	12,6	6,1
N (kg/ton våt vikt)	3,56	4,09	1,86 (1,87*)
P (kg/ton våt vikt)	0,36	0,36	0,21 (0,37*)
K (kg/ton våt vikt)	3,78	4,43	2,10 (1,73*)
Mg (kg/ton våt vikt)	0,39	0,51	0,34 (0,44*)

*Värden inom parantes är beräknade utifrån massbalanser och innehållet i SBB och SBB-FF. Sammansättningen för SBB-VF mättes senare och visas framför parenteserna, men det är resultaten inom parenteserna som använts som indata för beräkning av näringsinnehåll i rötrest och för beräkningar i kapitel 5 och 6. Hög mätvariation är vanligt för heterogena material såsom SBB-FF och SBB-VF där viss variation av pressgrad för olika delar av materialet kan antas.

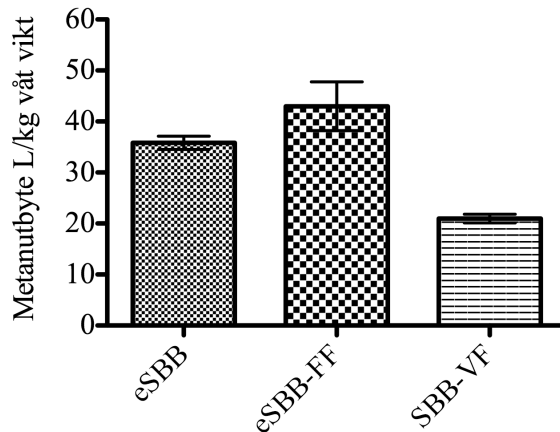
Ingen signifikant skillnad i specifikt metanutbyte per kg VS före och efter fraktionering kunde påvisas (Figur 21 A). Det fanns en icke signifikant skillnad som korrigerades för inför modelleringen av produktionssystem eftersom den inte var statistisk signifikant utan ett resultat av variation i materialet och metodiken. I modelleringen gav 1 kg SBB samma metanutbyte som 0,24 kg SBB-VF och 0,76 kg SBB-FF tillsammans.



Figur 21 A (ovan till vänster) och B (ovan till höger). Inverkan av fraktionering och ensilering på metanutbyte. Metanutbyte från färsk frusen hackad (SBB hackad), strimlad (SBB strimlad eller bara SBB), fast fraktion (SBB-FF) och vätskefraktion (SBB-VF) av betblast under 30 dagars BMP-test visas i A. Metanutbyte från ensilerad hackad (eSBB hackad), strimlad (eSBB

strimlad eller eSBB), fast fraktion (eSBB-FF) och vätskefraktion (eSBB-VF) av blast under 30 dagars BMP-test visas i B. Standardavvikelse indikeras med streck.

Metanutbytet per kg våt vikt var dock signifikant högre, ungefär dubbelt så högt, för SBB-FF (43 L/kg våt vikt) än för SBB-VF (21 L/kg våt vikt). Utbytet före fraktionering var 36 L/kg våt vikt (Figur 22). Ensilering påverkade inte heller metanutbytet vid 30 dagars BMP signifikant (Figur 21 B). Men, ensilering hade en signifikant påverkan på metanproduktionshastigheten. Efter 7 dagar hade signifikant mer metan producerats både från ensilerad fraktionerad blast, eSBB-VF och eSBB-FF, än från icke ensilerad fraktionerad blast, SBB-VF och SBB-FF (Figur 22).



Figur 22. Metanutbyte per kg våt vikt före och efter fraktionering.

4.2.3 Modellering av biogasproduktion i tre system

En organisk belastning på 3 kg VS nedbrutet per m³ och dag resulterade i en uppehållstid om 25 dagar för SBB och 28 dagar för SBB-FF (Tabell 4). För båda dessa substrat var det VS baserade metanutbytet max 1 % lägre i BMP-testen vid den tid som motsvarade vald uppehållstid i än vid 30 dagars BMP-test. För SBB-VF valdes en uppehållstid om 12 dagar. Vid BMP-test hade 100 % av metan som producerats vid 30 dagar redan producerats vid 12 dagar för färsk frusen SBB-VF. För ensilerad hade 100 % producerats redan vid 8 dagar. I Tabell 4 visas information om substrat, rötrest och biogasreaktorer för de tre biogasproduktionssystemen. Ekonomiska aspekter för dessa tre visas i kapitel 5. Den totala reaktorstorleken är ungefär desamma för de tre fallen. En minskning av reaktorstorlek påvisades inte, dels eftersom endast 24 % återfanns som vätska vid pressning och dels eftersom en så pass lång uppehållstid valts för SBB-VF. En uppehållstid om 12 dagar för SBB-VF är ett något försiktigt val, vid kontinuerlig rötning i en reaktor med retention av mikrobiell biomassa skulle uppehållstiden eventuellt kunna reduceras med bibehållet metanutbyte, men vi vet inte i vilken grad eftersom kontinuerliga försök inte ingick i detta projekt. Baserat på studier med den flytande fraktionen av fraktionerat ensilerat gräs verkar en uppehållstid om ned till 8,3 dagar vara möjlig i en omrörd tank (Maroušek, 2014).

Tabell 5. Information om substrat, rötrest och biogasreaktorer i i tre produktionssystem.

	1. SBB	2. SBB- FF	3. SBB- FF	3. SBB- VF	3. SBB- FF+VF
Årlig energi ut som metan, TJ	172,0	172,0	150,23	21,76	172,0
Årlig energi ut som metan, GWh	47,8	47,8	41,73	6,05	47,8
Årligt biomassebehov, ton våtvikt färskt	152750	133055	116214	36550	
Årligt biomassebehov, ton våtvikt ensilage	151780	132077	115360	36420	151780
Aktiv reaktorvolym	10200	10182	8893	1198	10091
Total reaktorvolym	12000	11978	10462	1409	11871
Uppehållstid, dagar	25	28	28	12	
TS substrat före ensilering, %	12,7	14,7	14,7	7,1	
VS substrat före ensilering, %	11,1	12,6	12,6	6,1	
TS ensilerat substrat, %	12,1	14,1	14,1	6,8	
VS ensilerat substrat, %	10,5	12,0	12,0	5,8	
Metanutbyte, m ³ per ton TS färskt eller ensilerat ¹	261 ¹	259 ¹	259 ¹	247 ¹	
Metanutbyte, m ³ per ton VS färskt eller ensilerat ¹	298 ¹	302 ¹	302 ¹	287 ¹	
Belastning, kg TS per m ³ och dag	4,95	5,00	5,00	5,64	
Belastning, kg VS per m ³ och dag	4,29	4,25	4,25	4,80	
Belastning, kg VS nedbrutet per m ³ och dag	3,00	3,00	3,00	3,23	
TS reducering, %	60,5	60,0	60,0	57,2	
VS reducering, %	69,8	70,6	70,6	67,2	
Årlig rötrestproduktion, ton våtvikt	140629	120925	105620	35009	
TS i rötrest, %	5,18	6,15	6,15	3,01	
VS i rötrest, %	3,44	3,84	3,84	1,97	
N kg/ton rötrest	3,86	4,50	4,50	1,96	
NH ₄ -N kg/ton rötrest	2,32	2,74	2,74	1,13	
P kg/ton rötrest	0,40	0,40	0,40	0,38	
K kg/ton rötrest	4,11	4,87	4,87	1,81	
Mg kg/ton rötrest	0,43	0,56	0,56	0,26	

¹ Beräknat som 90 % av metanutbytet från färskt substrat vid 30 dagars BMP-test.

4.2.4 Jämförelse med andra studier

I ett examensarbete som utfördes parallellt med detta projekt rötades betblast i en omrörd tank vid 37 °C under 80 dagar med stegvis ökande organisk belastning (Lindgren, 2014). Vid den högsta organiska belastningen, 2,625 kg vs/(m³*dag), var metanutbytet 205 L/kg TS. Flera processtörningar, framför allt skumning, uppkom under försökets gång och processen skulle behöva köras längre för att få fram ett pålitligt värde. Bohn et al. (2007) rapporterar ett metanutbyte om 235 L/kg TS betblastensilage vid rötning i en 2,2 m³ stor omrörd reaktor med en organisk belastning om 2,1 kg vs/(m³*dag), en uppehållstid på 23 dagar och en temperatur på 30 °C. I detta försök späddes blasten med vatten vilket medförde en kort uppehållstid redan vid låg belastning. Vid 45 dagars uppehållstid (1 kg vs/(m³*dag) var metanutbytet 286 L/kg TS. Vid jämförelse av utbyten från färskt och ensilerat material bör innehållet av flyktiga ämnen även iaktas (Porter och Murray, 2001) vilket gör att dessa utbyten behöver justeras ned till 205 och 249 L/kg TS för att jämföras med utbytet från BMP-testet framtaget i den här studien. Utbytena från dessa två studier är 5-20 % lägre än det som valts för modelleringen (Tabell 5). Vid eventuell projektering med betblast som substrat bör det beaktas att utbytet i full skala eventuellt kan bli lägre än det som antagits i beräkningarna här. Men, det skall också sägas att stabilisering av biogasprocesser tar lång tid och att en längre röttningsperiod i de båda försöken eventuellt skulle gett ett högre utbyte.

5. Ekonomiska förutsättningar för biogasproduktion

De ekonomiska förutsättningarna för att utnyttja den skånska biogaspotentialen från betblast beror dels på de kostnader och intäkter som uppstår i biogassystemet (vilka beräknas i det här kapitlet) men också på avkastningskraven hos de olika aktörer som är involverade i biogassystemets värdekedja. Produktion av biogas från betblast är i princip lönsamt förutsatt att intäkterna överstiger kostnaderna. Huruvida det är tillräckligt lönsamt för att en aktör ska vilja investera i en sådan anläggning beror dock på investerarens avkastningskrav som bland annat beror på vilken risk som projektet bedöms vara förknippat med och vilken avkastning som kan nås vid alternativa investeringar.

De ekonomiska förutsättningarna påverkas också av anläggningsspecifika förutsättningar och huruvida blasten rötas i en ny anläggning som i huvudsak byggts för att röta betblast eller om den ingår som ett av många substrat i en existerande samröttningsanläggning. I det här kapitlet presenteras de ekonomiska förutsättningarna för nyetablering av tre alternativa biogassystem med vardera en produktion om 172 TJ (47,8 GWh) metan per år där endast betblast används som substrat. Information om de tre anläggningarna hittas i Tabell 5 samt Tabell 6. I samtliga fall inkluderas produktion, uppgradering och komprimering av biogas vid anläggningen samt lagring och distribution av biogödsel. Observera att det här antas att SBB-FF och SBB-VF i fall 3 rötas på samma plats så att biogasen kan uppgraderas och komprimeras i en gemensam anläggning.

I Sverige är 70 % av uppgraderingsanläggningarna baserade på vattenskrubbteknik, 15 % på pressure swing adsorption (PSA) och 15 % på kemisk adsorption (IEA, 2012). Samtliga uppgraderingstekniker har liknande energibehov, men kemisk adsorption är den teknik som har lägst elanvändning och även lägst metanläckage. Här baseras beräkningarna på att biogasen uppgraderas med kemisk adsorption.

Tabell 6. Biogödsellager

	1. SBB	2. SBB-FF	3. SBB-FF	3. SBB-VF
Biogödsellager (m ³)	117 191	100 771	105 620	8 752

5.1 Produktionskostnader

Kostnaden för att producera biogas från betblast består dels av kapitalkostnader kopplat till investeringen och dels av löpande kostnader för substrat, processenergi och underhåll med mera.

5.1.1 Kapitalkostnader

Som beskrivits tidigare (kapitel 4) baseras beräkningarna på att de olika fraktionerna rötas separat i kontinuerliga omrörda tankreaktorer. Investeringen för respektive

anläggning beräknas därför enligt den modell som presenterats i Lantz et al. (2013b) och återges i tabell 7.

Uppgraderingsanläggning och kompressorstation dimensioneras för cirka 1 000 m³/h och är den samma för alla tre fall. Investeringen sätts till 20 miljoner kr för uppgraderingsanläggning och 10 miljoner kr för kompressorstation (Lantz et al., 2013b).

När det gäller lagring av biogödsel antas att det etableras nya betongbrunnar med tak som kostar 270 kr/m³ (Berglund, 2010). På samma sätt som för stallgödsel dimensioneras biogödsellagren för 10 månaders produktion (SJV, 2014) när produktionen baseras på SBB eller SBB-FF. Brunnarna kan dels vara belägna vid anläggningen och dels etableras ute i odlingslandskapet i anslutning till spridningsarealerna. När biogasproduktionen baseras på SBB-VF antas att biogödsel delvis kan lagras i de brunnar som tidigare använts för att lagra vätskefraktionen. Här inkluderas därför endast lagerkapacitet motsvarande 3 månaders produktion.

Kapitalkostnaden beräknas slutligen enligt annuitetsmetoden med en kalkylränta på 6 % och med antagandet att samtliga investeringar skrivs av på 15 år förutom biogödsellagren som skrivs av på 25 år. Antagna investeringsnivåer och kapitalkostnader sammanfattas i tabell 7.

Tabell 7. Antagna investeringsnivåer

	1. SBB	2. SBB-FF	3. SBB-FF + SBB-VF	
			SBB-FF	SBB-VF
Biogasanläggning (miljoner kr)	27	27	24	4,5
Biogödsellager (miljoner kr)	32	27	24	2
Uppgradering (miljoner kr)	20	20	20	
Kompressorstation (miljoner kr)	10	10	10	
Total investering (miljoner kr)	89	84	84,5	
Kapitalkostnad (miljoner kr/år)	8,4	8,0	8,1	

5.1.2 Betblast

Som beskrivits i kapitel 3 varierar kostnaden för betblast beroende på en rad olika faktorer. Här antas att biogasanläggningen använder betblast skördad i september (utbyte 3,6 ton TS/ha) med skördekedja B vilket innebär att kostnaden för SBB sätts till 2,09 kr/kg TS inklusive lagring och hantering vid biogasanläggningen, baserat på kapitel 3. För SBB-FF och SBB-VF sätts motsvarande kostnad till 2,13 kr/kg TS. Ett försiktigt val av substratpris har gjorts. Skördekedja B har valts framför skördekedja C (kapitel 3) för att mindre blast bärgades per fält i kedja C, vilket gör att en större andel av den skördade ytan får ojämn förfruktseffekt. En ojämn förfruktseffekt bedöms som negativt för odlaren. Om den ojämna förfruktseffekten eller substratpriset har störst inverkan på odlarens ekonomi har inte analyserats, inte heller vilka miljöeffekter en ojämn förfruktseffekt har. Om skördekedja C skulle användas skulle substratpriset kunna sänkas till 1,65 kr/kg TS för ofraktionerad och 1,69 kr/kg TS för fraktionerad blast (kapitel 3).

