



LUND UNIVERSITY

Dagens och framtidens hållbara biodrivmedel - Underlagsrapport från f3 till utredningen om FossilFri Fordonstrafik

Börjesson, Pål; Joakim, Lundgren; Ahlgren, Serina; Ingrid, Nyström

2013

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Börjesson, P., Joakim, L., Ahlgren, S., & Ingrid, N. (2013). *Dagens och framtidens hållbara biodrivmedel - Underlagsrapport från f3 till utredningen om FossilFri Fordonstrafik*. (f3 Report; Vol. 2013:3). The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels. http://www.f3centre.se/projects/s-project/fff_hallbara_drivmedel

Total number of authors:

4

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



REPORT

f3 2013:13

DAGENS OCH FRAMTIDENS HÅLLBARA BIODRIVMEDEL

Underlagsrapport från f3 till utredningen om FossilFri Fordonstrafik

Pål Börjesson, Lunds Universitet

Joakim Lundgren, Luleå Tekniska Universitet (Bio4Energy)

Serina Ahlgren, Sveriges Lantbruksuniversitet

Ingrid Nyström, f3 och CIT Industriell Energi



FÖRORD

Den här rapporten har skrivits på uppdrag av den statliga Utredningen om FossilFri Fordonstrafik. Uppdraget omfattar ”tekniker för framställning av framtidens biodrivmedel samt hållbarhetsaspekter på biodrivmedel” (se upphandlingsunderlag i Bilaga 1). Förfrågan ställdes till f3’s kansli samt till Pål Börjesson vid Lunds Universitet. På grund av uppdragets stora bredd, vilket medför behov av kompletterande kompetenser, samt högst begränsade tidsramar bildades dock en arbetsgrupp inom f3 för genomförandet. Arbetsgruppen har bestått av Pål Börjesson (Lunds Universitet), Joakim Lundgren (Luleå Tekniska Universitet och Bio4Energy), Serina Ahlgren (Sveriges Lantbruksuniversitet) och Ingrid Nyström (f3). Denna arbetsgrupp ansvarar för uppdragets genomförande och rapportens innehåll.

För att uppnå högsta möjliga kvalitet har dock samtliga f3’s parter bidragit med underlagsmaterial, data och/eller till kvalitetsgranskning av rapporten. Eftersom uppdraget tillhör f3’s prioriterade områden beslutade också styrelsen att i viss mån stötta arbetet finansiellt med f3’s interna resurser.

Slutligen hade inte rapporten varit möjlig att sammanställa i denna omfattning utan underlag från pågående f3-projekt. Bidrag från följande f3-projekt, som samtliga slutrapporteras under 2013, har ingått i underlaget:

- Sustainability performance of lignocellulose-based ethanol and biogas co-produced in innovative biorefinery systems,
- Biofuel and land use in Sweden – An overview of land use change effect
- Optimal localization of second generation biofuel production in Sweden
- Glycerol-based isobutanol
- System studies on biofuel production via integrated biomass gasification
- Biomass gasification – A synthesis of technical barriers and current research issues for deployment at large scale
- State-of-art of algal biomass as raw material for bioenergy production

För mer information om dessa f3-projekt och f3’s verksamhet i övrigt, se www.f3centre.se.

2013-06-18

Pål Börjesson

Joakim Lundgren

Serina Ahlgren

Ingrid Nyström

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	7
1 Inledning	17
1.1 Uppdrag och avgränsningar	17
1.2 Rapportens disposition	17
1.3 System för drivmedelsproduktion	18
1.4 Angreppssätt för analys av potential och prestanda för biodrivmedel	20
2 Hållbarhetskriterier för biodrivmedel.....	25
2.1 Befintliga system för att säkerställa hållbarhet hos biodrivmedel	25
2.2 Växthusgaser från odling och processer.....	26
2.3 Växtnäringsbalans	32
2.4 Biodiversitet	35
2.5 Förändrad markanvändning	36
3 Råvaror för biodrivmedel.....	51
3.1 Global råvarupotential för bioenergi	51
3.2 Råvaror och potentialer i sverige	53
3.3 Upptagningsområde för råvara och anläggningslokalisering.....	65
3.4 Energibalans och växthusgasprestanda för råvaror	68
4 Biodrivmedel baserade på termokemisk omvandling av biomassa.....	70
4.1 Förgasningsprocesser	70
4.2 Råvaror och upptagningsområde för förgasning.....	76
4.3 Energieffektivitet och produktutbyten	78
4.4 Produktionskostnader.....	92
4.5 Växthusgasprestanda.....	98
4.6 Befintliga och planerade termokemiska anläggningar	103
5 Biodrivmedel baserade på biokemisk omvandling av biomassa.....	108
5.1 Biogas.....	108
5.2 Etanol och RME från grödor.....	126
5.3 Etanolkombinat baserade på lignocellulosa	136
5.4 Integrerad cellulosa- och sockerbaserad etanolproduktion	144
5.5 Befintliga och planerade biokemiska anläggningar	146
6 Övriga processer.....	149

6.1	Biodrivmedel baserade på hydrering.....	149
6.2	Annan termokemisk omvandling	153
6.3	Övrig mikrobiell omvandling.....	155
7	Jämförande helhetsbild för alla drivmedel.....	160
7.1	Energibalans och produktutbyten.....	160
7.2	växthusgasprestanda och åkermarkseffektivitet.....	164
7.3	Produktions- och distributionskostnader	169
8	Slutsatser och diskussion.....	173
	Referenser	178
	 Bilaga 1: Upphandlingsunderlag.....	 201
	Bilaga 2: Biodrivmedel som bränsle i fordon	204

SAMMANFATTNING

Föreliggande rapport har tagits fram som en underlagsrapport till den statliga utredningen om FossilFri Fordonstrafik (FFF-utredningen). Syftet med studien är att beskriva och sammanfatta nuvarande kunskapsläge kring produktion av biodrivmedel och kopplingar till hållbarhetsaspekter som energi- och markeffektivitet, växthusgasprestanda och kostnader. Rapporten inkluderar såväl befintliga som framtida drivmedelssystem under utveckling och som baseras på olika råvaror och produktionsprocesser. Studien har framför allt ett svenskt perspektiv, men med internationella utblickar.

Rapportens analyser av energieffektivitet, växthusgasprestanda och produktionskostnader utgår från systemanalys och anlägger ett livscykelperspektiv. Fokus ligger på produktionskedjan fram till producerat drivmedel (s k well-to-tank). Resultaten baseras på aktuell forskning och kommersiell utveckling för respektive produktionskedjor. De utgår framförallt från standardiserad *livscykelanalys* samt, för vissa produktionssystem, också på *industriell systemanalys*. Dessa två angreppssätt har vissa skillnader i metodik, vilka lyfts fram i rapporten. I den övergripande översikten har dock värden och resultat sammanställts för att göra det möjligt att jämföra resultaten.

Biodrivmedel kan produceras genom ett stort antal olika produktionskedjor vars förutsättningar påverkas av val av råvara, omvandlingsprocess, lokalisering osv. Effektivitet, miljöpåverkan och kostnader kan alltså inte bedömas utifrån vilket drivmedel som avses, t ex etanol, metanol, metan eller HVO, utan måste värderas utifrån varje enskild produktionskedja och dess specifika förutsättningar. Potentialen för drivmedel via specifika produktionskedjor bestäms också av faktorer som tillgång på råvara och odlingsmark, logistik, integrering med annan industri, avsättning av extern värme och biprodukter osv. På ett mer generellt plan påverkar även befintlig infrastruktur och fordonsteknik de praktiska förutsättningarna för implementering av olika biodrivmedel.

Potentialer för biomassa till drivmedel

Flera globala potentialstudier visar på att stora mängder bioenergi skulle kunna produceras i framtiden. IPCC har gjort en sammanställning av ett stort antal potentialstudier som visar att spannet på uppskattningarna ligger mellan 50 och 1000 EJ bioenergi per år (14 till 280 milj. TWh), vilket kan jämföras dagens energitillförsel på 475 EJ (130 milj. TWh). Många studier redovisar dock den teoretiska eller tekniska potentialen, om man applicerar ekonomiska och ekologiska restriktioner blir IPCCs uppskattning att biomassa kan bidra med mellan 120 och 155 EJ primärenergi per år runt år 2050 (33 till 43 milj. TWh).

Liknande resonemang kan föras för den svenska potentialen för bioenergi. Det finns teoretiska potentialer, men dessa begränsas av ett antal tekniska, ekologiska, ekonomiska och sociala faktorer. Dessa sammanfaller ofta med de hållbarhetskriterier som utvecklas för biodrivmedel. Till exempel innebär ekologiska restriktioner för bioenergipotentialen att marken inte får utnyttjas så att produktiviteten långsiktigt minskar, vilket också kopplar till markbördighet, markkol och biodiversitet.

En sammanställning av de mest aktuella potentialuppskattningarna visar att biomassa-produktionen kan öka med mellan cirka 50 och 70 TWh per år under dagens förutsättningar

inklusive tekniska restriktioner och i viss utsträckning också ekologiska och ekonomiska restriktioner. Dessa mängder biomassa kan generera cirka 25 till 35 TWh biodrivmedel (tillsammans med extern el, värme, fasta biobränslen, proteinfoder eller andra produkter) vilket ungefär motsvarar en tredjedel av dagens användning av bensin och diesel för vägtransporter. Inom en 30 till 50-årsperiod bedöms biomassapotentien kunna öka till cirka 80 till 100 TWh per år genom ökad produktivitet, framför allt inom skogsbruket. Den största potentialen finns i skogsbaserad råvara, t ex olika former av avverkningsrester som grenar och toppar (GROT), klen stamved och stubbar. I framtiden kan effektivare föryngring och bättre plantmaterial, behovsanpassad gödsling mm, i kombination med klimatförändringar, medföra ökad skogstillväxt och potentiellt uttag av skogsråvara för olika ändamål. En betydande del biomassaråvara kan också komma från jordbruket i form av skörderester, energigrödor på trädes- och överskottsmark samt snabbväxande lövträd på nedlagd jordbruksmark. Dessutom kan en ökad mängd avfall och restprodukter användas för biogasproduktion.

Potentiella råvaror från jord- och skogsbruk för biodrivmedelsproduktion fördelar sig olika över landet. Jordbruksrelaterade råvaror är framför allt lokaliserade i södra Sverige och i intensiva jordbruksområden. Potentialen för skogsbränsle är också relativt koncentrerad till vissa regioner i landet där det dessutom ofta finns en stor avsättningspotential bland andra större användare. Detta innebär att biobränslen kan komma att transporteras långa sträckor i framtiden vid en ökad användning. Hur mycket av den möjliga potentialen som faktiskt blir en realitet beror bland annat på styrmedel och marknadspriser, efterfrågan men också på skogsindustrins utveckling. Även den befintliga tekniken för avverkning och skogsbränsle-uttag samt logistik bestämmer hur mycket som är ekonomiskt lönsamt att ta ut.

Inom jordbruket bedöms biomassaproduktion kunna öka till viss del, utan att komma i direkt konflikt med dagens livsmedelsproduktion, t ex genom att utnyttja restprodukter samt mark som idag inte utnyttjas eller behövs för mat- och foderproduktion. Dessutom kan jordbruksmark frigöras genom ökad produktivitet samt att vi minskar matsvinn och förändrar vår diet och äter mindre kött. Huvuddelen av vår jordbruksmark utnyttjas idag för bete- och foderproduktion till animaliska livsmedel.

En annan råvara som diskuteras alltmer är alger. Intresset motiveras av möjligheten att uppnå hög produktivitet per markyta samt av att ej produktiv mark och vattenresurser av låg kvalitet (till exempel förorenat vatten eller saltvatten) kan användas. Utvecklingen är dock i ett tidigt skede och står inför stora tekniska utmaningar, bland annat för att upprätthålla algpopulationen över längre tid och för att sänka kostnaderna kraftigt. Även om det industriella intresset är stort och de första pilot- och demonstrationsanläggningarna nu tas i bruk förväntas alger som biomassa i betydande skala dock bli aktuellt först på lång sikt.

Biomassa som hållbar resurs

Vid utvecklingen av de regelverk, standarder och certifieringssystem som tas fram för att säkerställa hållbarhet hos biodrivmedel har viss hänsyn tagits till ekologiska aspekter som t ex biodiversitet samt sociala aspekter, men huvudfokus har varit på utsläpp av växthusgaser. När det gäller beräkning av växthusgasprestanda finns dock ett antal utmaningar kopplade till de beräkningsmetoder som används. En utmaning är att hantera tids- och

rumsaspekten avseende skogsbränslens växthusgasprestanda. Sammanfattningsvis kan sägas att studier som utvärderar enskilda bioenergiprojekt på beståndsnivå med ett kort tidsperspektiv oftast visar relativt dålig växthusgasprestanda för biomassa. Om man däremot har ett mer långsiktigt perspektiv och beaktar skogsbränsleuttag på fastighets- och landskapsnivå är bioenergi ett effektivt alternativ ur växthusgassynpunkt. Även om vi räknar in vissa initiala kolförluster vid ökad användning av bioenergi så kommer det i längden att vara ett bättre alternativ än fossila bränslen, d v s det kan vara motiverat att tillåta ett visst utsläpputrymme för initiala biogena kolförluster från ökad biobränsleproduktion i samband med omställningen av energisystemet bort från fossila bränslen.

En annan utmaning kopplad till växthusgaser och biodrivmedel är risken för indirekt förändrad markanvändning (iLUC) samt om och i sådant fall hur den ska inkluderas i LCA-beräkningar, i standardisering, certifiering och lagstiftning. Det finns t ex idag ett förslag inom EU på att revidera nuvarande direktiv om förnybar energi (RED) och införa så kallade iLUC-faktorer för biodrivmedel, trots de stora osäkerheter som är förknippade med iLUC-beräkningar. iLUC är kopplad till de flesta hållbarhetsaspekter då ändrad markanvändning kan påverka både social hållbarhet, biodiversitet och andra miljöfaktorer, men i debatten är främst växthusgaser i fokus. Det finns flera frågetecken kring de metoder som används för kvantifiering av iLUC. Modellerna som används är komplexa och icke-transparenta och visar stora skillnader i resultat. Modellerna kan utvecklas till en viss grad för att råda bot på den stora osäkerheten, men i grund och botten är teorin om iLUC byggd på antaganden om t.ex. framtida teknisk och ekonomisk utveckling, marknadsförhållanden och lagstiftning och kommer alltid att innehålla stora osäkerheter.

Även om frågan om iLUC är viktig att ta i beaktande vid diskussion om växthusgasprestanda för biodrivmedel finns frågetecken kring de logiska resonemangen om lagstiftning av iLUC. Till exempel kan man ifrågasätta huruvida det är rätt att reglera indirekta effekter; att reglera iLUC innebär att straffa en bonde för en annan bondes utsläpp vilket frångår principen att den som orsakar utsläppen ska betala. Det är inte heller möjligt att mäta de faktiska effekterna av en eventuell lagstiftning om iLUC, eftersom orsak och verkan inte är direkt kopplade utan består av en rad antaganden kring marknadseffekter.

Produktionsanläggningar för biodrivmedel

Rimliga produktionskostnader är ett grundkrav vid investeringar i nya biodrivmedelsanläggningar baserade på lignocellulosa. Detta kommer att kräva stora produktionsanläggningar för att få fördelaktiga ekonomiska skaleffekter. En ekonomiskt lönsam anläggning för produktion av biodrivmedel via förgasning behöver förmodligen ett råvaruintag som är lika stort som ett normalstort pappers- och massabruk i Norden. För produktion av drivmedel i etanolkombinat krävs något mindre anläggningar. Förutom själva tillgången till råvaran måste hänsyn även tas till leveranskedjor, konkurrens om råvaran från exempelvis traditionell skogsindustri och den stationära energisektorn, samt var behovet av drivmedel finns. En anläggningsplacering nära kusten möjliggör sjötransport av såväl råvara som slutprodukt. Därmed uppstår stora logistiska utmaningar eftersom skogsråvaran oftast finns i inlandet. Det bör också finnas avsättning för eventuell överskottsvärme som genereras i förgasnings- och syntesprocesserna, både ur ett resurs- och ekonomiskt perspektiv. Närheten till ett fjärrvärmesystem eller en annan värmesänka är därför av

betydelse om överskottsvärme genereras. Samtidigt innebär nya styrmedel kring effektivisering inom bostads- och lokalsektorn att fjärrvärmebehovet sannolikt successivt kommer att minska i framtiden.

Sverige har ett stort antal industrier och fjärrvärmenät med ett ång- eller hetvattenbehov där olika processer för biodrivmedelsproduktion med fördel skulle kunna integreras. Vid integration i pappers- och massabruk, sågverk och andra biobränslebaserade industrier kan dessutom stora bränslehanterings- och logistikfördelar erhållas. Vid sulfatmassabruk kan förgasning av svartlut tillämpas. Det finns också möjlighet att ersätta barkpannan med en förgasare för syntesgasproduktion. En ytterligare variant är att kombinera både en fastbränsleförgasare och svartlutförgasare för att generera en större syntesgasvolym och därmed uppnå positiva ekonomiska skaleffekter i gasrening och syntesprocess. Olje- raffinaderier är intressanta ur integrationssynpunkt, i synnerhet eftersom upparbetningsprocesser som destillationskolonner, krackerprocesser etc. redan finns tillgängliga. Även här finns potential för positiva ekonomiska skaleffekter. Stålverk är också en intressant industri för samlokalisering på grund av dess överskott av energirika processgaser från stålframställningen.

Termokemiskt baserade produktionskedjor

Det finns ett antal olika tekniker för termokemisk omvandling, eller förgasning, av biomassa till drivmedel som metanol, dimetyleter (DME), Fischer-Tropsch-diesel (FT-diesel), metan och vätgas. En del av dessa förgasningstekniker har utvecklats och kommersialiserats för produktion av värme och el från syntesgasen snarare än för drivmedelsproduktion. Här inkluderas dock enbart de tekniker som kan anses vara bäst lämpade för drivmedels- och kemikalieproduktion. Dessa är (i) Bubblande fluidbädd-förgasning (BFB), (ii) Cirkulerande fluidbädd-förgasning (CFB), (iii) Trycksatt medströms-förgasning (EF), samt (iv) Indirekt fluidbäddsförgasning.

De olika förgasarna har kraftigt varierande kravspecifikationer för biomassan. Fluidbäddsförgasare är relativt förlåtande vad gäller variationer i bränslets partikelstorlek och fukthalt. Indirekta förgasare kräver i regel något torrare bränsle än BFB och CFB. Medströmsförgasare fordrar ett vätskeformigt, slurry eller pulveriserat/malt bränsle. Vätskeformiga eller slurrybränslen måste finfördelas med hjälp av en brännardysa och i samtliga fall måste partiklarna vara mindre än ca 0,5 mm för att de ska hinna konverteras till gas innan de lämnar reaktorn tillsammans med produktgasen. För förgasning av fasta bränslen i medströmsförgasare krävs alltså en omfattande förbehandling och beredning av bränslet.

Samtliga förgasartyper kan uppnå tillräcklig syntesgaskvalitet för drivmedelsproduktion, men med olika krav på gasrening och konditionering. Fluidbäddsförgasare (direkt och indirekt) producerar en gas med höga halter tjära som kräver en kombination av åtgärder för att nå en användbar gaskvalité. Partiklar måste också avlägsnas och metanet reformeras (såvida inte SNG ämnas produceras). Indirekta förgasare ger en syntesgas med högre tjärhalt än CFB, men också en högre metanhalt. Medströmsförgasare producerar en tjärfri och nära kolvätefri syntesgas som inte behöver reformering innan syntesen. Detta beroende på en högre förgasningstemperatur än vid fluidbäddsförgasning.

Samtliga förgasare kan köras under atmosfärstryck, men en trycksättning ger en rad fördelar för nedströms processer. Indirekta förgasare är dock tekniskt svårare att trycksätta än direkta förgasare. Indirekt förgasning har demonstrerats i relativt liten skala (8-10 MW) i huvudsak för kraftvärmetillämpningar. Uppskalning till storlekar överstigande 100 MW är en mycket svår utmaning och troligen inte ekonomiskt rimlig utan övergång till ett trycksatt koncept. En stor fördel med CFB och trycksatta medströmsförgasare, i synnerhet för den sistnämnda, är möjligheten att uppföra anläggningar i mycket stor skala, vilket innebär positiva ekonomiska skaleffekter.

Biokemiskt baserade produktionskedjor

När det gäller biokemisk omvandling av biomassa utnyttjar vi idag rötning för biogasproduktion och jäsnings för etanolproduktion. Dessutom produceras rapsmetylester via extraktion och förestning av rapsolja. Produktion av spannmålsetanol och RME ska ses som en kombinerad biodrivmedels- och fodertillverkning där biprodukterna har stor betydelse för lönsamhet samt energi- och växthusgasprestanda. Teknikerna är mogna men det finns förbättringsmöjligheter på systemnivå, t ex genom ökad förädling av biprodukter, ökad integrering med kraftvärmeproduktion samt avskiljning och tillvaratagande av koldioxid. Minskade utsläpp vid odling av råvaror kan även påverka biodrivmedels växthusgasprestanda avsevärt, t ex genom optimerade givor av gödsel och att använda kvävegödsel med låga utsläpp i produktionsledet. Dessutom kan råvarubasen breddas, t ex genom att också använda lignocellulosa tillsammans med spannmål vid etanolproduktion.

Produktion av biogas som fordonsbränsle baseras idag på en mängd olika typer av råvaror, framför allt olika slags restprodukter och avfall, samt olika anläggningstyper och storlekar. Trots att biogas producerats under lång tid vid till exempel avloppsreningsverk finns en stor utvecklingspotential för såväl rötningsprocessen som för teknologier för uppgradering av gasen till fordonsgaskvalitet. Processer och anläggningar utformas olika utifrån vilken typ av råvara eller mix av råvaror som används. Förbättringsmöjligheter finns också på systemnivå, till exempel när det gäller utnyttjande av rötresten som gödsel- och jordförbättringsmedel samt distribution av gas.

Etanolframställning från lignocellulosa kräver alltid samproduktion med andra energibärare eller produkter för att bli energimässigt och ekonomiskt lönsamt. Utvecklingen idag innefattar bland annat samproduktion av etanol och biogas då det totala drivmedelsutbytet blir högre än vid separat produktion av etanol och biogas, och i nivå med de drivmedelsutbyten som fås vid termisk förgasning. Dessutom kan en viss del el produceras, liksom överskottsvärme. En ökad andel högvärdiga energibärare som etanol, biogas och el minskar samtidigt värmeöverskottet vilket ökar möjligheterna att hitta lämplig lokalisering och integrering med t ex fjärrvärmesystem eller skogsindustri. Som tidigare nämnts pågår också utveckling av samproduktion av etanol från lignocellulosa och socker- och stärke råvaror. Förutom utvecklingsmöjligheter på systemnivå kan etanolprocessen förbättras på olika sätt, t ex när det gäller enzymatisk hydrolys av råvara.

Övriga processer

Övriga biodrivmedel som får ett allt större kommersiellt intresse är hydrerade vegetabiliska oljor (HVO). HVO finns idag inblandad med upp till 27% i dieselkvaliteter som säljs på den

svenska marknaden. Exempel på råvaror för produktion av HVO är tallolja, animaliskt fett och oljegrödor. Produktionen av HVO kräver storskaliga processer, men kan med fördel integreras i befintliga raffinaderier där liknande hydreringsutrustning redan används, vilket gör det möjligt att införa bioråvara även i mindre skala. Drivkraften för produktion av HVO är att bränslekvaliteten blir oberoende av råvara och ger en diesel av hög kvalitet, som förutsatt att den processas för att uppnå tillräckliga köldegenskaper, kan blandas med fossil diesel utan begränsningar.

Utvecklingen av fler nya produktionskedjor drivs huvudsakligen av möjligheten att öka råvarubasen (t ex användning av alger) samt av att producera drivmedel med särskilt hög kvalitet (t ex produktion av butanol och flygbränsle).

Energieffektiva biodrivmedel

När det gäller att beskriva energieffektiviteten i produktionssystem för biodrivmedel kan detta göras på olika sätt. Ett sätt är att beskriva hur stor extern energiinsats som krävs i förhållande till det producerade drivmedlets energiinnehåll, så kallad energibalans, ur ett well-to-tank-perspektiv (WTT).

Den externa energiinsatsen i produktionssystem för biodrivmedel är lägst för lignocellulosa-baserade drivmedel via termisk förgasning och motsvarar normalt 5-10% av drivmedlets energiinnehåll beroende på råvara och drivmedel. Energiinsatsen i etanolkombinatsystem baserat på lignocellulosa där också biogas produceras ligger mellan 15-20%. Ungefär samma energiprestanda har också biogas från avfallsprodukter, sockerrörsetanol samt RME när foderbiprodukter inkluderas. Energiinsatsen i biogasproduktion från grödor och gödsel motsvarar 35-40% av biogasens energiinnehåll, och över 50% när biprodukter som idag används som foder utnyttjas som råvara p g a att kompletterande foderproduktion krävs. Spannmålsetanol har en energiinsats motsvarande cirka 50%. Som jämförelse uppskattas energiinsatsen för dagens fossila drivmedel ligga kring 15-22%. Om mer okonventionella fossila råvaror som skiffergas, oljesand osv börjar utnyttjas för drivmedelsproduktion ökar dock energiinsatsen väsentligt.

Ett annat sätt att beskriva effektiviteten i processerna för att omvandla lignocellulosa till drivmedel är att ange produktutbytet, d v s andelen drivmedel som produceras av den biomassa som tillförs. Produktutbytet av drivmedel kan variera kraftigt beroende på hur systemet är uppbyggt. När det gäller förgasningsbaserade drivmedel, så ger bio-SNG generellt det högsta produktutbytet, typiskt i spannet 64 till 70 % för fristående förgasare beräknat på tillförd biomassa. För övriga bränslen gäller att bio-DME är något mer effektivt att producera än metanol (56-65 % av tillförd biomassa för DME jämfört med 50-60% för metanol) och att etanol via fermentering av syntesgas ger det i särklass lägsta utbytet (knappt 30% av tillförd biomassa). Vätgas och FT-bränslen ger sämre utbyten än DME. FT-syntes resulterar dock i två olika produkter. Om endast utbytet av syntetisk diesel tas i beaktande, blir nettoutbytet 32-44 %. Produktutbytet i biokemiskt baserade etanolkombinat uppgår till mellan 35 och 65%, där de högsta utbytena fås vid kombinerad etanol- och biogasproduktion från skogsflis eller hampa.

Ytterligare ett sätt att beskriva effektiviteten i processerna är att ange totalverkningsgrader där alla energibärare, också el och värme, inkluderas. Eftersom energibärarna har olika

kvalitet samt att det kan finnas begränsningar i avsättning av överskottsvärme, är ett alternativt sätt att presentera effektiviteten i processerna i omräknad form som el-ekvivalenter. Med denna metod blir effektiviteten högst för SNG, följt av etanol och biogas i kombinat. Därefter följer DME, vätgas, metanol och FT-diesel.

Minskade utsläpp av växthusgaser

Biodrivmedels växthusgasprestanda har beräknats på två olika sätt, dels baserat på ISO-standarderna för livscykelanalys som förordar så kallad systemutvidgning när så är möjligt, dels baserat på beräkningsmetodiken i EU's Renewable Energy Directive (RED). Systemutvidgning innebär att man inkluderar indirekta effekter, positiva och negativa, från användningen av biprodukter, direkt förändrad markanvändning (dock ej iLUC) och hantering av restprodukter och avfall mm. Enligt beräkningsmetodiken i RED ska utsläpp av växthusgaser fördelas mellan biodrivmedel och biprodukter utifrån deras lägre värmevärde samt indirekta effekter inte inkluderas. Därefter jämförs biodrivmedels utsläpp av växthusgaser med utsläppen från fossila drivmedel. Enligt RED är utsläppen av växthusgaser från fossila drivmedel (bensin och diesel) i genomsnitt cirka 84 g CO₂-ekvivalenter per MJ idag varav cirka 13-16% utgör utsläpp från utvinning, raffinering och transport. Dessa beräkningar bygger på dagens råoljeutvinning i Mellanöstern. Om nya fossila råvaror börjar användas för drivmedelsproduktion, t ex skiffergas, oljesand och kol, kan bränslecykelutsläppen av växthusgaser öka med upp till 100%.

Beräkningar baserat på systemutvidgning visar att biogas från gödsel och avfall ger störst reduktion av växthusgaser tack vare deras indirekta vinster från minskade metanemissioner från konventionell gödsellagring respektive ersättning av mineralgödsel, där reduktionen av växthusgaser blir mer än 100% jämfört med fossila drivmedel. Reduktionen av växthusgaser uppgår till mellan 80-95% för biodrivmedel baserat på förgasning. Ungefär motsvarande växthusgasprestanda har HVO från tallolja, biogas från vallgrödor och kombinerad etanol och biogas från lignocellulosa. Reduktionen av växthusgaser för HVO från animaliskt fett, RME, sockerrörsetanol, biogas från grödor och vete-etanol ligger mellan 65-80% när också indirekta vinster från biprodukter inkluderas. Reduktionen av växthusgaser blir cirka 50% eller mindre för biogas baserat på foderbiprodukter när kompletterande foderproduktion inkluderas.

När växthusgasutsläppen beräknas efter metodiken i RED blir reduktionen jämfört med fossila drivmedel lägre för RME, spannmålsetanol samt för biogas från grödor, avfall och gödsel. Däremot förbättras växthusgasprestanda för biogas från foderbiprodukter samt drivmedel baserat på halm och skogsrester.

En viktig faktor för biogasens växthusgasprestanda är hur stora utsläppen av metan är. Beräkningarna för biogas ovan baseras på väl fungerande system där metanutsläppen uppgår till maximalt cirka 1,5%. Utsläppen i dagens produktionsanläggningar av fordonsgas bedöms vanligen variera mellan mindre än 1% och 3%, men där enstaka anläggningar kan ha ännu högre utsläpp. Utsläppen från fordon kan också variera från < 1% till 2,5%, och i dåligt fungerande motorer vara ännu högre. För att biogassystem ska bli sämre än bensin och diesel ur växthusgassynpunkt krävs normalt metanutsläpp kring 17-18%, med en variation mellan cirka 12 och 24% beroende av råvara och beräkningsmetod (RED eller

systemutvidgning). Som jämförelse krävs endast cirka 4% utsläpp från naturgasbaserade drivmedel innan dessa blir sämre än bensin och diesel ur växthusgassynpunkt.

Eftersom tillgången på odlingsbar mark för biodrivmedel är begränsad är drivmedelsutbyte och växthusgasreduktion per hektar mark och år ett viktigt hållbarhetsmått. Drivmedelsutbytet per hektar och år är högst för etanol från sockerrör (producerat i Brasilien) och biogas från sockerbetor (inklusive blast), följt av SNG via förgasning och kombinerad etanol- och biogasproduktion från Salix, cirka 25% lägre. Ett flertal drivmedelsystem har ytterligare drygt 10% lägre drivmedelsutbyte per hektar som t ex biogas från majs och rågvete, etanol från sockerbetor, etanol och biogas från hampa, SNG från hybridasp samt metanol, DME och vätgas från Salix. Exempel på system som har ungefär 50% lägre drivmedelsutbyte per hektar än sockerrörsetanol är biogas från vete och vall, metanol och DME från hybridasp samt FT-diesel från Salix. Drivmedelsutbytet av etanol från vete och RME från raps är drygt 50% respektive knappt 70% lägre men samtidigt genererar dessa system också knappt 1 ton protein per hektar vilket ger en indirekt åkermarksbesparing genom minskat behov av proteinfoderodling.

Reduktionen av växthusgaser per hektar och år för olika biodrivmedelssystem när dessa ersätter fossila drivmedel skiljer sig något åt i förhållande till jämförelsen för drivmedelsutbyte. Till exempel ökar växthusgasreduktionen för biodrivmedel baserat på energiskog jämfört med biodrivmedel baserat på traditionella grödor. Drivmedel producerade av energiskog via förgasning och i etanolkombinat ger en reduktion per hektar som är ungefär 50% högre än flertalet drivmedelsystem baserade på traditionella jordbruksgrödor.

Produktionskostnader för biodrivmedel

Bedömningar av produktionskostnaderna för dagens biodrivmedelssystem respektive framtida system baserade på lignocellulosa innehåller olika grad av säkerhet/osäkerhet, d v s sådana jämförelser ska tolkas med stor försiktighet. Produktionskostnaden för brasiliansk sockerrörsetanol, inklusive transport till Europa, bedöms ligga kring 5 kr per liter bensinekvivalent idag. Uppgraderad biogas baserad på restprodukter och avfall bedöms ha en produktionskostnad som normalt ligger under 5 kr per liter bensinekvivalenter, eftersom dessa system oftast är kommersiellt lönsamma idag. Den största kostnadsposten är här investeringskostnaden. Produktionskostnaden för spannmålsetanol och RME beräknas ligga omkring 7 kr per liter bensinekvivalenter, men varierar över tid p g a förändrade priser på spannmål och oljefrö. Råvarukostnaden är den största kostnadsposten vid produktion av spannmålsetanol och RME men priset för biprodukterna på fodermarknaden är också viktiga för lönsamheten. Produktionen av uppgraderad biogas från grödor respektive flytgödsel bedöms ligga på ungefär samma kostnadsnivå. För gödselbaserad biogas dominerar investeringskostnaden medan råvarukostnaden dominerar i biogassystem baserade på grödor.

De framtida produktionskostnaderna för drivmedel från lignocellulosa producerade via förgasning respektive i etanolkombinat uppskattas också ligga kring 7-8 kr per liter bensinekvivalenter för de mest kostnadseffektiva processkoncepten. SNG bedöms ha något lägre produktionskostnader, cirka 6 kr per liter bensinekvivalenter, medan FT-diesel bedöms ha betydligt högre, cirka 10 kr. Förgasning av svartlut bedöms ge lägre produktionskostnader. I

drivmedelssystem baserade på lignocellulosa dominerar investeringskostnaden, men förändrade råvarukostnader har också relativt stor betydelse. Om t ex dagens skogsbränslepris om cirka 200 kr per MWh (vid fjärrvärmeverk) minskar med en tredjedel uppskattas produktionskostnaden för etanol i kombinat minska med ungefär 20%. Ju högre utbytet av biodrivmedel och el är ju mindre betydelse har ett eventuellt värmeöverskott för ekonomin i produktionssystemet. Till exempel visar beräkningar att produktionskostnaden för etanol i kombinat med maximerad biogas- och elproduktion är ungefär samma som produktionskostnaden i etanolkombinat med högre totalverkningsgrad, men med en stor andel värmeproduktion. En ökad prisskillnad mellan biodrivmedel inklusive el och värme i framtiden, t ex till följd av minskat värmebehov genom effektiviseringar inom bostads- och lokal-sektorn, kan innebära att drivmedelskombinat med något lägre totalverkningsgrad blir lika kostnadseffektiva som de med stora värmeöverskott.

Det är stora skillnaderna i skala mellan de olika produktionssystemen för biodrivmedel. Detta innebär att investeringskostnaderna kan skilja mellan t ex 60-70 miljoner för en biogasanläggning upp till 4-6 miljarder för en storskalig förgasningsanläggning och att den finansiella risken för en investerare i en förgasningsanläggning därmed blir mycket större. Förutom finansiella risker finns också teknologiska risker att ta hänsyn till, vilka är större för produktionssystem som inte är kommersiella idag, t ex förgasningsanläggningar och storskaliga etanolkombinat baserade på lignocellulosa, samt för sådana som förutsätter en tätare integration med befintliga processer, som t ex svartlutsförgasning. Ju större de finansiella och teknologiska riskerna är, ju större riskkompensation krävs normalt från en investerares sida.

Utöver produktionskostnaderna skiljer sig också drivmedlen åt avseende kostnader för distribution och tankstationer. En grov uppskattning av distributions- och tankningskostnaden för bensen och diesel är 1-1,5 SEK per liter. HVO och FT-diesel bedöms ligga på i princip samma nivå, medan metanol och etanol bedöms ha cirka 20-30 % högre kostnader. DME och SNG har högre kostnader och det har gjorts en uppskattning om ca 2 SEK per liter för SNG. DME är mer svåruppskattad då nya system behövs. I de områden där infrastruktur för gasdistribution finns tillgängligt är det sannolikt att SNG är det drivmedel som resulterar i den lägsta totalkostnaden. Osäkerheten avseende kostnader för distribution av framförallt gasformiga bränslen är dock stor och det är därför svårt att dra några säkra och generella slutsatser. De lokala förutsättningarna för distribution är således en viktig parameter att beakta.

Slutligen ...

En sammanfattande slutsats från kunskapssammanställningen i denna rapport är att det finns goda möjligheter att öka produktionen av hållbara drivmedel i Sverige baserat på såväl jordbruksbaserad råvara som skogsbaserad. Både dagens biodrivmedelssystem och framtida system visar god växthusgasprestanda och rimliga produktionskostnader, medan energi- och markeffektivitet skiljer något mer. Det är också uppenbart att man inte generellt kan bedöma hållbarhet för en viss sorts drivmedel, utan varje produktionssystem måste bedömas utifrån dess specifika förutsättningar som kan skilja utifrån lokala förutsättningar, vilka produktionsvolymerna det är fråga om samt över tid. Förutsättningarna för att kommersiellt utveckla och implementera olika biodrivmedelssystem skiljer sig också åt och beror på

faktorer som befintlig infrastruktur, fordonsteknik, investeringsnivåer osv. Denna komplexitet ställer i sin tur krav på utformningen av de styrmedel som är nödvändiga för att i tillräckligt snabb takt öka såväl produktion som användning av hållbara biodrivmedel i stor skala.