5.1.3 Processenergi

Baserat på årsmedeltemperaturen i regionen antas att de substrat som ska rötas håller en temperatur på 8°C (SLU, 2013; SMHI, 2014). Det antas också att samtliga anläggningar

drivs under mesofila förhållanden och att materialet därför ska värmas upp till 37°C. I litteraturen förekommer uppgifter om värmebehov från cirka 19 till 89 kWh per ton beroende på anläggningstyp och råvara (Berglund och Börjesson, 2006; Brown et al., 2011; FNR, 2006; FNR, 2010; Jury et al., 2010). Moderna svenska samrötningsanläggningar som i huvudsak rötar flytande biogasråvara uppger ett värmebehov på 24-34 kWh t⁻¹ (Lantz et al., 2009; Lantz och Börjesson, 2014).

Här beräknas värmebehovet för de olika fraktionerna baserat på TS-halten där värmevärdet för vatten är 1,17 Wh kg⁻¹ K⁻¹ och för TS antas vara 0,28 Wh kg⁻¹ K⁻¹. Ytterligare värme krävs sedan för att kompensera för värmeförluster genom reaktorväggen och via den avgående biogasen. Värmebehovet för att kompensera för förluster antas för samtliga processkonfigurationer vara 15 % av det totala värmebehovet för uppvärmning (Brown et al., 2011). Vidare antas att det inte sker någon värmeväxling mellan rötrest och betblast respektive den fasta fraktionen av betblast eftersom denna skruvas in i anläggningen. Det antas dock att det sker värmeväxling mellan vätskefraktionen och biogödseln och att vätskefraktionen därmed förvärmis till 27°C. Med dessa antaganden blir behovet av tillskottsvärme för ensilage från blast och fast fraktion 46 respektive 45 kWh t⁻¹ medan vätskefraktionen får ett värmebehov på 21 kWh t⁻¹.

Uppgradering med kemisk adsorption kräver också värme motsvarande 0,55 kWh per m³ rågas (Läckeby Water, 2012). Uppgraderingsanläggningen genererar dock även spillvärme där 75 – 80 % av tillförd värme finns tillgänglig vid en temperatur på 55 – 60 °C med behov av en returtemperatur på 35 °C (Läckeby Water, 2012). Möjligheten att använda denna spillvärme avgörs av värmebehovet vid vald biogasanläggning, där Lundqvist (2009) beskriver att en mesofil biogasprocess kräver en tillförd temperatur på lägst 48 °C. Spillvärmens antas därför kunna utnyttjas för värmeförsel i biogasproduktionen med en återanvändningsgrad på 75 %, även om det inte fastställts om detta ger tillräcklig nedkyllning av denna ström för att uppfylla uppgraderingsanläggningens behov av returvärme.

Utöver värme används också elektricitet till omrörare, pumpar och fläktar med mera. Baserat på Lantz et al. (2013b) antas elbehovet i biogasproduktionen ligga på drygt 8 kWh t⁻¹ för anläggningar av CSTR-typ som behandlar betblast och den fasta fraktionen av betblast. Vätskefasen behandlas här i en betydligt mindre anläggning. Elbehov i mindre anläggningar har i tidigare studier antagits ligga på mindre än hälften av det i en större (Pöschl et al., 2010). Elbehovet för små anläggningar som i huvudsak rötar flytgödsel har i tidigare studier till exempel antagits vara 4 – 5 kWh t⁻¹ (Lantz, 2010). Elbehovet vid rötning av vätskefasen i den mindre anläggningen antas här uppgå till 4 kWh t⁻¹.

Därutöver används också 0,11 kWh elektricitet per m³ rågas för att uppgradera biogasen (Läckeby Water, 2012) och ytterligare 0,25 kWh per m³ uppgraderad gas för att komprimera gasen från 0,4 till 20 MPa (Lantz et al., 2009).

Kostnaden för elektricitet och värme sätts här till 0,6 respektive 0,5 kr/kWh där det antas att elektricitet köps från nätet och att värme genereras i en flispanna vid anläggningen (Lantz et al., 2013a).

Behovet av processenergi och kostnaden för densamma sammanfattas i tabell 8 nedan.

Tabell 8. Processenergi

	1. SBB	2. SBB-FF	3. SBB-FF + SBB-VF	
			FF	VF
Elektricitet (GWh/år)	3,4	3,2	2,8	0,4
Värme (GWh/år)	7,9	7,0	6,2	0,9

Elektricitet (miljoner kr/år)	2,2	2,1	1,8	0,3
Värme (miljoner kr/år)	3,6	3,2	2,8	0,4
Totalt (miljoner kr)	5,7	5,2	4,6	0,7

5.1.4 Transport av biogödsel

Här antas att biogasproducenten betalar för transporten av biogödsel ut till respektive lantbrukare. Här antas att transportererna sker med lastbil med en timkostnad på 1 000 kr/h som lastar 35 ton. Medelavståndet sätts till 30 km tur och retur och medelhastigheten antas vara 60 km/h. Det antas också att stilleståndstiden då biogödsel lastas och lossas uppgår till 15 minuter. Med dessa förutsättningar beräknas transportkostnaden till 25 kr/ton.

5.1.5 Övrigt

Övriga driftkostnader inkluderar till exempel underhåll, personal och försäkringar. För biogasanläggning, kompressorstation och biogödsellager sätts kostnaden till 5 %, 3 % respektive 0,5 % av investeringen. För uppgraderingen sätts driftkostnaden till 10 kr/MWh (Lantz et al., 2013b).

5.1.6 Sammanfattning produktionskostnad

Den samlade produktionskostnaden för de olika biogassystemen presenteras i tabell 9 nedan. Där framgår till exempel att kostnaden för betblasten svarar för närmare 60 % av den totala produktionskostnaden oavsett hur biogassystemet utformas. Där framgår också att produktionskostnaden är i princip den samma för de olika utformningsalternativ som undersökts här.

Tabell 9. Beräknad produktionskostnad för biogas från betblast

	1. SBB	2. SBB-FF	3. SBB-FF + SBB-VF
Kapitalkostnad (kr/MWh)	175	167	169
Betblast (kr/MWh)	803	830	836
Processenergi (kr/MWh)	120	110	110
Transport (kr/MWh)	74	63	74
Övrigt (kr/MWh)	48	47	49
Totalt (kr/MWh)	1 220	1 218	1 237

5.2 Intäkter

De biogassystem som analyseras här producerar uppgraderad biogas som antas bli avstätt som fordonsgas. I september 2014 var marknadspriset på fordonsgas 17,98 kr/kg i genomsnitt i Sverige, vilket motsvarar 11,96 kr/L bensin eller 1,34 kr/kWh biogas

inklusive moms (Gasbilen, 2104). Ersättningen till biogasproducenten är normalt inte offentlig och påverkas bland annat av produktionsvolym, hur biogasen ska distribueras och den lokala och regionala gasmarknadens förutsättningar. Ersättningen kan därmed variera mellan olika anläggningar. I Lantz och Björnsson (2011) sätts ersättningen för uppgraderad och komprimerad biogas till 600 – 650 kr/MWh vid anläggningen baserat på kontakter med olika branschaktörer. I Dahlgren et al (2013) antas istället att biogasproducenten kan sälja uppgraderad och komprimerad biogas vid anläggningen för 770 kr/MWh. **Här sätts ersättningen till 770 kr/MWh för uppgraderad och komprimerad biogas vid anläggningen. Effekterna av ett varierat gaspris visas också i känslighetsanalysen.**

Utöver biogas producerar biogasanläggningen också en biogödsel som används som gödningsmedel i lantbruket. Biogödselns värde beror på dess sammansättning men också på vilka grödor den ska användas till och om odlingen är konventionell eller ekologisk. Vid en beräkning av biogödselns värde är det också viktigt att beakta hur hanteringskostnaderna eventuellt skiljer sig åt mellan olika gödselalternativ. Baserat på biogödselns innehåll av växtnäring beräknas dess teoretiska värde till 32 – 72 kr/ton, se också tabell 10. Värdet baseras på att NH₄-N, P och K värderas till 9, 20 respektive 8 kr/kg (Greppa Näringen, 2014). Jämfört med att sprida mineralgödsel antas att spridningskostnaden ökar med 20 kr/ton (Lantz et al., 2013b) vilket ger ett värde efter spridning på 12 – 52 kr/ton utan att beakta skillnader i spridningsförluster. Värderingen bygger på att biogasproducenten står för transport och lagring. Observera att biogödseln innehåller en relativt hög andel kalium som svarar för cirka 50 % av det totala värdet, se tabell 10. Ersättning för kalium förutsätter att biogödseln används till grödor och på jordar med behov av kalium. På grund av det höga kaliuminnehållet genomförs lönsamhetsberäkningarna med och utan värdering av kalium.

Tabell 10. Värdering av biogödsel

	SBB	FF	VF
N (kg/ton)	3,86	4,5	1,96
NH ₄ -N (kg/ton)	2,32	2,74	1,13
P (kg/ton)	0,4	0,4	0,38
K (kg/ton)	4,11	4,87	1,81
Beräknat värde – totalt	62	72	32
Beräknat värde – totalt inklusive spridningskostnad	42	52	12
Beräknat värde – endast N och P inklusive spridningskostnad	9	12	-2

5.3 Lönsamhetsbedömning och känslighetsanalys

De totala intäkterna för biogas och biogödsel beräknas här uppgå till cirka 800 – 900 kr/MWh vilket kan jämföras med den beräknade produktionskostnaden på cirka 1 200 kr/MWh. Med de antaganden som gjorts här innebär det att inget av de undersökta alternativen uppvisar lönsamhet. I tabell 11 visas också hur ersättningen för biogasen respektive kostnaden för betblasten skulle behöva ändras för att nå ett nollresultat. Där framgår att ersättningen för biogasen skulle behöva öka med cirka 40 – 60 % för att nå ett nollresultat. Skulle ett nollresultat nås genom att sänka kostnaden för betblasten skulle kostnaden istället behöva halveras. Trots att betblast är en restprodukt är den dyrare att

använda för biogasproduktion än om exempelvis majs, vall och triticale odlas för användning av hela grödorna i biogasproduktion. Vid det biogaspris som använts i den här studien kan de alla tre användas med lönsamhet (Lantz et al. 2013 b).

Tabell 11. Beräknat resultat respektive nödvändig förändring för att nå ett nollresultat

	SBB	FF	FF + VF
Försäljning biogas (kr/MWh)	770	770	770
Försäljning biogödsel (kr/MWh)	26–123	32–131	26–123
Produktionskostnad (kr/MWh)	1 220	1 218	1 237
Resultat 1 (värdering av N, P, K) (kr/MWh)	-327	- 317	-344
Resultat 2 (värdering av N, P) (kr/MWh)	-424	-415	-440
Försäljning biogas för nollresultat (kr/MWh)	1 097 – 1 194	1 087 – 1 185	1 114 – 1 210
Kostnad betblast för nollresultat (kr/ton TS)	1 006 – 1 239	1 064 – 1 1 1 317	1 008 – 1 254

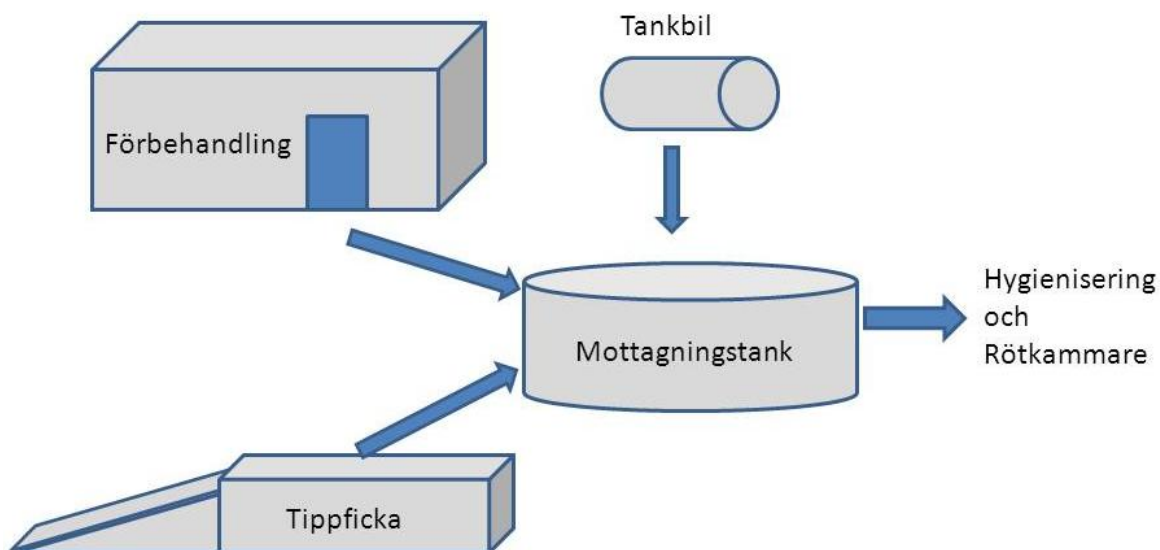
6. Fallstudie NSR

Som ett alternativ till att bygga nya biogasanläggningar för att röta betblast kan det också vara möjligt att använda någon eller flera fraktioner i en befintlig biogasanläggning. Om anläggningen har utrymme för att öka tillförseln av substrat kan produktionskostnaderna därmed minska betydligt. Samtidigt måste produktionen anpassas efter anläggningens nuvarande utformning och substratanvändning. Förutsättningarna kan därför variera betydligt mellan olika anläggningar.

Inom detta projekt har NSRs biogasanläggning använts som modell för att beskriva och utvärdera möjligheterna för att röta sockerbetsblast på en befintlig anläggning. Anläggningen har en total effektiv röt-kammarvolym på 11800 m³ och producerar cirka 80 GWh/år.

I NSR-fallen är följande förutsättningar definierade: Uppehållstiden i reaktorn ska vara minst 20 dagar. Torrsubstanshalten (TS-halten) i inkommande i substratet får maximalt vara ca 12 %. Maximal organisk belastning är 4 kg VS/m³, dag.

På NSR sker mottagning av substrat främst via tankbil direkt till en mottagningstank. Substrat som inte kan pumpas kan lossas i en tippficka och skruvas då in till mottagningstanken. Matavfall från hushållen samlas in separat och förbehandlas i en förbehandlingsanläggning. I förbehandlingen spås matavfallet med vatten och separeras i en fast fas (rejekt) och flytande fas (pressvätska). Pressvätskan pumpas till mottagningstanken, medan rejektet skickas till förbränning. Vägarna för substrat in till anläggningen är visat i Figur 23.



Figur 23. Substratets väg till röt-kammaren på NSR.

6.2 Scenarier för mottagning av betblast vid anläggningen

I fall NSR₁ ersätts vattnet i förbehandlingen för matavfall med vätskefraktionen från separerat betblast (SBB-VF). Detta resulterar i pressvätska som har något högre TS-halt och högre metanpotential per ton färsk vikt. Det antas alltså att den organiska belastningen kan ökas i anläggningen, men uppehållstiden påverkas inte i detta fall.

Fall NSR₂ är en tänkt situation där anläggningens substratblandning är tunnare än vanligt under perioder under året vilket gör att den organiska belastning är lägre än vad anläggningen klarar av samtidigt som det också finns extra kapacitet i förhållande till uppehållstiden. Då kan betblast tas in upp till anläggningens maximala kapacitet, antingen begränsad av uppehållstiden eller organisk belastning. I detta fall jämförs användning av icke fraktionerad betblast som ett referensscenario (R) med användning av fraktionerad betblast med olika antagna fraktioneringsgrader (A, B och C).

I varje fall beräknas dels hur mycket gas som produceras från betblast per år och dels hur mycket extra kväve som kommer in till anläggningen.

6.2.1 Fall NSR₁: SBB-VF istället för vatten i förbehandlingen

I detta fall är tanken att SBB-VF från betblast ersätter vatten i förbehandlingen. Här antas att vätskebehovet är detsamma som när man använder vatten, nämligen 0,435 ton vätska för att producera 1 ton pressvätska. Det antas vidare att TS och näringsämnen i SBB-VF fördelas till rejekt och pressvätska med samma förhållande som vätskan, av vilken 93 % återfinns i pressvätskan och resten i rejektet. Därmed läggs också en del av metanpotentialen i SBB-VF till pressvätskans metanpotential som ökar med 6,83 m³ metan per ton pressvätska (tabell 12). Som bakgrund för beräkning av TS och metanpotential i pressvätska gjord med användning av SBB-VF används information om massbalansen i förbehandlingsanläggningen från Bohn et al. (2010), men värden är justerade för att massbalansen ska stämma (Bilaga A). Mängden pressvätska från förbehandlingen antas vara 500 ton per vecka.

Resultat

När vattnet i förbehandlingen ersätts av SBB-VF produceras biogas med energimängden 1,73 GWh extra per år (tabell 12).

Tabell 12. Extra metanproduktion per år när vatten ersätts av vätska från betblast i förbehandlingen för matavfall

Pressvätska per vecka (ton)	500
Pressvätska per år (ton)	26000
Mängd SBB-VF per år (ton)	11310
Extra metanutbyte (m ³ metan per ton pressvätska)	6,83
Extra metanproduktion (m ³ metan/år)	176 020

Extra energiproduktion* (GWh/år)	1,73
Extra tot-N i rötrest (ton/år)	22,2
Extra NH ₄ -N i rötrest (ton/år)	12,8

* 1 m³ metan motsvarar 9,806 kWh

TS i pressvätskan ökar från 12,0 % till 14,8 % när vattnet ersätts med pressvätska från betblast. Detta ger en ökning av TS i substratmixen med 0,36 % om man räknar på en uppehållstid på 20 dagar eller 0,44 % om man räknar på en uppehållstid på 25 dagar. Denna ökning av TS bedöms inte ha någon betydelse för substratet i mottagningstanken. TS reduktionen är 57,2%. Efter rötning kan det antas att TS-ökningen från vätskefraktionen motsvarar 0,21 - 0,25 %.

Ekonomisk utvärdering av fall NSR1

Huruvida det ur ett ekonomiskt perspektiv är rimligt att använda SBB-VF istället för vatten beror framförallt på kostnaden för SBB-VF jämfört med intäkterna för tillkommande biogasproduktionen och ökad mängd näringsämnen i biogödselen. En sådan beräkning är inte gjord i detta projekt. Det kan dock konstateras att NSR sannolikt endast behöver investera i en bufferttank vid anläggningen för att ta emot SBB-VF. Kostnaden för en 250 m³ tank i betong sätts här till 250 000 kr vilket motsvarar cirka 34 000 kr per år med en avskrivningstid på 10 år och en kalkylränta på 6 %. Övriga kostnader för kringinstallationer, pumpar och styrning tillkommer, men dessa är inte uppskattade i detta projekt. Utslaget per MWh biogas motsvarar den antagna kapitalkostnad för bufferttanken cirka 20 kr/MWh, vilket är betydligt lägre än för den dedikerade anläggningen

Eftersom volymen substrat i biogasanläggningen är den samma tillkommer inte heller något extra behov av elektricitet eller värme till biogasanläggningen. Däremot ökar behovet av energi till uppgraderingen i och med den ökade biogasproduktionen.

Det uppstår inte heller några extra kostnader för att hantera biogödseln eftersom volymen biogödsel är den samma som när vatten användes i förbehandlingsanläggningen. Däremot tillkommer kostnaden för att transportera VF från fraktioneringsplatsen till NSR. Kostnaden för detta bedöms vara i samma nivå som kostnaden för att hantera biogödseln när VF rötas separat på det sätt som visas i kapitel 5, så totalt blir transportkostnaden den samma för dedikerat och befintlig anläggning.

Slutligen minskar behovet av att köpa in vatten vilket enligt NSR ger en besparing på 12 kr/m³.

Sammantaget bedöms kostnaderna för att producera biogas från SBB-VF bli lägre om SBB-VF kan användas för att ersätta vatten i en förbehandlingsanläggning som den på NSR jämfört med att producera biogasen i en dedikerad anläggning.

6.2.2 Fall NSR2

Fall NSR2 är en tänkt situation där man i en period har tunt substrat och dessutom för lite. Det antas att denna situation uppstår under två perioder á 4 veckor under ett år, alltså totalt 8 veckor per år. I den tänkta situationen finns det plats för 440 extra ton fast substrat per vecka utan att uppehållstiden blir för kort och möjlighet finns även att ersätta vatten i förbehandlingen med SBB-VF under denna period.

Tabell 13. Egenskaper för vätska och fast fraktion när betblasten separeras i olika grad. Alla substrat antas vara ensilerade.

Scenarier		Fördelning	TS	Utbyte i fullskala		TS reduktion	TS i rötrest från betblast	NH ₄ -N koncentration i rötrest från betblast ²
		ton/1000 ton	% av total	m ³ /ton TS	m ³ /ton färska vikt	%	%	g/l
NSR2-R	SBB	1000	12,1	261	32	61	5,2	2,3
NSR2-A	SBB-FF	760	14,1	259	39	60	6,2	2,7
	SBB-VF	240	6,8	247	17	57	3,0	1,1
NSR2-B ¹	SBB-FF	500	17,3	259	47	60	7,7	3,4
	SBB-VF	500	6,8	247	17	57	3,0	1,1
NSR2-C ¹	SBB-FF	250	28,8	259	78	60	13,9	6,2
	SBB-VF	750	6,8	247	17	57	3,0	1,1

¹ För dessa scenarier är fördelningen mellan SBB-FF och SBB-VF uppskattat. TS för fraktionerna är uppskattat utifrån analysvärden för scenario A.

² NH₄-N koncentration i rötrest är samma som i tabell 5 för SBB, SBB-FF och SBB-VF i scenario A. För scenario B och C antas samma NH₄-N halt i g/kg TS som i scenario A för alla material. På detta sätt har NH₄-N halten som g/l beräknats.

Beräkningar och antaganden mängder betblast

Substraten som rötas i fall NSR2 är ofraktionerad ensilerad sockerbetsblast (SBB) och fraktionerad ensilerad sockerbetsbetblast. För fraktionerad betblast är det räknat med olika grader av pressning av betblasten. Fördelningen mellan den fasta fraktionen från fraktionering (SBB-FF) och vätskefraktionen (SBB-VF) i scenario A motsvarar den pressning som utfördes i laboratorie (kapitel 4). För dessa fraktioner är även metanpotentialen i förhållande till TS bestämd. För scenario B och C är det räknat med tänkta exempel på förbehandling av betblasten som ger en fraktionering där mer vätska pressas ut och FF har högre TS-halt (tabell 13). TS värden innan ensilering för SBB-FF är uppskattade till 18 % i scenario B och 30 % i scenario C baserat på analysvärden för scenario A. Det antas att SBB-VF alltid har samma TS-halt. Efter ensilering antas det att TS minskar till 96 % av TS innan ensilering. Det antas också att metanpotentialen per mängd TS är samma för SBB-FF oavsett fördelningen av SBB-VF och SBB-FF. Eftersom det antas att SBB-VF alltid har samma TS-halt har den också samma metanpotential (tabell 13).

Nedan ges en kort beskrivning av respektive scenario som komplement till uppgifterna i tabell 13 och 14.

Referensscenario: Det rötas 440 ton SBB i anläggningen. Extra gasutbyte från betblasten är 1,09 GWh per för 8 veckor.

Scenario A1 och A2: Det antas att betblasten fraktioneras enligt beskrivning i kapitel 3 och 4. I fall A1 rötas endast SBB-FF. I fall A2 ersätts vatten i NSRs förbehandlingsanläggning med SBB-VF från fraktionering av den mängd betblast som ger 440 ton SBB-FF. Mängden pressvätska från förbehandlingen antas vara 500 ton per vecka. I detta scenario räcker

inte SBB-VF för att ersätta allt vatten som behövs för att producera 500 ton pressvätska. För resten av pressvätskan antas matavfallet vara spätt med vatten.

Scenario B1 och B2 är parallella till A1 och A2 men TS-halten för ensilerad SBB-FF antas vara 17,3 % och det produceras lika mycket SBB-VF som SBB-FF vid fraktioneringen (tabell 13). I detta fall ersätts allt vatten i förbehandlingen med SBB-VF från betblast. All SBB-VF som produceras vid fraktionering av betblasten utnyttjas inte (tabell 14). Endast det som behövs i förbehandlingen tas emot på anläggningen.

Scenario C1 och C2 är parallella till A1 och A2, men TS-halten på ensilerad SBB-FF antas vara 28,8 % och det antas det att det produceras 3 gånger så mycket SBB-VF som SBB-FF (tabell 13). I dessa scenarier blir den organiska belastningen begränsande för hur mycket av SBB-FF som kan tas in. I fall C2 minskas mängden SBB-FF i förhållande till fall C1 eftersom SBB-VF bidrar till den organiska belastningen och rötningen av SBB-FF måste minskas motsvarande. Som i fall B utnyttjas inte all SBB-VF (tabell 14).

Beräkningar och antaganden för TS och kvävehalt

TS reduktion och bildning av $\text{NH}_4\text{-N}$ vid rötning i scenario A baseras på metanutbyten och beräkningar för SBB, SBB-FF och SBB-VF som redovisas i kapitel 4. För scenario B och C har samma TS-reduktion och bildning av $\text{NH}_4\text{-N}$ som i scenario A antagits men fördelningen räknats om med antagandet att $\text{NH}_4\text{-N}$ som % av TS är konstant (tabell 13).

Tabell 14. Mängder av betblast (fast fraktion och vätskefraktion) som rötas i anläggningen i de olika scenarierna.

Scenario	Fraktion betblast	mängd 8 veckor		metan	Extra utbyte 8 veckor		Ökning i rötrest i hela reaktorn	
		Betblast	pressvätska med VF		m^3 metan	GWh	$\text{NH}_4\text{-N}$	TS
		ton	ton	m^3/ton	m^3 metan	GWh	g/l	% av total
R	SBB	3520		31,6	111232	1,09	-0,07	0,15
A1	SBB-FF	3520		36,5	128480	1,26	-0,03	0,24
	SBB-VF	1112	2557	6,8	17462	0,17		
A2	totalt					1,43	0,01	0,37
B1	SBB-FF	3 520		44,7	157344	1,54	0,05	0,38
	SBB-VF	1741	4000	6,8	27320	0,27		
B2	totalt					1,81	0,10	0,58
C1	SBB-FF	3200		74,5	238400	2,34	0,29	0,81
C2	SBB-FF	2840		74,5	211580	2,07		
	SBB-VF	1741	4000	6,8	27320	0,27		
	totalt					2,34	0,32	0,93

Resultat

Utbytet från rötad betblast visas i tabell 14. Högst utbyte får man i scenario C där utbytet från betblasten är 2,34 GWh när man tar emot betblast till anläggningen under 8 veckor. I detta scenario begränsas mängden energi av den organiska belastningen. I de andra scenarierna begränsas mängden betblast som man kan ta emot av uppehållstiden.

Det är alltså fördelaktigt att TS-halten i den fasta fraktion blir så hög som möjligt. I nuläget är det möjligt att öka TS-halten i biogödseln med cirka 1 procentenhet utan att det ger problem med att pumpa biogödseln i NSR:S pipeline, men annars kan TS-halten i

rötresten bli begränsande. Ökning av $\text{NH}_4\text{-N}$ i rötresten är positivt inom det intervall som scenarierna ger (tabell 14).

Ekonomisk utvärdering av fall NSR2

Ett centralt syfte med projektet är att utvärdera den ekonomiska vinsten av att fraktionera betblasten. I detta avsnitt utvärderas därför merkostnaden för hantering av SBB-FF och SBB-VF i förhållande till att använda SBB.

Som utgångspunkt kan man beräkna kostnaden för substraten i förhållande till förväntad metanproduktion (tabell 15). SBB-FF och SBB-VF kostar lite mer per m^3 metan än SBB enligt beräkningsexemplet, men inte signifikant mer. Både kostnaden för fraktionering och den lilla skillnaden i metanutbyte per kg TS före och efter fraktionering ligger inom den variation som skapas av variation i substratpris och metanutbyte.

Tabell 15. Kostnad och gasproduktion vid fraktionering

	SBB	SBB-FF	SBB-VF
Kr/kg TS	2,09 ± 20%	2,13 ± 20%	2,13 ± 20%
$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{ton TS}$	261 ± 10%	259 ± 10%	247 ± 10%
Kr/ $\text{m}^3 \text{CH}_4$	8,0 (5,8-10,7)	8,2 (6,0-11,0)	8,6 (6,3-11,5)
Kr/MWh	817	840	880

I det följande utvärderas merkostnaderna för rötning av SBB-FF (scenario A1) eller SBB-FF och SBB-VF (scenario A2) i förhållande till rötning av SBB (Scenario R).

I beräkningen av kostnaderna ingår kostnaden för substratet, transport samt extra utgifter kopplade till hantering av substratet på anläggningen. I alla tre fall ökar mängden substrat med 440 ton/vecka eller 3520 ton för 8 veckor (tabell 15). Energibehovet i röttningsanläggningen för pumpning och uppvärmning av substratet är alltså samma. Kostnaderna för uppgradering av gasen och annan hantering för att få ut den på nätet eller sälja den via mack är inte inkluderat här, eftersom detta inte ingår i NSRs verksamhet.