För detaljerade styrmedel som fokuserar på specifika råvaror, omvandlingstekniker eller drivmedel kan leda till suboptimeringar ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Teknikneutrala styrmedel innebär minskad risk för detta men måste samtidigt vara tillräckligt effektiva för att driva på utvecklingen av de miljömässigt mest hållbara drivmedelssystemen. Ett sätt är att styra efter systemens växthusgasprestanda där system med verifierad störst växthusgasreduktion premieras. Genom att skapa sådana ekonomiska incitament gynnas utvecklingen av de mest miljöeffektiva systemen, förutsatt att de samtidigt är kostnadseffektiva. För storskaliga, ej kommersiella, biodrivmedelssystem baserat på lignocellulosa krävs kompletterande och övergående stöd som kompensation för systemens teknologiska och finansiella risker.

1 INLEDNING

1.1 UPPDRAG OCH AVGRÄNSNINGAR

Förutsättningarna för och konsekvenserna av biodrivmedelsproduktion beror av hela produktionskedjan, från naturresurs till processens slutsteg till färdigt drivmedel, för såväl fossila som förnybara drivmedel. I en fullständig analys av olika alternativa drivmedelssystem och drivlinor inverkar naturligtvis även faktorer som drivmedlets behov av infrastruktur, effektivitet i distributionsledet och motorverkningsgrader. Denna rapport fokuserar dock på produktionskedjan fram till färdigt drivmedel (s k Well-to-tank-perspektiv).

Förutsättningarna för produktion av biodrivmedel påverkas till stor del av lokala och regionala förutsättningar, men är också en internationellt präglad verksamhet – vi har en mer eller mindre global handel med råvaror, drivmedel och fordon, multinationella företag påverkar i hög grad utvecklingen och den akademiska forskningen är internationell. Kunskapsläget som beskrivs i denna rapport baseras därför både på nationell och på internationell forskning och utveckling. Huvudfokus i rapporten (och i uppdraget) ligger dock på de biodrivmedelssystem som är och kan komma att bli aktuella för produktion lokaliserad i Sverige och då på deras energieffektivitet, växthusgasprestanda och kostnader. På samma sätt ligger huvudfokus även på Sverige vid genomgång av tillgängliga råvaror och råvarupotentialer.

Slutligen har vi av naturliga skäl lagt störst fokus på de produktionsprocesser och biodrivmedel som i störst utsträckning bidrar till dagens förnybara drivmedel och/eller har störst potential för långsiktigt hållbar produktion i större mängder (d v s FAME, etanol, HVO samt olika typer av förgasningsbaserade drivmedel). Den största andelen av den öppna forskningen, utvecklingen och tillgängliga data rör också dessa processer och drivmedel.

Angående diskussionen om drivmedelsproduktion som kan vara aktuell i andra delar av världen, men inte i Sverige, så har vi gjort bedömningen att dessa till stor del utnyttjar motsvarande teknik som redovisas i denna rapport men i vissa fall använder andra råvaror utifrån regional tillgång. Vi har därför inte inkluderat någon sådan diskussion. Föreliggande rapport bygger på sammanställning av befintlig litteratur som bearbetats i olika grad men inkluderar inte nya beräkningar specifika för detta uppdrag.

1.2 RAPPORTENS DISPOSITION

Rapporten har lagts upp för att täcka upphandlingsunderlaget, för att ge en logisk struktur samt för att underlätta det praktiska genomförande med flera författare som skriver parallellt. I detta inledande kapitel presenteras de övergripande ramarna för aktuella produktionskedjor och andra system samt för den metodik övriga kapitel bygger på.

Kapitel 2 beskriver och diskuterar hållbarhetsfrågorna för förnybara drivmedel, inklusive direkta och indirekta markanvändningseffekter. I Kapitel 3 går aktuella råvaror igenom, med fokus på svenska potentialer, upptagningsområden samt råvarornas energibalans och

växthusgasprestanda. Dessa aspekter är ju i flera fall oberoende av vilken process och drivmedel råvarorna används till.

Kapitel 4 och 5 presenterar utförligt förutsättningar och konsekvenser av termokemiskt respektive biokemiskt baserade produktionsprocesser. Dessa kapitel är framförallt inriktade på att beskriva energibalanser, växthusgasprestanda och kostnader för olika processer baserat på mest aktuella data inom respektive plattform. Upplägg och fokus är dock i viss mån anpassat efter inriktning och omfattning av tillgänglig forskning inom respektive område (se även Avsnitt 1.4). I Kapitel 6 presenteras förutsättningarna för övriga produktionsprocesser, vilka inte passar in i ovanstående plattformsuppdelning. I detta avsnitt ligger därmed även processbeskrivningen för produktion av hydrerade vegetabiliska oljor (HVO).

De avslutande kapitlen innehåller en jämförande helhetsbild för samtliga de drivmedel som diskuterats tidigare (Kapitel 7) samt författarnas slutsatser från sammanställningen som helhet (Kapitel 8).

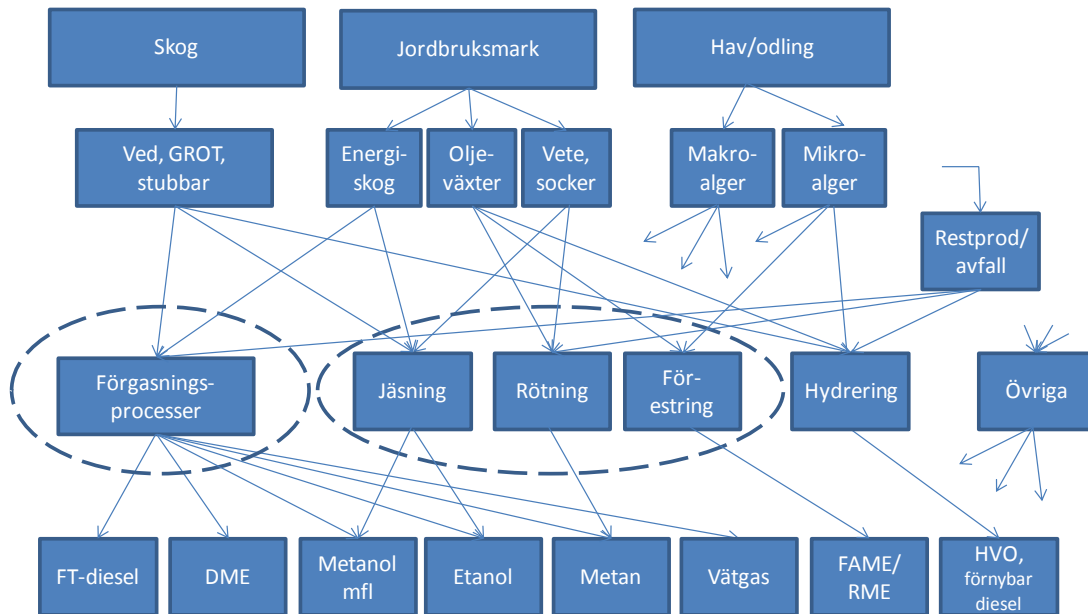
1.3 SYSTEM FÖR DRIVMEDELSPRODUKTION

Biodrivmedel kan produceras genom ett stort antal olika produktionskedjor (se Figur 1.1), vars förutsättningar är beroende av råvaruanvändning, omvandlingsprocess, lokalisering och vilket biodrivmedel som produceras. De allra flesta enskilda biodrivmedel, som till exempel etanol, kan produceras genom ett flertal olika produktionskedjor. Effektivitet eller miljöpåverkan kan alltså inte bedömas utifrån vilket drivmedel som avses, utan måste värderas utifrån varje enskild produktionskedja.

Potentialen för produktion av biodrivmedel via en viss produktionskedja är begränsad genom att till exempel råvaran, markområden av en viss typ och inom en viss klimatzon och lämplig lokalisering för processen är begränsade. Vissa produktionskedjor baseras på råvaror med stor potential och/eller har hög råvaruflexibilitet medan andra utgår helt från tillgång till en särskild gröda eller restprodukt. Det är därför inte säkert att utedecklingen av en produktionskedja med hög effektivitet, låg miljöpåverkan och god ekonomi kommer att få stor inverkan på den totala drivmedelsmarknaden om potentialen är relativt begränsad.

Ett sätt att dela in alternativa produktionsskedjor är baserat på råvarans kemiska egenskaper, vilka i stor utsträckning styr vilka produktionsprocesser som är aktuella. På detta sätt kan man definiera fyra primära grupper:

- Sockerbaserade råvaror, d v s socker från framför allt sockerrör, men också sockerbeter.
- Stärkelsebaserade råvaror, d v s vete, majs och andra sädesslag.
- Oljebaserade råvaror, d v s raps, oljepalm och andra oljeväxter, men också restprodukter från skogsindustrin som tallolja och animaliska fetter från slaktavfall.
- Lignocellulosa, d v s framförallt skogsråvara av olika typ, men också restprodukter från jordbruk som halm och bagasse.



Figur 1.1. Illustration av mångfalden av de mest aktuella produktionskedjorna för produktion av biodrivmedel. Bilden är i viss utsträckning en förenkling och även andra kedjor (t ex genom kombination av förgasning, jäsning och rötning) kan vara eller bli aktuella.

I dessa grupper ingår alltså råvaror som är beroende av integration med annan industriell produktion, som till exempel svartlut och tallolja från skogsindustrin. Avfallsprodukter (till exempel hushållsavfall) ingår också i den samlade råvarubasen, men har av naturliga skäl en mer blandad sammansättning. På längre sikt diskuteras alger som en möjlig råvara med stor potential. Alger har olika egenskaper, beroende av algsort, och kan därför återfinnas i flera av dessa grupper.

En annan uppdelning baseras på typ av produktionsprocess. En stor andel av produktionsprocesserna från råvara till drivmedel kan delas upp på två olika processplattformar; termokemisk omvandling (dvs framförallt olika typer av förgasning av råvaran) och biokemisk omvandling (dvs fermentering, rötning och andra varianter av enzymatisk och bakteriell omvandling). För dessa produktionsplattformar finns en omfattande systemforskning inriktad mot att bedöma total effektivitet och miljöpåverkan (se Kapitel 4 respektive 5). Utöver dessa två processplattformar kan biodrivmedel produceras via andra termokemiska processer, som till exempel hydrering av vegetabiliska oljor (se Kapitel 6). Dessa är framförallt relevanta för olika typer av restprodukter där de första stegen av omvandling från primär biomassa redan tagits och produktionen framförallt avser vidareförädling till drivmedel lämpliga som motorbränsle.

Gemensamt för de olika processtyperna är dock att processen inte i sig själv är bestämmande för deras prestanda, utan att denna även i hög grad beror av råvara, geografisk placering och möjligheter till integration med andra anläggningar.

Slutligen kan man naturligtvis dela upp kedjorna efter den typ av biodrivmedel som produceras. Detta är den vanligaste basen för mer ”populära” jämförelser av vilket drivmedel som är ”bäst”. Som påpekats ovan kan dock prestanda skilja sig väldigt mycket åt, beroende av övriga förutsättningar, så att skillnaden mellan ”bra” och ”dåliga” produktionskedjor för samma drivmedel är större än skillnaderna mellan olika drivmedel.

Antingen man specificerar alternativ biodrivmedelsproduktion efter råvaror, process eller drivmedel, har det varit vanligt att använda begreppen första, andra och tredje generationen. Dessa begrepp är svårdefinierade och i många fall missvisande. Vi har därför valt att helt undvika denna indelning och istället diskutera prestanda knutet till enskilda produktionskedjor.

1.4 ANGREPPSSÄTT FÖR ANALYS AV POTENTIAL OCH PRESTANDA FÖR BIODRIVMEDEL

1.4.1 *Well-To-Tank-analysis för biodrivmedel*

Avsikten med den sammanställning och analys som presenteras i den här rapporten är att belysa effektivitet, miljöpåverkan och ekonomiska förutsättningar för alternativa produktionskedjor för biodrivmedel från råvara till färdigt drivmedel, s k well-to-tank-analysis, eller WTT (se Figur 1.2). Detta innebär att vi använder mått för att beskriva produktionskedjornas prestanda avseende:

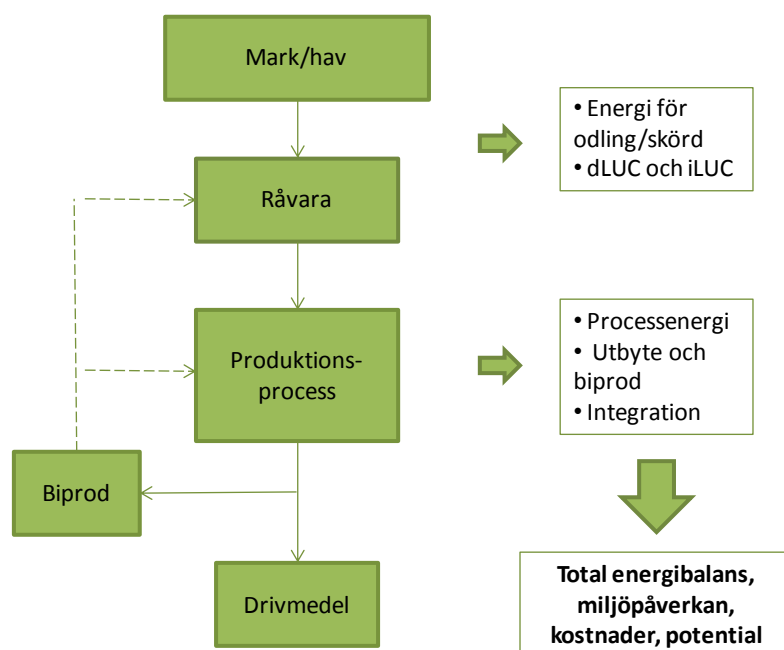
- Total energieffektivitet
- Växthusgasprestanda
- Markeffektivitet
- Ekonomi

Resultaten som presenteras baseras på studier som samtliga utgår från systemanalys och som anlägger ett livscykelperspektiv. Den metodik som används skiljer sig dock åt i vissa avseenden. Särskilt finns det behov att lyfta fram vissa metodikskillnader mellan de studier som baseras på standardiserad *livscykelanalys* och de som baseras på *industriell systemanalys*.

I genomgången i Kapitel 4-6 redovisas resultat för de olika produktionsplattformarna baserat på aktuell forskning, vilket gör att beskrivning och använda mätetal delvis har olika perspektiv. I den övergripande översikten har dock värden och resultat sammanställts för att i möjligaste mån göra det möjligt att jämföra analysernas resultat.

Livscykelanalys

De större internationella studierna som jämför olika typer av biodrivmedel baseras i huvudsak på livscykelanalys, LCA (WTT eller Well-to-Wheel, WTW, se t ex Edwards et al (2011a och b), BioGrace (2013)). Metodiken för livscykelanalys illustreras översiktligt i Figur 1.2 och beskrivs mer utförligt i till exempel ISO-standard 14044 (ISO, 2006). Denna metodik ligger också som grund för de hållbarhetskriterier som ställs upp i EU's direktiv om förnybar energi (RED) och som presenteras i avsnitt 2.2.4.



Figur 1.2. Illustration av de olika processteg som tas hänsyn till i well-to-tank (WTT) analys rörande produktion av biodrivmedel (dLUC och iLUC står för direkta respektive indirekta markanvändningseffekter)

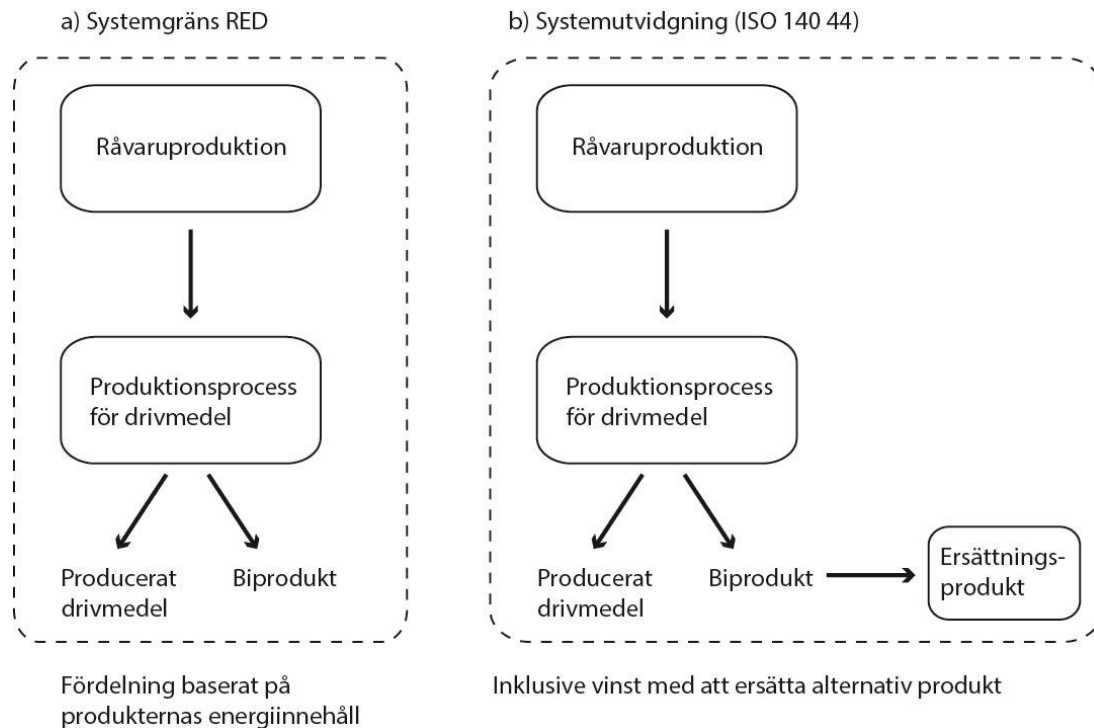
Flertalet av dessa studier har utgått från produktion av biodrivmedel från jordbruksbaserade råvaror, vilket gör att förhållandevis stort fokus ligger på utsläpp från odling och förändrad markanvändning. Detta gäller även svenska studier av biokemisk omvandling, trots att de med tiden fått större fokus på lignocellulosabaserad produktion (framför allt etanolproduktion från lignocellulosa). Skillnaderna mellan olika processlösningar och integrationsmöjligheter är traditionellt något mindre framträdande i analysresultaten.

Denna metodik är basen för de jämförelser som presenteras i denna rapport och beskrivningen av biokemisk omvandling (Kapitel 5) baseras enbart på studier som utgår från livscykelanalys. De mått vi använder framgår av Tabell 1.1.

Tabell 1.1. Metodik och mått som används i denna rapport vid redovisning av biodrivmedels energi-, växthusgas- och kostnadsprestanda

Kategori	Typ av beräkningsmått som används i denna rapport			
Energieffektivitet	Drivmedelsutbyte/enhet biomassa	Drivmedelsutbyte inkl nettoel	Totalt energiverkningsgrad (inkl el och värme)	Energibalans för kompletta produktionskedjan (inkl råvara)
Växthusgasprestanda	Direkta livscykelutsläpp	WTT enligt REDs beräkningsmetod	WTT med systemutvidgning (enligt ISO 140 44)	
Markeffektivitet	Drivmedelsutbyte/hektar	Växthusgasreduktion/hektar		
Ekonomi	Produktionskostnad för drivmedel	Distributionskostnader		

I Figur 1.3 illustreras systemgränserna för beräkningarna av energibalans och växthusgasprestanda utifrån ett livscykelperspektiv, dels baserat på beräkningsmetodiken i RED, dels baserat på systemutvidgning som rekommenderas i ISO-standarderna för LCA. Dessa systemgränsdragningar skiljer sig något jämfört med de som tillämpas i industriell systemanalys (se Figur 1.4).



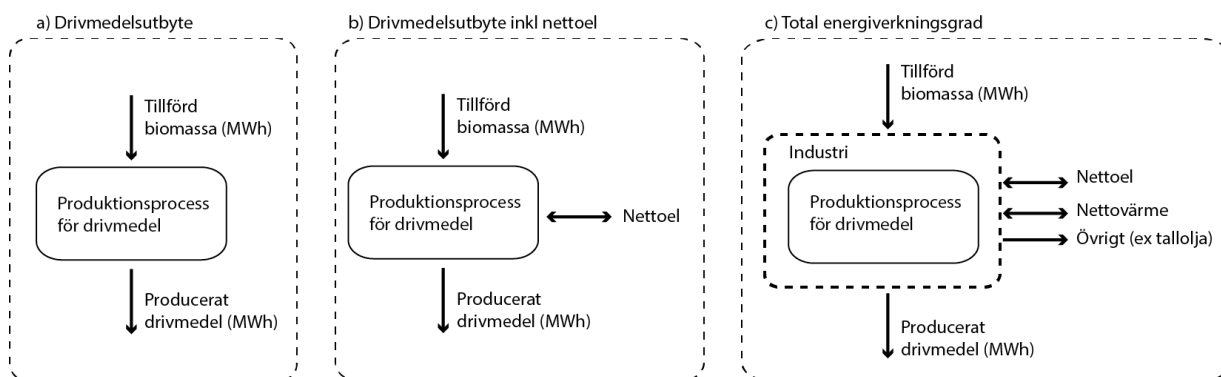
Figur 1.3. Systemgränser för livscykelanalys, med och utan systemutvidgning. Industriell systemanalys

Industriell systemanalys syftar till att göra en tekno-ekonomisk analys av olika industriella processlösningar och produktionsalternativ. Metodiken används till exempel för att analysera energieffektivitet och klimatpåverkan för olika processindustri- och bioraffinaderikoncept och beskrivs närmare i t ex Pettersson och Harvey (2010; 2012) samt Wetterlund et al (2010a; 2011).

När de gäller svenska och nordiska studier av skogsbaserad drivmedelsproduktion från framför allt förgasning har fokus i högre grad legat på att identifiera produktionsprocesser med hög omvandlingseffektivitet genom till exempel en väl integrerad process och tillgängliga studier baseras i högre utsträckning på industriell systemanalys. Även dessa studier ser på de totala systemeffekterna, inklusive till exempel nettoanvändning för produktionen. En viktig skillnad är dock att man använder en annan terminologi och delvis andra mått samt systemgränser. Den andra viktiga skillnaden är att utsläppen på råvarunivå och skillnaderna mellan olika typer av skogsråvara har bedömts som mindre centrala för analysen och i flertalet fall inte ingår alls.

För förgasningsbaserade drivmedel avser de energieffektivitetsmått som presenteras därför i högre grad själva produktionsprocessen. Tre olika verkningsgrader har beräknats baserat på

de redovisade energibalanserna. Systemgränserna för respektive verkningsgradsberäkning illustreras i Figur 1.4.



Figur 1.4 Systemgränser för verkningsgradsberäkningar.

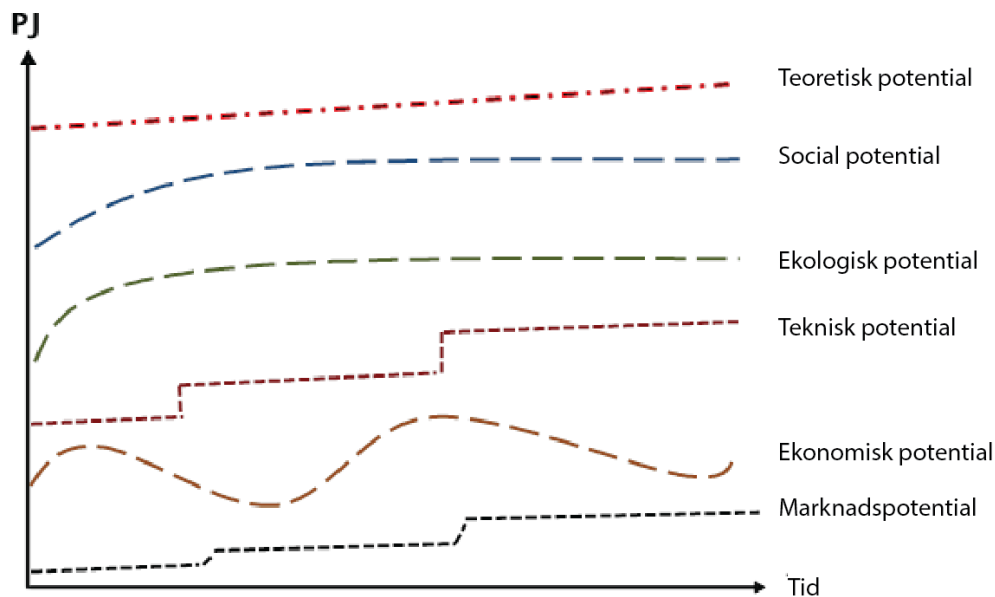
Drivmedelsutbytena (a och b) ger ett mått på hur effektiv själva produktionsprocessen är, det vill säga hur mycket resurser produktionen kräver i form av biomassa och el (i fall b). För beräkning av den totala energiverkningsgraden har systemgränsen utvidgats och innefattar samtliga energibärare som tillförs eller genereras (produceras eller frigörs) i systemet. Systemgränsen har alltså dragits runt den kompletta anläggningen eller industrin. För industriellt integrerade system innebär det alltså att den tillförda biomassan inte inkluderar interna bränsleströmmar (exempelvis svartlut) som kan nyttjas i produktionsprocessen. Följden blir att den totala energiverkningsgraden i vissa fall kan överstiga 100 %.

Även för förgasningsbaserad produktion presenteras dock värden på energieffektivitet, markeffektivitet och växthusgasprestanda för hela produktionskedjan när olika lignocellulosaråvaror används, baserat på nya beräkningar, i denna rapport.

1.4.2 Potentialbegrepp

Potentialen för produktion av biodrivmedel beror ytterst av tillgången till råvara i form av biomassa. Biomassan har dock ett flertal, i olika utsträckning konkurrerande användningsområden (se även Avsnitt 2.5) och det är inte alltid klart vilken potential som avses. Här kan man säga att det finns två principiellt olika förhållningssätt. Antingen försöker man kvantifiera den totalt tillgängliga biomassan och studerar sedan konkurrensen mellan olika användningsområden för att avgöra vilka potentialer som kan vara möjliga att utnyttja för biodrivmedelsproduktion. Eller så utgår man från att dagens användning till mat, materialproduktion (t ex massa- och papper) samt bioenergi är oförändrade (eller utvecklas efter någon kurva) och att det är eventuellt tillkommande och idag outnyttjade biomassamängder som kan bli aktuella för biodrivmedelsproduktion.

Oavsett vilket förhållningssätt man väljer kan ett antal olika potentialbegrepp användas (se Figur 1.5). Det finns ett stort antal begränsningar som gör att marknadspotentialen i många fall är avsevärt lägre än den teoretiskt tillgängliga mängden biomassa.



Figur 1.5. Schematisk figur som generellt illustrerar olika potentialbegrepp, där den potentiella marknadspotentialen, på grund av sociala, ekologiska, tekniska och ekonomiska begränsningar, är långt under den teoretiska potentialen. För biomassa kan de olika begreppen beskrivas på följande sätt:

- Teoretisk potential, baseras på uppskattning av befintliga biomassatillgångar samt uppskattningar av framtida möjliga tillgångar, från nya energigrödor etc
- Social potential, efter sociala begränsningar, till exempel på grund av närhet till stadsområden, allmänna attityder till energiskog, och ovana hos odlare.
- Ekologisk potential, efter miljöbegränsningar, till exempel för att inte utarma jordmånen för framtida odling, påverka biodiversiteten eller vattenresurser.
- Tekno-ekonomisk potential, efter begränsningar i till exempel tillgänglig skördeteknik och logistisksystem.
- Slutligen nås en marknadspotential, beroende av aktuell efterfrågan på biomassa för energändamål, som bland annat är starkt policyberoende.

Slutligen är potentialen för olika biodrivmedel naturligtvis inbördes beroende. I många sammanhang presenteras en maximal potential för ett biodrivmedel, under förutsättning att samtliga relevanta råvarutillgångar används för produktion av just det biodrivmedlet. Samma råvara kan ju i de flesta fall även användas för produktion av andra drivmedel. Dessutom kan flera biodrivmedel samproduceras från en och samma råvara. Det är därför mer relevant att diskutera den totala drivmedelspotentialen från respektive råvarugrupp, till exempel den totala ungefärliga potentialen för drivmedelsproduktion från skogsråvara i ett övre och nedre spann. Denna beror sedan av hur produktionen kombineras och lokaliseras i olika processer och anläggningar.

Det övergripande syftet är att försöka beskriva vilka storleksordningar som kan bli aktuella för biodrivmedel från olika råvaror och beroende av vilket potentialbegrepp som avses, och inte att göra fördjupade analyser av detaljerade potentialstudier. Exempelvis kan marknadspotentialen förändras relativt snabbt och mycket om t ex kraftiga styrmedel införs som leder till ökad lönsamheten för biodrivmedelsproduktion och som i sin tur leder till ökade priser på olika biomassaråvaror.

2 HÅLLBARHETSKRITERIER FÖR BIODRIVMEDEL

Hållbarhet är ett brett begrepp som kan inkludera många aspekter. En av de vanligaste definitionerna härstammar från Brundtland-rapporten från 1987: ”En hållbar utveckling är en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov” (FN, 2012). Det har gjorts många försök att omvandla Brundtland-definitionen i mer konkreta former, det är t ex vanligt att prata om tre pelare: ekologisk, ekonomisk, och social hållbarhet (Kemp & Martens, 2007).

Hållbarhetsfrågorna för biomassaanvändning och markutnyttjande är egentligen likartade oavsett användning av biomassan – för livsmedel, material eller bioenergi generellt. I särklass mest diskuterade och studerade har dock frågorna blivit för användning av biomassa för produktion av drivmedel inom transportsektorn.

I det här kapitlet kommer först befintliga system för att säkerställa hållbarhet hos biodrivmedel beskrivas. Sedan kommer ett urval av miljömässiga hållbarhetsaspekter kopplade till biodrivmedel diskuteras, de flesta relaterar till råvaruproduktionen och särskilt fokus läggs i denna rapport på förändrad markanvändning. De sista delarna i detta kapitel berör de större frågorna kring markanvändning, hur fördelning mellan mat, foder, fibrer och biodrivmedel och möjliga lösningar för att minimera indirekt markanvändning.

2.1 BEFINTLIGA SYSTEM FÖR ATT SÄKERSTÄLLA HÅLLBARHET HOS BIODRIVMEDEL

Det finns ett antal nationella och internationella regelverk för att säkerställa hållbarheten hos biodrivmedel. Till exempel har vi i EU Förnybartdirektivet och Bränslekvalitetsdirektivet, i USA ”Renewable Fuel Standard” (Tabell 2.1) och utveckling av standarder pågår inom EU/CEN och ISO. Olika frivilliga certifieringssystem växer också snabbt fram, som till exempel Round Table of Sustainable Fuels. Flera av dessa certifieringssystem är kopplade till Förnybartdirektivet, d v s ett företag kan ansluta sig till ett av EU godkänt certifieringssystem för att bevisa att de uppfyller hållbarhetskraven som krävs i direktivet.

En mer detaljerad överblick av de olika regelverken, standarderna och certifieringssystemen och vad som ingår finns i t ex Scarlet & Dallemand (2011) och Höglund et al (2013). Båda studierna drar slutsatsen att utsläppen av växthusgaser, biologisk mångfald och socioekonomiska aspekter behandlas i många av systemen, medan indirekt markanvändning oftast inte inkluderas. Det finns dock pågående diskussioner i t ex EU att indirekt markanvändning ska inkluderas i Förnybartdirektivet (se Avsnitt 2.5.6). I en artikel av German & Schoneveld (2012) finns en genomgång av hur sociala hållbarhetskriterier hanteras i olika certifieringssystem för biodrivmedel; studien visar att det finns stora luckor i flera av systemen och att det saknas verktyg för att visa på eventuella effekter av åtgärder.

Det finns också befintliga system som inte är biodrivmedelsspecifika men ändå påverkar biodrivmedel, som utvecklas för att säkerställa hållbarheten i en specifik sektor (jordbruk, skogsbruk, etc.) eller särskilda ändamål (rättvis handel, ekologiskt jordbruk, etc.). Hit hör t ex certifieringssystem för ekologisk odling, IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements), och för hållbart skogsbruk, FSC (Forest Stewardship Council).

I ett pågående arbete inom ISO (International Standardisation Organisation) håller en global standard på att tas fram när det gäller hållbarhetskriterier för flytande och fasta biobränslen. Utgångspunkten i detta arbete är att fler hållbarhetsaspekter ska beaktas och inkluderas jämfört med befintliga standardiseringssystem för biodrivmedel (se Tabell 2.1). De preliminära hållbarhetskriterier som ingår i ISO-arbetet är växthusgaser, biologisk mångfald, vattenhushållning, markbördighet, energi- och mineralresurser, avfallshantering, luftkvalitet samt sociala och ekonomiska kriterier. I framtiden kan därför biodrivmedelssystem behöva beakta ett antal ytterligare hållbarhetskriterier som man om möjligt redan nu bör planera för och eventuellt anpassa sig efter.

Tabell 2.1. Urval av hållbarhetskriterier i RED (Renewable energy directive), RFS (Renewable Fuel Standard) och CEN (European Committee for Standardization) i EU och USA. Källa: Scarlet & Dallemand, 2011; Höglund et al., 2013. EU-CEN standarden är inte beslutad utan endast på förslag.

	EU-RED	USA-RFS	EU-CEN
Växthusgaser från odling och processer	x	x	x
Biodiversitet	x		
Växthusgaser från direkt förändrad markanvändning	x	x	x
Växthusgaser från indirekt förändrad markanvändning	(x) ¹	x	
Socioekonomiska aspekter	x		

¹ Kommer eventuellt att ingå i EU-RED

2.2 VÄXTHUSGASER FRÅN ODLING OCH PROCESSER

I detta kapitel går utsläpp av växthusgaser från odling och processer, samt använd metodik för beräkningarna igenom på en generell nivå. Växthusgasbalanser för enskilda grödor och biodrivmedel redovisas däremot i kapitlen för respektive gröda/drivmedel.

2.2.1 Utsläpp i odlingsledet

Ofta står odling av råvaran för en stor del av utsläppen när biodrivmedel produceras (om inte avfall eller restprodukter används som råvara). Odling kräver en mängd insatser, t ex maskiner, diesel, olja, handelsgödsel, bekämpningsmedel, och produktionen av dessa insatsmedel ger upphov till emissioner. Särskilt produktionen av kvävegödselmedel brukar bli en stor post i beräkningarna eftersom den baseras på fossil energi, samt att lustgas, som är en stark växthusgas, bildas i processen.

Utsläpp av växthusgaser sker också på själva gården. Användning av diesel och olja för traktorer och torkning av grödan leder till utsläpp, men störst påverkan har oftast användningen av kväve eftersom mikrobiell omsättning av kväve i åkermarken leder till att lustgas bildas. Detta gäller för både mineralkväve och organiskt kväve som t.ex. stallgödsel samt för kvarlämnade växtrester. Hur stor andel av kvävet som omvandlas till lustgas beror på många faktorer som t ex i vilken form kvävet föreligger, tillgången på organiskt material,

temperatur, markfuktighet och tillgång på syre (Kasimir-Klemedtsson, 2001). Ett överskott av kväve i jordbruksmark kan också leda till läckage av kväve till grund- och dräneringsvatten. En andel av det kväve som utlakas med dräneringsvattnet antas i sin tur avgå som lustgas, vilket innebär ett indirekt utsläpp av lustgas. Utsläpp av lustgas i odlingen utgör ofta en stor del av de totala växthusgasutsläppen för en gröda, samtidigt som det är en källa till en av de största osäkerheterna i biodrivmedlets växthusgasprestanda.

Vidare har skördenivån givetvis en stor påverkan på resultatet. En gröda med hög avkastningsnivå leder ofta till lägre utsläpp per producerad enhet. En gröda med höga insatser där skörden sedan blir låg är naturligtvis inte bra. Ofta räknar man med medelskörden över ett antal år, hur beräkningarna utformas är emellertid beroende av syftet med studien. Beräknat per kilo gröda kan även låga avkastningsnivåer t ex från ekologisk odling ha en bra växthusgasbalans eftersom insatserna av fossil energi är lägre då handelsgödsel inte används. Antalet hektar som behövs för att ge samma kvantitet är å andra sidan ofta högre.

2.2.2 Transporter och processer

Transport av råvaror och drivmedel står ofta för en liten del av miljöpåverkan. Energi som används vid framställning av drivmedel kan dock ha en avgörande betydelse, t.ex. vid framställning av etanol behövs stora mängder ånga och om denna produceras av fossilt kol kan det bli en stor post i utsläppsbudgeten. Även framställning av kemikalier för produktion av vissa biodrivmedel kan ha stor betydelse för resultaten, till exempel näringsämnen och enzymer för lignocellulosabaserad etanol.

2.2.3 Livscykelanalysberäkningar

Ofta används livscykelanalys som metod för att fastställa växthusgasutsläppen för ett biodrivmedel. Metoden finns beskriven i ISO-standarderna 14040 och 14044.

I livscykelanalyser av biodrivmedel kan man ofta se stora skillnader i resultat. Utöver skillnader i antaganden om de givna produktionsförutsättningarna, kan även metodmässiga val påverka resultaten. Några exempel ges nedan.

1. Ett klassiskt exempel är val av data för elproduktion. Många LCA-utövare hävdar att om man studerar en förändring så bör man använda data för el som produceras på marginalen eftersom det är marginalproduktionen som i första hand reagerar på en marknadsförändring (Ekvall och Weidema, 2004). Denna marginalet är i många studier identifierad som fossilbaserad. Att identifiera marginalproduktion är dock förknippat med stora osäkerheter. Generellt sett går det att skilja mellan kortsiktig marginalproduktion (driftsmarginal) och långsiktig marginalproduktion (utbyggnadsmarginal). Läs mer i t ex Energimyndigheten (2008) om marginalet.
2. Resultaten från en livscykelanalys presenteras per funktionell enhet. Ofta är den funktionella enheten 1 MJ drivmedel eller 1 personkm. Val av funktionell enhet kan ha betydelse för hur olika biodrivmedel rangordnar sig, uttrycks den per hektar kan man ibland få andra slutsatser än per MJ (se t ex Cherubini, 2010). Vilken funktionell enhet som är lämplig beror på syftet med studien.