Fraktioneringen av betblast skulle kunna ske på NSR eller på annan plats vilket skulle innebära att SBB eller SBB-FF och SBB-VF transporteras till NSR med lastbil. I praktiken är det inte troligt att man vill välja att fraktionera och lagra substratet på NSR men för att få perspektiv görs beräkningar i båda fall. Oavsett lösning antas att befintlig tippficka kan användas utan ytterligare investeringar. Ensilerad SBB antas vara pumpbar så att den kan pumpas direkt in i mottagningstankarna. Det antas att SBB-FF måste matas in via tippfickan. För denna fraktion inkluderas därför en extra driftskostnad på 5 kr/ton våtvikt för ökat underhåll av tippfickan.

När det gäller kostnaden för substrat baseras beräkningarna även här på två alternativ. Alternativ 1 förutsätter att ensilering och fraktioneringen sker vid NSR och att kostnaden uppgår till 2090 för SBB och 2130 kr/ton för SBB-FF eller SBB-VF. I alternativ 2 sker ensilering och fraktioneringen på annan plats och fraktionerna (SBB eller SBB-FF och SBB-VF) transporteras till NSR med lastbil. I det fallet tillkommer en transportkostnad som här sätts till 25 kr/ton våtvikt. Även transport för SBB har räknats in, för även om det inte ska fraktioneras ska det ensileras på gården.

För scenario A2, där SBB-VF ersätter vatten i förbehandlingsanläggningen används samma antaganden som tidigare i detta kapitel, dvs. kostnader för bufferttank

motsvarande cirka 34 000 kr per år och en minskad användning av vatten ger en besparing på 12 kr/m³.

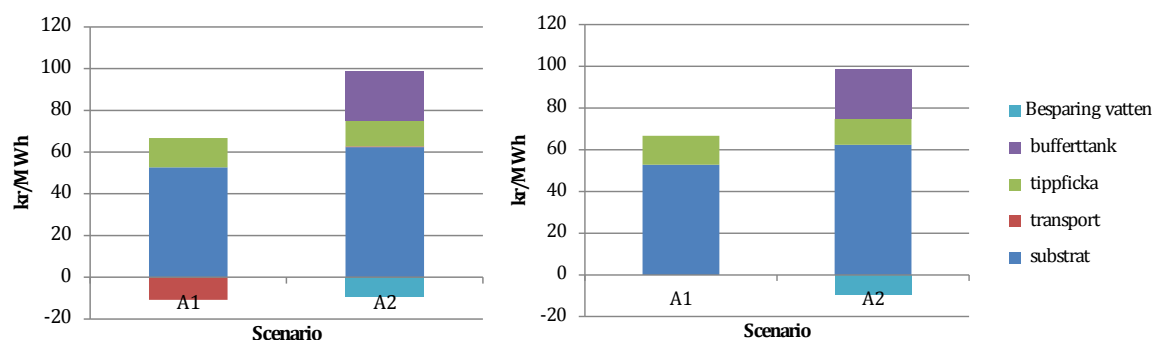
Både vid fraktionering på gård och på biogasanläggning är kostnaden för substrat 53 kr/MWh högre i scenario A1 och 62 kr/MWh högre i scenario A2 (Figur 24). Orsaken till den högre kostnaden i scenario A2 är att SBB-VF är dyrare i förhållande till metanproduktion (tabell 15) och att endast 93 % av SBB-VF som används i förbehandlingen går in i anläggningen med pressvätskan. Resterande 6 % går till förbränning och utnyttjas därför inte. Både vid fraktionering på gård och på biogasanläggning tillkommer en kostnad för underhåll av tippficka. I scenario A1 är den 14 kr/MWh och i scenario A2 är den 12 kr, eftersom SBB-VF ger gas men inte belastar tippfickan. För rötning av SBB-FF och SBB-VF tillkommer även kostnaden för bufferttanken. En del av denna vägs upp av besparingen av kostnad för vatten, men bufferttanken utgör ändå en betydlig ökning av merkostnaden, och som diskuterat under fall NSR1 kan kostnaden i samband med hanteringen av SBB-VF vara högre än det är räknat med här. Vid fraktionering på biogasanläggning är merkostnader i scenario A1 totalt 67 kr/MWh (tabell 16). För scenario A2 är merkostnaderna totalt 89 kr/MWh.

Tabell 16. Totala merkostnader för rötning av SBB-FF (A1) och SBB-FF och SBB-VF (A2) jämfört med rötning av ofraktionerad betblast.

Scenario	A1	A2
Merkostnad, fraktionering på gård kr/MWh	56	89
Merkostnad, fraktionering på NSR kr/MWh	67	89

För fraktionering på gård minskar kostnaden för transport av substrat med cirka 11 kr/MWh i scenario A1, och merkostnaden för detta scenario blir cirka 56 kr/MWh (tabell 16). För scenario A2 är mängden som ska transporteras samma som vid transport av ofraktionerad SBB. Eftersom en del av metanproduktionen förloras i förbehandlingen och vid fraktioneringen tillkommer ändå en merkostnad på 0,3 kr/MWh.

För scenario A2 är den totala merkostnaden nästan densamma för fraktionering och lagring vid anläggningen samt fraktionering och lagring på en gård. För scenario A1 är merkostnaden lägre vid transport från gård eftersom man slipper transportkostnaderna för den tunna SBB-VF. A1 har lägre merkostnad i båda fall. Även om man sparar utgifter till vatten innebär det en extra kostnad att använda SBB-VF i förbehandlingen. Alla scenarion innebär en extra kostnad. Kostnaden för fraktionering och det minskade metanutbyte gör att fraktioneringen blir dyrare, och besparingen vid den lägre transportkostnaden är låg i jämförelse. Totalt sett är effekten av att fraktionera liten i förhållanden till kostnaden för substratet (tabell 15).



Figur 24. Merkostnader för scenario A1 och A2 jämfört med scenario R, när fraktionering av betblast sker på en gård (vänster) och när fraktionering av betblast sker på NSR (höger).

Värdet av växtnäring i biogödsel

När SBB rötas tillsammans med den vanliga substratblandningen ändras innehållet av växtnäring. NSRs biogödsel innehåller 3,0 g/l $\text{NH}_4\text{-N}$, 0,6 g/l total fosfor och 1,1 g/l kalium (Innehållsdeklaration för NSR Biogödsel 2013). Rötrest från SBB innehåller 2,32 g/l $\text{NH}_4\text{-N}$, 0,4 g/l total fosfor och 4,11 g/l kalium (tabell 5). När anläggningen tar emot och rötar SBB minskar koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ och P i biogödseln, medan koncentrationen av K ökar. Utifrån koncentrationen av växtnäringen kan värdet från växtnäringen beräknas (se kapitel 5). I tabell 17 visas ändringen av växtnäringsvärdet i biogödseln från anläggningen beräknat i kr/ton biogödsel. Som det är beskrivet tidigare är det inte alltid man kan utnyttja värdet av K, så därför är ökningen av värdet beräknat både med och utan K.

I alla tre scenarion ökar mängden biogödseln lika mycket, vilket gör att kostnaderna för transport, lagring och spridning ökar lika mycket.

I scenario R minskar mängden $\text{NH}_4\text{-N}$ och P i gödseln, medan K ökar, vilket gör att växtnäringsvärdet per ton ökar när man räknar in K, men minskar när man inte räknar med K. För scenario A1 blir gödseln mera värd eftersom växtnäringen är mera koncentrerat i SBB-FF än SBB. När man dessutom ersätter vatten med SBB-VF i förbehandlingen ökar koncentrationen av växtnäring i biogödseln ännu mera.

I tabell 18 visas det ökade växtnäringsvärde i scenario A1 och A2 i förhållande till scenario R. Scenario A2 ger den största ökningen av växtnäringsvärde. Ökningen av växtnäringsvärde är dock mindre än merkostnaderna.

Tabell 17. Mervärde av växtnäringen i biogödsel i kr/ton biogödsel

Scenario	$\text{NH}_4\text{-N}$, P, K medräknat	$\text{NH}_4\text{-N}$, P medräknat
R	1,5	-1,1
A1	2,6	-0,7
A2	3,7	-0,1

Tabell 18. Mervärde av växtnäringen i biogödsel i kr/MWh när scenario R jämförs med scenario A1 eller A2

	$\text{NH}_4\text{-N}$, P, K medräknat	$\text{NH}_4\text{-N}$, P medräknat
A1	20	14

7. Uppfyller biogas från betblast EUs hållbarhetskriterier för biodrivmedel?

Eftersom biogasen i föreliggande studie antas avsättas som drivmedel är det viktigt att undersöka om produktionskedjan från betblast till biodrivmedel har potential att uppfylla de hållbarhetskriterier som finns specificerade i EUs förnybarhetsdirektiv (EU, 2009). Där ställs dels ett krav på reduktion av växthusgasemissioner, dels ska hållbarhetskriterier kopplade till markanvändning uppfyllas, för att det producerade biodrivmedlet ska få skattebefrielse. I det här kapitlet görs hållbarhetsanalyser baserat på skördescenario B och C från kapitel 3 och baserat på produktionsscenario 1 och 3 från kapitel 4 och 5. Avkastningsnivån på blast utgår från den nivå som i huvudsak har använts för beräkningarna i kapitel 3 vilket är 5,4 t TS/ha. Detta representerar ett scenario med en fördelaktig skördenivå. Senare i projektet beslutades att även genomföra vissa av beräkningarna för ett lägre utbyte om 3,6 t TS/ha. Beräkningar av växthusgasemissioner baserat på denna avkastningsnivå har dock inte genomförts.

7.1 Metod

7.1.1 EUs förnybarhetsdirektiv

Ett biodrivmedel som uppfyller hållbarhetskriterierna idag ska minska utsläppen av växthusgaser med minst 35 % då biodrivmedlet ersätter fossila drivmedel. Från januari 2017 gäller att minskningen ska vara minst 50 % (EU, 2009), och en ytterligare skärpning av kravet till 60 % reduktion har föreslagits (EC, 2012). Metoden för beräkning av växthusgasemissioner grundas på lagen om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen (HBL, 2010), och hållbarhetsförordningen (HBF, 2011) som är den svenska tillämpningen av hållbarhetskriterierna i EUs förnybarhetsdirektiv (EU, 2009). Beräkningsmetoden omfattar inte en fullständig livscykelanalys (LCA), utan är en förenklad metod där aspekter som både skulle kunna gynna och missgynna det studerade systemet exkluderas. För vägledning om tolkningar av regelverket har energimyndighetens föreskrifter (Energimyndigheten, 2011), energimyndighetens vägledning till regelverket om hållbarhetskriterier (Energimyndigheten, 2012) samt personlig kommunikation med Energimyndighetens analysavdelning (Energimyndigheten, 2014) använts.

Växthusgasutsläppen från biodrivmedlet ska uttryckas som g koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv) per MJ effektivt värmevärde för drivmedlet, och emissionsminskningen beräknas mot en given livscykelemission från fossila drivmedel på 83,8 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (Energimyndigheten, 2011). För biogas i form av komprimerad fordonsgas från vissa typer av biogasråvaror finns angivna normalvärden för utsläppsminskning, t ex för biogas från källsorterat avfall ligger detta normalvärde på 73 %. För produktion av biogas från betblast finns dock inget normalvärde, och det faktiska värdet ska därför beräknas. För biogasråvaror som hushållsavfall och gödsel har ett beräkningsverktyg utvecklats inom EU (<http://www.biograce.net/home>), men inga odlingsrester finns med i detta hjälpmedel.

Syftet med hållbarhetskriterier kopplade till markanvändning i EUs förnybarhetsdirektiv är att begränsa möjligheten att använda råvara från särskilt skyddsvärda markområden. För åkermark gäller att man ska kunna visa att ingen ändrad markanvändning har skett på den åkermark som råvaran kommer ifrån sedan 1 januari 2008. Praktiskt innebär detta att åkermarken ska finnas registrerad i Jordbruksverkets blockdatabas både vid skördetillfället och den 1 januari 2008. Är så fallet anses råvaran hållbar, och ingen hänsyn ska heller tas till effekter av ändrad markanvändning vid växthusgasberäkningen. All betodling antas här ske på åkermark där ingen ändrad markanvändning har skett enligt denna definition.

7.1.2 Systemgränser

Systemgränserna för en analys av växthusgasemissioner enligt EUs förnybarhetsdirektiv skiljer sig i vissa delar från de systemgränser som skulle använts vid en fullständig LCA, och i det följande diskuteras speciellt dessa skillnader.

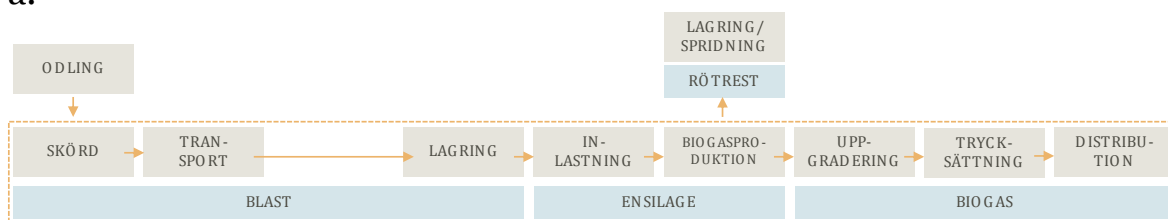
Blast från sockerbetsodling klassificeras som en restprodukt från jordbruk. Även från restprodukter från jordbruk krävs spårbarhet tillbaka till den mark där råvara uppstod för att möjliggöra kontroll av markkriterierna. Vad gäller växthusgasutsläpp för restprodukter gäller att dessa ska anses vara noll fram till dess att materialet samlas in (Energimyndigheten, 2012). Detta innebär att emissioner från odling inte ska belasta blasten, utan beräkningarna avgränsas till den process då materialet uppkommer, vilket definieras som vid skördetillfället. Den indirekta påverkan av insamlingen av blasten ska heller inte räknas in (Energimyndigheten, 2014). Exempel på indirekt påverkan är t ex miljöfördelar som undvikandet av kväveläckage och lustgasemissioner från åkermark vid insamling och bortförsl av den kväverika blasten på hösten, vilka skulle ha inkluderats vid en fullständig LCA. Likaså skulle insamlingen ge en indirekt påverkan som belastar biogasset i och med att organiskt material och näringsämnen i blasten bortförs från åkermarken. I de ekonomiska beräkningarna finns belastningen av ett förlorat förfruktsvärde (att en del av blastens näringsämnen finns kvar i marken och kan tillgodogöras av efterföljande gröda) inkluderat, men inte i växthusgasberäkningarna enligt förnybarhetsdirektivet. Den första process som inkluderas vad gäller växthusgasemissioner från betblasthanteringen är alltså skördetillfället, och där inkluderas de operationer som tillkommer vid skörd av blast jämfört vid skörd då enbart beta skördas och blast lämnas på åkern. Resterande moment i råvaruhanteringen sker helt separat från hanteringen av betan.

Vid produktion av biogas utgörs huvuddelen av produktflödet mängdmässigt av rötresten. Ett materialflöde som har annat användningsområde än energiändamål och representerar en väsentlig andel av mängd och ekonomiskt värde i processen kan betraktas som samprodukt (Energimyndigheten, 2012). Det ekonomiska värdet för rötresten är dock mycket lågt i förhållande till biogasens värde, och den räknas därför som restprodukt. Växthusgasemissioner i produktionskedjan ska fördelas mellan olika produkter baserat på det effektiva värmevärdet. Eftersom restprodukten vid biogasproduktion, rötresten, har så hög vattenhalt har denna produkt negativt värmevärde, vilket enligt metodspecifikationerna då ska sättas till noll. Inga emissioner allokeras därför till rötresten. Inte heller ska emissioner eller nyttor från rötresten eller vidare hantering av denna inräknas i systemet. Exempel på aspekter som kan ge betydande bidrag till växthusgasemissionerna och som skulle ha inkluderats vid en fullständig LCA är det metanläckage som kan ske vid lagring av rötresten. Man får även en lustgasproduktion efter spridning av kväverika gödselmedel på åkermark. Samtidigt bidrar rötresten till undvikna växthusgasemissioner då organiskt material binds in som stabilt markkol, och näringsämnen i rötresten ersätter mineralgödsel. I de ekonomiska beräkningarna finns

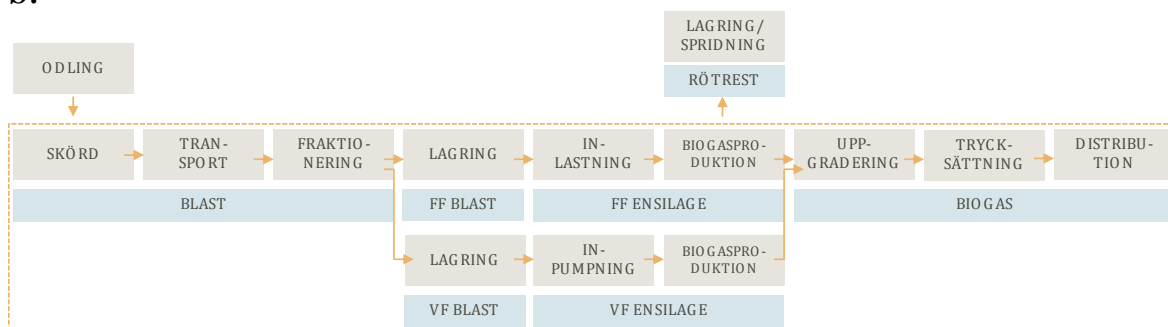
värdet då rötrest ersätter mineralgödsel inkluderat, men inte i växthusgasberäkningarna enligt förnybarhetsdirektivet.

Systemgränserna för den analyserade produktionskedjan kan därmed definieras som visas i Figur 25, och varje ruta representerar en process som presenteras närmare i kommande avsnitt. Råvaruhanteringen inkluderar skörd, transport, lagring i form av ensilering, samt inmatning av ensilage vid biogasanläggningen. Figur 25 b) visar ett system där även fraktionering av blasten i en fast fraktion (FF) och vätskefraktion (VF) ingår. Produktion och hantering av biogasen innefattar biogasproduktion, uppgradering och trycksättning samt transport av den uppgraderade biogasen till tankstation.

a.



b.



Figur 25. Systemgränser och processer för de analyserade systemen utan (a) och med (b) fraktionering av blasten i fast fraktion (FF) och vätskefraktion (VF).

7.1.3 Bakgrundsfakta för emissionsberäkningar

När växthusgasemissionerna beräknas ska utsläpp från tillverkning av maskiner och utrustning inte inkluderas (Energimyndigheten, 2011; 2012). Utsläpp från produkter eller processer kan uteslutas om de har liten eller ingen påverkan på bränslets totala växthusgasutsläpp, och gränsen för vad som bedöms som liten påverkan går vid 0,1 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (Energimyndigheten, 2012). En process i detta sammanhang kan vara t ex lagringsmomentet. Betblasten lastas in i plansilo av betong, packas och täcks med plast. Energiåtgången vid inlastning och packning, samt den emission som erhålls då plast förbrukas, ska då räknas med som underlag för emissionsberäkningen, men inte emissioner kopplade till betongkonstruktionen. Hela processen lagring ska då sammantaget ge en högre emission än 0,1 g CO₂-ekv MJ⁻¹ för att inkluderas.

Bakgrundsfakta för beräkningen av insatser vid råvaruhantering och produktion av biogas som fordonsgas beskrivs i kapitel 3 (Scenario B och C) och 5 (Scenario 1 och 3). Energiinsatser presenteras som energiinsats vid slutanvändning. Livscykelemissioner av växthusgaser för olika energibärare samt andra omvandlingsfaktorer som används i

studien sammanfattas i Tabell 19. Utsläpp från användning av el ska belastas med genomsnittligt utsläpp i regionen, vilket i Energimyndighetens direktiv för produktion i Sverige likställs med Norden (Energimyndigheten, 2012). Detta anges som medelemissionen under perioden 2005-2009 för Nordisk elmix med hänsyn tagen till nettoimport/export (Martinsson et al., 2012). Vid biogasproduktion sker metanemissioner i olika utsträckning. Den uppvärmningspotential (global warming potential, GWP) för metan som tillämpas vid beräkningar enligt förnybarhetsdirektivet idag är 23 g CO₂-ekv per g metan (100 års tidshorisont) (Energimyndigheten, 2011). Referensvärdet för växthusgasemissioner från fossila drivmedel som ska användas då reduktionen i växthusgasemissioner beräknas enligt EUs förnybarhetsdirektiv anges till 83,8 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (Energimyndigheten, 2011; 2012). För diesel i miljöklass 1 i Sverige med 5 volymsprocent inblandning av rapsmetyl ester (RME) anges livscykelemissionen till 80 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (Gode et al., 2011a). För att vara konsekvent används dock emissionen 83,8 g CO₂-ekv MJ⁻¹ även för emissioner från dieselanvändningen i råvaruhantering och produktion av biodrivmedlet. För varje liter diesel som används antas även 0,04 l smörjolja förbrukas, och emissionen 83,8 g CO₂-ekv MJ⁻¹ används även för smörjoljan. Processvärme i biogasproduktionen tillgodoses med skogsflis. Utsläpp från slutanvändning av det producerade biobränslet ska antas vara 0 (Energimyndigheten, 2011; 2012).

Tabell 19. Växthusgasemissioner och omräkningsfaktorer

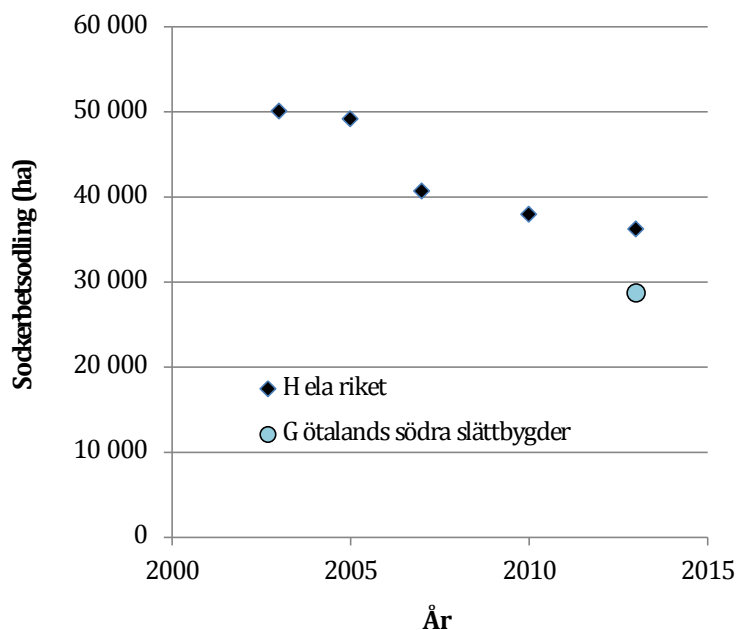
Växthusgasemission			Källa
-Skogsflis	[g CO ₂ -ekv MJ ⁻¹]	3,4	Börjesson et al., 2010
-Nordisk elmix	[g CO ₂ -ekv MJ ⁻¹]	34,9	Energimyndigheten, 2012, Martinsson et al., 2012
-Fossila drivmedel referensvärde	[g CO ₂ -ekv MJ ⁻¹]	83,8	Energimyndigheten, 2011
-Produktion och förbränning plast	[g CO ₂ -ekv MJ ⁻¹]	74*	Gode et al., 2011a
Energiinnehåll diesel m 5 % RME	[MJ l ⁻¹]	35,2	Gode et al., 2011a
Resursåtgång polyetylenproduktion	[MJ kg ⁻¹]	85,8*	CPM, 2014

* resursanvändning samt emission för både tillverkningsenergi och plastråvara för alla slags polyetylen, 50/50 naturgas/oljeråvara.

7.1.4 Känslighetsanalys

I känslighetsanalysen varierar aspekter som kan antas ha stor betydelse för slutresultatet, eller där osäkerheten i de antaganden som gjorts är stor.

I råvaruhanteringsledet står intransporten av betblast till biogasanläggning för en stor andel av växthusgasemissionerna. Färre och färre svenska odlare satsar på sockerbeter, den odlade arealen har sjunkit kraftigt det senaste decenniet (Figur 26). Utav odlingen 2013 skedde majoriteten, 79 % (28 700 ha) i produktionsområde Götalands södra slättbygder (Gss) (Jordbruksverket, 2013). Det beräknade transportavståndet är baserat på ett antagande om att betarealen i produktionsområde Gss ligger på 2013 års nivå, 29 000 ha (Figur 26). Om man antar att arealen skulle minska med ytterligare 11 000 ha till 18 000 ha, vilket är proportionellt mot den minskning som skett i hela riket under perioden 2003-2013, skulle transportavstånden (beräknade baserade på samma antaganden om råvarubehov och cirkulärt upptagningsområde som redovisas i kapitel 3) behöva öka från 14,6 till 18,3 km i Scenario B och från 17,8 till 22,4 km för scenario C. Effekten av dessa ökade transportavstånd utvärderas.



Figur 26. Betarealer i hela riket samt i odlingsområde Götalands södra slättbygder (Jordbruksverket, 2013).

Distributionsavståndet för den producerade biogasen från biogasanläggning till tankstation är grovt uppskattat utan någon fördjupad analys, och i känslighetsanalysen utvärderas effekten av ett transportavstånd på 100 km enkel väg istället för 40 km.

Energianvändningen i biogasproduktion antas i basfallet vara lägre för vätskefraktionen (VF). Här saknas dock faktaunderlag kopplat specifikt till vilken processtyp som antas användas, och beräkningarna är baserade på generella antaganden om anläggningens storlek och att värmeväxling möjliggörs. I känslighetsanalysen utvärderas effekten av att vätskefraktionen kräver samma el- och värmeförsel per ton som blast som inte har fraktionerats.

Beräkningarna baseras i basfallet på den uppgraderingsteknik (kemisk adsorption) som idag vid mätningar uppvisar lägst metanläckage vid svenska biogasanläggningar, 0,2 % av metaninnehållet i den tillförda rågasen (Avfall Sverige, 2012). I känslighetsanalysen görs även en beräkning av betydelsen av ett högre metanläckage, och medelvärdet för uppmätt läckage inom projektet "Frivilligt åtagande" vid uppgradering med vattenskrubbteknik från perioden 2007-2012 på 2,0 % används då (Avfall Sverige, 2007; 2012).

Den uppvärmningspotential (global warming potential, GWP) för metan som tillämpas vid beräkningar enligt förnybarhetsdirektivet idag är 23 g CO₂-ekv per g metan (100 års tidshorisont) baserat på IPCCs riktlinjer från 2006 (Energimyndigheten, 2011, IPCC, 2006). IPCC redovisar dock i sin senaste arbetsgruppsrapport en uppdaterad beräkningsbas och presenterar en kategoriseringsfaktor för metan på 34 g CO₂-ekv per g metan (IPCC, 2013). Effekten av om denna högre faktor skulle tillämpas i framtida beräkningar utvärderas i känslighetsanalysen.

Eftersom biogasproduktionen antas ske lokalt i Skåne belastas den elanvändning som sker med växthusgasemissionen för nordisk medel, 35 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (Energimyndigheten, 2011). I känslighetsanalysen utvärderas även emissionen för europeisk medel, 98 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (medel 2009-2011, EU-27, IEA, 2013).

Samtliga dessa försämringar redovisas separat för att visa vilka förändringar som har stor betydelse för det studerade systemet. Ett scenario med samtliga försämringar som är

kopplade till antaganden specifika för denna studie, d.v.s. med undantag för emissionen kopplad till bytet från nordisk till europeisk medel och förändrad beräkningsbas för GWP för metan, presenteras också.

7.2 Råvaruhantering

Metoder och bakgrundsfakta för skörd, transport, fraktionering, ensilering och inmatning vid biogasanläggning beskrivs i kapitel 3, 4 och 5. De fakta som används som underlag för växthusgasberäkningarna sammanfattas nedan.

7.2.1 Skörd

I scenario B samlas 81 % av den tillgängliga blasten per ha in, dieselåtgången för detta har beräknats till 69 l ha⁻¹. I scenario C samlas 55 % av den tillgängliga blasten per ha in, dieselåtgången för detta har beräknats till 34 l ha⁻¹.

7.2.2 Transport

De fyllda flaken i scenario B lastas på lastbil till maximalt tillåten vikt och körs 14,6 km till biogasanläggningen. Dieselåtgången för detta är 62 l ha⁻¹, vilket inkluderar tom returtransport. Det ökade transportavstånd (baserat på ett antagande om minskade betodlingsarealer) på 18,3 km som utvärderas i känslighetsanalysen ger en dieselåtgång på 69 l ha⁻¹. I scenario C, där en mindre mängd blast insamlas per hektar och upptagningsområdet måste vara större, körs det fyllda traktorekipaget 17,8 km till biogasanläggningen. Dieselåtgången för detta är 51 l ha⁻¹ vilket inkluderar tom returtransport. Det ökade transportavstånd på 22,4 km som utvärderas i känslighetsanalysen ger en dieselåtgång på 59 l ha⁻¹.

7.2.3 Fraktionering

För scenario 3 (kapitel 4 och 5) fraktioneras blasten före lagring. För detta åtgår 613 MJ ha⁻¹ el i scenario B och 412 MJ ha⁻¹ i scenario C.