3. Var systemgränserna sätts och hur biprodukter hanteras kan ha stor betydelse (se t ex Börjesson et al, 2010). Emissionerna uppströms i ett system kan fördelas på huvudprodukt och biprodukter genom allokering baserad på t.ex. energiinnehåll eller ekonomiskt värde. En annan metod är att utvidga systemet och inkludera användningen av biprodukterna.

2.2.4 Växthusgasberäkningar i RED

I EU:s förnybarhetsdirektiv finns krav på att biodrivmedel för att klassas som godkänt hållbara måste minska utsläppen av växthusgaser jämfört med en fossil referens. Minskningen måste vara minst 35% men kravet ökar med tiden, år 2017 måste minskningen vara minst 50%. Fr o m år 2018 måste minskningen vara minst 60%, detta gäller dock bara för biodrivmedel och flytande biobränslen som produceras i anläggningar som tagits i drift efter den 1 januari 2017. Procentsatserna och årtalen kommer eventuellt revideras snart (se avsnitt 2.5.6).

I direktivet ges särskilda anvisningar för beräkningen av växthusgasutsläpp. Under vissa förutsättningar kan de normalvärden som anges i direktivet användas, eller så måste faktiska värden beräknas, eller en kombination av de två. Faktiska värden beräknas enligt:

$$E = e_{ec} + e_l + e_p + e_{td} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{ccr} - e_{ee},$$

där

E = totala utsläpp från användningen av bränslet

e_{ec} = utsläpp från utvinning eller odling av råvaror

e_l = på år fördelade utsläpp från förändringar av kollagret till följd av förändrad markanvändning

e_p = utsläpp från bearbetning

e_{td} = utsläpp från transport och distribution

e_u = utsläpp från bränsle som används

e_{sca} = utsläppsminskningar genom beständig inlagring av kol i marken genom förbättrade jordbruksmetoder

e_{ccs} = utsläppsminskningar genom avskiljning av koldioxid och geologisk lagring

e_{ccr} = utsläppsminskningar genom avskiljning och ersättning av koldioxid

e_{ee} = utsläppsminskningar genom överskottsel vid kraftvärmeproduktion.

Fördelning av utsläpp då fler än en produkt uppstår i ett system görs med hjälp av allokering på lägre värmevärdet. Avfall och skörderester som t ex halm, bagass, skal och råglycerin (glycerin som inte är raffinerat) anses dock ha värdet noll när det gäller växthusgasutsläppen över en livscykel, fram till dess att dessa material samlas in. Koldioxid från biobaserade produkter sätts till noll och anses alltså inte ha någon klimatpåverkan.

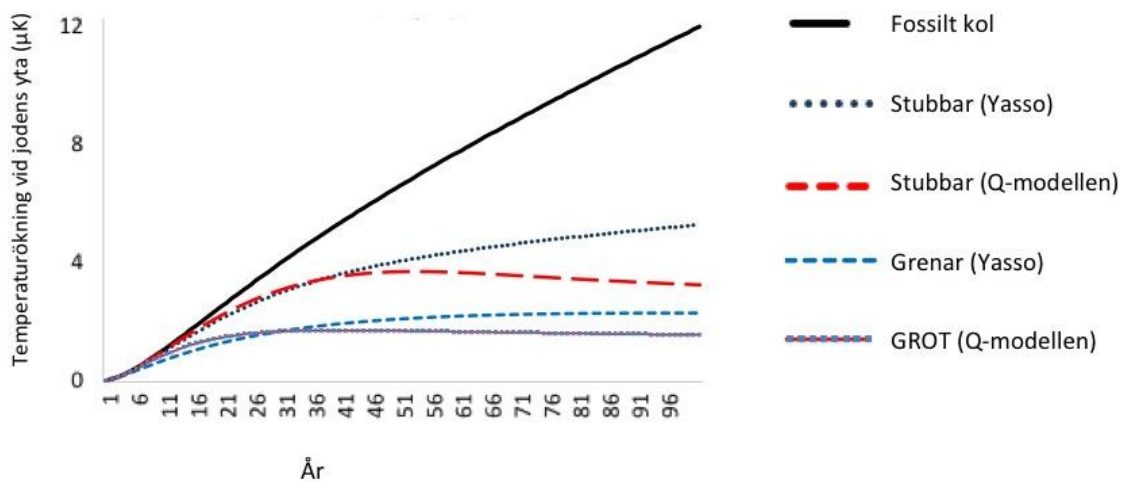
2.2.5 Tid- och rumsaspekten på utsläppen

Den senaste tiden har det debatterats om koldioxidneutraliteten av bioenergi. Frågan berör främst skogsbränslen som har en längre omloppstid för kolet än jordbruksprodukter.

Atmosfären känner ingen skillnad på koldioxid från fossila eller bioenergibaserad källor, är ett av argumenten. Sambanden mellan bioenergi och klimat är dock komplexa och kan ses

från många perspektiv. I det följande belyser vi några aspekter kopplade till tidsaspekten på utsläpp av växthusgaser från bioenergisystem.

En viktig tidsaspekt för bioenergi är kopplad till uttag av GROT (grenar och toppar) och stubbar. Att använda dessa råvaror till biodrivmedel kan ses som en tidigareläggning av utsläpp, jämfört om de hade fått ligga kvar i skogen och sakta brytas ner naturligt. Nedbrytningen av GROT, om den får lämnas kvar i skogen, är en aerob process, och bör inte avge några större mängder andra växthusgaser än koldioxid. I en rapport av IVL (Zetterberg & Chen, 2011) har klimatpåverkan från användningen av biobränslen studerats. Man använder här begreppet ”nettoemissioner” som definieras som emissioner från bränsleanvändningen minus emissioner från ett referensfall där biomassan inte används som bränsle. För GROT och stubbar är nettoemissionerna skillnaden mellan emissioner från förbränning och emissionerna om hyggesresterna får ligga kvar i skogen och brytas ner, eftersom en liten fraktion hamnar i markens långtidskolförråd. Klimatpåverkan har uppskattats med måtten ”radiative forcing” (strålningsbalans) och genomsnittlig global ytemperatur, vilka beräknats med hjälp av en atmosfärisk energibalansmodell där koldioxidens nedbrytning och upptag i oceanerna är medräknat. Studien drar slutsatsen att det finns en klimatpåverkan från användningen av biobränslen, eftersom hyggesrester som istället fått ligga kvar i skogen skulle ha bidragit med en liten fraktion kol till markens långtidsförråd. I ett 100-årsperspektiv leder användningen av GROT till en lägre klimatpåverkan än stubbar som i sin tur har en lägre klimatpåverkan än användande av fossilt kol. Denna slutsats gäller även ur ett 20- årsperspektiv, men skillnaden mellan bränsletyperna blir mindre (se Figur 2.1).



Figur 2.1. Temperaturökning vid kontinuerligt användande av 1 PJ olika biobränsle per år jämfört med att förbränna motsvarande mängd fossilt kol. Yasso och Q är olika modeller som använts för att beräkna förändringar i markkolelet; uttag av skogsbränsle ses här som en emission då hyggesrester som fått ligga kvar i skogen skulle ha bidragit med en liten fraktion kol till markens långtidsförråd (Zetterberg & Chen, 2013: omarbetade data från Zetterberg & Chen, 2011).

Figur 2.1 ger en god indikation på vad som kan förväntas, men det finns vissa begränsningar i studien:

- Endast koldioxid ingår med i beräkningarna.
- Studien visar bara kolbalansen i mark samt vid förbränning. Allt annat i systemet är alltså inte inräknat, till exempel emissioner från insamling, transporter eller utsläpp av andra växthusgaser vid förbränning av fossilt kol eller biomassa.
- Vid uttag av stubbar kan det uppstå vissa omrörningseffekter i marken, vilket kan leda till avgång av koldioxid. Det har även indikerats en ökad risk för utsläpp av metan och lustgas vid stubbtäkt (Vestin et al., 2011). Vid stubbtäkt från torvmarker kan man förvänta sig större utsläpp av lustgas dock är det med gällande bestämmelser inte aktuellt i Sverige.
- Vid uttag av stubbar och GROT kan det ske vattentransport av kol från skog och skogsmark ut i vattendrag, sjöar och hav där de till viss del kan avgå som växthusgaser (de Jong, 2012).
- Uttag av GROT och/eller stubbar kan leda till körsador, vilket skulle kunna ge utsläpp av lustgas men också konsumtion av metan, de två gaserna kan därmed ta ut varandra och bidraget till den totala växthusgasbalansen för ett skogssystem tros vara liten (Teepe et al., 2004).
- Uttag av GROT och/eller stubbar skulle kunna påverka återväxten positivt eller negativt (de Jong, 2012)

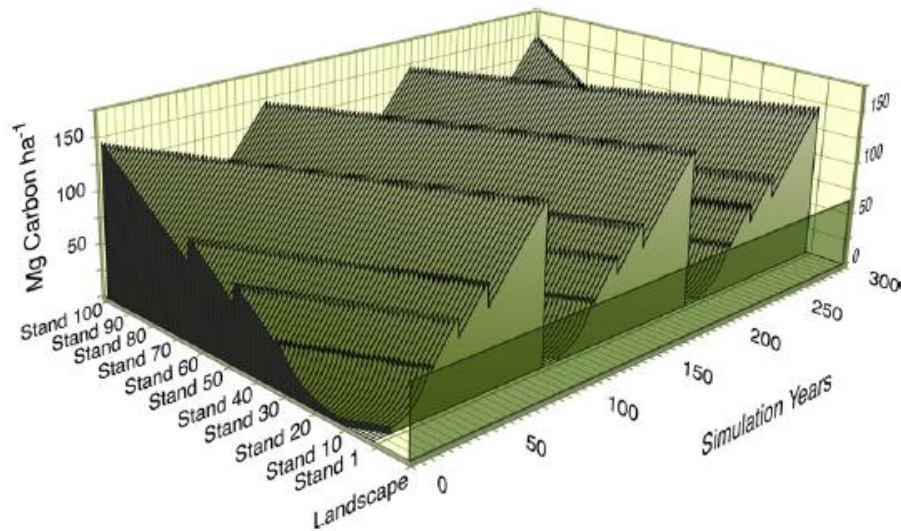
Hur stor påverkan dessa begränsningar kan ha på den slutliga värderingen är dock svårt att avgöra, mätning och forskning pågår just nu inom flera av dessa områden (de Jong, 2012).

För uttag av GROT och stubbar är det alltså skillnaden mellan att lämna resterna i skogen eller ta ut dem som är intressant att studera. Om man använder stamved till bioenergi blir resonemangen annorlunda. Man måste då ta hänsyn till den tid det tar innan koldioxid bundits in i nya träd, vilket involverar antaganden om tillväxt och en startpunkt för beräkningarna. Dessutom blir det rumsliga perspektivet viktigt. Eliasson m fl (2013) illustrerar två olika rumsliga perspektiv: beståndsnivå¹ och landskapsnivå (d v s flera bestånd, se Figur 2.2). I figuren ser vi 100 olika bestånd var och ett identiska, men planterade med ett års mellanrum. Varje bestånd har samma tillväxtperiod och gallras två gånger. Om vi rör oss framåt i tiden för ett enda bestånd så kommer den inbunda mängden kol variera. Om vi däremot ser till hela landskapet, så kommer vissa bestånd ha mer inbundet kol än andra bestånd, och den i genomsnitt inbunda mängden kol i biomassa kommer vara konstant över tiden.

Om utvärderingen sker på beståndsnivå, blir det viktigt att bestämma om beräkningarna börjar med förbränningen av ett träd (d v s att det kommer att ta många år innan koldioxiden som släpps ut från skorstenen har bundits in i ny skogsbiomassa) eller om beräkningarna börjar med att ett träd avverkas (d v s utsläppen av koldioxid från förbränning kan räknas som noll eftersom trädet redan bundit in samma mängd koldioxid tidigare under hela sin

¹ Enligt Skogsstyrelsens definition är ett bestånd ”Ett skogsområde som karaktäriseras av viss enhetlighet beträffande ålder, trädslagsblandning, bördighet, etc” (Skogsstyrelsen, 2013c).

tillväxtperiod). Detta blir mindre viktigt om man applicerar ett landskapsperspektiv, eftersom det då sker en kontinuerlig inbindning av koldioxid i systemet.



Figur 2.2. Illustration av koldynamiken i stående skogsbiomassa, 100 olika bestånd var och ett identiska men planterade med ett års mellanrum. Varje bestånd har samma tillväxtperiod och gallras två gånger. Den inbunda mängden kol i biomassa är i genomsnitt för alla bestånd (dvs på landskapsnivå) konstant över tiden (här illustrerad som en genomskinlig rektangel i främre delen av bilden) (Eliasson m fl, 2013).

Berndes et al. (2012) sammanfattar debatten om klimatnyttan av trädbränslen ungefär på följande sätt: Studier som utvärderar enskilda bioenergiprojekt på beståndsnivå med ett kortsiktigt tidsperspektiv kommer att dra slutsatsen att det är bättre att använda fossila energikällor. Om man har ett mer långsiktigt perspektiv, vilket är relevant vid utvärdering av långsiktiga klimatförändringar, så visar sig däremot bioenergi vara ett attraktivt alternativ. Även om vi räknar in vissa initiala kolförluster vid ökad användning av bioenergi så kommer det i längden att vara ett bättre alternativ än att fortsätta elda fossila bränslen, vilka bara fortsätter att generera utsläpp (och endast återbildas i en extremt långsam takt). Berndes et al. (2012) föreslår att bioenergi bör utvärderas från flera perspektiv, så att en balanserad bild mellan korta och långa tidsperspektiv uppnås. Dessutom bör vi spara ett utsläppsutrymme för växthusgaser från en initial uppbyggnadsfas för bioenergisystem som på sikt ger stora växthusgasminskningar jämfört med fossilbaserade energisystem.

2.2.6 Övriga markrelaterade klimateffekter

Utsläpp av växthusgaser i samband med ändrad markanvändning påverkar strålningsbalansen och leder till ett varmare klimat. Men det finns andra sätt på vilket ändrad markanvändning påverkar strålningsbalansen. Text avdunstar en skog stora mängder vatten, vilket har en kylande effekt på klimatet. En avskogning leder alltså till minskad avdunstning och en värmande effekt jämfört med att behålla skogen intakt (Bala et al., 2007).

Vidare avger en levande skog organiska föreningar som kan ha en avkylande effekt på klimatet. Detta eftersom de organiska föreningarna kan ingå i så kallade aerosoler (aerosoler kan definieras som en lösning av fasta partiklar eller flytande droppar i en gas) och då

påverkar klimatet antingen direkt (genom spridning av solljus) eller indirekt (genom påverkan på moln och nederbörd). Aerosoler bildas också när biomassan förbränns, t ex när marken bereds för odling eller när biomassan bränns i ett värmeverk. Vissa av dessa förbränningsrelaterade aerosoler har en kylande effekt på klimatet (svavelhaltiga aerosoler), medan andra har en värmande effekt (sot-innehållande aerosoler) (Spracklen et al., 2008).

Ytterligare en påverkansfaktor är albedo (vithet) som är ett mått på reflektionsförmåga, eller den andel av en strålning som återkastas av en belyst yta eller en kropp. Ju vitare yta, desto mer reflektion, vilket leder till kallare klimat. Detta innebär att avskogning har en kylande effekt. Denna effekt är särskilt tydlig i områden där det finns snö under vintern (Pielke et al., 2002).

Det finns några studier för bioenergisystem som studerar avdunstning, aerosoler eller albedo separat. Påverkan kan vara avsevärd; Bala et al. (2007) och Claussen et al. (2001) drar båda slutsatsen att avskogning av boreal skog leder till en kylande effekt trots de stora utsläpp av koldioxid det skulle ge upphov till. Klimateffekten kompliceras dock av att det i klimatsystemet finns flera ”feed-back loops” (återkopplingar) som, p g a att de är svåra att kvantifiera, inte inkluderas i studierna. Till exempel, om mycket mark ändrar användning påverkar detta utsläpp av växthusgaser, aerosoler och albedo, vilket innebär att klimatsystemet reagerar. Ekosystemet kan sedan i sin tur reagera på klimatförändringarna (t ex varmare klimat och mer nederbörd kan påverka växtsäsongens längd, vilken typ av grödor som kan odlas etc), vilket i sin tur ger effekter på klimatet, och så vidare (Höglund et al., 2013). Tyvärr saknas det studier som väver samman alla dessa effekter på produktnivå t ex för biodrivmedel, även om det finns några studier som börjat inkludera albedo i utvärdering av bioenergi (se t ex Cherubini et al., 2012, och Bright et al., 2012).

2.3 VÄXTNÄRINGSBALANS

När vi använder råvaror från jordbruk och skog, sker en bortförsel av näringsämnen vilket kan ha betydelse för den framtida produktiviteten. Förlusten av näringsämnen kan kompenseras genom tillförsel av ny näring, men med risk för näringsläckage till omgivande miljöer. Vissa näringsämnen är dessutom begränsade resurser, t ex fosfor som bryts från gruvor kan ta slut. Vissa forskare hävdar att fosfor kommer att bli en bristvara inom 50-100 år (Cordell et al., 2009), medan andra hävdar att reserverna är minst 10 gånger större (Elser, 2012). Vissa näringsämnen som till exempel kväve är inte begränsade (luften vi andas består av runt 78% kväve) men är förknippade med hög fossil energianvändning i tillverkningen. Med andra ord är näringsämnen viktiga resurser och näringsbalansen i biodrivmedelskedjan är viktiga att studera

Vissa biodrivmedelssystem möjliggör recirkulation av bortförda näringsämnen, t ex i en biogasprocess utvinns metan men all näring finns kvar i rötresten. För etanol baserad på grödor återfinns all näringen i dranken (Lory et al., 2008), som ofta används som djurfoder och därefter hamnar i gödsel och kan återföras till åkermark. I andra processer så som förbränning och förgasning försvinner allt kväve till atmosfären, men kalium och fosfor återfinns i askan. Eventuellt kan en del av kvävet fångas in i förgasningsprocessen (s k ammonia recovery). I en studie av Anex et al. (2007) fann man att i en kombinerad etanol-förgasningsanläggning baserad på switchgrass (*panicum vigatum*), kunde 78% av kvävet

återföras till odlingen. I övrigt finns inte mycket litteratur kring näringsbalanser för hela biodrivmedelssystem, men väl för enskilda grödor eller biprodukter från jord- och skogsbruk vilket beskrivs i de följande avsnitten.

2.3.1 Näringsbalans för jordbruksråvaror

Att beräkna näringsbalans innebär att studera flöden av näring in och ut ur ett system. Systemet kan till exempel vara Sverige, en gård eller ett enskilt fält. I det svenska jordbruket som helhet användes under odlingsåret 2010/11 169 800 ton kvävegödsel, 10 300 ton fosfor och 23 100 ton kalium (SCB, 2012). Samtidigt förs växtnäring bort från gårdarna genom att mycket av den växtnäring som finns i mat kommer aldrig tillbaka till jordbruket. Växtnäring försvinner också via läckage och erosion. Näringsläckage uppkommer vid överskott av näring som växterna inte kan ta upp. Gödslingen tillför mer vattenlösligt kväve och fosfor, som kan föras med regnen nedåt i marken. Det mesta tas upp av grödorna, men en del hamnar nedanför rot djupet där den inte kan nås av växrötterna. Den näringen förs istället vidare till grundvatten, diken och vattendrag och i slutänden hamnar den i haven. Även omrörning i marken genom plöjning, harvning och sådd, gör att omsättningen i jorden ökar och näringsämnen frigörs. Av de mänskligt påverkade utsläppen av kväve och fosfor i Sverige, står jordbruket för ungefär 43 respektive 44 procent. Resten av utsläppen kommer från punktkällor, d v s reningsverk, enskilda avlopp och industrier (SJV, 2013).

För ettåriga grödor, som spannmål och oljeväxter, finns mycket litteratur kring växtnärbalanser, då det är viktigt för produktiviteten och lönsamheten med en välbalanserad näringsgiva. På till exempel Greppa Näringens hemsida (www.greppa.nu) finns växtnärbalansverktyg och kvävesimulator att ladda ner som hjälp till lantbrukare. Mängden tillförd näring handlar om förväntad avkastningsnivå, pris på näringsämnena och vilket pris man kan förvänta sig att få för produkten.

Med ett biodrivmedelsperspektiv kan det vara intressant att fundera på näringsbalans för enskilda typer av grödor eller biprodukter från jordbruket som kan användas som råvaror. Det är dock stora geografiska skillnader mellan odling i södra och norra Sverige, mellan djur- och växtodlingsgårdar, konventionell och ekologisk odling, mm. Därför blir den följande diskussionen väldigt övergripande.

De flesta grödor som används för biodrivmedel är inte odlade specifikt för ändamålet. Studier visar dock att det kan finnas stora fördelar med att anpassa odlingen, t ex kan kvävegivan till vete som ska användas till etanol minskas rejält eftersom lägre givor inte nödvändigtvis ger lägre avkastning, men sammansättningen i spannmålskärnan ändrar sig så att det blir mer stärkelse och mindre protein (hög proteinhalt är viktig om man odlar vete till bröd). För etanolprocessen är dock en hög stärkelsehalt bra för utbytet. Det kan alltså ge stora miljövinster att odla vete anpassad till etanolproduktion (Ahlgren et al., 2009; Gunnarsson et al., 2008). Nackdelen med anpassad odling är att det blir en mindre marknad och därmed mindre flexibelt för lantbrukaren att sälja till andra ändamål. Proteinhalten i dranken kan också bli lägre vilket minskar värdet som djurfoder.

Halm pekas ofta ut som ett lovande material för biodrivmedelsproduktion. Hur påverkar då skörd av halm näringsbalansen i marken? Skörd av halm från spannmålsodling kan märkligt

nog öka mängden växttillgängligt kväve i marken, åtminstone i ett kortare tidsperspektiv. Detta eftersom halm som lämnas kvar på fält kan immobilisera annat mineraliserat kväve när det bryts ner. Dock leder halm som lämnas kvar till ökad mängd organiskt kväve i marken, vilket är viktigt för den långsiktiga bördigheten (Powlson et al., 2011). Skillnad i skördenivå hos efterföljande grödor mellan att lämna kvar eller föra bort halm är dock svåra att avgöra, det är mer än bara kvävet som ingår i samspelet. Vi kan dock konstatera att mängden kväve i exempelvis vetehalm är ca 25 kg N per hektar (SJV, 2008a) med antagandet av en skörd på tre ton halm jämfört med ca 110 kg N per hektar i spannmålskärnorna vid en skörd på 6 ton (Greppa Näringen, 2010).

Flera olika typer av fleråriga energigrödor och energigräs kan också användas som råmaterial till biodrivmedel. Ofta behöver dessa typer av grödor mindre gödsling än ettåriga växter. Det finns också större möjligheter att använda rötslam och vatten från reningsverk, då biomassan inte går in i livsmedelsystemet.

2.3.2 Näringsbalans för skogsbränslen

Skogsmarken beräknas stå för en stor del av den totala tillförseln av kväve och fosfor till hav (40 resp. 35%) i Sverige. Av de mänskligt påverkade utsläppen (d v s från hyggen) av kväve och fosfor i Sverige till havet, står skogen dock enbart för ungefär 4 resp. 1 procent av utsläppen av kväve och fosfor i Sverige (Naturvårdsverket, 2008).

Att samla in skogsrester påverkar näringsbalansen genom att näringsämnen förs bort från systemet, men också på grund av påverkan på omsättningen i marken och jordpackning som orsakas av skogsmaskiner. I de flesta studier kring näringsbalanser i skog är kväve huvudfokus; många skogsmarker i Sverige har brist på tillgängligt kväve (Höglund et al., 2013). Det finns dock stora geografiska variationer i kväveinnehåll i skogsmark. Dessa orsakas huvudsakligen av variation i atmosfäriskt nedfall av kväve som härrör från förbränningsrelaterade utsläpp från t.ex. kraftverk och vägtrafik, samt från ammoniakutsläpp från t.ex. djurstallar (Bertills & Näsholm, 2000). Utländska källor beräknas bidra till över 90 procent av nedfallet av kväveoxider och 70 procent av ammoniaknedfallet över Sverige (Miljömålsportalen, 2013). Alltså kan bortförsel av näringsämnen vara positivt i områden med hög kvävebelastning (de Jong, 2012). Generellt sett har södra Sverige större nedfall av kväve och bortförsel av rester kan minska kvävebelastningen, vilket ger miljöfördelar. I områden med lägre kvävenedfall är bortförsel negativt genom att skogsproduktionen kan minska på kort sikt efter GROT-uttag, om inte näringskompensation sker med i första hand kväve (Energimyndigheten, 2006).

Återföring av aska är ett sätt att kompensera för de bortförda näringsämnena. Aska från biobränslen innehåller alla näringsämnen som fanns i veden, förutom kvävet. Utöver att aska är en källa till näringsämnen, så kan även askan påverka markens pH vilket har betydelse för förmågan att ta upp näringsämnen (Löbermann, 2012). Ökat pH minskar även förurningen av marken och de vattendrag som påverkas av markens vatten som annars blir följden av uttag av biobränsle från skogen. En vanlig mängd som kan spridas är två till tre ton torr aska per hektar beroende på träslag och förutsättningar (Skogsstyrelsen, 2013b).

Påverkan på skogsproduktionen från askåterföring är dock inte helt klargjorda (de Jong, 2012). Enligt Skogforsk (2013) kan marker med hög andel kväve i förhållande till kol (låg kol-kvävekvot) få en produktionsökning efter askåterföring. Marker med hög kol-kvävekvot kan däremot få en produktionsminskning efter askåterföring. Det behövs mer forskning för att bringa klarhet i på vilka marker det finns risk för skogsproduktionsnedsättningar vid askåterföring, och på vilka marker en tillväxtökning kan väntas (de Jong, 2012).

Potentiella miljörisker med askåterföring hänger samman med varierande innehåll av tungmetaller, organiska miljögifter och radiocesium. Askåterföring som baseras på enbart skogsbränslen (GROT, spån, bark, stubbar) innebär ingen nettotillförsel av tungmetaller och cesium till skogsmarken givet att den inte är kontaminerad, men kan möjligen påverka dessa gifters biologiska tillgänglighet. Markskador orsakade av skogsavverkning och särskilt stubbrytning anses också kunna leda till ökad metylering av kvicksilver (de Jong, 2012).

2.4 BIODIVERSITET

Biodiversitet (eller biologisk mångfald) är ett stort och komplext ämne. Biodiversitet kan definieras som "variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem" (SLU, 2013). Att bibehålla en hög biologisk mångfald är viktig av många skäl, alla ekosystem är sammankopplade och vi är beroende av fungerande system för att förse oss med frisk luft, färskvatten, mat osv. Andra skäl är att skydda framtida okända resurser och "natur för naturens skull" (World Resources Institute, 2005). Vidare är den biologiska mångfalden kopplad till många andra hållbarhetsfrågor, till exempel så kan förlust av biologisk mångfald öka sårbarheten i ekosystem för klimatförändringar (Rockström et al., 2009).

Det finns flera initiativ för att skydda den biologiska mångfalden, till exempel konventionen om biologisk mångfald (CBD) som undertecknades av 168 länder vid FN:s konferens om miljö och utveckling i Rio 1992 och som följdes upp år 2002 med nya mål för 2010. Trots detta fortsätter biodiversitet vara en av de stora utmaningarna för hållbar utveckling (Rockström et al., 2009). På EU-nivå finns också en hel del styrmedel för ökad biologisk mångfald, bönder kan till exempel få betalt för att ta åtgärder som ökar variationen i landskapet. Det är dock inte klarlagt hur enstaka bevarandeåtgärder påverkar de större nationella eller globala biodiversitetsmålen (Kleijn et al., 2011).

Att ändra markanvändning, i allra värsta fall från skog eller gräsmark med hög biodiversitet till monokulturellt jordbruk, får naturligtvis stor påverkan. Hur stor påverkan blir beror på tillståndet innan och efter förändringen. Vi ger här ingen heltäckande genomgång av påverkan på biodiversitet för alla typer av råvaror till biodrivmedel, utan tar endast mycket övergripande upp biodiversitet vid bortförsl av jordbruks- och skogsrester i Sverige.

I jordbruksmark fungerar organiskt kol (humus) både som livsmiljö och resurs för de flesta markorganismer. Därför kan kolhalten i marken ofta användas som ett mått på förmågan hos jorden att tillhandahålla ekosystemtjänster. Att främja markkol innebär därför ökad biologisk mångfald och främjande av markens ekosystemtjänster (t ex cirkulering av

näringsämnen, vattenhållande förmåga, markstruktur och bördighet) och därmed ett mer hållbart produktionssystem (SOILSERVICE, 2012). Vid skörd av halm, förs även en del kol bort. Effekten av att ta bort halm är dock svår att avgöra, eftersom markkolet också är starkt kopplad till växtföljd och skötsel (plöjning, tillförsel av stallgödsel etc) (Röing et al., 2005).

Vad gäller uttag av GROT och stubbar från skog, har det nyligen gjorts en syntes av många studier inom Energimyndighetens forskningsprogram ”Skogsbränsle och Miljö”, där konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle utreds (de Jong, 2012). Syntesen sammanfattar att mycket forskning om hur skogsbränsleuttag påverkar biodiversitet till stor del handlar om konsekvenser för vedlevande insekter som är beroende av solexponerad död ved på hyggen, för det är i dessa miljöer man idag gör de största uttagen av skogsbränsle. Det är möjligt att avverkningsrester och stubbar kompenserar frånvaron av de typer av solexponerade vedsubstrat som naturligt bildas på brandfält eller i stormfälda skog och att det därför skulle vara negativt att ta bort avverkningsresterna.

För många rödlistade vedlevande arter är det bristen på grov död ved som utgör det största hotet. Detta tyder på att effekterna av att klenved och GROT av gran tas ut vid slutavverkning är relativt begränsade när de ställs i relation till de samlade effekterna av övrigt skogsbruk och de åtgärder som vidtas för att främja biodiversitet. Få rödlistade arter verkar utnyttja klenved och GROT av gran på hyggen. Dessutom lämnas en viss andel GROT kvar på skördade hyggen (de Jong, 2012).

Däremot är det angeläget att lämna klenved, GROT och stubbar från ek, ädla lövträd och asp, framför allt i sydöstra Sverige där insektsfaunan är rik och skyddsvärd. Många rödlistade vedlevande arter är knutna till död ved från dessa trädslag. Dessutom kan högar av GROT från ek- och ädellövsträd fungera som ”fångstfällor” för sällsynta och hotande vedlevande skalbaggsarter. När högarna sedan samlas in för vidare transport till värmeverk eller annan användning riskerar man att få med sig många arter (de Jong, 2012).

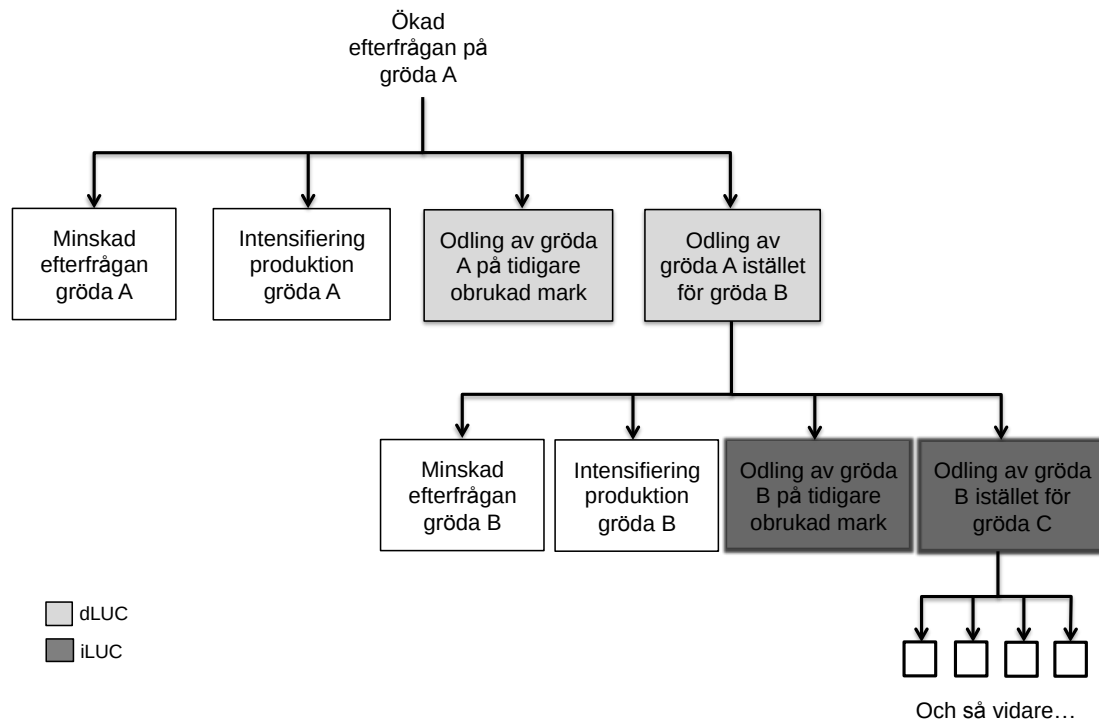
2.5 FÖRÄNDRAD MARKANVÄNDNING

2.5.1 Introduktion till direkt och indirekt förändrad markanvändning

Utöver de växthusgasutsläpp som direkt förknippas med produktion av råvaror till biodrivmedel (produktion av handelsgödsel, diesel till traktorer, utsläpp av lustgas från mark, etc), har det under de senaste åren även pågått en diskussion om effekterna av förändrad markanvändning och om dessa ska inkluderas i hållbarhetskriterierna i EU.

I debatten används ofta uttrycken direkt förändrad markanvändning (eller dLUC efter engelskans direct land use change) samt indirekt förändrad markanvändning (eller iLUC efter engelskans indirect land use change). Kort sagt så är dLUC kopplad till fältet där råvaran till biodrivmedlet odlas medan iLUC uppstår på annan plats eftersom en ökad efterfrågan av biodrivmedel leder till en omfördelning av markanvändningen.

Vi illustrerar de olika begreppen med ett exempel, se Figur 2.3.



Figur 2.3. Ökad efterfrågan av en gröda A kan få flera konsekvenser. Vita rutor indikerar en förändring som inte nödvändigtvis utgör en ändrad markanvändning. Ljusgrå rutor indikerar direkt förändrad markanvändning (dLUC), mörkgrå indirekt förändrad markanvändning (iLUC).

Antag att en ökad efterfrågan av ett biodrivmedel leder till en ökad efterfrågan och en prisökning på gröda A. Om priset på gröda A blir tillräckligt högt kan det få till följd att efterfrågan av gröda A minskar, alltså att konsumtionen minskar utan att efterfrågan på någon annan gröda ökar. Detta kan vara fallet när köpkraften hos konsumenterna är svag. Kopplingen mellan ökad produktion av biodrivmedel, matpriser och konsumtion är en mycket debatterad fråga, se t ex sammanfattning av litteratur i Höglund et al. (2013).

En annan tänkbar effekt är att lantbrukare reagerar på det ökade priset genom att öka avkastningen vid odling av gröda A genom intensifiering i gödsling, bevattning etc.

Den ökade efterfrågan av biomassa för produktion av biodrivmedel kan också tillgodoses genom att gröda A börjar odlas på tidigare obrukad mark eller att gröda A börjar odlas i stället för gröda B. I båda dessa fall ger det upphov till direkt förändrad markanvändning. Direkt LUC är alltså kopplat till fältet där råvarugrödan odlas. Påverkan kan vara både positiv och negativ ur växthusgassynpunkt beroende på det ursprungliga innehållet av markkol, vilken typ av gröda som odlas, växtföljd och vald odlingsstrategi.

Om gröda A börjar odlas på bekostnad av gröda B, får det effekter på marknaden för gröda B. Ifall priset på gröda B stiger till följd av ett reducerat utbud, kan det leda till en minskad konsumtion av gröda B. Om konsumtionen inte minskar kvarstår dock efterfrågan av gröda B som då måste produceras på något annat sätt. Det kan ske genom intensifiering i odling av gröda B. Det kan också ske genom att gröda B börjar odlas på tidigare obrukad mark, eller så kan gröda B tränga undan gröda C. Marknaden för gröda C kan då i sin tur påverkas. I dessa fall är det frågan om indirekt förändrad markanvändning (iLUC), alltså mark-

förändringar indirekt kopplade till gröda A och detta kan inträffa inom eller utanför landet där gröda A odlas.

I exemplet i Figur 2.3 är det grödor som trängs undan, men andra markanvändningsaktiviteter kan påverkas, t.ex. betesproduktion för kött- och mjölkdjur. Även andra marknadssegment kan påverkas, till exempel livsmedel, energi, avfall.

Även biprodukterna från biodrivmedelsproduktion kan leda till indirekta markeffekter. Till exempel, vid produktion av veteetanol produceras drank vilket är en proteinrik produkt som kan användas som fodermedel. Dranken ersätter ofta en kombination av andra proteinfodermedel, t ex sojamjöl, spannmål och oljeväxter. På det sättet minskar dranken behovet av mark för foderproduktion. Indirekt markanvändning behöver alltså inte *per se* vara negativ.