7.2.4 Lagring

Blasten samt den fasta fraktionen av fraktionerad blast lagras i plansilos. Dieselåtgången för inlastning och packning är för icke fraktionerad blast 11 l ha⁻¹ och 7,5 l ha⁻¹ för scenario B och C respektive. För den fasta fraktionen av fraktionerad blast är den 8,5 respektive 5,7 l ha⁻¹. Plansilon täcks med plast. Plaståtgången är för icke fraktionerad blast 2,0 kg ha⁻¹ och 1,3 kg ha⁻¹ för scenario B och C respektive. För den fasta fraktionen av fraktionerad blast är åtgången 1,5 respektive 1,0 kg ha⁻¹. I beräkningarna antas all ensilageplast vara producerad av ny olje-/naturgasråvara och den antas förbrännas efter användning. I praktiken kan en stor andel av lantbrukets ensilageplast gå till återvinning.

Vätskefraktionen från separerad blast lagras i betongbrunn.

7.2.5 Inmatning

Inmatning till biogasanläggningen sker med lastare till en tippficka för ensilerad blast och ensilerad fast fraktion av blast. Vätskefasen pumpas in. Dieselåtgången för inlastning av fasta fraktioner respektive inpumpning av vätskefraktionen är 8,1 respektive 9,2 l ha⁻¹ för scenario B utan och med fraktionering och 5,5 respektive 6,2 l ha⁻¹ för scenario C utan och med fraktionering.

7.2.6 Insatser per producerat drivmedel

Insatser i råvaruhanteringen är beräknade per hektar. Dessa ska omräknas till växthusgasemissioner angivet som gram CO₂-ekv per MJ biodrivmedel. I skördescenario B och C skördas olika mängder blast, dessutom beräknas för varje scenario effekten av att fraktionera blasten. Detta ger 4 fall för omvandling av råvaruhanteringsemissioner på hektarbasis till MJ drivmedel. Beräkningsbakgrunden för omvandlingen och resultatet i mängd producerad fordonsgas per hektar visas i Tabell 20, mer bakgrundsdata hittas i Tabell 5.

Tabell 20. Produktion av fordonsgas per hektar vid olika skördescenarier med och utan fraktionering.

Tillgänglig blast [t ha ⁻¹]	43					
Skördescenario	B			C		
Andel skördat [%]	81			55		
Skördad mängd [t ha ⁻¹]	34,8			23,7		
Fraktionering	nej	ja		nej	ja	
Fraktion	-	<i>FF</i>	<i>VF</i>		<i>FF</i>	<i>VF</i>
Mängdfördelning i fraktionering [%]		76	24		76	24
Till ensilering [t ha ⁻¹]	34,8	26,5	8,4	23,7	18,0	5,7
Mängd efter ensilering [t ha ⁻¹] ^a	34,6	26,3	8,3	23,5	17,8	5,7
Metanproduktion [m ³ ha ⁻¹] ^b	1093	953	139	742	647	94
Fordonsgasproduktion [MJ ha⁻¹]	39 110	34 120	4 960	26 550	23 170	3 370

FF: fast fraktion, VF: vätskefraktion

^a En förlust motsvarande 5 % av TS antas ske vid ensilering, se kapitel 5

^b Metanproduktion efter förluster motsvarande 0,3 % av producerad gas i produktion och uppgradering

7.3 Produktion, uppgradering och trycksättning av biogas

Metoder och bakgrundsfakta för biogasproduktion, uppgradering och trycksättning beskrivs i kapitel 4 och 5. De råvaru- och gasflöden som ligger till grund för beräkningar av växthusgasemissioner vid biogasproduktion sammanfattas i Tabell 21. Processvärmen antas genereras on-site med en flispanna med en åtgång av 1,3 MJ flis för att generera 1 MJ värme (Börjesson et al., 2010) medan elen köps från nätet.

Tabell 21. Sammanfattning råvaru- och gasflöden

Råvara	Betblast	Betblast fast fraktion	Betblast flytande fraktion
Processtyp	CSTR	CSTR	CSTR
Råvarumängd [t år ⁻¹]	151 780	115 360	36 420
Rågasvolym ^a [m ³ år ⁻¹]	8 730 800	7 622 000	1 100 900
Uppgraderad gas volym ^b [m ³ år ⁻¹]	4 940 500	4 313 100	623 000
Fordonsgasproduktion [TJ år ⁻¹]	172	150	22

^a Efter 0,1 % förlust av producerad biogas under produktion och antagande om att rågasen endast innehåller metan och koldioxid med en metanhalt på 55 %.

^b Efter ytterligare 0,2 % förlust av producerad biogas under uppgradering. 97 % metanhalt.

7.3.1 Metanläckage

Vid produktion av biogas finns risk för läckage av metan från biogasproduktionssteget, och detta kan ske i mottagningshallen där biogasråvaran tillfälligt lagras och inmatning sker, men även från otätheter i själva processen som t ex vid axeltätningar, bräddavlopp och säkerhetsventiler (Avfall Sverige, 2007; 2012). I en studie av metanläckaget från 10 tyska biogasanläggningar konstaterades att de största läckagen av metan dock kommer från andra delar av processen, som rötrestlager, uppgraderingsanläggningar och vid produktionen av kraftvärme från biogasen (Liebetrau et al., 2013). Läckaget från biogasreaktorn som sådan uppmättes i den tyska studien till endast 0 – 0,03 % och vid inmatningen till i genomsnitt 0,09 % av den producerade biogasen. Detta kan jämföras med mätningar för en svensk samrötningsanläggning där läckaget från mottagningshallen har uppmätts till 0,27 % av den producerade biogasen (Lantz och Börjesson, 2014). Samtliga råvaror som ska rötas i föreliggande studie är dock ensilerade och kan antas ha lågt pH, varför sannolikheten för metanproduktion från biogasråvaran i samband med inmatning är låg. Det totala metanläckaget från biogasproduktionen sätts här till 0,1 % av den producerade metanen. Metanläckaget från uppgraderingsanläggningen antas uppgå till 0,2 % av metan i tillförd rågas, vilket är det läckage som i medeltal uppmätts för uppgraderingsanläggningar med kemisk adsorption vid svenska biogasanläggningar inom projektet ”Frivilligt åtagande” under perioden 2007-2012 (Avfall Sverige, 2007; 2012). Det sammantagna metanläckaget från biogasproduktion och uppgradering blir 0,3 % av den producerade metanen. Observera att detta inte inkluderar metanläckage från rötrestlagring.

7.3.2 Distribution

Transporten av uppgraderad och komprimerad gas antas ske i stålflaskor på lastväxlarflak. Dieselanvändningen vid denna typ av transporter har beräknats till 0,006 MJ m⁻³ km⁻¹ vid transport av två stora flak som rymmer 6 000 m³ och till 0,009 MJ m⁻³ km⁻¹ för mindre flak som rymmer 2 000 m³ uppgraderad gas (Gode et al., 2011b). Gasvolymerna i dessa nyckeltal är angivna som gasvolym vid 0,1 MPa, och inte i det tillstånd då gasen transporteras, dvs som volym gas komprimerad till 20 MPa.

De större skånska tätorterna ligger nära naturgasnätet, och tankstationer där kan ofta förses med biogas via nätet. Därför antas gasen som körs på flak från betblastbaserade biogasanläggningar ute i odlingslandskapet köras till mindre tankstationer, som t ex Tomelilla, Ystad och Simrishamn. Försäljningsvolymerna är här lägre, och transporten antas ske med små flak, dvs med en dieselförbrukning motsvarande 0,009 MJ m⁻³ km⁻¹. Transportavståndet antas vara 40 km enkel väg.

7.4 Resultat och diskussion växthusgasemissioner

7.4.1 Växthusgasemissioner

Resultatet för de olika delstegen i råvaruhanteringskedjan visas i Tabell 22. Skörde- och insamlingskedjan i scenario C, som innebär lägre kostnader och emissioner för operationer i fält, ger istället en högre emission vid transport mellan fält och biogasanläggning. Detta beror dels på att transportavståndet är längre (eftersom en lägre andel av blasten samlas in per fält) och på att transporten sker med traktorekipage istället för med lastbil. Allt sammantaget blir skillnaderna i emission per MJ producerat drivmedel mellan scenarierna mycket små.

Tabell 22. Växthusgasemissioner råvaruhantering

g CO ₂ -ekv MJ ⁻¹		Skörd		Transport	Fraktionering	Ensilering		Inmatning	SUMMA
		diesel	diesel	diesel	el	diesel	material	diesel	
Scenario									
B	ej frakt.	5,4	4,9		0,0	0,9	0,3	0,6	12,1
	fraktionering	5,4	4,9		0,5	0,7	0,2	0,7	12,5
C	ej frakt.	4,0	5,9		0,0	0,9	0,3	0,6	11,7
	fraktionering	4,0	5,9		0,5	0,7	0,2	0,7	12,0

Resultaten från produktionen av biogasen samt uppgradering, komprimering och distribution av gasen som fordonsgas visas i Tabell 23.

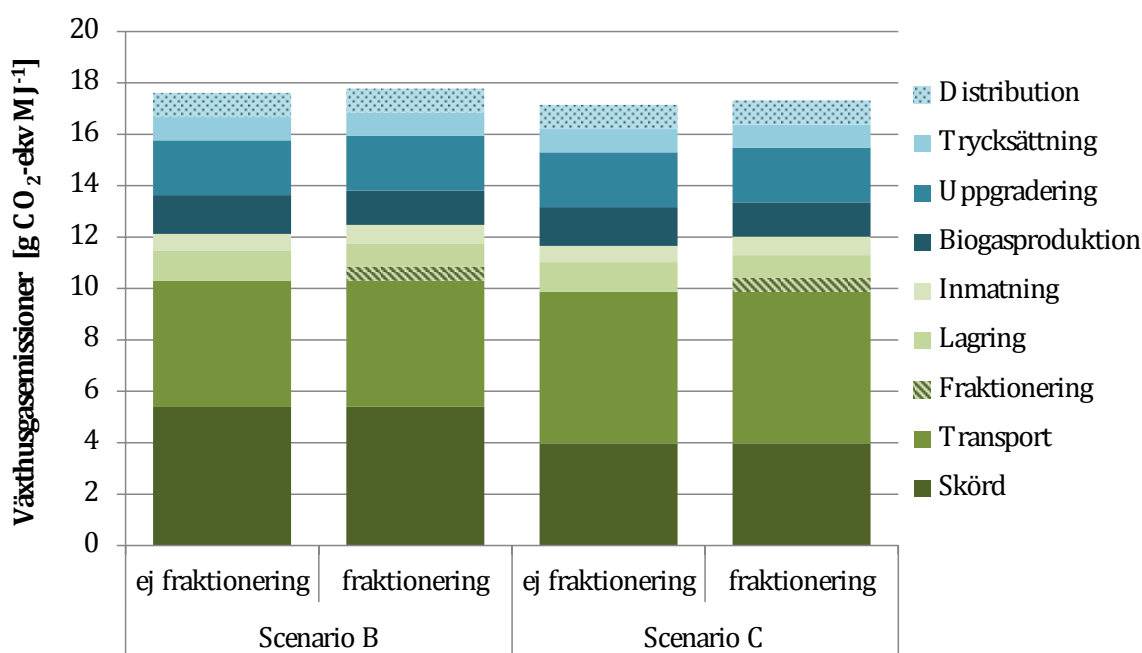
Tabell 23. Växthusgasemissioner biogasproduktion

g CO ₂ -ekv MJ ⁻¹	Biogasproduktion			Uppgradering			Tryck-sättning	Distribu-tion	SUMMA
	el	värme	metanslip	el	värme	metanslip	el	diesel	
Biogastråvara									A
Hel blast	0,9	0,2	0,5	0,8	0,4	0,9	0,9	0,9	5,5
Fraktionerad blast:									
-fast fraktion	0,8	0,1	0,5	0,8	0,4	0,9	0,9	0,9	5,3
-flytande fraktion	0,8	0,1	0,5	0,8	0,4	0,9	0,9	0,9	5,4

Fraktionering av blasten med biogasproduktionen uppdelad på två olika processtyper, där 13 % av biogasen produceras från den flytande fraktionen, ger en något lägre energianvändning i biogasproduktionsledet. Eftersom huvuddelen av emissionerna från biogasproduktion dock inte är kopplade till råvarans egenskaper utan till aspekter som metanslip och energiåtgång vid gashantering skiljer sig dock den totala emissionen, 5,3 g CO₂-ekv MJ⁻¹, för fordonsgas från fast fraktion av separerad blast, mycket lite från emissionen på 5,5 g CO₂-ekv MJ⁻¹ för den icke separerade blasten. Emissionen från elanvändningen vid fraktionering (0,5 g CO₂-ekv MJ⁻¹, Tabell 22) överstiger den vinst som görs här.

Det sammantagna resultatet för de fyra undersökta scenarierna uppdelat på källa för emissionen visas i Figur 27. Skillnaderna mellan scenario B och C, och mellan råvaruhantering med och utan fraktionering är obetydliga. Växthusgasemissionen för det producerade biodrivmedlet ligger mellan 17,1 och 17,8 g CO₂-ekv MJ⁻¹. Detta kan jämföras med en analys enligt EUs förnybarhetsdirektiv av energigrödor från skånsk åkermark för biogasproduktion, där biogas från hela sockerbetan (beta plus blast) gav en emission på 21-29 g CO₂-ekv MJ⁻¹ (Björnsson, 2013). Rågvete gav där lägsta emissionen med 18-25 g CO₂-ekv MJ⁻¹ beroende på gödslingsstrategi. Klimatnyttan vid beräkning enligt EUs hållbarhetskriterier skiljer sig alltså inte nämnvärt mellan betblasten, som är en restprodukt vid odling, och rågvete, som är en gröda. Klimatnyttan i sig är här alltså ingen drivkraft för att utnyttja restprodukten istället för grödan, och det finns dessutom ett flertal grödor (t ex rågvete, vetekärna) som sannolikt är billigare att använda som biogasråvara än betblasten (Gissen et al., 2014; Lantz et al., 2013).

Samtliga scenarier ger låga emissioner jämfört med både dagens och de framtida kraven på reduktion av växthusgasemissioner, 79-80 % emissionsminskning då biogas från betblast ersätter fossila drivmedel. Även eventuella framtida hårdare krav på emissionsminskningar på 60 % (EC, 2012) kan uppnås med god marginal i samtliga scenarier, även de där skördekedjan inte är optimerad för maximalt biomassuttag utan för bättre ekonomiska förutsättningar. Biogas från betblast uppfyller alltså med god marginal EUs hållbarhetskriterier för biodrivmedel, och betblast är ur detta perspektiv mycket väl lämpad som råvara för biogasproduktion.



Figur 27. Växthusgasemissioner för den producerade fordonsgasen för olika scenarier beräknat enligt den metod som specificeras i EUs hållbarhetskriterier för biodrivmedel.

7.4.2 Känslighetsanalys

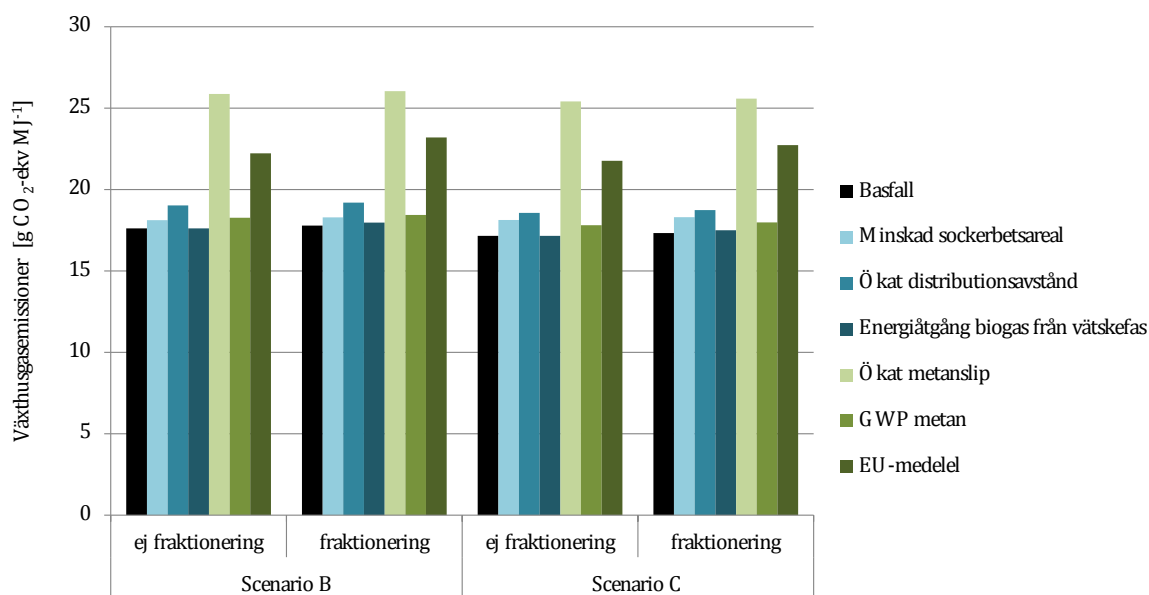
Effekten på total emission för den producerade fordonsgasen för de alternativa indata som utvärderats i känslighetsanalysen visas i Figur 28.

Om sockerbetsarealen skulle minska från dagens 29 000 ha i produktionsområde Gss till 18 000 ha skulle transportavståndet till biogasanläggningen öka. Det skulle dock bara få marginell effekt på växthusgasemissioner för den producerade biogasen.

Om sträckan som den komprimerade gasen skulle köras på flak skulle öka från 40 till 100 km enkel väg skulle detta öka emissionen från distribution från 0,9 g till 2,3 g CO₂-ekv MJ⁻¹. En distribution som krävde längre transporter skulle dock sannolikt istället använda effektivare stora lastväxlarflak, och för en transport på 100 km skulle då istället bidraget till emissionen bli 1,4 g CO₂-ekv MJ⁻¹.

Antaganden rörande nyckeltal för åtgången av värme och el i biogasproduktionen för vätskefasen är mycket grova. Detta har dock lite effekt på resultatet, att mer än dubbla energiinsatserna per ton vätska för vätskefasen ger försumbara skillnader i slutresultatet för scenarierna med fraktionering.

Antagandet om 2 % metanslip i uppgradering ger stor inverkan på resultatet. Metanslip är en viktig faktor att hålla ögonen på, ett totalt metanläckage på knappt 6 % i biogasprocess och uppgradering räcker här för att dra ned växthusgasreduktionen för den producerade fordonsgasen till 50 %, gränsen för vad som krävs för att ett biodrivmedel ska räknas som hållbart och skattebefrias från 2017. En förändrad beräkningsbas för GWP för metan spelar liten roll i basfallet då de antagna metanemissionerna från systemet är låga. IPCCs senaste arbetsgruppsrapport (IPCC, 2013) visar dock att metan skulle kunna ha en större uppvärmningseffekt än vad som antas idag, vilket gör det ännu viktigare att se till att metanläckaget vid biogasproduktion hålls mycket lågt.



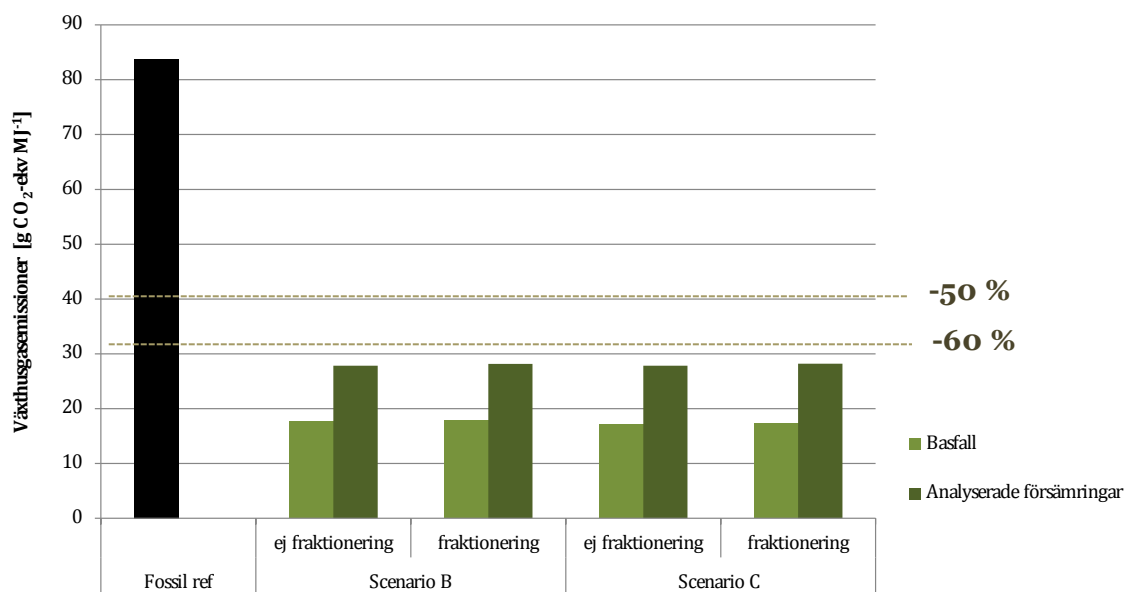
Figur 28. Effekten på total emission av växthusgaser för de parametrar som varierats i känslighetsanalysen.

Produktion som istället skulle ske i en region med emissioner för el motsvarande medel i EU skulle ge relativt stor påverkan på resultatet. Alla scenarier skulle dock även då klara kraven på utsläppsreduktion från 2017 på 50 % med god marginal, och hamnar på 72-74 % reduktion.

All lägga ihop försämringarna som rör minskad sockerbetsareal, ökat distributionsavstånd för biogasen, ökad energiåtgång i biogasproduktion för vätskefasen samt högre

metanläckage i uppgraderingen av gasen ger ett drivmedel med en växthusgasemission på 27,8-28,2 g CO₂-ekv MJ⁻¹, dvs en reducerad växthusgasemission relativt fossil referens på 66-67 % (Figur 29). Biogas från betblast tål alltså dessa försämringar utan att falla utanför ramarna för de hållbarhetskriterier för biodrivmedel som gäller från 2017, och även de ökade krav på reduktion av växthusgasemissioner på 60 % som har föreslagits. Inga betydande skillnader finns heller mellan de olika analyserade scenarierna.

Beräkningarna i detta kapitel baseras på en avkastningsnivå för blast om 5,4 t TS/ha. Detta representerar ett scenario med en fördelaktig skördenivå. Senare i projektet beslutades att även genomföra vissa av beräkningarna för ett lägre utbyte om 3,6 t TS/ha. Det fanns dock inte utrymme inom föreliggande projekt att även göra om klimatberäkningarna för en lägre skördenivå. Detta är en viktig aspekt att utvärdera i kommande studier. Lägre blastskörd har sannolikt en stor effekt på emissionerna från både skörd och transport.



Figur 29. Växthusgasemissioner enligt EUs hållbarhetsdirektiv för fossil referens samt för biogas från betblast i basfall och med samtliga analyserade försämringar kombinerade. Streckade linjer anger de krav på maximal emissionsnivå som gäller från 2017 i dagens direktiv (-50 % relativt fossil referens) och de som har diskuterats eventuellt ska införas (-60 %).

8. Metanpotential från betblast i Skåne

I Skåne odlades 34 500 ha sockerbetor för sockerutvinning år 2013 (Jordbruksstatistisk årsbok, 2014). De biomassaskördar som tagits fram från sortförsök inom det här projektet (kapitel 2) stämmer väl överens med tidigare data som Nordic Beet Research (NBR) tagit fram. NBR har bestämt betblastskörden vid ett flertal platser i Sverige och Danmark mellan 2006 och 2010 (Olsson, 2011). I Tabell 24 visas genomsnittliga skördeutbyten (före förluster) framtagna av NBR och genomsnittliga skördeutbyten framtagna i det här projektet samt en uppskattning av hur mycket som maximalt kan finnas tillgängligt för biogasproduktion. För denna beräkning har andelen bärgad blast per fält från Scenario B (kapitel 3) använts, vilken är 82 %. Baserat på metanutbytet för betblast från Tabell 5 (260 L/kg TS) och samma lagringsförlust som antagits genomgående i denna studie (5 %) beräknas metanpotentialen från betblast i Skåne med dagens sockerproduktion representera ca **210 GWh** (lägre värmevärdet). Det motsvarar 2/3 av hela dagens skånska biogasproduktion och gasen från blasten skulle kunna driva minst 19 000 bilar eller 1000 bussar. Blast från betor som skördas efter 25 november (max 10 % av total areal) bedöms som i princip otillgänglig för biogasproduktion då skörd sker på kort varsel men har inkluderats i potentialberäkningen ovan. Den mest tillgängliga andelen är den blast som skördas i september, då skörden är störst per ha. Från den kan ca 40 GWh (lägre värmevärde) metan produceras. En osäkerhetsfaktor om uppskattningsvis ca 20 % bör läggas på potentialuppskattningarna. Linné et al. (2008) uppskattade metanpotentialen för betblast till 340 GWh per år, att jämföra med 210 GWh per år i denna studie. Anledningen till ett högre värde är främst att arealen odlad med sockerbetor var 20 % högre då, och antagande om ett högre blastutbyte per ha efter skörde-, lagrings- och hanteringsförluster (3 t TS/ha för hela arealen).

Tabell 24. Produktion av betblast i Skåne. Alla skördeutbytesbestämningar är gjorda i mitten av de angivna månaderna.

Skördetid	Biomassa blast (t TS/ha)			Andel av yta ²	Tillgängligt, t ts/år ³
	Kapitel 2	NBR	Efter förluster ¹		
Sep	3,6	3,65	2,8	15 %	14 500
Okt	3,2	3,25	2,5	25 %	21 600
Nov		2,91	2,3	50 %	39 700
Dec		2,3	1,8	10 %	6 200
Summa					82 000

¹ Baserat på genomsnittet av data från denna studie och studie från NBR. Bärning av 82 % av blasten bärgas per fält har antagits (Scenario B, kapitel 3) och 5 % lagringsförluster (samma val som i kapitel 4) har inkluderats.

² Andel av Skånes areal om 34 500 ha betor som skördas under var tid (för "sep" avses allt skördat före sista september, "okt" för allt i oktober, "nov" för 1-25 nov och "dec" för allt efter 25 nov).

³ Mängden är beräknad genom multiplikation av Skånes totala betareal om 34 500 ha och samt posterna "Efter förluster" och "andel av yta" i tabellen.

9. Slutsatser

När biogas från betblast ersätter ett fossilt referensbränsle som drivmedel till fordon så sänks utsläppen av klimatgaser med ca 80 %, enligt beräkningar i denna studie. Därmed uppfyller biogas från betblast EUs hållbarhetsdirektiv för biodrivmedel, både dagens direktiv (35 % reduktion) och föreslagna nya (60 % reduktion). I Skåne skulle upp till 210 GWh biogas kunna produceras från betblast från dagens sockerbetsareal på ca 35 000 ha per år. Denna skulle kunna driva minst 19 000 bilar eller 1000 bussar. Men, även för den andel av blasten som är ekonomiskt mest fördelaktig att skörda för biogas (motsvarande 40 GWh från blast skördad i september) är det svårt att få ekonomisk lönsamhet.

När flera positiva faktorer samspelar kan det finnas möjlighet att med dagens förhållanden röta betblast på ett ekonomiskt hållbart sätt. Exempel på identifierade positiva faktorer är: högt blastutbyte, användning av underutnyttjade jordbruksredskap, rötning i befintliga anläggningar för att fylla ut substratluckor, korta transportsträckor och direkt användning av färsk blast utan inlagring som ensilage. Det är troligtvis endast för en liten del av den totala mängden blast som tillräckligt många positiva faktorer samspelar för att den skall kunna användas för biogasproduktion under dagens förutsättningar.

Studien tyder på att ekonomiska aspekter och klimataspekter är de samma om betblast fraktioneras eller ej. I fallstudien framkom att fraktionering av betblasten gav praktisk möjlighet att ta emot mer material i den studerade anläggningen eftersom vätskefraktionen kunde ersätta vatten i förbehandlingen och mera TS på det viset kunde tas emot med den fasta fraktionen innan uppehållstiden i röt-kammaren begränsade mängden. En kraftigare fraktioneringsgrad gjorde att än mer material kunde tas emot. Men, inte heller i fallstudien påverkade fraktionering priset per producerad mängd metan.

När fraktionerad blast rötas i en dedikerad anläggning kan möjlighet finnas att dubbelanvända lager för den våta fraktionen och rötrest. Det gäller även för andra flytande substrat som behöver lagras. Studien visar att dubbelanvändning av lager kan påverka investeringskostnaderna och en närmare undersökning av om det är praktiskt möjligt vore intressant.

Om sockerbetorna skördas för andra ändamål än sockerproduktion (exempelvis ren energiutvinning) gäller andra förutsättningar för blastskörd. Exempelvis tyder studien på att kraftigare kvävegödsling ökar blastskörden och därmed sänks kostnaden för betblast som biogassubstrat. En ökad kvävegödsling är dock inte kompatibelt med maximerad sockerutvinning och en trend mot lägre blastskördar inom sockerproduktionen finns. Andra billigare skördesystem, exempelvis med samtidig skörd av beta och blast, kan vara möjliga att använda om hela betan skördas för energiändamål.