Argumenten för iLUC är alltså relevanta bara när man studerar effekten av enskilda sektorer eller produkter som t ex biodrivmedel. Samma argument gäller också för ökad efterfrågan på t.ex. mat, men forskning kring iLUC har hittills bara fokuserat på biodrivmedel. Om vi tittar på hela jordgloben kan vi däremot inte dela in ändrad markanvändning i dLUC och iLUC. Vi kan bara se att mark byter användning, som för en bonde innebär dLUC men samtidigt är en annan bondes iLUC. Vi kan däremot se trender i markanvändning, t ex genom att studera LULUCF (Land-use, Land-use Change and Forestry) rapporter, vilka kan fungera som underlag i de modeller som används för att beräkna iLUC.

Observera också att när mark byter användning får det en rad effekter, såväl sociala, ekonomiska som miljömässiga. Debatten, politiken och de vetenskapliga studier som publiceras inom ämnet har dock ett starkt fokus på växthusgaser.

2.5.2 Resultat från iLUC-modeller

När mark byter användning påverkas mängden levande biomassa ovan och under jord. De biologiska, kemiska och fysiska processerna i marken påverkas också, vilket har betydelse för den långsiktiga produktiviteten på marken. Även ur ett växthusgasperspektiv är nedbrytning och uppbyggandet av kolförrådet ovan och under jord av vikt. Att bygga upp kolhalten innebär att koldioxid binds in från atmosfären, medan en minskning av kol innebär ett tillskott till atmosfären. Också utsläpp av andra växthusgaser (t ex lustgas)vid ändrad markanvändning kan vara av vikt. Sammantaget kan det ha stor betydelse för ett drivmedels växthusgasbalans om förändrad markanvändning inkluderas eller inte. Även andra hållbarhetskriterier är naturligtvis relevanta i detta sammanhang, men hittills har debatten och litteraturen kring iLUC fokuserat enbart på klimat.

Resonemanget kring iLUC är högst teoretiskt; det går inte att ”se” iLUC. Vi kan visserligen se ändrad markanvändning runt om i världen, i värsta fall till exempel nyodling i tidigare skog eller på värdefull gräsmark. Det är dock inte möjligt att koppla markförändring i exempelvis Sydamerika till en enskild bondes aktivitet i exempelvis Skåne.

Det handlar alltså om marknadseffekter. Det är oerhört komplext att försöka fastställa vad som egentligen händer på olika marknader när biodrivmedel börjar produceras i stor skala och hur detta påverkar markanvändningen i alla berörda länder. Förmodligen sker en

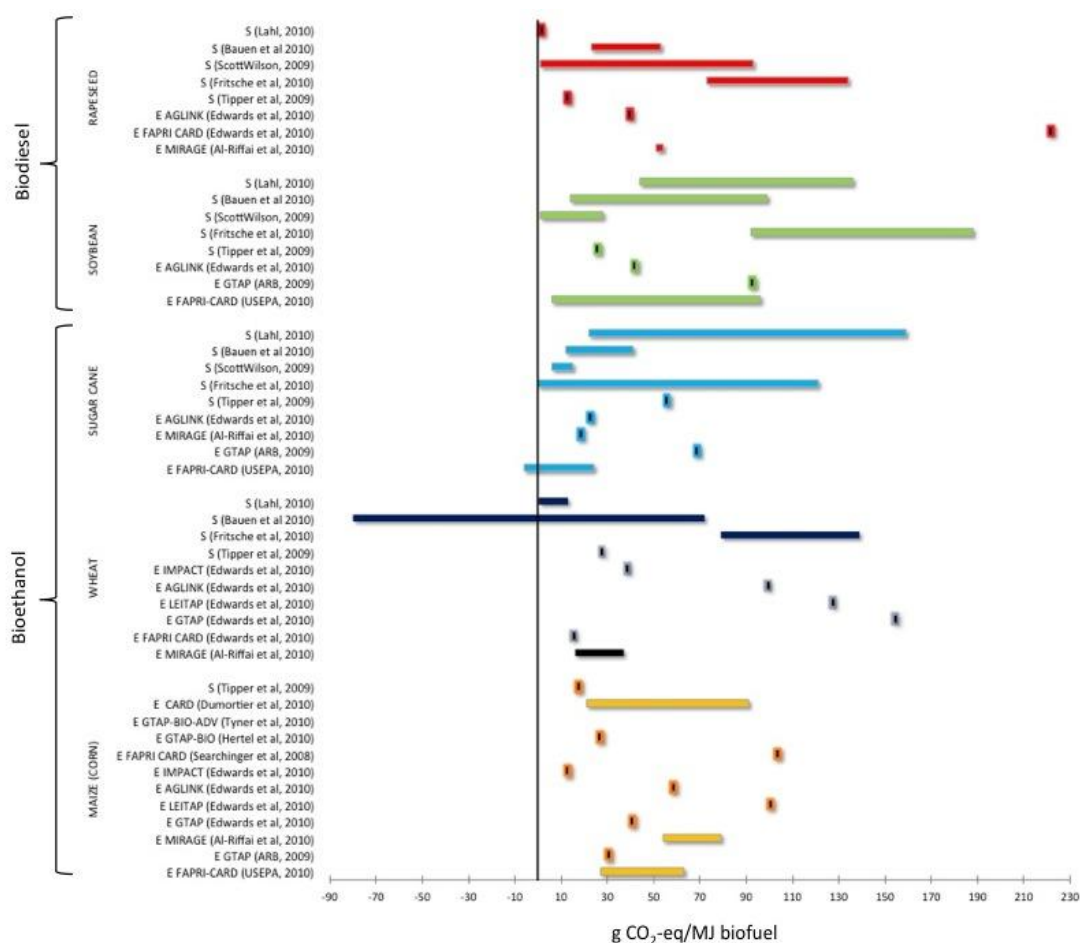
kombination av olika direkta och indirekta effekter när efterfrågan på biodrivmedel ökar. För att försöka avspegla denna komplexitet på ett strukturerat sätt kan man använda modeller, och det finns ett stort utbud av modeller för att uppskatta iLUC och hur mycket växthusgaser som orsakas.

En av de dominerande metoderna för att fastställa iLUC är att använda ekonomiska jämviktsmodeller. Jämviktsmodeller bygger på förutsättningen att jämvikt är uppnådd då efterfrågan är lika med utbudet på alla marknader i den studerade ekonomin. I en jämviktsmodell bygger man en matematisk modell av en ekonomi, kombinerar den med historiska data på de variabler som krävs, och låter sedan modellen lösa jämvikten numeriskt. Modellerna antar att perfekt konkurrens råder, men eftersom historiska data används så avspeglas den verkliga konkurrenssituationen till viss del. Generellt brukar man skilja mellan allmänna jämviktsmodeller som studerar hela ekonomin och partiella jämviktsmodeller som studerar enskilda marknader eller sektorer, till exempel jordbrukssektorn. Modellerna optimerar olika nyttor, i partiella modeller av jordbrukssektorn kan t ex lantbrukarens vinst optimeras. I allmänna jämviktsmodeller kan det istället vara företagets vinst som maximeras. Modellerna är oerhört komplexa och det krävs expertkunskap för att köra en simulering. Därför är transparensen för utomstående inte heller särskilt stor kring alla de olika antaganden som görs. På de många antagandena blir även osäkerheten i resultatet stora (Wicke et al., 2011; Widell, 2009).

De flesta ekonomiska modellerna som används för iLUC-beräkningar ger svar på frågeställningar av typen: "Hur många hektar mer mark behövs vid införandet av en biodrivmedelpolicy, och i vilka regioner?". Upplösningen på modellerna är olika, men i Broch et al. (2013) görs en grundlig genomgång av modeller använda för att studera iLUC av ökad produktion av biodrivmedel i USA, resultaten visar att mycket av iLUC förväntas ske i Latinamerika.

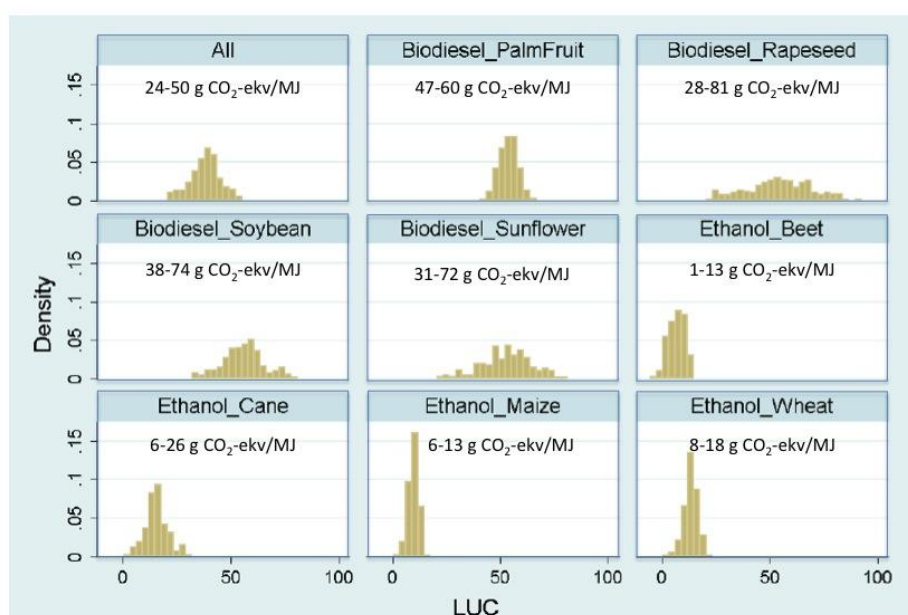
De ekonomiska modellerna kan dock inte peka ut vilken *typ* av mark som kommer att påverkas. Det behövs alltså ytterligare antaganden om vilken mark som kommer att ändras, vilka växthusgaser som är förknippade med den förändrade markanvändningen, samt över hur många år som utsläppen ska fördelas. Därför brukar man lägga till ytterligare några modeller, vilket givetvis ökar osäkerheten i resultaten ytterligare.

Det finns även andra typer av föreslagna metoder och modeller för att fastställa iLUC. Som exempel kan nämnas en top-down-approach där data om växthusgasutsläpp från IPCC fördelas ut över olika sektorer baserad på markanvändningsstatistik och en del allokeras till biodrivmedel (Tipper et al., 2009). En annan studie använder expertgrupper för att rita upp flödesscheman över tänkbara effekter som en ökad biodrivmedelsanvändning kan ha på markanvändning (s k casual descriptive approach) och bygger beräkningar på dessa (Bauen et al., 2010). Ytterligare en annan studie antar att varje ton gröda som används till biodrivmedelsproduktion måste ersättas med motsvarande produktion (eller minskad konsumtion) någon annanstans, emissionerna bestäms genom att all global expansion, baserad på statistik från FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), och intensifiering av åkermark fördelas på all användning av åkermark, viktad efter markens produktionsförmåga (Schmidt et al., 2012). Resultaten från ett antal studier redovisas i Figur 2.4.



Figur 2.4. Resultat sammanställda från ett antal olika studier av iLUC av biodrivmedel, S står för simplified model, E står för economic model. I ett par av modellerna blir värdet negativt, det beror på att man antagit höga GHG-besparingar från biprodukter från biodrivmedels-tillverkningen. Alla resultat har omräknats så att utsläppen är fördelade över 20 år. Anledningen till att det i vissa studier blir negativa iLUC är antagande om stora vinster kopplade till utnyttjande av biprodukter (ofta att drank från etanolproduktion ersätter soja). Baserat på Di Lucia et al. (2012), där en komplett referenslista över de olika studierna finns.

Några nya studier har tillkommit sedan sammanställningen i bilden ovan, men ingen av dem har avsevärt ändrat läget med avseende på osäkerheten i modellerna. Bland de nya studierna kan särskilt en rapport av IFPRI publicerad i oktober 2011 nämnas, som haft stort inflytande på EU-kommissionens arbete med att integrera iLUC i Förnybartdirektivet (Laborde, 2011). I IFPRIs studie utfördes Monte Carlo simuleringar för att utvärdera osäkerheten i deras modell MIRAGE som modellerat en ökad efterfrågan av biodrivmedel i EU (se Figur 2.5). Osäkerhetsbedömningen gäller dock bara för parametrarna i deras egen modell och säger inget om osäkerheten i själva modellen, jämfört med andra modeller. De regioner som påverkas mest av den ökade efterfrågan av biodrivmedel i EU är enligt studien Latinamerika (främst Brasilien), OSS (f.d. sovjetrepublikerna, förutom baltstaterna) och Afrika söder om Sahara.



Figur 2.5. Resultat av Monte Carlo-simulering baserad på ekonomiska jämviktsmodellen MIRAGE för olika biodrivmedel (Laborde, 2011). Emissionerna uttrycks som g CO₂-eq/MJ biodrivmedel, densiteten visar på frekvensen (baserat på slumpmässigt urval av parametervärden). Resultaten visar sannolikhetsfördelningen av LUC-utsläpp. I varje ruta anges 95%-intervallet i siffror. Exempelvis är 95% av simuleringensresultaten för etanol-vete i denna modell inom intervallet 8 och 18 g CO₂-eq/MJ, med ett medianvärde på 14 g CO₂-eq/MJ

2.5.3 Varför blir det så olika resultat?

Resultaten från de olika studierna är mycket varierande. Val av modell är naturligtvis avgörande för resultaten, vilken typ av ekonomisk modell eller om en annan metod används. Det är också en framtida markanvändning som modelleras, och per definition är framtiden alltid oviss. Det skulle alltså vara konstigt om alla modeller kom fram till samma svar.

De ekonomiska modellerna kan inte skilja mellan direkt och indirekt förändrad markanvändning, och det kan inte vissa av de övriga modellerna heller. Detta är naturligtvis en stor källa till osäkerhet och gör resultaten svåra att jämföra.

För de studier som baseras på ekonomiska modeller kan skillnaderna förklaras genom följande punkter (DGEnergy, 2010; Khanna & Crago, 2011; Nassar et al., 2011; O'Connor, 2011; Prins et al., 2010; Yeh & Witcover, 2010):

- Modellerna är från början utvecklade för andra syften. De har olika världsuppfattningar och därmed olika startpunkter och olika antaganden om oljepris, markpris, handelspolitik etc.
- Vissa modeller studerar hela världsekonomin (allmänna jämviktsmodeller) medan andra studerar enskilda sektorer (partiella jämviktsmodeller).

- Olika policy och sluttidpunkter analyseras. Andel biodiesel/etanol som produceras för att uppnå ett policybeslut kan skilja, liksom om andra generationens drivmedel antas kommersialiseras inom den studerade tidsperioden.
- Spatial upplösning skiljer. Vissa modeller studerar handeln av grödor i varje land i detalj, andra aggregerar till större områden.
- Specificering av gröda som råvara varierar. Vissa modeller studerar enbart ”spannmål”, andra kan differentiera mellan olika typer av spannmål som vete, korn, råg, havre etc. Bara vissa modeller tillåter att även skogsråvara kan konkurrera som råvara för andra generationens drivmedel.
- Antagande om mängd råvara per MJ biodrivmedel varierar.
- Antagande om mängd biprodukter samt hur dessa värderas skiljer. I vissa modeller tas ingen hänsyn alls till biprodukter.
- Antaganden om elasticitet och korselasticitet varierar vilket har stor betydelse för resultaten. Även antagande om hur förhållandet import/export responderar på priser är av stor vikt.
- Vissa modeller tillåter handel av biodrivmedel, andra inte.
- Antagande om skördenivåer varierar. Detta hänger även samman med den spatiala upplösningen, vissa modeller använder medelvärden för större regioner, andra är mer detaljerade. Baserat på historiska data antar vissa modeller att skördarna ökar över tid tack vare allmän teknikutveckling, även utan införande av särskild biodrivmedelspolicy.
- Val av mark som ingår och modelleras skiljer. Vissa modeller inkluderar betesmark och skogsmark, andra bara jordbruksmark. Villkoren för expansion skiljer sig åt, vissa modeller tillåter t.ex. bara att expansion av grödor kan ske på betesmark. Även antaget pris på mark är viktigt för resultaten liksom kostnader för konvertering av en användning till en annan.
- Antagande om hur stor skörd man kan få från den mark som nyodlas varierar.
- Antaganden om intensifiering (gödsel, bevattning, mekanisering etc) och hur mycket skördarna kan öka till följd av intensifiering skiljer.
- Modellerna har svårt att hantera områden där man tar ut mer än en skörd per år (double cropping).

I de ekonomiska modellerna, men även i några av de övriga modellerna, behövs ytterligare antaganden för beräkning av växthusgasutsläpp vilket kan påverka resultaten. Exempel är:

- Vilken typ av mark som antas påverkas.
- Flera modeller kan inte särskilja mellan avskogning och undviken återskogning vilket ger väldigt olika utsläpp av växthusgaser
- Hur biomassa ovan och under jord påverkas och hur markkolet förändras
- Om lustgas beaktas
- Antal år som utsläppen fördelas över

2.5.4 ILUC för biodrivmedel baserade på lignocellulosa

Teorin om indirekta effekter är naturligtvis även applicerbar på drivmedel baserad på lignocellulosaråvaror från jord- och skogsbruk. Odling av Salix kräver t ex åkermark vilket kan ge indirekta effekter eftersom marken då inte samtidigt kan utnyttjas till

livsmedelsproduktion. Om skogsprodukter används som råvara till biodrivmedel, så kan även det ge indirekta effekter genom att konkurrera med annan användning för produktion av till exempel pappersmassa eller energi.

De flesta studier som gjorts om iLUC berör drivmedel baserade på grödor, endast ett par studier har hittats för biodrivmedel som baseras på lignocellulosa. Havlík et al. (2011) har använt en ekonomisk jämnviktsmodell vid namn GLOBIOM för att studera iLUC-effekter av etanol baserad på energiskog, timmer och skogsrester. Körningarna är baserade på scenarier för år 2030 där biodrivmedel står för 7,5% av den globala energianvändningen i transportsektorn och 40% av dessa biodrivmedel tillverkas av stamved och skogsrester som råmaterial för etanolproduktion. Resultaten visar att de totala emissionerna, jämfört med att köra på fossila drivmedel, minskar med 27%. Däremot kan utsläppen öka, om etanolen baseras på energiskog som planteras på jordbruksmark där konkurrens med matproduktion uppstår.

Taheripour & Tyner (2012) har studerat iLUC för andra generationens biodrivmedel baserad på majshalm, Miscanthus och Switchgrass (två typer av energigräs), för den nord-amerikanska marknaden. Modellen GTAP användes för beräkningarna. Majshalm till etanol får svagt negativa iLUC-faktorer (runt -1 g CO₂-ekv/MJ), medan resultaten för energigräsen varierar ganska kraftigt beroende på antagande om vilken typ av mark som berörs. För etanolproduktion baserad på Miscanthus blir iLUC-faktorn 6-32 g CO₂-ekv/MJ och för Switchgrass 20-74 g CO₂-ekv/MJ. Detta är alltså faktorer som ska adderas till biodrivmedlets övriga utsläpp från livscykeln. Som ett jämförelsetal kan nämnas att livscykelutsläpp från fossila drivmedel är ungefär 80-100 g CO₂-ekv/MJ (Eriksson & Ahlgren, 2013).

2.5.5 Fördelning av iLUC-utsläppen över tid

När man antar att ett biodrivmedel orsakar ändrad markanvändning, t.ex. vid omläggning från skog eller permanent betesmark till ettåriga grödor kan detta leda till stora initiala kolförluster. Eftersom marken kommer att fortsätta producera grödor i flera år, bör kolförlusterna fördelas över tid. I de flesta studier fördelas kolförlusterna på 20 eller 30 år. Detta härstammar sannolikt från IPCC:s beräknade medelvärde för mark att nå ett nytt steady-state, alternativt på den beräknade medellivslängden för en bioenergianläggning (Khanna et al., 2011). Ytterligare en mer avancerad metod föreslås av Kløverpris & Mueller (2013) där utsläpp av växthusgaser istället beräknas som impulsfunktioner och omräknas till strålningsbalans (radiative forcing) och sedan till koldioxidekvivalenter. Kløverpris & Mueller (2013) tar även hänsyn till vilken del av världen som expansionen av biodrivmedelsgrödor sker. I delar av världen där det sker en expansion av åkermark blir iLUC-effekten omedelbar, medan det i delar av världen där det sker en tillbakagång av åkermark blir det en iLUC-effekt som kan beskrivas som en fördröjd återväxt. Resultaten från studien visar att påverkan på växthusgasutsläppen från iLUC kan vara betydligt mindre än tidigare beräknats, ca 1/3 av koldioxidekvivalenterna jämfört med studier av Searchinger et al. (2008) och Hertel et al. (2010).

2.5.6 ILUC-debatten i EU och förslag på ändringar i RED

Förnybartdirektivet (RED) utformades med mål om minskade växthusgasemissioner, säkrad energitillgång och regional utveckling, men debatten har numer förvandlats till en global debatt om val mellan viktiga energi-, klimat- och utvecklingsmål för framtiden på nationell, regional och global nivå (Johnson et al., 2012). Debatten har berört konsekvenser för social hållbarhet, matpriser, biodiversitet, ”land grabbing”, orättvisa handelshinder etc, och dessutom har väldigt mycket tid ägnats åt att debattera iLUC (Levidow, 2013).

Ett flertal aktörer har gett sig in i iLUC-debatten, och därmed utformningen av politiken. EU-kommissionen har ordnat flertalet öppna seminarier, men också mer formella remisser. Bland de aktörer som har hörts i iLUC-debatten kan nämnas olika NGOs som har en väldigt kritisk inställning till biodrivmedel och starkt propagerat för införande av höga iLUC-faktorer (Bird Life International, Greenpeace, Friends of the Earth, Transport and Environment), men debatten färgas även av biodrivmedelstillverkare, lantbruksorganisationer, forskare, oljebolag m fl. Just NGO:s inblandning måste ses som unik i sammanhanget och har studerats av till t ex Pilgrim & Harvey (2010) och Levidow (2013).

I oktober 2012 kom till slut ett mycket försenat förslag från EU-kommissionen om hur iLUC-frågan ska hanteras i RED och FQD. Förslaget innebär bland annat (EU-kommissionen, 2012):

- Biodrivmedel baserade på grödor som kan användas till livsmedel eller foder får utgöra högst 5% av transportsektorns energianvändning vid beräkning av 10%-målet (grödobaserade drivmedel kan utgöra mer än 5%, men bara 5% får räknas mot målet).
- Skärpta (tidigarelagda) krav på GHG-reduktion.
- ILUC-faktorer ska ingå i medlemsstaternas rapportering till EU-kommissionen.
- En lista med olika råvaror presenteras, där vissa biodrivmedel baserade på de listade råvarorna får räknas dubbelt eller fyrdubbelt mot 10%-målet.

Även om förslaget just nu (februari 2013) är ute på remiss, har det redan kritiserats från flera håll, och flera branschorganisationer och företag i Sverige har redan lämnat remissvar eller kommentarer. Bland dem finns Lantmännen, Preem, Scania, Perstorp BioProducts, Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien (KSLA), Gröna bilister och Svebio. En ståndpunkt som är återkommande i remissvaren är att EU-kommissionens förslag riskerar att bromsa marknadsutvecklingen och på så sätt motverka sitt eget syfte. De menar att det skapar osäkerhet på marknaden vilket ger minskade investeringar och därigenom minskad tillväxt. Även Energimyndigheten har officiellt uttalat sig om förslaget och menar att direktivets ursprungliga syfte riskerar att bli urvattnat (Energimyndigheten, 2013).

Parallellt med remiss-arbetet behandlar Europa parlamentet förslaget från kommissionen. Enligt en preliminär rapport som släpptes i mitten av april, föreslås att iLUC-faktorer ska inkluderas i hållbarhetskriterierna, inte bara för rapportering så som EU-kommissionen föreslog. Den preliminära rapporten innehåller dessutom ett antal andra förslag på ändringar i Förnybartdirektivet och Bränslekvalitetsdirektivet. Det är alltså stor sannolikhet att förslaget från kommissionen förra året kommer att modifieras (Lepage, 2013).

IEEP (Institute for European Policy) kom nyligen också ut med en analys av förslaget (Kretschmer et al., 2013). Rapporten pekar bland annat ut att listan med de olika råvarorna måste förtydligas då det saknas definitioner för vissa av råvarorna och därmed finns utrymme för att tolkas olika i medlemsstaterna. IEEP-rapporten visar också på behovet av en EU-omfattande analys av biomassaresurser; hur de används idag och om det finns något överskott (det vill säga utan förknippade iLUC-effekter) som kan användas till biodrivmedel. IEEP gör i samma rapport också en egen analys av hållbarheten hos de råvaror som anges i förslagets dubbel- och kvadrupellista, men utvärderingen lider av stora brister. Här bedöms råvaror som hållbara eller ohållbara utan någon djupare analys. För vissa råvaror görs dessutom rent felaktiga påståenden. Rapporten ger heller ingen nyanserad bild av variationer inom de olika typerna av råvaror.

2.5.7 Undvika iLUC?

Ett av problemen med iLUC är att det saknas empiriska bevis. Hittills finns såvitt vi vet ingen studie som kunnat koppla en ändrad markanvändning i en del av världen till en annan. Ett försök att empiriskt bevisa iLUC har publicerats av Kim & Dale (2011). Genom att studera historisk markanvändningsstatistik försökte man fastställa samband mellan etanolproduktion i USA och ändrad markanvändning i världen. Studien kunde dock inte visa några sådana samband. Författarna drar slutsatsen att antingen har ingen iLUC uppkommit eller så är metoden inte tillräckligt känslig för att kunna fastställa iLUC. Studien fick också mycket kritik, se t.ex. O'Hare et al. (2011). Som tidigare nämnts är det många komplexa samband som måste utredas och det är svårt att bevisa att ändrad markanvändning är en konsekvens av just biodrivmedel och inte drivs av t.ex. ökad köttkonsumtion. Tills vidare är vi alltså beroende av modeller för att kvantifiera iLUC. Det vi kan göra, är att försöka undvika iLUC så gott det går. Ahlgren & Börjesson (2011) sammanfattar ett antal förslag från litteraturen:

- Begränsa direkta markförändringsemissioner genom att arbeta med internationella avtal som reglerar all markanvändning.
- Införa en global skatt på CO₂-emissioner där markemissioner även inberäknas.
- Tillåt att de biodrivmedel som ligger nära gränsen kan handla emissionsrätter av andra biodrivmedelsproducenter (för att undvika att stora delar av biodrivmedelsindustrin går i konkurs vid införandet av iLUC-faktorer).
- Främja utveckling av biodrivmedel med låg risk för iLUC som t.ex. odling på degraderad eller annan marginalmark, användning av avfall, restprodukter eller andra icke markkrävande råvaror (t.ex. alger).
- Forma policy så att endast "bra" biodrivmedel gynnas, d.v.s. tillåt bara att biodrivmedel köps från länder som redovisar LUC-emissioner och har en aktiv skogspolitik.
- Minska de kortsiktiga målen om andel biodrivmedel i transportsektorn.
- Främja en intensifiering i odling, framförallt i utvecklingsländer, t.ex. genom särskilda produktionsfonder.
- Minska förluster i alla led, så att mer biodrivmedel per hektar kan produceras.

Teorin bakom iLUC är som tidigare nämnts att ökad biodrivmedelsproduktion konkurrerar med annan användning och prisbildningen på marknaden. Det finns flera sätt att öka

produktionen av biomassa för biodrivmedel, utan att konkurrera med annan användning, vilket minimerar risken för iLUC. Detta behandlas i nästföljande avsnitt.

En av åtgärderna som nämns i listan ovan och i följande kapitel, är att öka intensifieringen i odlingen för att öka avkastningen. På så vis kan vi producera mer biomassa på samma mark och trycket att expandera odling på tidigare obrukad mark kan då minska. Det är dock viktigt att tänka på att ökad intensifiering ofta är en viktig orsak till minskad biodiversitet. I Sverige har ökad användning av konstgödning och växtskyddsmedel medfört att organismer har svårare att klara sig ute på fälten, samtidigt som den ekologiska variationsrikedomen i landskapet har minskat genom att naturbetesmarker, kantzoner och andra småbiotoper försvunnit (Smith et al., 2011). Det kan alltså bli så att olika miljömål står i konflikt med varandra.

2.5.8 Möjligheter att öka bioenergianvändning utan att konkurrera med annan produktion

I detta avsnitt ger vi en snabb översikt av potentiella källor till *ökad* bioenergianvändning, globalt och i Sverige. En grundligare genomgång av potentialer för skogs- och jordbruksråvaror i Sverige följer sedan i kapitel 3.

Potentialen för ökad bioenergianvändning beror inte bara på utvecklingen inom energi- och drivmedelsektorerna, utan också på befolkningstillväxt, diet, produktionsökningar inom jord- och skogsbruk, om det blir mer eller mindre skyddade naturområden samt hur utvecklingen av policy inom jord- och skogsbruk utvecklar sig (Smith et al., 2010). I denna rapport finns inte utrymme att göra en grundlig genomgång av alla dessa aspekter, men vi pekar ut några utmaningar och möjligheter. En generell slutsats i GEA (2012) är dock att det finns utrymme att öka produktionen av bioenergi och biodrivmedel och samtidigt minimera effekterna på jordbruksmarknader och livsmedelsproduktions genom att prioritera en diversifiering av produktionsteknologier och drivmedel och identifiera olika möjligheter i framtiden. Detta i sin tur kräver regional optimering av markanvändning och anpassade hållbarhetspolicies, som stöds av mellanstatlig reglering och policies..

Tabell 2.2.Översikt av global markanvändning (FAO, 2006; Hallström et al., 2011).

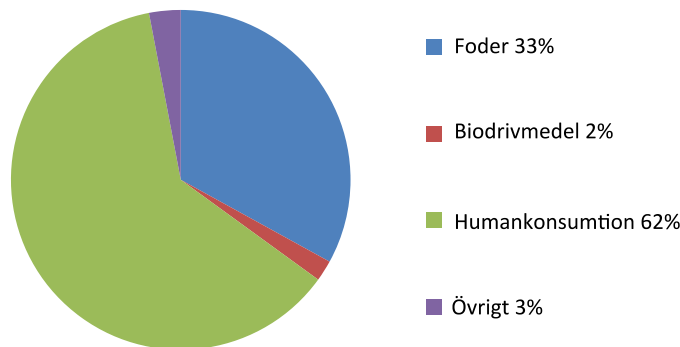
Kategori	Area (Mha)	Andel (%)
Skog	3 989	30
Gräsmark/permanent betesmark	3 442	26
Odlad mark*	1 534	11
Urbana områden**	40	<1
Övrigt***	4 414	31
Totalt	13 419	100

* Odlad mark innefattar både ettåriga och fleråriga grödor, temporär betesmark, träda mindre än 5 år, fruktträd, köksväxter etc

**Städer med mer än 100 000 invånare inräknade

***Övrigt inkluderar öken, polarområden, icke beväxt mark, våtmarker och inlandssjöar.

Vi utgår från dagens markanvändning. Kontinenterna på vår planet utgör ca 13 400 miljoner hektar (Mha), fördelade enligt Tabell 2.2. Fördelningen av odlad mark i olika användningskategorier presenteras i Figur 2.6. Vi använder alltså en väldigt liten del av den odlade marken till biodrivmedel idag, men så är också andelen biodrivmedel i transportsektorn bara 3% (IEA, 2011).



Figur 2.6. Global fördelning av åkermark (d v s permanenta gräsmarker för bete inte medräknat; från litteratursammanställning i Hallström et al. (2011)).

Produktionsökningar i jordbruket

En stor potential för att tillgodose en ökad efterfrågan på biomassa är att öka skördarna på redan odlad mark. Under det senaste århundradet har enorma framsteg skett, vilket ibland kallas för den ”gröna revolutionen”. Användande av nya växtsorter, kemiska bekämpningsmedel, handelsgödsel, mekanisering, bevattning etc har signifikant ökat skördarna. Särskilt har skördarna ökat i Amerika, Asien och Europa (Foley et al., 2011). Fortfarande finns det potential att öka ytterligare, man pratar om det så kallade skördeglappet mellan dagens skördar och vad som skulle kunna åstadkommas. T ex Smeets et al. (2007) uppskattar att i många utvecklingsländer ligger veteskördarna på 30-60% av vad de borde kunna vara, men även i industrialiserade länder finns en del förbättringar att göra. Mycket av skördeglappet beror på bristande gödsling, maskiner och bevattning, men också på bristande kunskap och bristande ”management” (Hengsdijk & Langeveld, 2009).

Hur ytterligare öknings av skördarna ska ske varierar mellan olika regioner. I vissa delar av världen, främst i utvecklingsländer, är ekonomiska begränsningar, brist på transporter och marknadens infrastruktur avgörande och det är där resurser bör sättas in (Godfray et al., 2010). Den ständiga utvecklingen av kunskap och ny teknik ger också nya möjligheter att öka effektiviteten i jordbruket, till exempel genom framsteg inom traditionell förädling men också användande av genetiskt modifierade grödor. Foley et al. (2011) uppskattar att om avkastningen för de 16 viktigaste livsmedels- och fodergrödorna uppnådde 95% av sin potential, skulle ytterligare 2,3 miljarder ton ny biomassa kunna produceras, vilket

motsvarar en 58%-ig ökning av den globala produktionen. Även om avkastningen för dessa 16 grödor endast uppnådde 75% av sin potential, skulle den globala produktionen öka med 1,1 miljarder ton, vilket motsvarar 28% ökning.

Outnyttjad mark

Outnyttjad mark har i flertalet studier pekats ut som en stor potential för ökad biomassa-produktion. Indelning görs vanligen mellan övergiven jordbruksmark och marginalmark, men det finns inte någon vedertagen indelning och definitionerna är ofta överlappande. Övergiven jordbruksmark innefattar ofta mark som inte utnyttjas på grund av ekonomiska skäl. Detta beror ofta på skördeökningar i samband med oförändrad efterfrågan av jordbruksprodukter, vilket gör det mindre lönsamt för lantbrukare att odla marken. I fattigare regioner kan det istället vara brist på ekonomiska resurser som kan leda till övergivande av jordbruksmark (Hallström et al., 2011). Marginalmark kan definieras som mark med lägre ekologiska värden och lågt kolinnehåll, d v s med lägre produktionsförmåga (Bustamante et al., 2009).

Statistiken kring dessa typer av mark är väldigt sparsam och ofta bristfällig. En sammanställning av studier i Hallström et al. (2011) visar dock att så mycket som 386 – 580 miljoner hektar övergiven mark och marginalmark kan finnas tillgänglig globalt. I en studie av Nijssen et al. (2011) har den globala potentialen för energiproduktion på degraderad mark beräknats till 150 EJ per år om energigräs odlas, eller 190 EJ per år för om energiskog odlas. Det kan jämföras med dagens energitillförsel på 475 EJ (Cullen & Allwood, 2010). Merparten av denna potential återfinns dock på områden som för närvarande klassas som skog, jordbruksmark och betesmark. Endast cirka 25 och 32 EJ per år återfinns i kategorin övrig mark. Den största potentialen för odling på degraderad mark finns enligt Nijssen et al. (2012) i Kina, USA, Brasilien, Västafrika, Östafrika, Ryssland och Indien.

Tabell 2.3. Trädesarealer, 1000-tals hektar (Eurostat, 2013; SJV, 2013)

År	EU27	Sverige
2002	11 624	269
2003	11 725	276
2004		268
2005	10 598	321
2006	11 097	307
2007	10 228	281
2008	8 142	147
2009	8 670	153
2010		177
2011		154
2012		152

Inom EU nämns trädesmark ofta som en potential för ökad bioenergiproduktion. Statistiken kring trädesmark i EU är inte helt komplett. De senaste siffrorna för EU27 i Eurostat är från 2009 (se Tabell 2.3). Störst arealer av träda finns i Spanien (3 733 tusen hektar år 2009). För

både EU27 och Sverige kan man ana en nedåtgående trend för trädesarealen. Arealerna träda i Europa är ändå rätt stora; 8,6 miljoner hektar kan jämföras med Sveriges hela åkerareal på 2,6 miljoner hektar. I östra Europa inklusive Ryssland, uppskattar Siebert et al. (2010) att så mycket som 59 miljoner hektar kan ligga i träda.

Dessutom kan det finnas mer outnyttjad mark i EU, som inte ingår i kategorin träda. Enligt FAO finns i EU 73 miljoner ha övrig mark ("other land") vilket förmodligen inkluderar nerlagd åkermark. Mängden jordbruksmark har minskat med 11 miljoner hektar sen år 2000 (varav 6 miljoner hektar åkermark) samtidigt som kategorin övrig mark har ökat (FAOSTAT, 2013).

Jordbruksverket har gjort en uppskattning av läget i Sverige för övergiven jordbruksmark. Under den senaste 25-årsperioden bedöms cirka 275 000 hektar jordbruksmark ha tagits ur produktion i Sverige (inkluderar inte mark i träda). Bland dessa hektar är det en relativt liten andel som på kort sikt åter kan tas i bruk för odling. Många av de tidigare lämnade skiftena är små, det är vanligt förekommande med brukningshinder och det kan även krävas en restaurering av de igenväxta markerna. Sätts en nedre gräns för arealen per åkerskifte på två hektar, återstår omkring hälften av den arealen. Om man även räknar bort de marker som ligger illa till eller på annat sätt inte lämpar sig för odling återstår det maximalt 100 000 hektar av den tidigare odlade jordbruksmarken. Denna areal kan möjligen användas vid odling av energigrödor med kort rotationsperiod (SJV, 2009). En del av den övriga marken kan potentiellt användas till mer traditionell skogsproduktion, t ex för energiändamål.

Övriga sätt att frigöra mark för bioenergi

En stor del av den biomassa vi odlar kasseras, försämras eller angrips av skadedjur. FAO uppskattar att ungefär en tredjedel av alla livsmedel som produceras aldrig konsumeras, medan andra källor uppskattar att så mycket som hälften av alla odlade livsmedel går förlorade (Foley et al., 2011). I utvecklingsländer kan mer än 40% av livsmedlen gå förlorade efter skörd p g a dåliga lagrings- och transportförhållanden; i industrialiserade länder sker förlusterna i högre grad i detaljhandelssteget och hos konsumenter. Om man utgår från att en tredjedel av livsmedlen går till spillo enligt FAOs uppskattning, så odlar vi 1500 miljoner hektar i onödan, mark som skulle kunna användas till bättre ändamål (Hallström et al., 2011).

I stora delar av världen är konsumtionen av kött mycket hög och ökande. Vi använder globalt sett häpnadsväckande 75% av jordbruksmarken till bete- och foderproduktion (Foley et al., 2011). Detta inkluderar alltså åkermark för foderproduktion ca 10%, men det är permanent gräsmark för bete som dominerar, ca 65% av jordbruksmarken. I Sverige däremot är betet mindre, medan ca 75% av åkerarealen används för att producera foder (spannmål och grov-foder) (beräknat utifrån Cederberg et al., 2011). Flera studier har visat på potentialen att frigöra åkermark vid omläggning till en mer intensiv djurhållning, och/eller mer vegetabiliskt baserad kost. Wirsenius et al. (2010) visade att ökad produktivitet i djur-hållning, kombinerat med 20% ersättning av rött kött med fjäderfä och fläsk på global skala, skulle kunna resultera i friläggning av mark motsvarande nästan en femtedel av de globala jordbruksarealerna. Enligt en studie av Stehfest et al. (2009) kan ända upp till hälften av världens jordbruksmark kunna frigöras om allt rött kött ersätts av

vegetabiliskt protein. Foley et al. (2011) gör en något försiktigare uppskattning; genom att använda 16 av de mest odlade grödorna i världen till 100% humankonsumtion (jämfört med idag då mycket går till foder) skulle en miljard ton biomassa kunna frigöras, vilket motsvarar en 28%-ig ökning av livsmedelsproduktionen.

Jordbruksverket föreslår att en förändrad grödofördelning skulle kunna frigöra åkermark för bioenergiproduktion. Livsmedelsproduktionen av spannmål kan exempelvis koncentreras till höst- och vårvete, som är mer högavkastande sädesslag. Foderproduktionen kan exempelvis koncentreras till de mest högavkastande fodergrödorna; höstråg, korn, ensilagevallar samt majs i de områden där detta är möjligt. Den obrukade marken och trädan kan i större utsträckning användas till fleråriga energigrödor. Genomförs de beskrivna förändringarna och produktionen anpassas till husdjurens foderbehov samt till de historiskt, 1993-2002, ”normala” totalskördarna av brödsäd, uppskattar Jordbruksverket att mellan 200 000 och 500 000 hektar åker kan frigöras, arealer som sannolikt kan användas för odling av energigrödor (SJV, 2009).

Som ovanstående kapitel har visat, så finns stora möjligheter att öka mängden bioenergi till exempel genom ökad produktivitet i jord- och skogsbruk, användandet outnyttjad mark, minskat svinn, minskad köttkonsumtion samt med en genomtänkt användning av jordbruksmark vad gäller fördelning av grödor och djurhållning. I kapitel 3 lyfts en del av dessa frågor fram och potentialer för ökad produktion av biomassa till biodrivmedel beräknas. Samtidigt är det viktigt att tänka på att produktion av biodrivmedel kan leda till andra effekter. I en framtid med en ökande befolkning kan mark bli en bristvara, vilken kan påverka de globala matpriserna. Många av världens fattigaste länder är nettoimportörer av livsmedel, den största andelen av befolkningen i dessa länder är nettoförbrukare av mat och anpassar sig till högre matpriser genom att äta mindre, äta livsmedel med lägre kvalitet, eller att skära ned på andra utgifter (för en litteraturgenomgång av koppling mellan biodrivmedel och matpriser, se t ex Höglund et al., 2013). Ändrat brukande av mark och resurser kan även påverka andra miljömål, som övergödning, försurning och biodiversitet.

3 RÅVAROR FÖR BIODRIVMEDEL

3.1 GLOBAL RÅVARUPOTENTIAL FÖR BIOENERGI

3.1.1 Resultat från globala potentialstudier

Det finns en hel del litteratur som försöker uppskatta utvecklingen av bioenergi i framtiden. IPCC har gjort en sammanställning av denna typ av studier (Edenhofer, 2011), se Tabell 3.1

Tabell 3.1. Teknisk potential av bioenergi år 2050 baserat på en sammanställning av ett stort antal studier samt IPCC's bedömning av den ekologiska-ekonomiska potentialen (Edenhofer, 2011).

Kategori	2050 - Teknisk potential (EJ/år)	2050 - Ekologisk-ekonomisk potential (EJ/år)
Biprodukter från jordbruk	15-70	
Energigrödor från överskott av jordbruksmark	0-700	
Energigrödor från marginalmark	0-110	
Skogsbiomassa	0-110	
Gödsel	5-50	
Organiskt avfall	5- >50	
Totalt	<50 - >1000	120-155

Detta är dock den tekniska potentialen som redovisas, vilken sedan begränsas av ekologiska och ekonomiska faktorer. Med sådana restriktioner tagna i beaktning uppskattar IPCC själva att biomassa kan bidra med mellan 120 och 155 EJ per år (primärenergi) till energisystemet runt år 2050 (detta motsvarar 33-43 milj.TWh). Detta kan jämföras med den mängd energi som skördas idag som mat, foder och fibrer om 219 EJ per år. Också Akhurst et al. (2011) har sammanställt ett antal potentialstudier. De drar slutsatsen att om 50% av den ekonomiska bioenergi-potentialen skulle användas till biodrivmedel, skulle detta kunna täcka 25-30% av globala drivmedelsbehovet.

Sammanställningen visar att det finns en stor spridning i resultaten, och att det finns stora osäkerheter i dessa potentialuppskattningar som till stor del beror av antaganden kring befolkningsutveckling, ekonomisk och teknisk utveckling, efterfrågan på mat, foder och fibrer (inklusive diet), klimatförändringar, degradering av mark, vattenbrist. I IPCCs rapport ges en mer utförlig beskrivning av dessa osäkerheter kopplade till potentialbedömningar (Edenhofer, 2011).

3.1.2 Alger som råvara för biodrivmedel

Alger som råvara för produktion av biodrivmedel kan bli aktuellt på längre sikt. Generellt sett är den tekniska potentialen stor, men det återstår många tekniska och ekonomiska utmaningar. Odling av alger motiveras av möjligheten att uppnå hög produktivitet per markyta (se nedan) samt att ej produktiv mark och vattenresurser av låg kvalitet (t ex förorenat vatten eller saltvatten) kan användas, men det ställer också krav på att odlingens energibalans ska gå ihop.

Alger kan delas upp i makroalger och mikroalger. Makroalger är helt enkelt ett annat ord för olika former av sjögräs. Dessa odlas och skördas idag i mindre mängder, för livsmedel och som råvara för kosttillskott och läkemedel i framförallt Asien. De kan utgöra en potentiell biomassaresurs för drivmedelsproduktion, framförallt genom rötning till biogas, men också för jäsning eller förgasning. Det finns idag få bra uppgifter om vilket utbyte som går att uppnå praktiskt för produktion av makroalger. Under kontrollerade förutsättningar har man dock kommit upp till nivåer kring 45 ton TS/ha/år (Bauen et al, 2009a).

Mikroalger är mikroskopiska fotosyntetiska organismer (t ex grönalger, blå-gröna alger) som producerar olika kemikalier och ämnen beroende av algtyp. Mest intressant för biodrivmedelsproduktion är alger med hög oljeandel och en nyckel är därför att identifiera och modifiera algararter för maximerad oljeandel. Oljan från algerna kan sedan extraheras och esterifieras eller hydreras till FAME respektive HVO. Mikroalger har potentiellt mycket högt utbyte. Nivåer på 10-100 m³ bioolja/ha nämns (med 15 resp 50% oljeandel i algerna), vilket är 2-20 gånger högre än för palmolja, som annars är den oljeväxt med högst utbyte per hektar (Bauen et al, 2009a). För att uppnå dessa höga utbyten krävs dock tillgång till vatten, solljus (energi) och näringsämnen. Särskilt intressant blir det därför om näringsämnen kan hämtas från t ex avloppsvatten och CO₂ i rökgaser, samt om lågvärdiga värmekällor kan bidra till energiförsörjningen. I dagsläget är detta en förutsättning för att komma i närheten av ekonomiskt intressanta system. Tillgången till lågvärdiga värmekällor har också lyfts fram som en anledning till att algproduktion även kan vara av intresse i Sverige.

Utvecklingen av odlingssystem för mikroalger är inriktade antingen på öppna dammar eller slutna bioreaktorer. Senare tids utvärderingar tyder på att de öppna, mindre kostsamma, systemen har bäst förutsättningar för realisering, trots lägre tillväxthastigheter. En utmaning för algproduktion är att upprätthålla populationen, med hög produktivitet och oljeutbyte, över längre tid. En annan är att sänka kostnaderna, vilket kräver högre produktivitet och oljeutbyte, hantering av föroreningar av odlingen samt utveckling av skördetekniker och metoder för att undvika behov av torkning (Bauen et al, 2009b). En nyckel kan vara samproduktion med mer högvärdiga produkter, vilka kan bidra till totalekonomin.

En samlad bedömning av den totala potentialen för alger som råvara för biodrivmedelsproduktion är svår, eftersom det finns stora osäkerheter rörande till exempel odlingsmöjligheter, men Bauen et al (2009a) nämner en global potential på flera hundra EJ för mikroalger och flera tusen för makroalger, vilket kan jämföras med världens totala energianvändning på ca 475 EJ per år (130 milj. TWh). Av större intresse är därmed hur man kan utveckla möjligheterna att tekno-ekonomiskt och praktiskt utnyttja större andel av potentialen.

Det finns ett betydande antal företag som är engagerade i utvecklingen av alger. Några av dessa och deras processlösningar nämns som exempel på framtida produktionskedjor i Kapitel 6.

3.2 RÅVAROR OCH POTENTIALER I SVERIGE

Den teoretiska potentialen för råvara för biodrivmedel är stor i Sverige om vi räknar med all biomassa som produceras i jord- och skogsbruk. Denna potential är dock inte realiserbar eftersom det finns en mängd olika restriktioner som ekologiska, tekniska och ekonomiska. Därutöver kommer den verkligt realiserade användningen att bero av konkurrens om användningen med annan biomassanvändning (för övrig energianvändning, material och kemikalier). Dessutom kommer naturligtvis olika typer av drivmedelsproduktion att i viss mån konkurrera inbördes. Slutligen tillkommer möjligheten att importera (och exportera) råvara och biodrivmedel. Dessa faktorer, tillsammans med politiska styrmedel mm, komplicerar en bedömning av den praktiska marknadsmässiga potentialen för drivmedelsproduktion.

I det här kapitlet beskrivs kortfattat de olika typer av råvaror som finns tillgängliga i Sverige och som bedöms vara aktuella för biodrivmedelsproduktion samt deras potentialer idag och inom en 30-50-årsperiod. I möjligaste mån beskrivs vilken typ av potential som avses och vilka restriktioner som inkluderas. Uppskattningar av olika råvarors potentialer varierar dock i detaljeringsgrad och noggrannhet där vissa baseras på omfattande modelleringar medan andra utgörs av enklare räkneexempel, vilket gör att dessa inte blir direkt jämförbara utan resultaten ska tolkas med försiktighet. Målsättningen är dock att ge en bild av vilka storheter som kan bli aktuella för olika typer av råvara.

3.2.1 Potential för skogsbränslen

Sverige har idag ca 22,5 miljoner hektar produktiv skogsmark, vilket motsvarar ca 55 % av landytan (Skogsstyrelsen, 2013a). Den årliga genomsnittstillväxten för produktiv skogsmark i hela landet uppgår till 4,9 m³sk per hektar. Såväl skogsmarksandel som skogstillväxt skiljer sig dock mycket åt regionalt. Skogstillväxten i norra Norrland uppgick mellan åren 2006-2010 till 3,0 m³sk per hektar medan motsvarande tillväxt i Götaland var 6,9 m³sk per hektar. Norra Norrland har dock den största arealen av produktiv skogsmark (drygt 6,7 miljoner hektar, exkl. fridlyst produktiv skogsmark) medan Götaland har minst (4,94 miljoner hektar) enligt Riksskogstaxeringen.

Den totala tillgången på inhemskt skogsbränsle uppdelad i stamved, GROT och stubbar samt skogsmarkens tillväxt redovisas i Tabell 3.2. De inhemska skogstillgångarna har ett energiinnehåll motsvarande drygt 10 500 TWh med en årlig tillväxt om drygt 350 TWh. Den årliga tillväxten kan betraktas som dagens teoretiskt maximala skogsbränslepotential. Bruttoavverkningen uppskattades under år 2011 till 88,8 miljoner m³sk, vilket Skogsstyrelsen uppger vara en osäker siffra. Nettoavverkningen var 72,1 miljoner m³f ub (Skogsstyrelsen, 2012). Omräknat till energienheter motsvarar denna brutto- respektive nettoavverkning av stamved cirka 190 respektive 155 TWh (2,15 MWh/m³ stamved) enligt de Jong (2012). Därutöver sker uttag av hyggesrester för energiändamål, huvudsakligen av grenar och toppar (GROT), men också en mindre andel

klen stamved och en liten mängd stubbar. Uppskattningar över hur stora uttagen är av hyggesrester är mycket osäkra och varierar oftast mellan 7 och 14 TWh i olika källor (Skogsstyrelsen 2012; de Jong 2012). Dessutom skiljer uttaget mellan olika år beroende på behov i fjärrvärmesektorn.

Tabell 3.2. Skogsbränsletillgångar, tillväxt. och skördenivå¹

Skogsbränsle	Nuvarande total mängd stående skogsbiomassa		Total tillväxt av biomassa på skogsmark		Nuvarande skördenivå (brutto)
	Miljoner ton TS	TWh ²	Miljoner ton TS/år	TWh/år	TWh/år
Stamved	1 230	ca 6 000	42	ca 200	ca 190
GROT	445	ca 2 200	15	ca 75	ca 7-14
Stubbar	470	ca 2 300	16	ca 80	ca 0,5
Totalt	2 150	ca 10 500	73	ca 360	ca 200

¹ Bearbetad data från Nohlgren et al, (2010); Egnell, (2008); Skogsstyrelsen (2012); de Jong (2012).

² Beräknad utifrån ett lägre värmevärde om 4,9 MWh per ton torrsustans (TS).

De allra största användarna av skogsbränsle är skogsindustrin (massa- och pappersbruk och sågverk), fjärr- och kraftvärmeverk samt träpelletsproducenter. Den totala industriella biobränsleanvändningen (inklusive torv och avfall) uppgick år 2010 till 61,4 TWh (inklusive elproduktion), varav massaindustrins returlutar (till övervägande del svartlut) stod för 39 TWh. Ca 7,3 TWh biobränsle användes för industriell elproduktion (Energimyndigheten, 2012a).

Svartlut är en av de centrala interna strömmarna vid kemisk massaproduktion och består av kokkemikalier (som återvinns till processen) samt av den vedsubstans som inte är kvar i massan, dvs i huvudsak lignin och hemicellulosa. Svartlut är också en av de råvaror som är högtintressant för produktion av biodrivmedel. Från svartluten produceras dock idag el samt processvärme till massa- (och pappers-)industrin, vilket gör att denna måste ersättas vid övergång till biodrivmedelsproduktion från svartlutsförgasning. Kemisk massaindustri, och därmed tillgång till svartlut, är framförallt koncentrerad till Sverige och Finland samt USA och Kanada.

Alternativ användning av (delar av) svartluten är också uttag av lignin som bränsle eller råvara för material (Tomani, 2010). Dessutom pågår även utvärdering av lignin som möjlig råvara för biodrivmedel i anslutning till raffinaderiproduktion (se även Avsnitt 6.1.2). Även tallolja ingår i svartluten och är en av restprodukterna från återvinningsprocessen för kokkemikalier. De olika beståndsdelarna i tallolja används som råvara för olika kemikalier, t ex såpa, smörjoljor, bindemedel i färg samt livsmedel. Den tyngsta återstoden, bekolja, används som bränsle. Den totala mängden talloljeproduktion i Sverige ligger på ca 200-250 kton, vilket motsvarar ca 2-2,5 TWh (Grahn & Hansson, 2013).

Den totala användningen av trädbränsle för fjärrvärmeproduktion (inklusive biobränsle för elproduktion) uppgick till ca 40 TWh år 2010 (Energimyndigheten, 2012a). Det bör dock noteras att 2010 var ett ovanligt kallt år.

Den årliga användningen av ved i mindre hus och jordbruksfastigheter uppgår till cirka 12 TWh, varav ca 25 % är träpellets (Skogsstyrelsen 2012). Utöver inom skogsindustrin och för uppvärmning av hus och fastigheter, är användningen av biomassa i andra industri-sektorer för närvarande låg. Biobränslen kan potentiellt börja användas i järn-och stål-industri och kemisk industri som ersättning av fossila råvaror.

GROT är en skogsråvara som blir tillgänglig främst vid slutavverkningar men också vid gallringar och betraktas i dag som ett bränsle av något lägre kvalitet jämfört med t ex stamvedsflis. Idag kommer cirka 90% av den skördade GROTen från förnygringsavverkningar och ungefär 10% från gallringar (Skogsstyrelsen, 2011). Uttaget av stubbar är i dagsläget knappt 0,5 TWh per år (de Jong, 2012), men bedöms ha en stor teoretisk potential.

Skogsstyrelsen uppdaterar regelbundet långtidsanalyser av hur den svenska skogen förväntas utvecklas i fråga om tillväxt, möjliga uttagsnivåer osv, i så kallade skogliga konsekvensanalyser (SKA). I dessa analyser beräknas också potentialen för GROT och stubbar för energiändamål utifrån olika restriktioner och geografiska områden. Enligt den senaste och mest aktuella analysen från Skogsstyrelsen finns det stor potential att öka uttaget av GROT och stubbar, både från gallring och vid slutavverkning (SKA, 2008). Som beskrivs i avsnitt 2.2.5 bedöms det dock finnas en viss skillnad mellan GROT och stubbar ur klimatsynpunkt, då stubbars reduktion av växthusgasutsläpp beräknas vara något lägre. Detta beror framför allt på att förlusten av markkol blir större när stubbar skördas än vid GROT-skörd och då speciellt när ett kortare tidsperspektiv beaktas (se Figur 2.1). I jämförelse med fossila bränslen och i ett något längre tidsperspektiv bedöms dock stubbar fortfarande leda till en signifikant nettoreduktion av utsläppen.

I Tabell 3.3. redovisas potentialen för GROT och stubbar utifrån tre olika nivåer på ekologiska, tekniska och ekonomiska restriktioner (SKA, 2008). Nivå 1 innebär inga restriktioner utan avser allt biobränsle som faller ut vid respektive avverkningsåtgärd. Nivå 2 inkluderar ekologiska restriktioner där uttaget begränsas till cirka 87-88% av arealen som avverkas och där framför allt blöt och fuktig mark undantas. Nivå 3 inkluderar ekologiska och tekniska/ekonomiska restriktioner där uttaget begränsas till 73-75% av arealen som avverkas. Här undantas också mark med dålig ytstruktur (t ex steniga marker), med stor marklutning samt små bestånd.

Det möjliga GROT-uttaget i slutavverkning bedöms variera mellan 16 och 36 TWh per år beroende av restriktionsnivå, och från gallring mellan 9 och 19 TWh. För stubbar bedöms potentialen i slutavverkning variera mellan 21 och 57 TWh och från gallring mellan 8 och 28 TWh (Tabell 3.3). När inga restriktioner inkluderas uppskattas den totala potentialen uppgå till cirka 140 TWh per år, vilket kan jämföras med den uppskattade årliga tillväxten av GROT och stubbar om cirka 155 TWh i Tabell 3.2. När ekologiska restriktioner inkluderas minskar potentialen med cirka 40% till 85 TWh, och när dessutom tekniska/ekonomiska restriktioner inkluderas reduceras potentialen med cirka 60% till

ungefär 55 TWh per år. Förutom biomassauttag i föryngringsavverkning och gallring bedöms uttag kunna ske vid röjning motsvarande drygt 2 TWh per år (SKA, 2008).

Tabell 3.3. Biomassapotentialet i form av GROT och stubbar i föryngringsavverkning och gallring under dagens förutsättningar beroende på restriktionsnivå¹

	Biomassapotentialet (TWh per år)		
	Nivå 1 (inga restriktioner)	Nivå 2 (ekologiska restriktioner)	Nivå 3 (ekologiska och tekniska/ekonomiska restriktioner)
Föryngrings- avverkning			
GROT	36	25	16
Stubbar	57	34	21
Delsumma	93	59	37
Gallring			
GROT	19	13	9
Stubbar	28	13	8
Delsumma	47	26	17
TOTALT	140	85	54

¹ Baserat på Skogsstyrelsen (SKA, 2008). Avser perioden 2010-2019.

Som tidigare angetts uppskattas dagens GROT-uttag från föryngringsavverkning och gallring uppgå till mellan 7-14 TWh per år, vilket kan jämföras med den uppskattade potentialen om cirka 25 TWh i Nivå 3 i Tabell 3.3. Denna jämförelse indikerar ett möjligt ökat uttag om 11-18 TWh per år. När det gäller GROT-uttag i gallringar kan det dock finnas ytterligare begränsande faktorer, t ex risk för ökade körskador om risning av stickvägar minskar vilket kan leda till rotskador (Skogsstyrelsen, 2011). Osäkerheten i den realiserbara potentialen i gallringar kan därför vara något större än den realiserbara potentialen i föryngringsavverkningar.

Idag är skörd av stubbar för energiändamål en relativt marginell företeelse men Tabell 3.3 indikerar att potentialen är stor, mellan 30 till 85 TWh beroende på restriktionsnivå. I en annan studie av Egnell och Börjesson (2012) uppskattas den teoretiska potentialen stubbar i föryngringsavverkning och gallring uppgå till cirka 67 TWh per år. Stubbskörd i gallring kan dock vara direkt olämpligt då detta kan leda till negativa konsekvenser som rotskador mm, samtidigt som det dyrt att skörda klena stubbar. Med dessa restriktioner bedöms potentialen minska till cirka 45 TWh per år. Av ekologiska skäl bör man bara ta ut stubbar i bestånd som domineras av barrträd (mer än 60%) vilket reducerar potentialen till cirka 40 TWh. En viktig faktor är markförhållande som lutning, bärighet o s v (jämför Nivå 3 i SKA), vilket gör att en ganska stor skogsareal inte är lämplig för stubbskörd

vilket reducerar potentialen ytterligare till cirka 28 TWh. Till sist bör stubbarna hålla en viss diameterstorlek även vid skörd efter förnygringsavverkning (av kostnadsskäl) samtidigt som stubbar bör lämnas utmed vägar, vattendrag o s v för att stabilisera marken och undvika ökad erosion mm. Beaktat alla dessa olika restriktioner bedöms därför den realiserbara potentialen uppgå till cirka 19 TWh per år (Egnell och Börjesson, 2012). Denna potential är i samma storleksordning som potentialen i Tabell 3.3 avseende stubbskörd efter förnygringsavverkning Nivå 3.

Sammanfattningsvis, givet oförändrade uttag av stamved i form av massaved och timmer bedöms ett ökat uttag av skogsbränsle om upp till cirka 30 TWh per år vara långsiktigt hållbart, inklusive ekologiska och tekniska/ekonomiska restriktioner. Denna bedömning avser alltså potential för *ökat* uttag av skogsbränsle, vilket innebär att potentialen för användning av skogsindustrins restprodukter (t ex svartlut) inte räknats in särskilt. Skälet är att denna till övervägande del måste ersättas av annan biomassa, vid eventuell övergång till drivmedelsproduktion. Hur stor del av denna potential som sedan realiseras (d v s omvandlas till en marknadspotential) beror av en mängd olika marknadsmässiga faktorer, inklusive politiska styrmedel.

I framtiden kan också en ökad mängd (klen) stamved användas för andra ändamål än dagens, t ex som biodrivmedelsråvara, på grund av att marknaden för vissa pappersmassa-baserade produkter minskar. Ett exempel är tidningspapper där en vikande marknad lett till att produktionslinjer nyligen stängts i Sverige. Av den totala avverkningen av massaved i Sverige idag, cirka 31 milj m³f ub, går ungefär 20% till tillverkning av tidningspapper (Skogsstyrelsen, 2012). I energitermer motsvarar denna mängd massaved cirka 13 TWh. Om marknaden för tidningspapper fortsätter att minska, samtidigt som övriga massaveds-baserade sortiment förblir oförändrade, kan således klen stamved motsvarande ett antal TWh bli tillgängligt för andra ändamål som t ex biodrivmedelsråvara. Framtida strukturförändringar i skogsindustrin kan även leda till ökad produktion av nya material och produkter. Sådana förändringar kan i viss utsträckning påverka den samlade potentialen för biodrivmedel, men bedöms inte omfatta mer än en mindre del av de volymer som idag hanteras av skogsindustrin. Det finns även möjligheter till integrerad samproduktion mellan drivmedel och nya material/produkter, vilka bör studeras närmare i framtida analyser.

Enligt prognoser i SKA (2008) bedöms skogsproduktionen i Sverige kunna öka successivt de kommande decennierna, främst tack vare ökad kvalitet i förnygringsarbetet i kombination med klimatförändringar. Andelen planteringar bedöms öka i förhållande till naturlig förnygring och vid plantering används nya förädlade plantmaterial med hög tillväxt. Vid förnygring görs också mer ståndortsanpassade trädslagsval som dessutom är bättre anpassade för ett förändrat klimat. I en ökad kvalitet i förnygringsarbetet ingår också effektivare röjning och skogsvård. Omploppstiden bedöms minska jämfört med idag tack vare den högre tillväxten. Detta sammantaget innebär att den potentiella avverkningsnivån bedöms kunna öka med cirka 40% inom en 50-årsperiod (2060), från dagens cirka 90 Mm³sk till drygt 125 Mm³sk. Dessutom skulle i så fall skogsråvara i form av hyggesrester med mera öka i motsvarande omfattning.

Skogstillväxten kan öka ytterligare om så kallad behovsanpassad gödsling (BAG) börjar tillämpas i stor skala. En bedömning är att BAG skulle vara möjlig på cirka 5% av

nuvarande skogsareal vilket motsvarar 1,1 miljoner hektar. Denna areal återfinns framför allt i Svealand och södra Norrland. Detta bedöms ge en ökad potentiell avverkning om cirka 10 Mm³sk inom en 50-årsperiod (SKA, 2008). Samtidigt skulle detta således kunna innebära att potentialen hyggesrester kan öka ytterligare cirka 10% till 2060.

3.2.2 Potential för råvara från åkermark

Den teoretiska/tekniska potentialen för åkerbaserad råvara till biodrivmedelsproduktion bestäms av tillgången av åkermark för energiproduktion som inte konkurrerar med mat- och foderproduktion, var åkermarken finns lokaliserad, markens bördighet samt vilka grödor som odlas. I Kapitel 2 beskrivs hur stor andel av Sveriges åkermark som ligger i träda idag, möjligheterna att frigöra åkermark genom förändrad grödofördelning samt arealen nedlagd jordbruksmark. En slutsats av Jordbruksverket är att 200 000-500 000 hektar jordbruksmark skulle kunna användas för t ex energiproduktion utan att konkurrera med dagens nivå på livsmedelsproduktion (SJV, 2009). Dessa arealer motsvarar ungefär 8-20% av dagens åkermarksareal i Sverige.

I Tabell 3.4 beskrivs olika räkneexempel för hur mycket energiråvara som teoretiskt kan produceras på jordbruksmark under olika förutsättningar och hur denna fördelar sig mellan olika delar av landet. Beräkningarna baseras på SOU:n ”Bioenergi från jordbruket – en växande resurs” (2007), som här uppdaterats med aktuell jordbruksstatistik. Om dagens trädesareal (cirka 150 000 ha) utnyttjas för odling av energigrödor bestående av en mix av grödor (ettåriga och fleråriga inklusive Salix) med olika skördenivåer kan mellan 4-5 TWh råvara produceras per år, varav huvuddelen i Götaland. Skördenivåerna uppskattas till i genomsnitt 5,5-7 ton TS per hektar och år, vilket i energitermer motsvarar ungefär 27-34 MWh per hektar. Den odlingsmark som tas ut och läggs i träda kan dock ha en något lägre bördighet än genomsnittlig åkermark vilket ger en något lägre total biomassaproduktion. Om skördenivåerna är 20% lägre på trädesarealen kan omkring 3-4 TWh råvara produceras per år.

En annan kategori av jordbruksmark som är potentiellt tillgänglig för energiproduktion är åkermark som utnyttjas för vallodling, men som inte behövs för foderproduktion. Under de senaste åren har arealen vallodling ökat samtidigt som antalet nötkreatur minskat och en uppskattning är att det produceras cirka 30% mer foder än vad behovet är (SOU, 2007). Denna överskottsareal motsvarar cirka 250 000 ha vallodling. Om denna utnyttjas för energiodling (mix av grödor med avkastningsnivåer på 5,5-7 ton TS per hektar och år) kan ytterligare cirka 7 TWh råvara produceras. Skillnaderna mellan Götaland, Svealand och Norrland är något mindre än när trädesarealen utnyttjas för energiproduktion. Inklusive odling på dagens trädesareal skulle således totalt drygt 10 TWh energiråvara teoretiskt kunna produceras på befintlig åkermark, t ex för biodrivmedelsframställning, utan att konkurrera med dagens livsmedelsproduktion. Den realiserbara potentialen bedöms sedan bero på de lokala/regionala avsättningsmöjligheterna för biomassan och på ekonomiska faktorer mm. För jordbrukaren krävs tillräcklig lönsamhet i energiodlingen och i konkurrens mot andra grödor. Detta i sin tur styrs till stor del av livsmedelspriser och de stödssystem som är kopplade till den aktuella jordbrukspolitiken i EU (CAP) samt dess tillämpning på nationell nivå, d v s marknader utanför energimarknaden samt styrmedel som ligger utanför energipolitiken.

Det finns en stor osäkerhet kring hur mycket nedlagd jordbruksmark som finns idag och som inte aktivt utnyttjas för jordbruks- eller skogsproduktion. Sammanställningar av olika befintlig statistik tyder på att mellan 150 000-300 000 hektar åkermark (exkl. betes- och hagmark) har lagts ner under de senaste 25-30 åren (SOU, 2007). Dessutom finns en stor osäkerhet kring hur stor andel av denna potentiella areal som är lämplig att utnyttja för energiändamål. Som tidigare beskrivits bedömer Jordbruksverket (SJV, 2009) att maximalt cirka 100 000 hektar är möjligt att utnyttja för energiodling med kort rotationsperiod, medan en större areal kan utnyttjas om också mer traditionell skogsproduktion blir aktuell. Sannolikt är det den mest lågavkastande och olönsamma jordbruksmarken som normalt tas ur drift först, t ex små svårbrukade fält som ligger otillgängligt till osv. Större delen av denna mark är olämplig för odling av traditionella jordbruksgrödor men ett möjligt alternativ är skogsodling för energiändamål, t ex snabbväxande lövträd som hybridasp och poppel där mer traditionell skogsodlingsteknik utnyttjas.

Det finns också en stor osäkerhet kring vilken bördighet dessa marker har och vilka skördenivåer som kan bli aktuella. En grov uppskattning är att den potentiella avkastningsnivån bör vara jämförbar med den mest lågproduktiva åkermarken som fortfarande odlas inom det specifika geografiska området. Dessa avkastningsnivåer visar sig också överensstämma relativt väl med avkastningen på genomsnittlig skogsmark inom samma geografiska område (SOU, 2007). När det gäller den geografiska fördelningen av nedlagd åkermark så har en betydligt större andel åkermark lagts ned i Norrland samt i mellersta Sveriges och Götalands skogsbygder jämfört med i Götalands och Svealands slättbygder. Om 100 000 hektar nedlagd jordbruksmark med låg avkastning planteras med snabbväxande lövträd kan mellan 1,5 och 2 TWh biomassa råvara produceras årligen (se Tabell 3.4). Avkastningen per hektar antas vara 4, 3 och 2 ton TS per hektar i Götaland, Svealand och Norrland, respektive. Om däremot 200 000 hektar mark med genomsnittlig avkastning utnyttjas kan mellan 4 och 5 TWh råvara produceras per år. Avkastningen per hektar antas i detta fall vara 5, 4 och 2,5 ton TS per hektar i Götaland, Svealand och Norrland (SOU, 2007).

Även i SKA (2008) modelleras den potentiella skogsproduktionen på nedlagd jordbruksmark. I denna modellering antas att 400 000 hektar nedlagd jordbruksmark finns tillgänglig och planteras med 70% hybridasp och 30% gran. Inom en 50-årsperiod skulle den årliga tillväxten kunna ligga kring 6,6 Mm³sk per år, vilket i energitermer motsvarar ungefär 12-13 TWh (1,85 MWh per m³ stamved hybridasp). Denna modellering indikerar således något högre tillväxt och avkastning än tidigare bedömningar i SOU (2007).

Hur stor del av denna teoretiska/tekniska potential biomassa på nedlagd jordbruksmark som kan komma att realiseras i framtiden beror framför allt av prisutvecklingen av skogsbaserad energiråvara, men också till viss del av framtida massavedspriser om det utvecklas en marknad för massaved från snabbväxande lövträd (Rytter m fl, 2011). Här uppskattas således konkurrens med livsmedelsgrödor eller styrmedel inom jordbrukspolitiken ha en marginell påverkan då dessa marker inte är aktuella för livsmedelsproduktion eller ingår i nuvarande stödssystem inom CAP.

Tabell 3.4. Biomassapotentia från jordbruksmark utifrån olika räkneexempel.¹

	Biomassapotentia (TWh per år)			
	Götaland	Svealand	Norrland	Totalt
Mix av energigrödor på nuvarande trädesareal om 150 000 ha med motsvarande medelskörd	3,0	1,3	0,2	4,5
Mix av energigrödor på nuvarande trädesareal om 150 000 ha med 20% lägre skördenivå än medelskörd	2,4	1,0	0,2	3,6
Mix av energigrödor på överskottsmark i form av vallodling som ej behövs för foderproduktion motsvarande 250 000 ha	4,2	1,8	0,8	6,8
Snabbväxande lövträd på nedlagd jordbruksmark motsvarande 100 000 ha med låg avkastning	1,0	0,5	0,2	1,7
Snabbväxande lövträd på nedlagd jordbruksmark motsvarande 200 000 ha med medelavkastning ²	2,4 (4,1)	1,2 (1,6)	0,6 (0,6)	4,2 (6,3)

¹ Baserat på ursprunglig data från SOU (2007) som här uppdaterats med aktuell jordbruksstatistik.

² Värden inom parentes baserade på antagna regionala avkastningsnivåer i SKA (2008), vilka här anpassats till odling på 200 000 ha.

Sammantaget bedöms den tekniska potentialen för råvara från befintlig och nedlagd jordbruksmark i form av olika typer av energigrödor, inklusive energiskog, kunna uppgå till mellan 12 till 16 TWh per år beroende på vilken areal och avkastning som antas. Denna potentiella produktion av energiråvara konkurrerar inte med dagens inhemska livsmedelsproduktion och den fördelar sig mellan Götaland, 60-70%, Svealand 25-30% respektive Norrland 5-15%.

3.2.3 Potential för restprodukter och organiskt avfall

Ett ökat utnyttjande av restprodukter från jordbrukssektorn för energiändamål utgörs framför allt av skörderester vid växtodling samt gödsel från djurhållning för biogasproduktion. Dessutom kan utnyttjandet av organiskt hushållsavfall, slam från avloppsreningsverk mm för biogasproduktion öka i framtiden jämfört med idag. Restprodukter från industrin kan avse avfall från livsmedelsindustri, slam från vattenrening eller utnyttjande av biprodukter som idag används för annan produktion.

Avfall som råvara för biodrivmedel

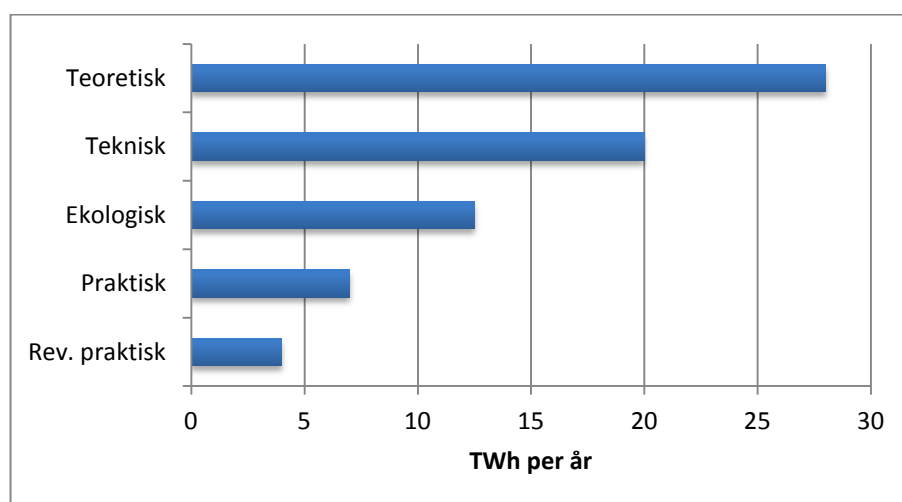
Olika typer av våta och blandade restprodukter (främst olika typer av avfall) är framför allt relevanta för produktion av biogas via rötning. De potentialstudier som genomförts för dessa är därför i allmänhet uttryckta i färdig produkt (biogas), snarare än i råvarutermier. Dessa potentialuppskattningar beskrivs därför närmare i avsnitt 5.1.4 om biogas. Totalt beräknas den tekniska biogaspotentialen (med vissa ekonomiska restriktioner) från avfall och restprodukter (exklusive halm) uppgå till drygt 6 TWh per år, vilket innebär en ökad biogasproduktion om 4-5 TWh per år jämfört med idag. En bedömning i Energimyndighetens utredning om en sektorsövergripande biogasstrategi, baserat på det kostnadsläge och de ekonomiska förutsättningar som gällde 2010, var att den realiserbara biogaspotentialen uppgår till mellan 3 och 4 TWh per år (Energimyndigheten, 2010).