10. Referenser

- Avfall Sverige (2007) Frivilligt åtagande – inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar, reviderad 2011 Rapport 2007:02, Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige (2012) Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007 – 2012. Rapport 2012:15, Avfall Sverige, Malmö.
- Berglund M. and Börjesson P. (2006) Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production, *Biomass and Bioenergy* 30: 254 – 266.
- Bohn I., Björnsson L. and Mattiasson B. (2007). The energy balance in farm scale anaerobic digestion of crop residues at 11–37°C. *Process biochemistry* 42: 57 – 64.
- Bohn I., Carlsson M. et al. (2010). Utvärdering och optimering av metod för förbehandling av källsorterat hushållsavfall till biogasproduktion. Rapport SGC. 216.
- Björnsson L. och Lantz M. (2012) Energigrödor för biogasproduktion Del 1, odling och arealeffektivitet. Rapport nr 80, Miljö- och energisystem, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Universitet, Lund.
- Björnsson L. och Lantz M. (2013a) Energigrödor för biogasproduktion Del 2, kostnadseffektivitet och styrmedel. Rapport nr 81, Miljö- och energisystem, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Universitet, Lund.
- Björnsson L. (2013b) Energigrödor för biogasproduktion Del 3, energi- och växthusgaseffektivitet. Rapport nr 82, Miljö- och energisystem, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Universitet, Lund.
- Brown J., Nizami A-S., Thamsiroj T. and Murphy J. (2011) Assessing the cost of biofuel production with increasing penetration of the transport fuel market: A case study of gaseous biomethane in Ireland, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15: 4537–4547.
- Börjesson P. and Gustavsson L. (1996) Regional production and utilization of biomass in Sweden. *Energy* 21 (9): 747–764.
- Börjesson P., Tufvesson L. och Lantz M. (2010) Livscykelanalys av svenska biodrivmedel. Rapport nr 70. Miljö- och energisystem, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Universitet, Lund.
- CPM [Center for environmental assessment of product and material systems] CPM LCA database. <http://www.cpm.chalmers.se/CPMDatabase/Start.asp> SPINE LCI dataset: Extraction to polyethylene all grades APME. Data hämtade 2014-10-21.
- EC (2012) Proposal 2012/0288 (COD) for a directive of the European parliament and of the council amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EG on the promotion of the use of energy from renewable sources.
- Energimyndigheten (2011) Statens energimyndighets föreskrifter om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen. *STEMFS* 2011:2, Statens Energimyndighet, Eskilstuna.

- Energimyndigheten (2012) Vägledning till regelverket om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande bibränslen. Version 3.0. Rapport ER 2012:27, Statens Energimyndighet, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2014) Personlig kommunikation Israilava, A. Analysavdelningen, Enheten för hållbara bränslen, Statens Energimyndighet, Eskilstuna.
- EU (2009) Europaparlamentets och rådets Direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor.
- FNR (2006) Handreichung Biogasgewinnung und Nutzung, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Gülzow-Prüzen, Tyskland.
- FNR (2010) Biogas-Messprogramm II – 61 Biogasanlagen im Vergleich, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Gülzow-Prüzen, Tyskland.
- Gissén C., Prade T., Kreuger E., Nges I. A., Rosenqvist, H., Svensson, S.-E., Lantz, M., Mattsson, J. E., Börjesson, P., Björnsson, L. (2014) Comparing energy crops for biogas production – yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. *Biomass & Bioenergy* 64: 199 – 210.
- Gode J., Martinsson F., Hagberg L., Öman A., Höglund J. och Palm D. (2011a) Miljöfaktaboken 2011, Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Rapport Nr 1183. Värmeforsk, Stockholm.
- Gode J., Arnell J., Höglund J. och Martinsson F. (2011b) Emissioner från transport av biodrivmedel och flytande bibränslen. IVL Rapport B2015, IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.
- HBL (2010). Hållbarhetslagen, 2010:598. Lag om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande bibränslen.
- HBF (2011) Hållbarhetsförordningen, 2011:1088. Förordning om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande bibränslen.
- Hörndahl T., Bergström Nilsson S. och Svensson S.-E. (2011) Betblast som biogassubstrat. LTJ-fakultetens faktablad 2011:41. Fakta från Partnerskap Alnarp.
- IEA [International Energy Agency] (2012) Biogas upgrading plant list, updated 2012-05-11, IEA Bioenergy Task 37, Paris, Frankrike.
- IEA [International Energy Agency] (2013) CO₂ emissions from fuel combustion. IEA Statistics, Paris, Frankrike.
- IPCC [The Intergovernmental Panel on Climate Change] (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
- IPCC [The Intergovernmental Panel on Climate Change] (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jordbruksstatistisk årsbok 2014, kapitel 3. Sveriges officiella statistik, Jordbruksverket, Statistiska centralbyrån. SCB-tryck, Örebro. ISBN 978-91-618-1607-1.

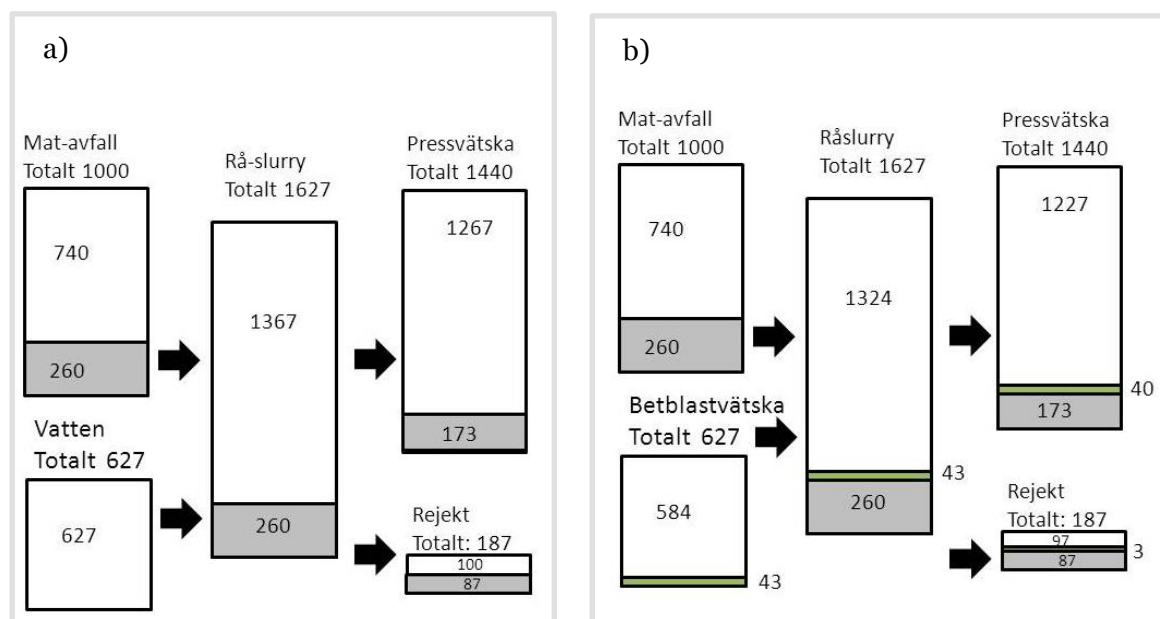
- Jordbruksverket (2013) Jordbruksmarkens användning 2013. Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden. JO 10 SM 1401. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jury C. Benetto E., Koster D., Schmitt B. and Weltring J. (2010) Life cycle assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid, *Biomass and Bioenergy* 34: 54 – 66.
- Kreuger E., Nges I. A. and Björnsson L. (2011). Ensiling of crops for biogas production: effects on methane yield and total solids determination. *Biotechnology for biofuels* 4: 44.
- KTBL (2005). Faustzahlen für die Landwirtschaft. Darmstadt, Germany, KTBL.
- Lantz M., Ekman A. and Börjesson P. (2009) Systemoptimerad produktion av fordonsgas – En miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning, Rapport nr 69, Miljö- och energisystem, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Universitet, Lund.
- Lantz M. (2010) Gårdsbaserad och gårdsnära produktion av kraftvärme från biogas. Rapport nr 71. Miljö- och energisystem, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds Universitet, Lund.
- Lantz M. och Börjesson, P. (2013a) Greenhouse gas and energy assessment of the biogas from co-digestion injected into the natural gas grid – A Swedish case-study including effects on soil properties (manuscript). I Lantz, M. (2013) *Biogas in Sweden – Opportunities and challenges from a systems perspective*. Doktorsavhandling. Miljö- och Energisystem, Lunds Universitet, Lund.
- Lantz M., Kreuger E. and Björnsson L. (2013b) The influence of energy crop selection on process parameters, economy and energy input in the production of biogas as transportation fuel. Manuscript in Mikael Lantz, 2013. *Biogas in Sweden - Opportunities and challenges from a systems perspective*. Doktorsavhandling. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet. ISBN 978-91-7473-469-0
- Liebetrau J., Reinelt T., Clemens J., Hafermann C., Friehe J., Weiland P. (2013) Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. *Water Science and Technology* 67 (6): 1370 – 79.
- Lindgren J. (2014) Anaerobic digestion of fractionated and non-fractionated sugar beet tops. Master thesis. Biotechnology, Lund University.
- Linné M., Ekstandh A., Englesson R., Persson E., Björnsson L. och Lantz L. (2008) Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter. Rapport. Avfall Sverige, Svenska biogasföreningen, Svenska gasföreningen och Svenskt vatten.
- Lundqvist, P. (2009) Fjärrvärme för utökad biogasproduktion – Teknisk och ekonomisk utvärdering av fjärrvärme för uppvärmning av biogasprocesser, Värmeforsk, Stockholm.
- Läckeby Water (2012) Personlig kommunikation Karlsson, L-E. Försäljningschef, Läckeby Water AB.
- Maroušek J. (2014) Biotechnological partition of the grass silage to streamline its complex energy utilization. *International journal of green energy* 11: 962 – 968.
- Martinsson F., Gode J., Arnell J., Höglund J. (2012) Emissionsfaktorer för nordisk elproduktionsmix. IVL Rapport B2118, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- de Mes T.Z.D., Stams A.J.M., Reith J.H. and Zeeman G. (2003) Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes. Chapter 4 in: *Bio-methane & Bio-hydrogen, status and perspectives of biological methane and hydrogen production*. Edited by Reith, J.H., Wijffels, R.H. and Barten H. Dutch Biological Hydrogen Foundation. Smiet offset, The Hague.

- Olsson R. (2011) Behandling mot bladsvampar i sockerbeter – behandlingsintensitet i förhållande till upptagningstidpunkt. Rapport 406, 417, 419-2006-2010, Nordic Beet Research.
- Overend R. P. (1982) The Average Haul Distance and Transportation Work Factors for Biomass Delivered to a Central Plant, *Biomass* 2: 75 – 79.
- Porter M.G. and Murray R.S. (2001). The volatility of components of grass silage on oven drying and the inter-relationship between dry-matter content estimated by different analytical methods, *Grass and Forage Science* 56: 405 – 411.
- Pöschl M., Ward S. och Owende P. (2010) Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways, *Applied Energy* 87: 3305 – 3321.
- Rylander H. and Wijkvist W. (2010). Biogödselhandbok – Biogödsel från storskaliga biogasanläggningar, Avfall Sverige.
- SCB (2013). Markanvändningen i Sverige. Stockholm, Sweden, Statistics Sweden: 202.
- SCB (2013). Normskördar för skördeområden, län och riket 2013. O. Funcke and G. Ländell. Jönköping, Sweden, Statistics Sweden: 67.
- SEPA (2012). National inventory report Sweden. Stockholm, Sweden, Swedish Environmental Protection Agency: 451.
- SJV (2013). Riktlinjer för gödsling och kalkning 2014. B. Albertsson. Jönköping, Sweden, Swedish Board of Agriculture: 90.
- SJV, 2010. "Jordbruksverkets produktlista." Retrieved 2014-08-08, from <http://www.jordbruksverket.se/download/18.773c089e128e1620fa5800087307/1370041066727/Produktlista100610.pdf>.
- Skördedemo (film): https://www.youtube.com/watch?v=fc9R_avCjJ8
- SLU (2013) Referensmätning av klimat vid skogliga försöksarkerna. Årsrapport 2012. Enheten för skoglig fältforskning, Sveriges lantbruksuniversitet, SLU.
- SL-BW (2014). Anleitung für die Ernte- und Betriebsberichterstattung für landwirtschaftliche Feldfrüchte und Grünland. Gera, Germany, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: 29.
- SMHI (2014) Normal årsmedeltemperatur.
<http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/normal-arsmedeltemperatur-1.3973>. Besökt 14-05-09.
- Wang B., Nges I. A., Nistor M. and Liu J. (2014) Determination of methane yield of cellulose using different experimental setups, *Water science and technology* 70 (4): 599 – 604.

Appendix A

Pressvätska med ensilerad SBB-VF tillsatt istället för vatten

Som utgångspunkt är använt värden från SGC projekt 216 (Bohn *et al.* 2010), men eftersom massbalansen för dessa värden inte stämmer helt, är fördelningen justerad så massbalansen stämmer (Figur A1 a). I Figur A1 b visas flöden av TS och vatten när vatten är ersatt med SBB-VF som har 6,8 % TS.



Figur A1 a) Teoretiska värden för flöden av avfall och vatten i förbehandlingen på NSR. Utgångspunkt är data från (Bohn *et al.*, 2010) men värden är ändrat så massbalansen stämmer. b) Tänkt massbalans för TS från avfall (grå), vatten från avfall och SBB-VF (vitt) och TS från SBB-VF (grön) när SBB-VF ersätter vatten i NSRs förbehandling för matavfall.

Beräkningar

627 kg SBB-VF med 6,8 % TS ger TS = $627 \cdot 0,068 = 42,64$ som avrundas till 43 kg.

Vatten från avfallet och vatten och TS från SBB-VF utgör 1 367 kg per inkommande ton matavfall. Denna mängd antas fördela sig med 1 267 kg till pressvätskan och 100 kg till rejektet. TS från SBB-VF antas fördela sig på samma sätt:

$1267/1367 \cdot 43 = 39,85$ kg till pressvätskan som avrundas till 40 kg på figuren.

$100/1367 \cdot 43 = 3,14$ kg till rejektet som avrundas till 3 kg i figuren.

Extra metanpotential i pressvätskan från SBB-VF: $0,03985 \cdot 246,7 \text{ m}^3$ per ton TS = $9,83 \text{ m}^3$ per 1,44 ton pressvätska eller $6,83 \text{ m}^3$ per ton.

För produktion av 1,44 ton pressvätska behövs 627 kg SBB-VF.

För 1 ton pressvätska behövs 435 kg SBB-VF. 1 ton SBB-VF räcker till 2,30 ton pressvätska.



LUNDS
UNIVERSITET

<http://miljo.lth.se>

LUNDS UNIVERSITET

Box 117
221 00 Lund
Tel 046-222 00 00
www.lu.se