Utöver de potentialer som ingår i denna bedömning kan det finnas ytterligare potential i industrin. Vid tillverkning av papper eller pappersmassa används till exempel stora mängder vatten. Det använda vattnet måste behandlas, vanligtvis via biologisk rening, vilket leder till att stora mängder bioslam genereras. I svensk kemisk massaindustri produceras årligen cirka 560 000 ton slam (torrsubstans) som idag oftast eldas i någon av brukets pannor. Energi-potentialen i det producerade slammet uppgår till drygt 2 TWh per år (Gyllenhammar, 2003). Bioslammet innehåller dock relativt höga halter av organiska ämnen och utgör därför en potentiell råvara för rötning och biogasframställning (Berg et al, 2011).

Restprodukter från jordbruksproduktion

Jordbruksproduktion resulterar även i restprodukter, som halm och blast. Blast från t ex odling av sockerbeter, potatis mm kan utnyttjas som råvara för biogasproduktion och ingår i potentialuppskattningen för biogas ovan. Halm från spannmåls- och oljeväxtodling kan användas som råvara för drivmedelsproduktion på flera sätt, till exempel för fermentering till etanol eller till olika drivmedel via förgasning.

Tillgången av halm för energiändamål beror av en mängd olika faktorer. I Figur 3.1 beskrivs hur den teoretiska potentialen för halm i Sverige begränsas på olika sätt för att leda fram till en praktisk tillgänglig och marknadsmässig potential om cirka 4 TWh idag (Egnell & Börjesson, 2012). Den teoretiska (biologiska) potentialen baseras på arealen spannmåls- och oljeväxtodling. Den tekniska potentialen tar hänsyn till skördeförluster mm utifrån aktuell skördeteknik, och den ekologiska potentialen inkluderar behovet av att lämna kvar halm för att bibehålla markens multhalt samt begränsade skördemöjligheter p g a klimat och väderförhållanden (SOU, 2007). Den praktiska potentialen tar hänsyn till behovet av halm som strömedel och foder i djurproduktion, d v s den praktiska potentialen utgörs av nettotillgången för t ex energiändamål. Genom de senaste årens växtförädling har dock andelen halm i förhållande till kärna minskat, vilket inneburit att den praktiska halmpotentialen successivt minskat (Nilsson & Bernesson, 2009). Detta i sin tur innebär att tidigare uppskattningar behöver revideras och justeras ned motsvarande cirka 40%, vilket illustreras i Figur 3.1.



Figur 3.1. Potentialen av halm för energiändamål i Sverige beroende av olika begränsningar (Egnell och Börjesson, 2012). Den reviderade praktiska potentialen beaktar den växtförädling som skett under senare år och som inneburit en lägre halmskörd i förhållande till kärnskörd.

Tabell 3.5. Regional fördelning av den praktiskt tillgängliga halmpotentialen för energiändamål i Sverige.¹

Län	Odlingsareal av spannmål och oljeväxter	Total halmmängd	Praktisk tillgänglig potential för energiändamål	
			1000 ton torrsubstans	GWh
	1000 ha	1000 ton torrsubstans		
Skåne	250	640	280	1450
Östergötland	100	250	100	500
Uppsala	90	190	100	500
V. Götaland	210	420	90	450
Södermanland	60	130	50	250
Västmanland	60	110	40	200
Örebro	55	110	40	200
Stockholm	35	65	10	50
Total			710	3600

¹ Reviderad data från Ekman m fl (2013) som baseras på data från SOU (2007) och Nilsson och Bernesson (2009). Odlingsarealen för spannmål och oljeväxter samt antalet husdjur i svenskt jordbruk har uppdaterats avseende år 2011 (SCB, 2012).

Den regionala fördelningen av den praktiskt tillgängliga halmpotentialen för energiändamål beskrivs i Tabell 3.5. Ett nettoöverskott av halm beräknas finnas i ungefär åtta av Sveriges län. I län som Halland, Gotland och Kalmar finns också en relativt stor spannmåls- och oljeväxtodling men här bedöms all tillgänglig halm avsättas inom djurproduktionen. Cirka 40% av potentialen återfinns i Skåne och vardera knappt 15% i Östergötland, Uppsala respektive Västra Götaland.

Biprodukter relevanta för biodrivmedelsproduktion

Från biomassabaserad industri finns ett antal olika biprodukter, som kan vara relevanta för produktion av biodrivmedel. Dessa biprodukter används dock idag för andra ändamål och har därför inte räknats in i den totala potentialen (se Avsnitt 3.2.4).

Som exempel nämns här produktionen av råglycerol, vilken är en biprodukt från produktion av FAME (ca 10 vikts% av producerad FAME). Glycerol används som råvara för en stor mängd produkter, till exempel för livsmedels-, kosmetika-, läkemedels- och plastproduktion. I och med att produktionen av FAME ökat kraftigt under de senaste åren har även glycerolproduktionen ökat och vissa bedömare menar att det idag finns ett glycerolöverskott på marknaden. Svensk RME-produktion baseras till övervägande del på importerad rapsolja och producerad glycerol (i storleksordningen 15 000 ton/år) används som råvara för kemikalier.

Glycerol är även en biprodukt från etanolproduktion (5-15 vikts%), beroende av råvara och process. Andelen från etanolproduktion baserad på lignocellulosa är lägre än vid etanolproduktion från socker eller stärkelse. I etanolprocessen fås glycerol inte som någon ren ström och återvinns inte idag (Bauer & Hulteberg, 2013).

3.2.4 Sammanfattning av potentialer från jord- och skogsbruk i Sverige

I Tabell 3.6 Tabell 3.5 har vi utifrån litteraturen sammanställt potentialen för ökat uttag av olika typer av biomassa i Sverige från jordbruk, skogsbruk och avfall till biogas på kort sikt. Sammanställningen visar också hur denna potential kan öka på längre sikt, inom de närmaste 30-50 åren. Observera att studierna har applicerat olika restriktioner, t ex tekniska, ekologiska och ekonomiska, vilket gör uppskattningarna svåra att jämföra direkt. Dessutom innehåller sammanställningen egna antaganden, d v s resultaten ska tolkas med försiktighet. Tabell 3.6 ger dock en indikation på storleksordningen av resurserna, idag och i framtiden.

En grov uppskattning är att uttaget av biomassa från jord- och skogsbruk skulle kunna öka med cirka 50-70 TWh under dagens förutsättningar och utan att direkt konkurrera med annan jordbruks- och skogsproduktion. I denna potential ingår inte restprodukter från skogsindustrin (t ex svartlut), eftersom dessa till övervägande del skulle behöva ersättas med annan biomassa vid en övergång till drivmedelsproduktion. Inom 30 till 50 år skulle potentialen kunna öka till 80-100 TWh. Om behovet av stamved är oförändrat i framtiden skulle denna potential kunna fördubblas till cirka 180-190 TWh genom en generellt ökad skogstillväxt samt behovsanpassad gödsling på 5% av den produktiva skogsarealen. Som jämförelse motsvarar dagens totala årliga skogstillväxt i form av stamved inklusive grot och stubbar drygt 350 TWh medan dagens totala uttag av skogsbiomassa ligger kring 200 TWh.

Det finns även fler möjligheter till ökad bioenergiproduktion, till exempel genom ökad produktivitet inom jordbruk, på liknande sätt som inom skogsbruk, en mer genomtänkt användning av jordbruksmark vad gäller fördelning av grödor och djurhållning, minskat matsvinn samt minskad köttkonsumtion (se även Avsnitt 2.5.8-2.5.11). En grov skattning av hur den svenska åkerarealen används visar att ungefär 75% används för foderproduktion (Cederberg et al., 2011).

Ett flertal andra nationella studier har undersökt potentialen att öka produktion av bioenergi. Till exempel Kommissionen mot oljeberoende (2006) har uppskattat potentialen för ökad tillförsel till ca 105 TWh år 2050, vilket inkluderar skogsbränslen, åkerbränslen, torv och avfall. LRF's gör bedömningen 17-30 TWh för år 2020 vilket kan ses som ett lägsta tekniskt och miljömässigt möjligt uttag. Skogsindustriernas studie landar på potentialuppskattning om 20 TWh per år, vilket också inkluderar energiskog och vissa returlutar från massa-industrin (Nohlgren et.al, 2010).

Uppskattningarna skiljer sig alltså åt, även jämfört med sammanställningen i Tabell 3.6. Det finns många skäl varför potentialbedömningar skiljer sig åt. De redovisade studierna hargjorts vid olika tidpunkter, har olika restriktioner samt olika tidshorisonter och är av dessa anledningar inte direkt jämförbara. Slutsatsen är, trots att studierna visar olika resultat, att det finns en betydande potential att öka uttaget av biomassa från svenskt jord- och skogsbruk. Potentialen fördelar sig dock relativt olika i landet vilket måste beaktas vid t ex framtida lokaliseringar av drivmedelsanläggningar (se avsnitt 3.3). Hur stor del av den tekniska-ekologiska-ekonomiska potentialen som slutligen kommer att utgöra en marknadspotential beror i sin tur av en mängd faktorer där styrmedel och marknadspriser är bland de viktigaste.

Tabell 3.6. Sammanställning av uppskattade potentialer för ökat uttag av biomassa i Sverige (TWh per år), på kort sikt och på längre sikt (30-50 år).¹

	TWh per år		Typ av potential/ restriktioner	Källa
	På kort sikt	På längre sikt (30-50 år)		
GROT - föryngringsavverkning	5-10	10-17	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	SKA, 2008; de Jong, 2010
Stubbar - föryngringsavverkning	19-21	27	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	Egnell & Börjesson, 2012; SKA, 2008; de Jong, 2010
GROT - gallring	7-8	11-12	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	SKA, 2008
Klen stamved - röjning	2	3	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	SKA, 2008
Massaved – 50% av nuvarande mängd till tidningspapper	5-7	5-7 ²	Teknisk	Egna antaganden; Skogsstyrelsen 2012
Stamved – generellt ökad tillväxt		(75)	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	SKA, 2008
GROT & stubbar – behovsanpassad gödsling (BAG)		4-5	Teknisk	SKA, 2008; egna antaganden
Stamved - BAG		(22)		SKA, 2008
Mix av energigrödor på nuvarande trädesareal om 150 000 ha	4-5	4-5 ²	Teknisk	SOU, 2007 uppdaterad med aktuell jordbruksstatistik
Mix av energigrödor på överskottsmark i form av vallodling som ej behövs för foderproduktion motsvarande 250 000 ha	7	7 ²	Teknisk	SOU, 2007 uppdaterad med aktuell jordbruksstatistik
Snabbväxande lövträd på nedlagd jordbruksmark motsvarande 100 000 -200 000 ha		2-6	Teknisk	SOU, 2007 uppdaterad med data från SKA, 2008
Halm	4	4 ²	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	Egnell & Börjesson, 2012
Avfall till biogas	3-5	3-5 ²	Ekologisk-teknisk- ekonomisk	Se Avsnitt 5.1.4
Sammanlagt	56-69	80-98 (177-195)³		

¹ Exklusive dagens uttag av skogsbränslen² Potentialen antas vara oförändrad då specifika studier för framtida förändringar saknas som har ett brett perspektiv och som inkluderar avgörande parametrar för respektive potentialuppskattning (t ex skördeökningar, livsmedelskonsumtion, jordbrukspolitik, avfallshantering osv). Potentialen kan således komma att både öka och minska i framtiden.³ Inklusivt ökad stamvedsproduktion från generellt ökad tillväxt samt genom behovsanpassad gödsling (BAG)

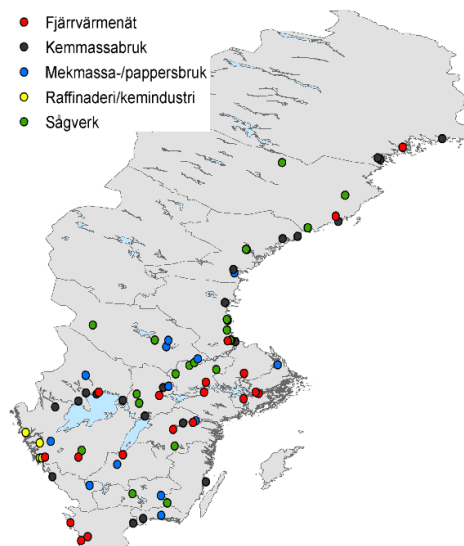
3.3 UPPTAGNINGSSOMRÅDE FÖR RÅVARA OCH ANLÄGGNINGS- LOKALISERING

Upptagningsområde för råvara till biodrivmedelsproduktion och lokalisering av anläggningarna beror av typ av råvara och anläggning (se även Kapitel 4 och 5). Här diskuteras frågeställningarna generellt, men med exempel för storskaliga anläggningar baserade på skogsråvara. Upptagningsområdets storlek har också betydelse för de ekonomiska förutsättningarna för att etablera drivmedelsanläggningar utifrån vilka transportavstånd som kommer att krävas och vilka avstånd som är ekonomiskt rimliga.

En produktionsanläggning för biodrivmedel med ett bränslebehov om ca 300 MW, vilket t ex krävs för att termisk förgasning av lignocellulosa ska vara ekonomiskt intressant, motsvarar ett bibränsleintag på omkring 1 miljon ton bränsle per år eller 2.4 TWh (beräknat på 8000 timmars årlig drifttid). Detta är jämförbart med ett normalstort svensk massabruk i biomassaåtgång och innebär stora logistiska utmaningar. Som jämförelse antas storleken på etanolkombinatanläggningar baserat på lignocellulsa motsvara ett bränslebehov om cirka 1 TWh per år (se avsnitt 5.3.2). För att tillgodose det stora intaget bör den geografiska lokaliseringen av anläggningen vara strategisk för att minimera råvarutransporterna. Nohlgren et.al (2010) anger att upptagningsområdet för bränslen till ett biobränsleeldat kraftvärmeverk inte bör överskrida en radie av 10-15 mil för att undvika alltför höga transportkostnader. En produktionsanläggning för biodrivmedel kan förväntas ha samma gräns om transporterna till övervägande del sker med lastbil. För transporter med tåg eller båt gäller betydligt större avstånd. En radie på 10 mil motsvarar en yta om 3.14 miljoner hektar, vilket i Götaland motsvarar en genomsnittlig skogstillväxt omräknat till energienhet på ca 37 TWh, ca 30 TWh i Svealand och ca 25 TWh i södra Norrland och i norra Norrland ca 11 TWh. Detta i sin tur innebär att en drivmedelsanläggning skulle utnyttja i genomsnitt cirka 6%, 8%, 10% respektive drygt 20% av totala skogstillväxten på aktuell yta i Götaland, Svealand, södra respektive norra Norrland.

Förutom själva tillgången på råvara måste hänsyn även tas till leveranskedjor, konkurrens om råvaran från exempelvis traditionell skogsindustri och den stationära energisektorn, samt var behovet av drivmedel finns. En anläggningsplacering nära kusten möjliggör sjötransport av såväl råvara som slutprodukt, vilket är och har varit av stor betydelse vid lokalisering av exempelvis oljeraffinaderier och massa- och pappersbruk. Detsamma torde gälla för biodrivmedelsfabriker.

Det bör också finnas avsättning för den värme som genereras vid biodrivmedelsproduktion, såväl ur energi- som i ekonomiperspektiv. Närheten till ett fjärrvärmesystem eller en annan värmesänka är en väsentlig fördel för att kunna utnyttja den värme som genereras i produktionsprocessen. Leduc et al (2010b) drar slutsatsen att värmeleveranser och värmepris kan ha stor påverkan på ekonomin för många biodrivmedelsanläggningar. Sverige har ett stort antal industrier och fjärrvärmenät där olika processer för biodrivmedelsproduktion potentiellt kan integreras. Figur 3.2 visar den geografiska spridningen av lokaliseringar som kan vara av intresse för integration av biodrivmedelsproduktion av i Sverige.



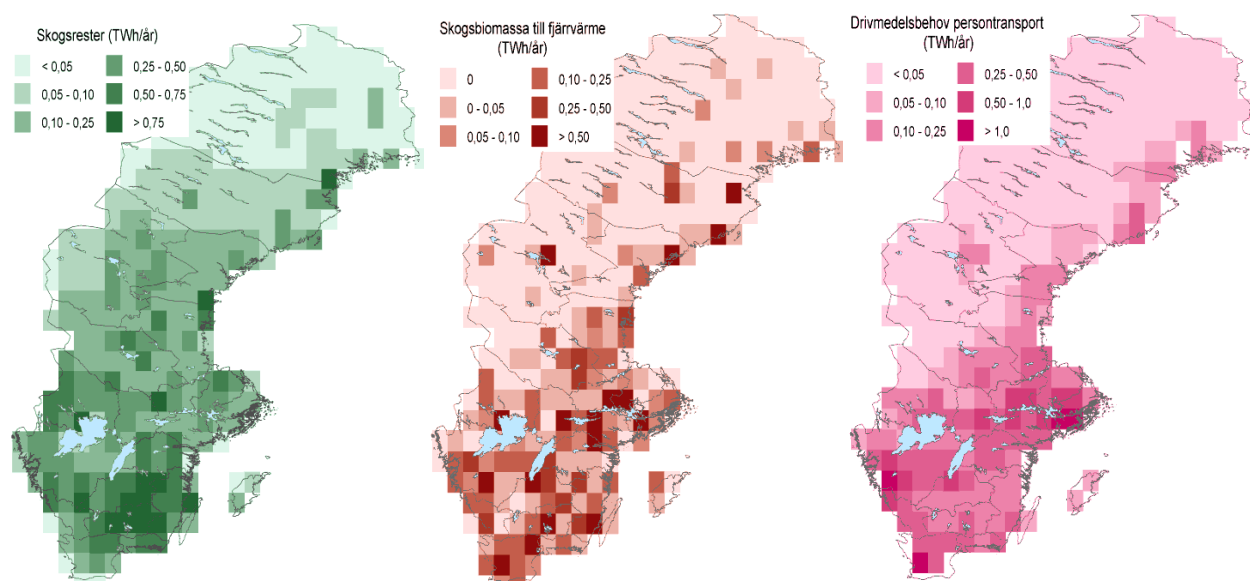
Figur 3.2. Lokaliseringar av intresse för integrerad biodrivmedelsproduktion.

Lämpliga lokaliseringsplatser kan identifieras genom avancerad systemanalys och modeller som explicit tar hänsyn till geografiska aspekter (Leduc et.al (2010a); Leduc et.al (2010b); Wetterlund et.al (2012); Natarajan et.al (2012). BeWhere Sweden (Wetterlund et al., 2013) är en teknoekonomisk, geografiskt explicit optimeringsmodell för analys av lokalisering och egenskaper för produktionsanläggningar för avancerade biodrivmedel i Sverige. Modellen används för att identifiera och analysera lokaliseringar som är robusta mot förändringar i randvillkor som exempelvis energimarknadspriser, styrmedel, investeringskostnader, råvarukonkurrens och möjligheten att integrera biodrivmedelsproduktion med existerande energisystem. Modellen är användbar som beslutsstöd för såväl intressenter i biodrivmedelsproduktion som för politiska beslutsfattare. Eftersom Sverige även från europeiskt perspektiv är av avsevärt intresse för framtida produktion av avancerade biodrivmedel kan BeWhere Sweden också användas för analyser av olika styrmedel och strategier på EU-nivå. Till skillnad från modeller som MARKAL, TIMES och EMEC tar BeWhere hänsyn till de geografiska utmaningarna förknippade med långa avstånd mellan råvara, lämpliga produktionslokaliteter och slutanvändare. BeWhere kan därför bidra med värdefulla resultat som kan användas för att i tur komplettera och validera resultat från marknadsmodeller som används idag (exempelvis MARKAL och EMEC), och på så sätt testa implementerbarheten av dessa modellresultat.

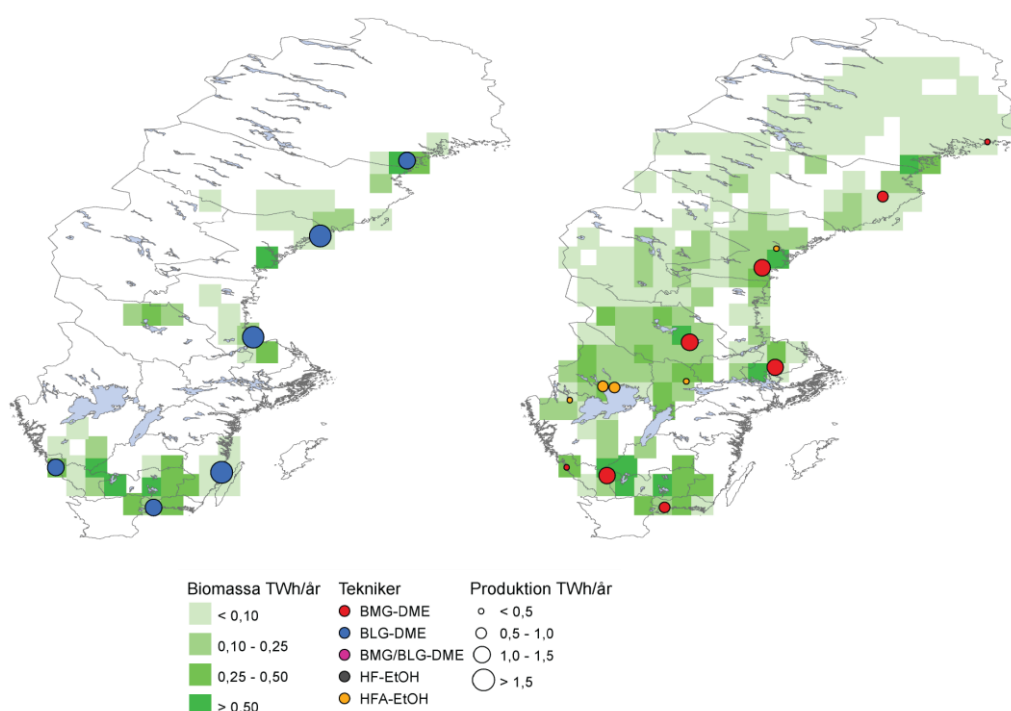
Figur 3.3 visar exempel på indata som tas hänsyn till i BeWhere modellen. Kartan till vänster visar tillgången på skogsråvara i form av restflöden (GROT, stubbar samt industriella rester), kartan i mitten dagens behov av skogsråvara i fjärrvärme och kraftvärmeverk och kartan till höger dagens efterfrågan på drivmedel för persontransporter.

Figur 3.4 visar exempel på preliminära modellresultat för två olika fall – ett där svartlutsförgasning antas finnas tillgängligt och ett där det inte beaktas. Råvaror är skogsbiomassa (inklusive industriella rester) baserat på 2010 års avverkning och produktion i skogsindustrin, med dagens behov av biomassa i den stationära energisektorn samt i skogsindustrin inkluderat. Med svartlutsförgasning behövs färre anläggningar för att möta ett visst behov av biodrivmedel (här 10 TWh) och åtgången av biomassa är

betyddigt lägre. Det bör återigen understrykas att resultaten är ytterst preliminära och att alla produktionstekniker och typer av biodrivmedel ännu inte ingår i modellen.



Figur 3.3. Exempel på geografiska aspekter som måste beaktas vid val av lokalisering av storskalig produktion av avancerade biodrivmedel. Från vänster (i TWh/år per ruta): (a) tillgång på skogsrester (GROT, stubbar samt industriella rester, baserat på 2010 års avverkning och produktion i skogsindustrin), (b) behov av biomassa i fjärrvärmesektorn (2010), (c) drivmedelsbehov för persontransporter (2010) (Wetterlund et al., 2013).



Figur 3.4. Exempel på resultat från BeWhere Sweden för en biodrivmedelsproduktion av 10 TWh/år. Storleken på symbolerna representerar produktionskapacitet och färgen typ av drivmedelsproduktion (BLG = svartlutsförgasning, BMG = fastbränsleförgasning, EtOH = etanol, HF = hydrolys och fermentering med ångexplosion som förbehandling, HFA = hydrolys och fermentering med alkalisk förbehandling). De gröna fälten visar var biomassa hämtas till produktionsanläggningarna. Figuren visar anläggningar och biomassa när svartlutsförgasning beaktas (vänster) respektive inte beaktas (höger).

3.4 ENERGIBALANS OCH VÄXTUSGASPRESTANDA FÖR RÅVAROR

Det finns en mängd olika biomassaråvaror som kan användas för biodrivmedelsproduktion, vilka har olika energieffektivitet och växthusgasprestanda. I Tabell 3.7 sammanfattas befintliga resultat för skördenivåer, energibalans och växthusgasprestanda för ett antal energigrödor och skogsrestprodukter som är, eller förväntas bli aktuella för biodrivmedelsproduktion. När det gäller energigrödor varierar skördenivåerna mellan olika geografiska områden i Sverige men också mellan olika odlingsjordar inom samma område (SOU, 2007).

Som framgår av Tabell 3.7 så beräknas biomassaskördarna ofta vara 30-50% högre i södra Sverige än i mellersta, vilket bl a kan påverka upptagningsområdenas storlek och transportavstånd till biodrivmedelsanläggningar. Energibalansen, uttryckt som energiskörd delat med insatt energi vid odling och transport, ligger ofta kring 10 för traditionella jordbruksgrödor och mellan 20 och 40 för energiskogsodlingar. Uttag av hyggesrester (grenar och toppar, GROT) har en energibalans kring 40.

Tabell 3.7. Uppskattade genomsnittliga skördenivåer och energibalans för olika biomassaråvaror producerade i olika delar av Sverige. Uppgifter rörande olika råvarors växthusgasprestanda avser södra Sverige.¹

Biomassa-råvara	Energiskörd (GJ per hektar och år)		Energibalans ⁴ (Energiskörd / energiinsats)	Växthusgasprestanda ⁴ (kg CO ₂ -ekv. per GJ biomassa)	
	Södra Sverige ²	Mellersta Sverige ³		Odling på öppen odlingsmark	Odling på tidigare gräsmark
Vete	120	80	7,7	22	33
Vete+halm	180	110	11	15	25
Raps	80	50	5,4	30	46
Raps+halm	130	80	8,7	19	32
Sockerbetor	190	-	9,3	15	21
Sockerb.+blast	240	-	11	11	17
Vall	130	100	12	4	13
Majs	170	-	11	16	23
Hampa	120	100	7,8	19	21
Rörflen ⁵	90	90	13	-	-
Salix	180	130	20	1	8
Poppel	160	-	33	-2	4
Hybridasp	140	110	30	-1	5
Gran-gödslad	120	100	21	-	-
Gran-konvent.	90	70	40	-	-
GROT	-	-	38	3 (5) ⁶	
Halm	60	30	25	2 (4) ⁷	

¹ Bearbetad data från SOU (2007), Börjesson m fl (2010; 2012).

² Avser Götalands södra slättbygder.

³ Avser Svealands slättbygder.

⁴ Inkluderar odling, skörd och transport och avser biomassaproduktion i södra Sverige.

⁵ Avser vårskördad rörflen.

⁶ Värdet inom parantes inkluderar minskning i markkol när GROT skördas jämfört med när de lämnas kvar.

⁷ Värdet inom parantes inkluderar minskning i markkol när halm skördas jämfört med när den lämnas kvar.

Växthusgasprestanda följer till stora delar energibalansen för de olika grödorna och restprodukterna, d v s är energibalansen hög är ofta utsläppen av växthusgaser låga. Utsläppen av växthusgaser från traditionella jordbruksgrödor är därför ofta betydligt högre jämfört med utsläppen från energiskog och restprodukter. Andra viktiga faktorer är om grödorna är ettåriga eller fleråriga samt vilken typ av mark som odlingen sker på. Odling av ettåriga grödor på tidigare gräsbevuxen mark leder till direkta markanvändningseffekter i form av förluster av markkol, vilket försämrar deras växthusgasprestanda. Om däremot fleråriga energigrödor börjar odlas på gräsbevuxen mark blir markeffekterna marginella och om de börjar odlas på öppen åkermark ökar kolinlagringen i marken, vilket förbättrar deras växthusgasprestanda. När GROT och halm skördas minskar kolhalten i marken något jämfört med när de lämnas kvar, d v s när dessa direkta markeffekter inkluderas försämrar deras växthusgasprestanda något.

4 BIODRIVMEDEL BASERADE PÅ TERMOKEMISK OMVANDLING AV BIOMASSA

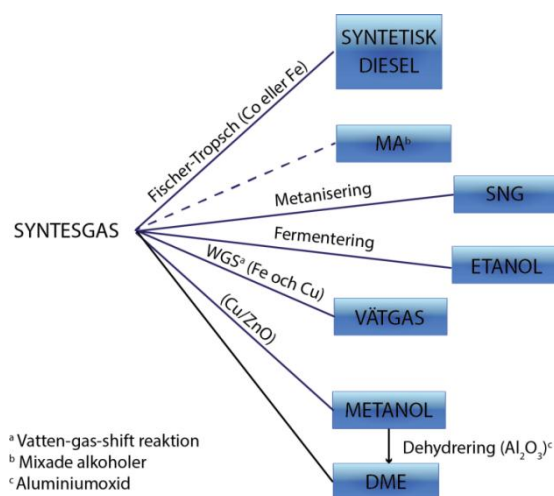
4.1 FÖRGASNINGSPROCESSER

Informationen i detta kapitel härrör från en mängd källor och är i huvudsak sammanställd av Svenskt Förgasningscentrum (Gebart et al, 2013).

Förgasning är en process som termokemiskt konverterar ett fast eller flytande organiskt bränsle till en gas. Den producerade gasen består av varierande halter av CO_2 , CO , CH_4 , H_2 , H_2O , C_2 -kolväten och tjära. Gassammansättningen beror på flera olika parametrar såsom förgasningstemperatur, förgasningsmedium, reaktortyp och typ av bränsle. Vid förgasning vid hög temperatur ($> 1000^\circ \text{C}$, och med en högtemperaturflamma i förgasaren) produceras en syntesgas huvudsakligen bestående av CO och H_2 . Vid lägre förgasningstemperaturer ($< 1000^\circ \text{C}$, ingen flamma, ingen högtemperaturzon), genereras en produktgas med högre halter av olika kolväten (exempelvis CH_4), vilken kan omvandlas till syntesgas via katalytisk eller termisk krackning. Produktgasen kan också användas för elproduktion. Syntesgasen kan användas för drivmedelsproduktion via ett antal olika syntesprocesser:

- Metansyntes, en kemisk katalytisk process för framställning av biogas (SNG).
- Fischer-Tropsch-syntes, en kemisk katalytisk process som har använts sedan 1920-talet för att producera flytande bränslen från kolbaserad syntesgas och naturgas.
- Metanolsyntes, en kemisk katalytisk process som används för att framställa metanol
- Mixad alkohol-syntes (MA), en katalytisk process som ger en blandning av metanol, etanol, propanol, butanol och mindre mängder av tyngre alkoholer.
- Fermentering av syntesgas, en biologisk process som använder anaeroba mikroorganismer för jäsning av syntesgasen för etanolframställning.
- Nyttjande av vatten/gas skiftreaktion (WGS) för vätgasframställning.

Figur 4.1 visar en översikt av drivmedel som kan produceras från syntesgas.



Figur 4.1. Möjliga produktionsvägar för syntesgasbaserade drivmedel. Streckad linje betyder att spåret ej tas upp i denna rapport. Katalysatormaterial anges inom parentes.

Det finns olika tekniker för att förgasa biomassa för syntesgasproduktion. Nedan följer en kort beskrivning av principer och kännetecken för de förgasningstekniker som bedöms vara mest aktuella för drivmedelsproduktion. I beskrivningen ingår också respektive tekniks utvecklingsstatus samt en kort redogörelse för de teknikutmaningar som måste övervinnas innan tekniken kan etableras i större skala.

4.1.1 Förgasning i bubblande eller cirkulerande bädd

När en gas strömmar uppåt genom en bädd av fasta partiklar uppstår friktionskrafter som resulterar ett visst tryckfall över bädden. Är gashastigheten låg kommer partiklarna att ligga orörliga i bädden medan gasen strömmar fram genom mellanrummen mellan partiklarna. Bädden är då fast. Ökas gashastigheten genom bädden kommer tryckfallet över bädden också att öka tills det slutligen motsvarar bäddens vikt. I detta tillstånd har bädden expanderat till lösast möjliga packning. Detta är punkten för begynnande fluidisering och motsvarande gashastighet kallas minimala fluidiseringshastigheten. Vid ännu högre gashastighet expanderar bädden ytterligare så att partiklarna blir fritt suspenderade i gasströmmen. Bädden beter sig då i vissa avseenden som en vätska och sägs vara fluidiserad. Exempel på fluidiseringsgaser är luft, ånga och ånga/syre. Kiselsand är det mest använda bäddmaterialet, men även andra bäddmaterial används och då gärna sådana som uppvisar katalytisk aktivitet.

Beroende av gashastigheten indelas de fluidiserade bäddarna i bubblande och cirkulerande fluidiserade bäddar, BFB respektive CFB. I de bubblande bäddarna är gashastigheten relativt låg, vanligen under 1 m/s, medan gashastigheterna är högre (3 till 10 m/s) i de cirkulerande fluidiserade bäddarna. Detta medför att i en CFB släpar gasströmmen med sig de fasta partiklarna uppåt. Partiklarna avskiljs därefter i en cyklon och returneras till reaktorn. I den bubblande fluidiserade bädden sker den huvudsakliga bränsleomsättningen i reaktorns tätare nedre del. Detta i motsats till den cirkulerande fluidiserade bädden i vilken bränsleomsättningen i princip sker i hela reaktorn.

Det inerta bäddmaterialet förstärker och jämnar ut värmeutbytet mellan koks och bäddmaterial vilket medför att nästan isoterma förhållanden föreligger i reaktorn. Den intensiva omblandningen och relativt sett långa uppehållstiden leder också till att reaktorn kan hantera en relativt bred storleksfördelning av bränslepartiklar utan någon kostsam och energiintensiv förbehandling samt finfördelning av bränslet. Temperaturen begränsas uppåt av askornas smält- alternativt kladdningstemperatur. Denna brukar ligga mellan 800 och 900° C. Vid denna förhållandevis låga temperatur och de relativt korta gasuppehållstider som ofta gäller för dessa reaktorkonfigurationer når (de långsamma) förgasningsreaktionerna vanligen inte kemisk jämvikt, i varje fall inte i avsaknad av katalysator. Detta är den huvudsakliga orsaken till närvaron av kolväten (tjära, metan) i produktgasen (normalt 6-10 vol. % metan). Metanproduktionen är speciellt fördelaktig vid SNG-produktion, eftersom det innebär att en stor del (kan uppgå till mer än 30 %) av slutprodukten bildas redan i förgasningsprocessen. Det är dock en nackdel vid produktion av andra drivmedel och produkter. Tjärproblematiken och de reningssteg som krävs är de huvudsakliga problemområdena vid förgasning av biomassa i fluidiserad bädd.

Bränsleomsättningen i de fluidiserade bäddarna är hög och på grund av deras okomplicerade geometri låter de sig relativt enkelt skalas upp. Energiomsättningen per reaktorns tvärsnittsyta är högre i en CFB än i en BFB. Båda konfigurationerna fungerar väl under trycksatta förhållanden. Trycksättning förhöjer energiomsättningen och är fördelaktigt i de fall som processteg nedströms ställer krav på trycksatta förhållanden. Tekniken möjliggör att adsorbenter kan tillsättas direkt i bädden, vilket är fördelaktigt eftersom det möjliggör *in-situ*² reduktion av föroreningar såsom svavel, kväve etc.

Det kanske största potentiella problemet för de fluidiserade bäddarna uppkommer vid förgasning av bränslen med hög ask- och alkalihalt. Alkali har en benägenhet att tillsammans med bäddmaterialet bilda föreningar med låga smält och kladdpunkter. Smält-punkterna för dessa föreningar är vanligen märkbart lägre än motsvarande för det rena bäddmaterialet. Närvaro av klor förstärker dessutom denna effekt. Den alkalirika askan från bränslet medverkar till att bäddpartiklarna smälter eller kladdar ihop på ett sådant sätt att större klumpar (agglomerat) bildas. Dessa kan i sin tur försämra reaktorns fluidtekniska egenskaper så dramatiskt att bädden kollapsar eller, annorlunda uttryckt defluidiserar. Har en bädd väl defluidiserat så kan den inte fås att fluidisera igen utan driftstopp och efterföljande underhållsarbete.

Problemet med alkali och agglomerering kan dock i de flesta fall motverkas genom val av drifttemperatur, bränsle och bäddmaterial samt även användning av additiv till bäddmaterialet som binder alkali.

4.1.2 Trycksatt medströmsförgasning (suspensionsförgasning)

I en trycksatt medströmsförgasare (suspensionsförgasare) förs små bränslepartiklar in i en het reaktor (vanligen cylindrisk) tillsammans med en oxidant (oftast ren syrgas), vilket leder till partiell förbränning av bränslet. Vanligen strävar man efter en god blandning mellan bränsle och oxidant så att den resulterande suspensionen blir så homogen som möjligt. Förhållandet mellan oxidant- och bränsleflöde regleras så att en jämn och hög temperatur erhålls i reaktorn.

Bränslet kan vara vätskeformigt, slurry eller solida partiklar. I de första två fallen måste bränslet finfördelas (atomiseras) med hjälp av en brännardysa, i det senare fallet finfördelas bränslet genom malning innan det matas fram till förgasaren. Om partiklarna är större än ca 0.5 mm finns det risk att en betydande del av bränslet lämnar reaktorn ofullständigt konverterade, vilket är oacceptabelt ur såväl ekonomisk som miljömässig synpunkt. Beroende på reaktortemperaturen klassificeras medströmsförgasare som slaggande (över askans smältpunkt) eller icke-slaggande (under den temperatur när askan börjar kladda). För drivmedelstillämpningar är förmodligen det bästa alternativet att köra i slaggande mode (dvs askan smälter) vid hög temperatur (1 000 – 1 300° C), eftersom en tjärfri och nära kolvätefri syntesgas erhålls, som inte kräver reformering innan syntesen. Bränslematningen och brännarens utformning är knäckfrågor i pulverförgasning. Pulverförgasning är väl etablerad för kol och petroleumkoks, men dessa partiklar har betydligt högre energinnehåll varför

² Med "in-situ" menas att en reaktant direct bildas som en product av en reaktion mellan andra reaktanter i en kemisk process.

bärgasflödet blir relativt sett lägre än för biomassepartiklar. För förgasning av pyrolysvätska liknar kraven de som finns i svartlutsförgasning (se nedan), vilken kan jämföras med konventionell förgasning av tjockolja eller kolslurry som är väl etablerade tekniker.

Svartlutsförgasning

Svartlutsförgasning är en variant av medströmsförgasning som sker vid en förhållandevis låg temperatur (1000 – 1100°C). Trots den låga temperaturen erhålls en tjärfri syntesgas med lämpliga egenskaper för vidare uppärbetning till drivmedel i en katalytisk process. Anledningen är att svartluten innehåller en stor mängd förbrukade kokkemikalier från massaprocessen som fungerar som katalysator för förgasningsreaktionerna. Utmaningen i svartlutsförgasning är att få inneslutningsmaterialen att hålla under en längre tid. Detta är svårt på grund av den stora mängden alkaliföreningar (ca 30 %) i bränslet. Chemrecs pilotanläggning för svartlutsförgasning i Piteå, som numera ägs av Luleå tekniska universitet, har gått mer än 15 000 timmar, varav en avsevärd del av tiden i kombination med konvertering av syntesgasen till metanol och DME. Under testerna har ett flertal materialkombinationer testats och det har visat sig att de bästa materialen verkar uppfylla industriella krav på tidsintervall mellan ommurningarna. Förutom att svartluten är mycket korrosiv så är den också högviskös vilket skapar en speciell utmaning när det gäller kravet på atomisering till fina droppar. Genom systematiskt utvecklingsarbete har dock teamet i Piteå lyckats utveckla en brännardysa som uppfyller kraven både vid atmosfäriskt förhållande med luft som oxidant och under tryck (30 bar) med rent syre som oxidant. Fullständig kolkonvertering är ett nödvändigt krav vid svartlutsförgasning då smältan som sedan bildar grönlut måste vara i princip helt fri från kokspartiklar.

4.1.3 Indirekt fluidbäddsförgasning

Vid indirekt fluidbäddsförgasning används ett varmt medium för att tillföra den energi som behövs för de endoterma förgasningsreaktionerna. Systemet kan t ex bestå av två reaktorer; en förgasare och förbränningskammare med ett sammankopplat bäddmaterialsystem. I brännkammaren används koksresten från förgasaren för att till bäddmaterialet tillföra den energi som krävs för förgasningsprocessen. Förgasningen sker normalt i temperaturspannet 800 – 900°C och vid atmosfärstryck. Ånga används som förgasningsmedium om en kvävefri gas önskas. Om processen syftar till att producera pyrolysvätska sänker man temperaturen i förgasaren till 500-600° C och rökgas används för fluidiseringen. Även med denna förgasningsteknik gynnas SNG-produktion, eftersom en hög andel metan bildas redan i förgasningsprocessen.

Fördelar med tekniken är främst

- att man kan producera en kvävefri gas utan att behöva använda syrgas i förbränningen,
- att man kan driva processen effektivt vid atmosfärstryck
- att man omvandlar allt bränsle. Kolomsättningen är dock olika för olika förgasare och olika lösningar kan tillämpas för att nyttja energiinnehållet i kolresten.
- att befintliga fluidbäddpannor kan kompletteras, så att de utöver el och värme också producerar en kvävefri gas

- att den kräver begränsad förbehandling av ingående bränsle

Teknikens nackdelar är främst

- att förgasningsprocessen begränsas till ca 850° C på grund av risk för agglomerering. Det medför att det är svårt att nå maximal gasproduktion från bränslen med hög kokshalt. (För de flesta processer för produktion av drivmedel från biomassa är dock detta inte något problem då överskottsenergin från koksen behövs för att täcka processens totala värme- och elbehov)
- att rågasen som lämnar en indirekt förgasare har höga halter tjäror och metan som kräver en kombination av åtgärder för att nå en användbar gaskvalité för nedströms processer
- att den är mer problematisk att trycksätta än direkta förgasare Indirekt förgasning har demonstrerats i relativt liten skala (8-10 MW) i några få anläggningar och då i huvudsak för kraftvärmetillämpningar. Uppskalning till storlekar överstigande 100 MW är en mycket svår utmaning och troligen inte ekonomiskt rimlig utan övergång till ett trycksatt koncept. Koncept för det senare finns inte idag och knappast heller i en nära framtid (Fredriksson Möller et.al, 2013).

De utmaningar som finns är främst kopplade till att identifiera en lämplig design för stora anläggningar där man kan kontrollera koksomvandlingen. Dessutom är det viktigt att minimera risken för agglomerering genom lämpliga driftförhållanden och bäddmaterial som och att kunna rena produktgasen från tjäror genom en kostnads- och energieffektiv kombination av primära och sekundära åtgärder.

4.1.4 Sammanställning av förgasningsprocesser

Tabell 4.1 visar en översikt av de förgasningstekniker som främst är aktuella för drivmedel och kemikalieproduktion, dess utvecklingsstatus samt vilka de främsta teknikutmaningarna är.

Tabell 4.1 Sammanfattning av olika förgasningstekniker samt dess utvecklingsstatus

	Bubblande fluidbädd-förgasning (BFB)	Cirkulerande fluidbädd-förgasning (CFB)	Trycksatt medströms-förgasning (EF)	Indirekt fluidbädd-förgasning
Bränsle-inmatning	Bränslet matas normalt in i bäddens övre del	Bränslet matas in i den nedre, delvis bubblande, bottendelen av förgasaren	Flytande eller pulveriserat biobränsle matas in i toppen av förgasaren. Där sker en partiell förbränning i en het låga.	Se CFB
Bränsle-specifikation	Partikelstorlek <50-150 mm. Fukthalt 10-50%, men 10-15% optimalt. Relativt förlåtande för variationer i partikelstorlek och bränslesammansättning, dock känslig för agrogrödor	Partikelstorlek <20 mm. Fukthalt 5-60 %, men 10-15% optimalt. Relativt förlåtande för variationer i partikelstorlek och bränslesammansättning, dock känslig för agrogrödor	Partikelstorlek <1mm, fukthalt <15%	Partikelstorlek <50 mm. Fukthalt <30% (Kan vara högre men utbytet biomassa till gas blir då låg)
Syntesgas-kvalitet	I rågas högre halter av metan, C ₂ -kolväten och	I rågas högre halter av metan, C ₂ -kolväten och	Mycket låga halter av CH ₄ , C ₂ + och tjära, höga	Rågas med höga halter av metan, C ₂ -kolväten

	tjära än EF och något högre än de för CFB. Kräver primära såväl som sekundära åtgärder för att få en gas lämplig för upparbetning.	tjära än EF. Höga stofthalter. Kräver primära såväl som sekundära åtgärder för att få en gas lämplig för upparbetning.	H ₂ och CO-halter	och tjära som kräver en kombination av åtgärder för att nå en för nedströms processer lämplig kvalitet
Utvecklings-status	Väletablerad för värme och kraft-applikationer. Tillgänglig för effekter upp till 20 (atmosfärisk) samt 50 MW _{th} (trycksatt). Initial utveckling gällande bränsleframställning pågår.	Etablerad för värme och kraft-applikationer för mindre storlekar. Effekter upp till 100 (atmosfärisk) samt 200 MW _{th} (trycksatt). Utveckling gällande uppskalning och bränsleframställning pågår.	Tillgänglig för svartlut (100-150 MW) och pyrolysvätska. Teknik för torra bränslen är under utveckling och kan vara klar att testa i demoskala om 2-3 år.	Tillgänglig i storlekar upp till ca 30 MW.
Utvecklings-potential/utmaningar	Utmaningar är att: Ta fram (kostnads)-effektiva åtgärder för tjärelimination. Finna lämpliga bäddmaterial som minimerar risken för agglomerering och defluidisering samtidigt som kostnaderna för bäddmaterial hålls nere. Ta fram (kostnads)effektiva system för trycksatt bränsleinmatning.	Utmaningar är att: Ta fram (kostnads)effektiva åtgärder för tjärelimination. Finna lämpliga bäddmaterial som minimerar risken för agglomerering samtidigt som kostnaderna för bäddmaterial hålls nere. Ta fram (kostnads)effektiva system för trycksatt bränsleinmatning.	Utmaningar är att: Hitta inmurningsmaterial som har livslängd > 2 år. Utveckla bränsle-matningssystem som minimerar risken för avbrott i matningen på grund av bryggbildning i pulver.	Utmaningar är att utveckla: Lämplig design för bränslen med högre kokshalt En kostnadseffektiv kombination av sekundära och primära åtgärder för att eliminera tjäror Lämpliga bäddmaterial som minimerar risken för agglomerering samt kostnaderna för använt material

Den kemiska sammansättningen av rå syntesgas varierar beroende på förgasartyp. Tabell 4.2 visar typisk gassammansättning för ett antal utvalda förgasarter. Sammansättningen beror dock även på bränsletyp och driftbetingelser. Omvandlingen från syntesgas/produktgas till drivmedel kan anses vara tämligen konventionell teknik och tas inte närmare upp här.

Tabell 4.2. Gassammansättning (mol% där inget annat anges) för rå syntesgas/produktgas för ett antal utvalda förgasarter (NNGCC, 2009 och Ekbohm et.al, 2003).

Teknik	Trycksatt medström		BFB	CFB		Indirekt	
Förgasare	CHOREN	Chemrec	Carbona	CUTEC	Uhde	Repotec	MILENA ECN
Oxid.media	O ₂	O ₂	O ₂ /Ånga	O ₂ /Ånga	O ₂ /Ånga	Ånga	Ånga
H ₂	37%	39%	20%	32	30	38-45%	18%
CO	36%	38%	22%	22	33	22-25%	44%
H ₂ :CO	1,02		0,91	1,44	0,91	1,6-1,8	0,41
CO ₂	19%	19%		34	31	20-23%	11%
H ₂ O	7%	0,2%					25%
CH ₄	0,06%	1,3%	5%	8	5,7%	9-12%	15%

4.2 RÅVAROR OCH UPPTAGNINGSSOMRÅDE FÖR FÖRGASNING

4.2.1 Råvaror för förgasning

De förnybara bränslen som är potentiella råvaror för olika typer av förgasningstekniker är oftast skogsbränslen, som träflis och spån, träpulver, skogsrester (GROT och stubbar), bark samt returlutar (svartlut) från massaframställning. Vissa rester från jordbruk (framförallt halm) och vissa energigrödor kan vara aktuella. Dessutom är förädlade former av biobränslen som torrefierat material och pyrolysvätska intressanta.

Direkt fluidbäddsförgasning

Förgasning baserad på fluidbäddsteknik är mycket bränsleflexibel och kan hantera en mängd olika typer av biobränslen. Huvuddelen av det ingående bränslet i E.ON:s planerade Bio2G-anläggning är tänkt att utgöras av restprodukter från skogsbruk och sågverk samt bränsleved. Vissa restprodukter från jordbruk (halm) och energigrödor från jordbruksmark i träda (salix) kan också komma ifråga, men inledningsvis endast i begränsade kvantiteter (Fredriksson Möller et.al, 2013). Demonstrationsanläggningen i Värnamo (trycksatt CFB förgasare, Foster Wheeler) körde under 1990-talet lyckade försök med olika trädbränslefraktioner (bark, cellulosafilis, GROT, salix och eukalyptus) samt även med 100% pelleterad halm och olika blandningar av RDF-pellets/träpellets. Förgasaren vid VTT i Finland (UCG – Ultra Clean Gas-project) fokuserar på restprodukter och biprodukter från skogsindustrin, men kommer också att testa bark, energigrödor och torv.

Indirekt fluidbäddsförgasning

SilvaGas har i sin atmosfäriska indirekta CFB-förgasare främst använt träflis och pellets. De anger dock att halm, hönsgödsel, kommunalt avfall (MSW), träavfall och bioslam från pappersbruk kan användas. REPOTECs anläggningar i Güssing och Oberwart förgasar träflis. MILENA, pilotförgasaren i Nederländerna har hittills endast förgasat träpellets.

Trycksatt medströmsförgasning

Ett antal olika typer av biobränslen kan användas i trycksatta medströmsförgasare. Chemrec AB förgasar primärt svartlut, men det föreligger stort intresse att även blanda biobränslebaserad pyrolysvätska med svartluten (Furusjö & Landälv, 2013). Pyrolysvätskan kan produceras från olika typer av biomassa såsom halm, trädbränslen och skogsavfall. I CHOREN's Carbo-V process används huvudsakligen träflis, men även plast och kommunalt avfall (MSW) har testats. (CHOREN har sedermera gått i konkurs och Carbo-V- tekniken har köpts upp av Linde). De uppges också ha använt halmbriketter (med max 5-10% inblandning), Miscanthus, avfall från spannmålsproduktion och energigrödor. Karlsruhe Institute of Technology och deras 'bioliq'-process fokuserar på stråbaserade biobränslen med höga askhalter. En pyrolysvätska tillverkas från halm som sedan planeras att förgasas i en medströmsförgasare designad av Lurgi. En pilotanläggning för trycksatt medströmsförgasning av pulver från skogsrester har uppförts och utvärderats i ett antal experimentkampanjer vid ETC i Piteå. De biobränslen som förgasats hittills är fraktioner av stamved, bark från gran, rensningsmaterial från ett pappersbruk (bark, näver mm) samt med så kallat

sållspån från pappersbruk. Pearson Technology har i sin förgasare gjort tester med träavfall, sågspån, halm, bagasse, gödsel, brunkol och kreosot (NNFCC, 2009).

4.2.2 Upptagningsområden och lokalisering

Produktionskostnaden för förgasningsbaserade biodrivmedel är kraftigt beroende av storleken på produktionsanläggningen. Stora förgasningsanläggningar kommer att behövas för att nå fördelaktiga ekonomiska skaleffekter. Soethart & Vandamme (2009) har i ett exempel beräknat produktionskostnaden för FT-bränslen för olika anläggningsstorlekar och enligt deras beräkningar sjunker produktionskostnaden till nästan hälften (från 30 € per GJ till ca 16 € per GJ) om råvaruintaget ökar från 50 MW till 8.5 GW. Den sistnämnda storleken är jämförbar med ett normalstort oljeraffinaderi i råvaruintag och blir knappast en aktuell storlek för biodrivmedelsfabriker. Andra studier har visat att konkurrenskraftiga biodrivmedelsanläggningar bör ha en bränsletillförselkapacitet på flera 100 MW (Ekbom et.al 2012; Nohlgren et.al 2010 m.fl). Storskalig produktion av förgasningsbaserade biodrivmedel kräver således god tillgång på lokal bioråvara, vilket också är en avgörande fråga när det gäller lokalisering av produktionsanläggningar.

I förgasnings- och syntesprocesserna genereras betydande mängder värme, vilket gör att avsättning för denna är betydande. Mängden värme som produceras i de olika fristående produktionssystemen varierar som tabellerna 4.3 – 4.7 visar, men en fristående 300 MW (bränsleinput) SNG-anläggning kan generera i storleksordningen 60-70 MW värme. En fristående FT-anläggning i samma storlek frigör en ännu större mängd värme, upp till 100 MW, även om den delvis utnyttjas internt för torkning och förvärmningsprocesser. Kylning med havs- eller älvvatten alternativt kyltorn skulle krävas om en sådan anläggning placeras fristående (Nohlgren et.al, 2010).

Att integrera bibränsleförgasare för drivmedelsproduktion i befintliga industrier eller fjärrvärmesystem kan resultera i ett antal tekniska, energimässiga och ekonomiska fördelar. Det finns olika sätt att integrera förgasnings- och syntesprocesser (Nohlgren et.al, 2010):

- Råvaruintegration för att samlokalisera med industrier med tillgång till förgasningsråvara.
- Integration för utnyttjande av energiströmmar (exempelvis torkningsprocesser, förvärmning, fjärrvärmesystem etc).
- Integration för utnyttjande av befintliga eller nya uppskalade processteg.

Att samlokalisera med befintlig skogsindustri ger bland annat stora bränslehanterings- och logistikfördelar. Vid sulfatmassabruk kan förgasning av svartlut tillämpas. Det finns också möjlighet att ersätta barkpannan med en förgasare för syntesgasproduktion. En annan variant är att kombinera både en fastbränsleförgasare och svartlutsförgasare för att generera en större syntesgasvolym och därmed erhålla positiva ekonomiska skaleffekter i gasrening och syntesprocess. I en studie av Hansson et.al (2010) modelleras olika förgasartyper med 200 MW bränsletillförsel, integrerade i ett pappers- och massabruk (KAM). Resultaten visar att exempelvis CFB-förgasning och efterföljande metanol- eller DME-produktion resulterar i ökad verkningsgrad i jämförelse med fristående anläggningar. Däremot resulterar fallet där

FT-bränslen produceras med samma förgasare inte i några komparativa fördelar. Därmed kan integrerade fall inte generellt sägas vara fördelaktiga.

En förgasare kan också samlokaliseras med andra processindustrier med ett ång- eller hetvattenbehov, exempelvis sågverk. Även här kan stora bränslehanterings- och logistikfördelar erhållas. Oljeraffinaderier är intressanta ur integrationssynpunkt, i synnerhet eftersom upparbeitungsprocesser som destillationskolonner, krackerprocesser etc. finns tillgängliga. Även här finns potential för positiva ekonomiska skaleffekter.

Slutligen är stålverk en intressant industri för samlokalisering, på grund av dess överskott av processgaser från stålframställning. Lundgren et al (2013) har studerat produktion av metanol från biobränslebaserad syntesgas (300 MW_{th} CFB förgasare) som blandas med restgaser från stålframställning (koksgas och LD-gas). Beräkningar visar att metanol kan produceras med ett högt produktutbyte, upp till 70%. Det höga utbytet beror på att koksgasen innehåller mycket väte, vilket ger en stor utbytesfördel. En annan viktig aspekt med integration i ett stålverk är att den finansiella och tekniska risken minskar genom den redundans som finns inbyggd i denna typ av integrerad anläggning. Detta på grund av att bränsleproduktionen kan fortsätta, om än delvis, även om leveransen av stålverksgaser upphör. På samma sätt kan produktionen delvis upprätthållas även om biobränsleförgasaren inte fungerar. En annan viktig aspekt är att stålproduktionen varken riskeras eller påverkas av eventuella driftstörningar i förgasnings- eller syntesprocess. Slutprodukten är visserligen delvis baserad på fossila råvaror (kol och koks för stålframställning), men produktionen innebär inte någon ökad tillförsel av varken fossila bränslen eller el. Metanolprodukten är enbart ett resultat av effektivare utnyttjande av restgaserna. Stålverkets gasutnyttjandegrad beräknad på årsbasis ökar från ca 50 % till 64 % om en metanolsyntes integreras. En förgasare kan också samlokaliseras med andra processindustrier med ett ång- eller hetvattenbehov (se även Avsnitt 3.3).

Lämpliga lokaliseringsplatser kan identifieras genom avancerad systemanalys och modeller som explicit tar hänsyn till geografiska aspekter (Leduc et.al (2010a); Leduc et.al (2010b); Wetterlund et.al (2012); Natarajan et.al (2012). Preliminära resultat för lokalisering av förgasningsanläggningar enligt modellen BeWhere Sweden (Wetterlund et al., 2013) visas i Avsnitt 3.4 (Figur 3.4). Som framgår av figuren är det ganska få platser där det är ekonomiskt intressant att lokalisera en storskalig förgasningsanläggning.

4.3 ENERGIEFFEKTIVITET OCH PRODUKTUTBYTEN

Vid förgasning av biomassa för drivmedelsframställning genereras förutom huvudprodukten, också ett antal biprodukter som t ex el, ånga och/eller hetvatten. Även andra produkter kan frigöras vid integration av förgasare i massabruk, t ex tallolja. Ett stort antal nationella och internationella studier gällande utbyten och verkningsgrader vid produktion av olika typer av syntesgasbaserade biodrivmedel har publicerats under det senaste årtiondet (GEA, 2012; Hamelinck & Faaij (2002; 2006); Ekbom et.al (2003, 2005, 2012); Swanson et.al (2010); Heyne & Harvey (2013a, 2013b); Pettersson och Harvey (2012), Andersson et.al (2013), m.fl. Det är dock mycket svårt, i vissa fall omöjligt, att jämföra resultaten, eftersom studierna ofta har olika systemgränser, antar olika produktionskapaciteter, avser

mer eller mindre integrerade produktionssystem etc. Dessutom räknas utbyten och verkningsgrader ofta med olika metoder (se även Avsnitt 1.4).

Ett belysande exempel är att om en biobränslepanna installeras för att hantera el- och ångbalanserna i produktionssystemet, kan den underdimensioneras i syfte att reducera investeringen, men då till bekostnad av en ökad elimport. Om förgasaren är syreblåst, kan syrgas antingen köpas in från extern källa eller produceras internt via en luftseparator (air separation unit, ASU). Det förstnämnda alternativet minskar investeringen samtidigt som elkonsumtionen minskar betydligt. Detta kan ha stor inverkan på totala energi-verkningsgraden, såvida inte indirekt energitillförsel räknas in (Ekbom et.al, 2012).

Med reservation för de betydande skillnader i förutsättningar som nämnts ovan följer nedan en redogörelse av typiska data för produktion av aktuella förgasningsbaserade biodrivmedel, en kort beskrivning av hur bränslet produceras samt uppskattade energiverkningsgrader och produktutbyten för respektive process. Även erforderlig eltillförsel alternativt genererat elöverskott, värmebalanser och eventuella övriga biprodukter särredovisas.

4.3.1 Syntetisk naturgas (SNG)

Biometan producerat via termisk förgasning av biobränsle i kombination med metanisering och konditionering kallas för Substitute Natural Gas (SNG) eller syntetisk naturgas (Bio-SNG om råvaran är biomassa). Bio-SNG har normalt en metanhalt om 94-97 %. Beroende på råvara och produktionsprocess innehåller den också en varierande mängd inerta gaser som kväve och koldioxid.

Syntesgas från biobränsleförgasning kan vidareförädlas till bio-SNG via gasrening och metanisering följt av avskiljning av koldioxid och vatten. Produktgasen innehåller föroreningar såsom partiklar, alkali, ammoniak och vätesulfid, som måste avlägsnas innan metaniseringsprocessen. Den renade gasen passerar därefter metaniseringssteget där CO och H₂ omvandlas till CH₄, H₂O och CO₂. Därefter konditioneras gasen till en gaskvalitet som lämpar sig för drivmedel inom transportsektorn eller för inmatning på naturgasnätet.

Syntesgasbaserad metanproduktion har demonstrerats i ett antal anläggningar i stor skala (över 1000 MW), men då baserat på förgasning av kol (Fredriksson Möller et.al, 2013).

Tabell 4.3 sammanfattar resultat från några färskrapporter gällande produktutbyten och systemverkningsgrad vid framställning av bio-SNG från olika typer av förgasare och system.

Utbytet av bio-SNG varierar mellan 64 och 70 % av tillfört biobränsle för de fristående förgasare som redovisas i Tabell 4.3. Skillnaden i utbytet beror bland annat på förgasartyp som tillämpas. Van der Meijden et.al (2010) har gjort en jämförelse mellan tre olika typer av förgasare för bio-SNG produktion, trycksatt medströms-, fluidbäddssamt indirekt förgasning. Den sistnämnda resulterar i det högsta utbytet (67 %) medan trycksatt medströmsförgasning resulterar i det lägsta SNG-utbytet (54 %). Motsvarande utbyte för fluidbäddsförgasning har beräknats till 58 %. Det höga utbytet från indirekt förgasning beror bland annat på att produktgasen redan innehåller en hög halt metan (se Tabell 4.2). Trycksatt medströmsförgasning resulterar som tidigare nämnts i mycket låga halter av

metan på grund av den höga temperaturen och lämpar sig därför sämre för bio-SNG produktion på grund av det lägre utbytet.

Tabell 4.3. Produktutbyten (%) vid produktion av SNG

Processbeskrivning och referens	Fristående indirekt förgasare (Heyne & Harvey, 2013b)	Fristående indirekt atmosfärisk CFB-för gasare (Gassner & Maréchal, 2009)	Fristående BFB för gasare (Ekbom et.al, 2012)	Indirekt för gasare integrerad i kraftvärmeverk (Heyne & Harvey, 2013a)
	SNG 1	SNG 2	SNG 3	SNG 4
Kapacitet ¹ (biobränsle in) MW (GWh/år)	90 (720)	20 (160)	300 (2 400)	162 (1 296)
Produktutbyten MW (GWh/år)				
Drivmedel	63 (504)	13 (104)	191 (1 528)	63 (504)
Elbalans (netto) ²	4,3 (34,4)	0,6 (4,8)	-12 (-96)	28 (224)
Fjärr-/spillvärme	0 (0)	0 (0)	72 (360) ³	64 (512) ⁴
Övriga energibärare	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Verkningsgrader (%)				
Drivmedelsutbyte ⁵	70	65	64	39
Drivmedelsutbyte inklusive nettoel ⁶	75	68	61	56
Total energiverkningsgrad ⁷	75	68	76	96
Kommentar			Leverans av spillvärme till fjärrvärmenät	Maximal värmeintegration, och ångtork

¹ Baserat på eller omräknat till bränslets lägre värmevärde (LHV). Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

² Negativt värde indikerar underskott av el

³ Beräknat på 5000 timmar drifttid för fjärrvärmeleverans

⁴ Beräknat på 8000 timmar drifttid

⁵ Beräknat som drivmedelsprodukt ut (MWh)/biobränsle in (MWh)

⁶ Eventuellt elunderskott räknat som import

⁷ Verkningsgraden inkluderar samtliga energibärare i MWh. Elunderskott räknat som import

Det procentuella utbytet av bio-SNG kan bli lägre i integrerade systemlösningar, medan den totala energiverkningsgraden kan bli betydligt högre än om anläggningen är fristående.

Exempelvis resulterar fallet med maximal värmeintegration i ett kraftvärmeverk och ångtorkning av bränslet i en total energiverkningsgrad om 96 % (Heyne & Harvey, 2013a).

4.3.2 Metanol

Metanol kan användas direkt som biodrivmedel. Det kan dock även användas för produktion av dimetyleter (DME) (se Avsnitt 4.3.3), bensen eller biodiesel. Syntetisk bensen kan framställas via en så kallad MTG-process eller i en integrerad metanol/ DME/bensen-loop via en så kallad TIGAS-process (Rostrup & Christiansen, 2011). Biometanol kan även ersätta fossil metanol i framställningen av rapsmetylester (RME) eller metyl-tertiär-butyl-eter (MTBE).

Metanolsyntes är en kommersiell process som nästan uteslutande skett över $\text{Cu/ZnO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ katalysatorer (Rostrup & Christiansen, 2011). Syntesgasen måste uppfylla nedanstående krav:

- Stökiometriska förhållanden mellan ($\text{H}_2\text{-CO}_2$) och (CO+CO_2) måste vara större än 2.
- Katalysatorn är mycket känslig mot svavel och kräver svavelhalter som understiger 1 ppm i gasen.
- Mindre än 10 ppb tjäror med dagpunkt under katalysatorns driftstemperatur
- Mycket låga halter av alkalimetaller

Tabell 4.4 redovisar resultat gällande produktutbyten och systemverkningsgrad vid framställning av metanol med olika typer av fastbränsleförgasare, såväl fristående som industriellt integrerade, samt svartlutsförgasare.

Som tidigare nämnts, så varierar produktutbytena och den totala energiverkningsgraden beroende på hur produktionssystemet är utformat. I de redovisade studierna, ligger utbytet av biometanol i spannet 50-60 % av energiinnehållet i det tillförda biobränslet. Den totala energiverkningsgraden påverkas av om exempelvis överskottsvärme används för att torka biobränslet på plats eller inte. I det förstnämnda fallet minskar kylbehovet jämfört med om torr biomassa köps in, vilket innebär att potentialen för el och fjärrvärmeproduktion ökar (Holmgren et.al, 2012). Värmeöverskottet kan också skilja beroende på vilka framlednings- och returtemperaturer i fjärrvärmesystemet som antas samt vilka processdesignval med tork, turbin, kylning etc. (Ekbom et.al, 2012). Den i särklass högsta totala energiverkningsgraden erhålls vid metanolproduktion via svartlutsförgasning i ett avsalubruk, som i detta exempel överstiger 100 %. Anledningen till detta är att verkningsgraden beräknas baserat på den marginaltillförsel av biobränsle som måste tillföras för att upprätthålla brukets ångbalans (se även jämförelse i avsnitt 4.3.7).

De två olika fall som avser beräkningar för svartlutsförgasning är baserade på vad som kan anses vara ett framtida avsalubruk (KAM2) respektive ett framtida integrerat (kraftliner) bruk (FRAM kraftliner referensbruk). Avsalubruket har i grundfallet ett stort överskott av ånga (d v s mer ånga produceras i sodapannan än vad som behövs i brukets processer), vilken används för kondenselproduktion. Detta gör också att det kan exportera all bark. Om en svartlutsförgasare med efterföljande metanolsyntes ersätter sodapannan så kommer betydligt mindre ånga att produceras, eftersom merparten av innehållet i svartluten blir metanol. Denna ånga kommer inte att räcka för att täcka brukets ångbehov och en mottrycks-anläggning för bark och importerat biobränsle används för att täcka upp det resterande ångbehovet (161 MW). Samtidigt minskar elproduktionen, eftersom all mottrycks- och kondensproduktion från svartluten försvinner och el endast produceras i den biobränsleeldade mottrycksanläggningen och elanvändningen ökar, vilket ger en betydande nettoökning av elanvändning (101 MW).

Tabell 4.4. Produktutbyten (%) vid produktion av metanol. För de tre sista kolumnerna avser resultaten balans, jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. För dessa anges även mängden ökat biobränsleintag i kursiv stil (se även fotnot 8).

Processbeskrivning och referens	Fristående atmosfärisk indirekt förgasare. (Hamelinck och Faaji, 2002)	Syre/ångblåst CFB-förgasare. (Holmgren et.al, 2012)	Integrerad trycksatt medströms-förgasning. (Andersson et.al, 2013) ⁸	Svartlutsförgasning	
				Avsalubruk (Ekbohm et.al, 2005) ⁸	Integrerat bruk (Pettersson & Harvey, 2010) ⁸
	<i>MeOH 1</i>	<i>MeOH 2</i>	<i>MeOH 3</i>	<i>MeOH 4</i>	<i>MeOH 5</i>
Kapacitet ¹ /biobränsle in, MW (GWh/år)	380 (3 040)	430 (3 440)	338/287 (2 704/2 296)	487/161 (3 896/1 288)	304/190 (2 432)1 520
Produktutbyten MW (GWh/år)					
Drivmedel	224 (1 792)	219 (1 752)	186 (1 488)	272 (2 176)	170 (1 360)
Elbalans (netto) ²	15 (120)	-34 (-272)	-47 (-376)	-101 (-808)	-37 (-296)
Fjärr-/spillvärme	>0-19 ³ (>0-152) ⁴	39 (312) ⁴	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Övriga energibärare	0 (0)	0 (0)	17 ⁹ (136)	0 (0)	0 (0)
Verkningsgrader (%)					
Drivmedelsutbyte ⁵	59	51	55	56	56
Drivmedelsutbyte inkl nettoel ⁶	63	59	48	46	50
Total energiverkningsgrad ⁷	63-68	68	61	104	75
Kommentar		Integrerad mottrycksturbin	Ersättning av barkpanna vid semi-integrerat kemmassabruk	KAM2	FRAM kraftliner referensbruk

¹ Baserat på eller omräknat till bränslets lägre värmevärde (LHV). Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

² Negativt värde indikerar underskott av el

³ Framräknat baserat på mottrycksdrift av ångturbinen. Utöver mottrycksvärmen finns sannolikt även en del spillvärme av sådan temperatur att det kan användas för fjärrvärmeproduktion. (Börjesson och Ericsson, 2008)

⁴ Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

⁵ Beräknat som drivmedelsprodukt ut (MWh)/totalt tillfört biobränsle till förgasare (MWh)

⁶ Eventuellt elunderskott räknat som import

⁷ Verkningsgraden inkluderar samtliga energibärare i MWh (exkl svartlut). Elunderskott räknat som import.

⁸ Balans jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. Värde för ökat biobränsleintag i kursiv stil

⁹ Resultaterande överskott av tallolja

Det integrerade bruket har i grundfallet ett underskott av ånga från sodapannan och använder en biobränsleeldad mottrycksanläggning för att täcka ångbehovet. Om en svartlutsförgasare med efterföljande metanolsyntes ersätter sodapannan kommer underskottet av ånga naturligtvis att växa ytterligare eftersom betydligt mindre ånga produceras i svartlutsförgasningsanläggningen jämfört med i sodapannan, vilket ger ett kraftigt ökat nettobehov av biobränsle (190 MW). Däremot är försämringen av elbalansen i detta fall betydligt mindre (37 MW).

Sammantaget kan man alltså konstatera att eftersom ett avsalubruk har ett stort överskott av ånga i grundfallet så blir inte underskottet av ånga lika stort som på ett integrerat bruk vid övergång till svartlutsförgasning med efterföljande metanolsyntes. Därmed ökar inte nettoanvändningen av biomassa lika mycket för ett avsalubruk som för ett integrerat bruk. Däremot minskar elproduktionen betydligt mer och därmed ökar nettoanvändningen av el betydligt mer på ett avsalubruk jämfört med ett integrerat bruk om svartlutsförgasning implementeras. Om el inte värderats lika som bränsle, utan om totala energiverkningsgraden hade beräknats med hänsyn tagen till en elverkningsgrad hade skillnaden i totalverkningsgrad för metanolproduktion på ett avsalubruk och integrerat bruk varit betydligt mindre (se avsnitt 4.3.7).

4.3.3 Dimetyleter (DME)

DME produceras idag främst från kol- eller naturgasbaserad syntesgas. Syntesgasen omvandlas primärt till metanol vanligen över en kopparkatalysator. DME produceras där-efter genom dehydrering av metanolen i närvaro av en annan katalysator (exempelvis kiseldioxid-aluminiumoxid). Tabell 4.5 visar typiska produktutbyten vid framställning av bio-DME via förgasning.

En metanolsyntes sker dock som en jämviktsreaktion och vid en samtidig produktion av DME förskjuts reaktionen till mer bildad (intermediär) metanol per passerad gas i reaktorn. Make-up-gasen till reaktorn består av komprimerad färsk syntesgas blandad med recirkulerad icke-reagerad gas i en loop där ett kompressorarbete behövs för att motverka tryckfallet. En ökad reaktionsomsättning per passerad gasmängd i reaktorn ger ett ökat utbyte till en lägre elkonsumtion än för det motsatta med traditionell metanolsyntes där reaktionen inte går vidare till DME. Det finns också nya DME-katalysatorer som kan syntetisera DME utan en intermediär av metanol och därmed höja utbytet signifikant (Ekbom, 2013).

Samtidigt finns ny utveckling om metanolprocesser där metanol kan direktkondensera på katalysatorn eller avskiljas med zeolitmembran och på detta sätt också förskjuta jämviktsprocessen till mer bildad metanol, jämfört med traditionell metanolsyntes. Skillnaderna i utbyten kan därmed bero av vilka processer som används och vilka tekniska processantaganden och parametrar som görs, t ex även reaktionstryck och om en stökiometrisk gas har använts (Ekbom, 2013).

Dehydreringsprocessen orsakar en något högre kapitalkostnad än vid ren metanolproduktion, vilket kan kompenseras av det högre bränsleutbytet (Ahlgren et.al, 2007) och ett lägre erforderligt kompressorarbete.

Betydligt högre totala energiverkningsgrader erhålls i integrerade bio-DME produktionssystem, i synnerhet gällande förgasning av svartlut i avsalubruk där verkningsgrader över 100 % kan nås om beräkningen baseras på marginaltillförsel av biobränsle (se även avsnitt 4.3.2).

I de redovisade studierna resulterar produktion av DME generellt i något högre utbyte (56-65%) än metanol (51-59%). Eftersom DME produceras via dehydrering av metanol kan detta förefalla märkligt. Ett antal andra studier där produktion av metanol och DME också

undersöks visar också på det motsatta förhållandet (se t ex Tunå, 2013 och Hannula et al, 2013).

Tabell 4.5. Produktutbyten (%) vid produktion av DME via förgasning. För de tre sista kolumnerna avser resultaten balans, jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. För dessa anges även mängden ökat biobränsleintag i kursiv stil (se även fotnot 8).

Processbeskrivning och referens	Trycksatt syreblåst CFB-förgasning, (Ahlgren et.al, 2007)	BFB förgasare (Ekbohm et.al, 2012)	Trycksatt syreblåst CFB-förgasare. (Wetterlund et.al, 2011) ⁷	Svartlutsförgasning	
				Avsalubruk (Ekbohm et.al, 2005) ⁷	Integrerat bruk (Pettersson & Harvey, 2010) ⁷
	<i>DME 1</i>	<i>DME 2</i>	<i>DME 3</i>	<i>DME 4</i>	<i>DME 5</i>
Kapacitet ¹ /biobränsle in, MW (GWh/år)	242 (1 936)	300 (2 400)	200/154 (1 600/1 232)	487/157 (3 896/1 256)	304/196 (2 432/1 568)
Produktutbyten MW (GWh/år)					
Drivmedel	158 (1 264)	172 (1 376)	130 (1 040)	275 (2 200)	172 (1 376)
Elbalans (netto) ²	-11 (-88)	-9,5 (-76)	-25 (-200)	-100 (-800)	-37 (-296)
Fjärr-/spillvärme	ca 27 (135) ³	60 (240) ³	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Övriga energibärare	0 (0)	0 (0)	9 ⁸ (72)	0 (0)	0 (0)
Verkningsgrader (%)					
Drivmedelsutbyte ⁴	65	57	65	56	57
Drivmedelsutbyte inkl nettoel ⁵	62	56	58	47	50
Total energiverkningsgrad ⁶	69	65	78	107	74
Kommentar	Leverans av spillvärme till fjärrvärmenät	Leverans av spillvärme till fjärrvärmenät	Ersättning av barkpanna vid semi-integrerat kemmassa-bruk	KAM2	FRAM kraftlinier referensbruk

¹ Baserat på eller omräknat till bränslets lägre värmevärde (LHV). Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

² Negativt värde indikerar underskott av el

³ Beräknat på 5000 timmar drifttid för fjärrvärmeleverans

⁴ Beräknat som drivmedelsprodukt ut (MWh)/totalt tillfört biobränsle till förgasare (MWh)

⁵ Eventuellt elunderskott räknat som import

⁶ Verkningsgraden inkluderar samtliga energibärare i MWh. Elunderskott räknat som import

⁷ Balans jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. Värde för ökat biobränsleintag i kursiv stil

⁸ Överskott av tallolja

4.3.4 Syntetisk diesel (FT-diesel)

Sedan många år tillbaka används Fischer-Tropsch-syntes för att producera olika FT-produkter från naturgas eller förgasad kol, bland annat i Sydafrika. På senare år har två mycket stora GtL anläggningar (Gas-to-Liquids) tagits i drift. 2009 startade Sasol Chevron en anläggning i Qatar (Oryx) med en kapacitet om 34 000 fat per dag. Senare startade Shell en anläggning (Pearl), även den i Qatar, med en produktionskapacitet på 260 000 fat FT-produkter per dag. Dieseln, som är en av produkterna, är en mycket ren dieselolja men i

dessa fall baserad på fossila råvaror. Teknikens komplexitet och höga specifika investeringskostnad har gjort att hittills bara en demonstrationsanläggning blivit byggd med biobränsle som råvara. Denna anläggning ligger i Freiberg, Tyskland och ägdes av CHOREN (Ekblom et.al, 2012). CHOREN har dock som tidigare nämnts gått i konkurs och förgasningstekniken Carbo-V köpts upp av Linde. Anläggningen startades aldrig i sin helhet och någon FT diesel eller FT nafta har därför aldrig producerats.

Teknisk information om processen

Produktion av biobränslebaserade FT-bränslen består i huvudsak av tre steg efter själva förgasningen (eller reformeringen om naturgas används). Dessa steg är gaskonditionering, katalytisk FT-syntes och uppgradering (t ex hydrocrackning och destillation). Beroende på vilken typ och mängd FT-produkt som produceras, tillämpas antingen syntes vid låg temperatur (200-240°C) eller vid högre temperatur (300-350°C) över antingen en järn- eller koboltkatalysator. Om bensinfraktionen ska maximeras används järnkatalysatorer vid en hög temperatur i en fast fluidbäddsreaktor. Om dieselfraktionen skall maximeras är slurryreaktorer med koboltkatalysator det bästa valet. FT-reaktorerna är trycksatta till 10-40 bar (Spath and Dayton, 2003).

FTD består av en mix av olika kolväten, i huvudsak kolkedjor från 12 till 20 kolatomer (C_{12} - C_{20}), såsom olefiner, paraffiner samt produkter innehållande syre (alkoholer, aldehyder, syror och ketoner). Produktdistributionen påverkas främst av temperatur, gassammansättning (H_2/CO -förhållande), tryck och katalysatortyp. FT-bränslen är syntetiska kolväteföreningar (bensin, diesel, nafta och fotogen). Oftast är diesel den mest intressanta produktfraktionen.

Tabell 4.6 visar typiska produktutbyten vid produktion av FT-bränslen via förgasning.

Drivmedelsutbytet för FT-bränslen (d v s total kolvätemix) uppgår i de redovisade studierna till 44-52 % av tillfört biobränsle. Utbytet för enbart FT-diesel är dock så lågt som 32-44 %. Goldschmidt (2005) och rapporten publicerad av Edwards et al (2007b) anger ett nettoutbyte av FT-diesel mellan 30–45 % av tillfört biobränsle, vilket stämmer väl överens med studierna redovisade i ovanstående tabell.

Även i dessa fall resulterar integrerade systemlösningar i högre total verkningsgrad än fristående anläggningar och svartlutsförgasning i avsalubruk ger återigen den bästa totala energieffektiviteten. Det bör också nämnas att för FT-produktion gäller generellt att den totala energiverkningsgraden (inklusive värme och nettoel) oftast blir högre med så kallade "once-through"-konfigurationer än för konfigurationer som återcirkulerar syntesgasen för att maximera drivmedelsutbytet (Hamelinck & Faaij, 2006).

Även här erhålls hög total energiverkningsgrad vid FT- produktion via svartluts-förgasning i avsalubruk där verkningsgrader över 100 % kan nås om beräkningen baseras på marginaltillförsel av biobränsle (se även kapitel 4.3.2).

Tabell 4.6. Produktutbyten (%) vid produktion av FT-bränslen via förgasning. För de två sista kolumnerna avser resultaten balans, jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. För dessa anges även mängden ökat biobränsleintag i kursiv stil (se även fotnot 8).

Processbeskrivning och referens	Fristående trycksatt syreblåst BFB-förgasare (van Vliet et.al, 2009)	BFB förgasare (Ekbom et.al, 2012)	Trycksatt syreblåst CFB-förgasare, (Johansson, 2013)	Svartlutsförgasning	
				Avsalubruk (KAM2) (Ekbom et.al, 2005) ⁷	Integrerat bruk (FRAM kraftliner referensbruk) (Pettersson & Harvey, 2010) ⁷
	<i>FT 1</i>	<i>FT 2</i>	<i>FT 3</i>	<i>FT 4</i>	<i>FT 5</i>
Kapacitet ¹ /biobränsle in, MW (GWh/år)	300 (2 400)	300 (2 400)	500 (4 000)	487/58 (3 896/464)	304/124 (2 432/992)
Produktutbyten MW (GWh/år)					
Drivmedel (FT-produkter totalt)	156 (1 248)	140 (1 120)	221 (1 768)	244 (1 952)	153 (1 224)
Drivmedel (FT-diesel)	133 (1 064)	98 (784)	162 (1 296)	161 (1 288)	101 (808)
Elbalans (netto) ²	22 (176)	-2 (-16)	-31 (-248)	-128 (-1 024)	-53 (-424)
Fjärr-/spillvärme	0 (0)	101 (505)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Övriga energibärare	0 (0)	0 (0)	113 ⁶ (904)	0 (0)	0 (0)
Verkningsgrader (%)					
Drivmedelsutbyte ³	52 (44)	47 (33)	44 (32)	50 (33)	50 (33)
Drivmedelsutbyte inkl nettoel	59 (52)	46 (32)	42 (31)	40 (26)	43 (28)
Total energiverkningsgrad ⁵	59	67	63	131	86
Kommentar		Leverans av spillvärme till fjärrvärmenät	Integrerad med oljeraffinaderi		

¹ Baserat på eller omräknat till bränslets lägre värmevärde (LHV). Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

² Negativt värde indikerar underskott av el

³ Beräknat som drivmedelsprodukt ut (MWh)/totalt tillfört biobränsle till förgasare (MWh)

Värde inom parentes är utbyte till enbart FT-diesel

⁴ Eventuellt elunderskott räknat som import

⁵ Verkningsgraden inkluderar samtliga energibärare i MWh. Eventuellt elunderskott räknat som import

⁶ Minskning av naturgasanvändning i oljeraffinaderi

⁷ Balans jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. Värde för ökat biobränsleintag i kursiv stil

4.3.5 Vätgas

Den helt dominerade framställningsvägen för vätgas är via syntesgas och vattengasskiftreaktion där syntesgasens CO-innehåll reagerar med vatten till vätgas och CO₂. Alternativt separeras vätgasen ur syntesgasen med membran eller PSA teknik och den fraktion som inte hamnar i vätgasprodukten blir (oftast) en bränslefraktion. Antalet möjliga råvaror och tekniker är således i princip desamma som för syntesgas. Idag produceras vätgas huvudsakligen via ångreformering av naturgas (Steam Methane Reforming, SMR), men

även från råvaror som nafta, kol och koksgas. Elektrolys kan användas för att producera vätgas främst där det finns billig el. Vätgas kan också framställas från etanol, metanol och ammoniak. Reformering av metanol praktiseras i Japan och i mindre omfattning Europa (Spath & Dayton, 2003).

I Sverige är just förgasning av biobränsle och ångreformering av naturgas (görs vid våra raffinaderier) eller eventuellt biogas förmodligen de mest aktuella teknikerna. I framtiden kan elektrolys i anslutning till vindkraftverk komma att bli aktuellt. Vätgasproduktion från blågröna alger eller genom artificiell fotosyntes är fortfarande på försöksstadiet och väntas inte få något större genombrott fram till 2030 (Rydberg et al, 2010).

Kvalitetskraven som ställs på syntesgasen vid vätgasframställning är enligt Ciferno & Marano (2002)

- Maximal H_2 halt och minimal CO halt
- Låg halt av N_2 och låg halt av kolväten
- Hög halt av vatten (behövs för skiftreaktionen)
- En svavelhalt understigande 1 ppm och låga halter av partiklar
- Ca 28 bars tryck och en gastemperatur om 100-200°C.

Tabell 4.7 visar typiska produktutbyten vid produktion av vätgas via förgasning.

Tre av de redovisade fallen i Tabell 4.7 innebär industriellt integrerade biobränsleförgasare. I fallet med svartlutsförgasning erhålls ett drivmedelsutbyte om 57 % baserat på tillförd svartlut och den mängd biobränsle som måste tillföras för att upprätthålla ångbalansen vid bruket. Något lägre vätgasutbyte fås i det fristående fallet, som är jämförbart med fallet med förgasning av pyrolysvätska.

Vätgas används i stora mängder i oljeraffinaderier och produceras idag främst från naturgas. Vätgas producerad via förgasning av biobränsle integrerat med ett oljeraffinaderi kan då ersätta vätgas producerad från naturgas. Dessutom kan viss överskottsvärme från vätgasproduktionen ersätta naturgas för ångproduktion. Totalt sett så används alltså biobränsle, och el, för att minska användningen av fossil naturgas. Detta kan därför jämföras med produktion av SNG, där ju biobränsle, och el, också (kan) användas för att minska användningen av fossil naturgas.

Tabell 4.7 Produktutbyten (%) vid produktion av vätgas via förgasning. För den sista kolumnen avser resultatet balans, jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. För dessa anges även mängden ökat biobränsleintag i kursiv stil (se även fotnot 8).

Processbeskrivning och referens	Fristående förgasning, (Hulteberg et.al, 2009)	Trycksatt medströmsförgasning av pyrolysvätska (Johansson et.al, 2012) ⁶	CFB-förgasare (Johansson et.al, 2012) ⁶	Svarthutsförgasning, avsalubruk (Andersson, 2007) ⁸
	<i>H2 1</i>	<i>H2 2</i>	<i>H2 3</i>	<i>H2 4</i>
Kapacitet ¹ /biobränsle in, MW (GWh/år)	121 (968)	91 (728)	65 (520)	487/178 (3 896/1 424)
Produktutbyten MW (GWh/år)				
Drivmedel	62,9 (503,2)	48 ⁷ (384)	48 ⁷ (384)	278
Elbalans (netto) ²	-2,7 (-21,6)	-6,9 (-55,2)	-3,3 (-26,4)	-121 (-968)
Fjärr-/spillvärme	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Övriga energibärare	0 (0)	(90,5) ⁷ (724)	(70,3) ⁷ (562)	0 (0)
Verkningsgrader (%)				
Drivmedelsutbyte ³	52	(53) ⁷	(74) ⁷	57
Drivmedelsutbyte inkl nettoel ⁴	51	(49) ⁷	(70) ⁷	46
Total energiverkningsgrad ⁵	51	92 ⁹ (49)	103 ⁹ (70)	93
Kommentar	80% PSA recovery	Integrering med oljeraffinaderi	Integrering med oljeraffinaderi	KAM2

¹ Baserat på eller omräknat till bränslets lägre värmevärde (LHV). Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

² Negativt värde indikerar underskott av el

³ Beräknat som drivmedelsprodukt ut (MWh)/totalt tillfört biobränsle till förgasare (MWh)

⁴ Eventuellt elunderskott räknat som import

⁵ Verkningsgraden inkluderar samtliga energibärare i MWh. Eventuellt elunderskott räknat som import

⁶ Balans jämfört med raffinaderi med vätgasproduktion via reformering av naturgas

⁷ Vätgas producerad via biobränsleförgasning ersätter vätgas från naturgas i raffinaderiet.

Vätgasen är endast intern ström, varför den anges inom parentes. Den faktiska fossilbränslebesparingen är i form av minskad naturgasanvändning i raffinaderiet.

⁸ Balans jämfört med bruket utan drivmedelsproduktion. Värde för ökat biobränsleintag i kursiv stil

⁹ Verkningsgraden gentemot den faktiska fossilbränslebesparingen i form av minskad naturgasanvändning i raffinaderiet. Inom parentesen redovisas total verkningsgrad mot den egentliga vätgasproduktionen.

4.3.6 Fermentering av syntesgas till etanol

Biobränsleförgasare kan integreras i biokemiska produktionsprocesser. Anaeroba mikroorganismer (t.ex *Clostridium jungdahlii*, *Clostridium autoethanogenum*, *Acetobacterium woodii*, *Clostridium carboxidivorans* och *Peptostreptococcus productus*) kan användas vid fermentering av syntesgas för produktion av till exempel etanol.

När det gäller själva produktionsprocessen erfordras en mildare gasrening vid denna tillämpning än vid ”normal” kemisk syntes. Detta eftersom mikroorganismerna inte verkar

påverkas av höga svavelhalter i gasen (Klasson et.al, 1993). Dock måste tjära och partiklar avlägsnas. Processen arbetar vid låga tryck (atmosfärstryck upp till 2 bar) och låga temperaturer (nära 37° C, även om vissa organismer kan överleva och växa i temperaturer från 5° C till 55° C). Reaktorbetingelser och pH bestäms av vilken typ av mikroorganism som används. Gasen kyls till erforderlig temperatur innan fermentering, där bakterier bryter ner CO, H₂ och CO₂ till etanol och ättiksyra. CO är den viktigaste gaskomponenten och teoretiskt är det möjligt att konvertera två tredjedelar av kolet i CO till etanol. Etanolen utvinns genom konventionell destillering och den icke fermenterade syntesgasen som återstår kan användas för produktion av processånga och el via en förbränningsprocess (Piccolo och Bezzo, 2009).

Tabell 4.8 visar typiska produktutbyten vid etanolproduktion via fermentering av syntesgas. I jämförelse med de övriga förgasningsbaserade drivmedlen så resulterar etanol via fermentering av syntesgas i ett lågt produktutbyte. Ett relativt stort elöverskott genereras dock i systemet, men den totala energiverkningsgraden når ändå knappt 30 %. Ett antal företag ibland annat USA och Nya Zeeland arbetar med att utveckla tekniken och några pilot- och demonstrationsanläggningar har uppförts (se avsnitt 4.6).

Tabell 4.8 Produktutbyten (%) vid produktion av etanol via fermentering av syntesgas

Processbeskrivning och referens	Syreblåst CFB förgasare. Piccolo och Bezzo (2009)
Kapacitet ¹ (biobränsle in) MW (GWh/år)	420 (3 360)
Produktutbyten MW (GWh/år)	
Drivmedel	100,8 (806,4)
Elbalans (netto) ²	20 (160)
Fjärr-/spillvärme	0 (0)
Övriga energibärare	0 (0)
Verkningsgrader (%)	
Drivmedelsutbyte ³	24
Drivmedelsutbyte inkl nettoel ⁴	29
Total energiverkningsgrad ⁵	29
Kommentar	Syntesgasfermentering med Clostridium ljungdahlii. Integrerad ångcykel.

¹ Baserat på eller omräknat till bränslets lägre värmevärde (LHV). Antagen årlig drifttid 8000 timmar.

² Negativt värde indikerar underskott av el

³ Beräknat som drivmedelsprodukt (MWh)/biobränsle in (MWh).

⁴ Eventuellt elunderskott räknat som import

⁵ Verkningsgraden inkluderar samtliga energibärare i MWh. Eventuellt elunderskott räknat som import

4.3.7 Alternativ metod för beräkning av energisystemverkningsgrad

Det finns, som tidigare nämnts, många olika sätt att beräkna energisystemverkningsgraden. I stor utsträckning är dessa baserade på energiflöden in och ut från systemet, precis som de verkningsgrader som presenteras i Tabell 4.3 – 4.7. Men om produktionssystemet innefattar flera olika typer av energiformer, är energibaserade verkningsgradsberäkningar inte nödvändigtvis en lämplig indikator för det "bästa" systemet. Därför har även systemverkningsgraden beräknats som elekvivalenter för att också ta hänsyn till att de olika energibärarna

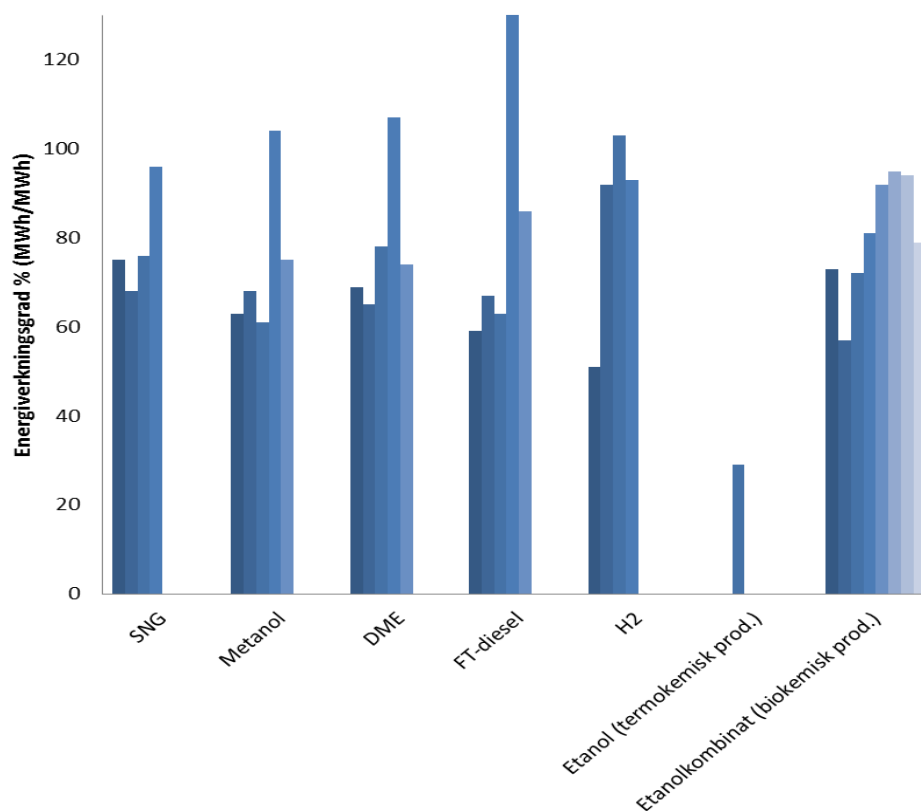
har olika kvalitetsnivåer. Elekvivalenterna har beräknats utgående från verkningsgrader för de i dag bästa tillgängliga teknikerna för elproduktion enligt Tabell 4.9.

Tabell 4.9. Högsta antagna elverkningsgrader för olika energibärare inklusive referens

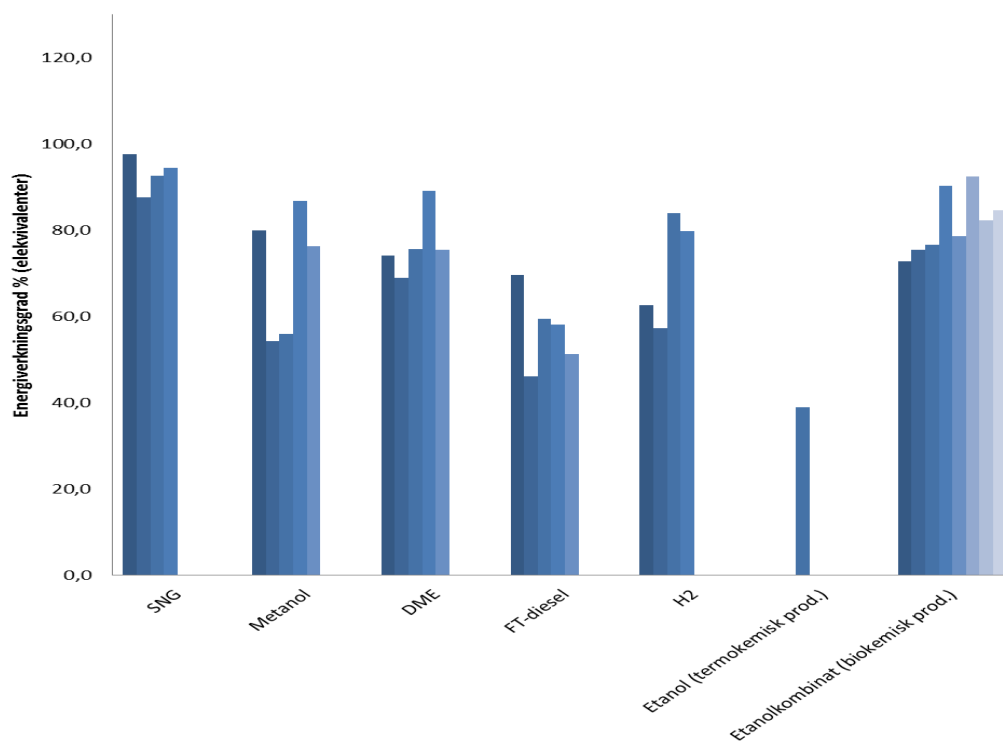
Bränsle	η (%)	Referens	Kommentar
Biomassa	46.2	Stahl K (2001)	BIGCC ¹
Bark	46.2	Stahl K (2001)	BIGCC ¹
Fjärrvärme	10	Tunå et.al (2012)	Opcon power box
MeOH	55.9	Tunå et.al (2012)	Kombicykel med gasturbin
DME	55.9	Tunå et.al (2012)	Kombicykel med gasturbin
FT-diesel	55.9	Tunå et.al (2012)	Kombicykel med gasturbin
Etanol	55.9		Kombicykel med gasturbin
SNG	57.6	Chiesa et.al (2005)	Naturgasbaserad kombicykel
H ₂	58.3	Chiesa et.al (2005)	H ₂ kombicykel
Lågtrycksånga 4.5 bar(a) 150°C	16.6	Andersson et.al (2006)	Ångnivåer från KAM, beräknat baserat på 30°C kondensationstemp, 25°C referenstemp., 72% $\eta_{\text{isentropic}}$ 90% $\eta_{\text{mechanical}}$
Mellantrycksånga 11 bar(a) 200°C	19.6	Andersson et.al (2006)	Ångnivåer från KAM, beräknat baserat på 30°C kondensationstemp, 25°C referenstemp., 72% $\eta_{\text{isentropic}}$ 90% $\eta_{\text{mechanical}}$
Mellantrycksånga 26 bar(a) 275°C	22.6	Andersson et.al (2006)	Ångnivåer från KAM, beräknat baserat på 30°C kondensationstemp, 25°C referenstemp., 72% $\eta_{\text{isentropic}}$ 90% $\eta_{\text{mechanical}}$
Högtrycksånga 81 bar(a) 490°C	27.2	Andersson et.al (2006)	Ångnivåer från KAM, beräknat baserat på 30°C kondensationstemp, 25°C referenstemp., 72% $\eta_{\text{isentropic}}$ 90% $\eta_{\text{mechanical}}$

¹ Biomass Integrated Gasification Combined Cycle

I Figur 4.2 visas de totala energiverkningsgraderna för olika drivmedel baserat på förgasning räknat på konventionellt sätt, det vill säga där ingen hänsyn tas till energibärarnas kvalitet. Dessutom inkluderas drivmedelsproduktion via biokemisk omvandling i etanolkombinat vilket beskrivs mer utförligt i Kapitel 5. Figur 4.3 visar energiverkningsgraderna för samma system som presenteras i Figur 4.2 men som nu är beräknade som elekvivalenter för respektive fall redovisade i Tabell 4.3 – 4.7.



Figur 4.2. Energiöverkningsgraderna beräknade på konventionellt sätt. För varje drivmedel representerar de olika staplarna de fall som redovisas i Tabeller 4.3-4.7



Figur 4.3. Energiöverkningsgraderna beräknade som elektivvalenter. För varje drivmedel representerar de olika staplarna de fall som redovisas i Tabeller 4.3-4.7.

Det är framförallt resultaten för processer som kräver stor eltillförsel som påverkas av vilken beräkningsmetod som används. För SNG-fallen blir elekvivalenterna generellt högre än energiverkningsgraden. I fallet med produktion av FT-diesel (fjärde fallet i Tabell 4.6) blir skillnaden uppenbar. Verkningsgraden baserad på rena energimått resulterar i 131 % baserat på marginaltillförsel av biobränsle. Däremot krävs en betydande elimport till processen, vilket gör att omräknat till elekvivalenter nås en verkningsgrad på 58 %. Även produktionsprocesser som genererar stora mängder värme, värderas lägre om elekvivalenter beräknas. För många av etanolkombinat-fallen blir också skillnaderna stora beroende på vilken beräkningsmetod för energiverkningsgrad som används.

4.4 PRODUKTIONSKOSTNADER

Ett mycket stort antal ekonomiska utvärderingar har gjorts gällande produktion av förgasningsbaserade biodrivmedel. Studierna inkluderar såväl fristående som industriellt integrerade system med olika förgasartyper. I detta underlag sammanfattas några av de studier som antingen är nyligen publicerade eller vanligtvis citerade.

Det måste dock påpekas att det är svårt att jämföra de olika studierna med varandra. Detta eftersom de oftast föreligger stora skillnader gällande anläggningens storlek, antaganden om kostnader för inköp av utrustning och råvara (såväl bioråvara som el), kostnader för drift och underhåll med mera. Även dimensionering och drift av en eventuell biobränslepanna för el- och ångförsörjning samt eventuell on-site produktion av syrgas kan kraftigt påverka det ekonomiska utfallet. Dessutom antas ofta olika avskrivningstider och räntor på kapital samt olika årliga drifttider. Studierna är heller inte gjorda samma år, vilket medför att olika växelkurser och uppräkningsindex har tillämpats. Inga index-korrigeringar har heller gjorts i detta underlag.

Det finns alltså många möjligheter att öka eller minska investeringen samt de rörliga driftkostnaderna, vilket innebär att en jämförelse av fallen mestadels kan ge indikativa skillnader snarare än definitiva (Ekbom et.al, 2012). Dessutom är antalet referenser för kostnader och investeringar relativt få. De flesta av dessa har också publicerats av samma forskargrupper med samma eller liknande bakgrundsinformation. Informationen är dock sällan offentligt tillgänglig och därför svårt att värdera med avseende på osäkerheter (Andersson et al, 2013).

Nedan diskuteras mycket kort de mest avgörande skillnaderna mellan de olika studierna i syfte att belysa hur olika faktorer kan inverka på resultatet. Omräkning till bensinekvivalenter har gjorts baserat på antagande om ett energiinnehåll på 11,626 MWh per ton och en densitet 750 kg per m³ vid 20°C. Omräkning till dieselekvivalenter med antagande om ett energiinnehåll på 11,750 MWh per ton och densitet 815 kg per m³ vid 20°C. I de kostnadsbedömningar som citeras är kostnaderna för distribution av slutprodukten inte inräknade.

4.4.1 Syntetisk naturgas (SNG)

Tabell 4.10 visar total investering och resulterande produktionskostnader vid produktion av bio-SNG via förgasning för ett antal olika fallstudier. Som tidigare nämnts borde

produktionskostnaden påverkas av anläggningens kapacitet på så sätt att en stor anläggning erhåller positiva ekonomiska skaleffekter och därmed lägre kapitalkostnad per installerad MW. I studierna som redovisas i ovanstående tabell, stämmer dock inte det resonemanget. Gassner & Maréchal (2009) beräknar en produktionskostnad i det småskaliga fallet som är i samma storleksordning (bara något högre) som de kostnader som Fredriksson Möller et.al (2013) och Ekbom et.al (2012) beräknat.

Tabell 4.10. Investering och produktionskostnader vid biobränslebaserad SNG-produktion

Referens	E.ON - Bio2G. Fluidbäddsför-gasare. Fredriksson Möller et.al (2013)	Fristående BFB för-gasare. Ekbom et.al (2012)	Trycksatt CFB för-gasare. Gassner och Maréchal (2009)	Trycksatt CFB för-gasare. Gassner och Maréchal (2009)
Produktionskapacitet SNG (MW)	196	191	13-14	110
Investering (MSEK)	4 500	4 250	166 ¹	Ej angett
Produktionskostnad (SEK/liter bensinekvivalent)	6,0–7,0	6,0	Ca 6,1–6,5	Ca 4,7–5,1
Produktionskostnad (SEK/MWh)	686-809	662	700-744 ¹	544-588 ¹
Kommentar	Intäkter för värme och el med elcertifikat har antagits som tilläggsbidrag.	Intäkter för värme och el med elcertifikat har antagits som tilläggsbidrag.	Småskalig produktion (20 MW), för-gasare trycksatt till 15 bar	150 MW bränslein-put, pGM-fallen, trycksatt till 15 bar

¹Omräknat med en valutakurs 1€=9,2518 SEK för 2007 (Riksbanken, 2013)

Det skiljer sig dock en hel del i de ekonomiska antaganden som gjorts i respektive studie. Den specifika investeringen (SEK per producerad MW drivmedel) i Fredriksson Möller et al (2013) och Ekbom et al (2012) är nästan dubbelt så hög som i fallet som Gassner & Maréchal (2009) analyserat. Det finns dock skäl att misstänka att den sistnämnda studien har underskattat investeringsbeloppet. Det framgår exempelvis inte om kostnader för markarbeten, hjälpångpanna, bränslehantering, lager etc har inkluderats. Dessa kring-system kan stå för upp till hälften av investeringen. En annan bidragande orsak kan vara att helt olika växelkurser från Euro till Amerikanska Dollar har använts för investerings-uppskattningarna. Gassner & Maréchal (2009) antar också en lägre ränta, men å andra sidan en kortare avskrivningstid. Annuiteten är därför likvärdig. Fredriksson Möller et al (2013) och Ekbom et al (2012) antar dock en lägre bränslekostnad.

4.4.2 Metanol

Tabell 4.11 visar totala investeringar och resulterande produktionskostnader vid produktion av biobränslebaserad metanol via för-gasning. Svartlutsför-gasning resulterar i en väsentligt lägre kostnad för metanolproduktion än vid för-gasning av träråvara. Gällande det senare så skiljer sig dock produktionskostnaden åt i de redovisade studierna. Hamelinck & Faaij (2006) har beräknat en betydligt lägre kostnad än Ekbom et al (2012) och Andersson et al (2013). Detta kan dels bero på att den förstnämnda anläggningen är väsentligt större

kapacitetsmässigt, dels att den har ett högre drivmedelsutbyte och dessutom genererar ett överskott av el.

Tabell 4.11. Produktionskostnader vid metanolproduktion.

Processbeskrivning och referens	Trycksatt medströms-förgasning (Andersson et.al, 2012)	BFB förgasning. (Ekbom et.al, 2012)	Svartlutsförgasning, avsalubruk Ekbom et.al (2003)	Atmosfärisk indirekt förgasare (Hamelinck & Faaji, 2006) 3
Produktions-kapacitet (MW)	187	148	273	Ca 236
Investering (MSEK)	2 4651	5 105	Ca 1 3702	2 144
Produktionskostnad (SEK/liter bensinekvivalent)	7,2	7,8	2,5	Ca 3,9–4,5
Produktionskostnad (SEK/MWh)	827	900	290	Ca 450-515
Kommentar	Förgasning av bark och skogsrester. Ersättning av barkpanna vid Billerud Karlsborg AB	Fristående anläggning	KAM2	Fristående anläggning

¹ Beräknad marginalinvestering jämfört med om ny barkpanna köps in. Omräknad med växelkurs 1€=9.03 SEK. (Valutakurs år 2011 enligt Riksbanken, 2013)

² Beräknad marginalinvestering jämfört med om ny sodapanna köps in

³ Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1€=9,125 SEK (Valutakurs år 2003 enligt Riksbanken, 2013)

Det kan också verka anmärkningsvärt att det skiljer så pass lite mellan produktionskostnaden som Ekbom et al (2012) redovisar och den som Andersson et al (2013) har beräknat då den sistnämnda studien räknar med en marginalinvestering uppgående till halva den investering som Ekbom et al (2012) anger. Orsaken till den lilla skillnaden är att Andersson et al (2013) har antagit en högre ränta och högre årliga driftkostnader. Summan av kapitalkostnaden och årliga driftkostnaden blir i båda studierna likvärdiga och därigenom också produktionskostnaderna.

Som tidigare nämnts så har Lundgren et al (2013) studerat metanolproduktion integrerat i ett stålverk där stålverksgaser blandas med biobränslebaserad syntesgas (producerad via CFB förgasning). I den studien beräknas produktionskostnaden för metanol till 7,20–7,40 SEK per liter bensinekvivalent, vilket är i samma storleksordning som de kostnader som Ekbom et al (2012) och Andersson et al (2013) beräknat.

4.4.3 Dimetyleter (DME)

Även de ekonomiska utvärderingarna gällande bio-DME produktion skiljer sig relativt kraftigt åt och kostnadsspannet är brett, 3,1–9,4 SEK per liter dieselevivalent (se Tabell 4.12). Svartlutsförgasning med efterföljande DME syntes resulterar i den överlägset lägsta produktionskostnaden. I de övriga studierna ligger såväl Ahlgrens et al (2007) och Ekboms et al (2012) beräknade produktionskostnader i det kostnadsspann som Wetterlund et.al (2010b) estimerat utifrån ett antal olika framtida energimarknadsscenarioer.

Tabell 4.12. Produktionskostnader vid DME-produktion.

Processbeskrivning och referens	Trycksatt syreblåst CFB förgasning av pellets (Ahlgren et.al, 2007)	BFB förgasare. (Ekbom et.al, 2012)	Svarthlutsförgasare, avsalubruk (KAM2). Ekbom et.al (2003)	Trycksatt syreblåst CFB förgasning (Wetterlund et.al, 2010b)
Produktionskapacitet (MW)	158	172	275 ¹	172
Investering (MSEK)	2 400	4 830	Ca 1 500 ²	3 359 ³
Produktionskostnad (SEK/liter dielekvivalent)	ca 5,7	7,7	3,1	4,9–9,4
Produktionskostnad (SEK/MWh)	600	802	327	514-984 ¹
Kommentar	Integration i kraftvärmeverk (Rya)	Fristående förgasare		Kostnadsspann beroende på framtidsscenario

¹ Beräknad marginalinvestering jämfört med om ny barkpanna köps in. Omräknad med växelkurs 1€=9.03 SEK. (Valutakurs år 2011 enligt Riksbanken (2013))

² Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1€=9,125 SEK (Valutakurs år 2003 enligt Riksbanken (2013))

³ Omräknad med växelkurs 1€=9,03 SEK. (Valutakurs år 2011 enligt Riksbanken (2013))

Wetterlund et.al (2010b) har utvärderat bio-DME produktion i ett semi-integrerat kemmassabruk där förgasaren antas ersätta barkpannan. I studien görs en jämförelse med elproduktion i en BIGCC-anläggning och slutsatsen är att bio-DME produktion är betydligt mer gynnsam ur ekonomisk synvinkel. Pettersson & Harvey (2012) har gjort en liknande studie, men för svarthlutsförgasning tillämpat i olika typer av massabruk med olika ångbalanser under tidigare nämnda marknadsscenarier. Även denna utvärdering visar att DME-produktion är mer ekonomiskt gynnsamt än elproduktion under samtliga testade scenarier.

4.4.4 Syntetisk diesel (FT-diesel)

Tabell 4.13 visar total beräknad investering och resulterande produktionskostnader vid framställning av FT-diesel från biobränsleförgasning. Kostnader för distribution av slutprodukten är inte inräknade.

Även för FTD är produktionskostnadsspannet brett, 5,9–11,0 SEK per liter dielekvivalent. Återigen är det studien av Hamelinck & Faaij (2006) som resulterar i den lägsta kostnaden. Nohlgren et.al (2010) har kartlagt ytterligare ett antal studier som sammantagna resulterar i ett kostnadsspann om 7-10 SEK per liter dielekvivalent, vilket stämmer väl överens med studierna redovisade i nedanstående tabell.

Tabell 4.13. Produktionskostnader vid produktion av FT-bränslen

Processbeskrivning och referens	BFB förgasare. (Ekbom et.al, 2012)	Direkt trycksatt förgasare (Hamelinck & Faaij, 2006) ¹	Trycksatt medströmsförgasare. Swanson et.al (2010) ²	Fluidbäddsförgasning. Swanson et.al (2010) ²
Produktions-kapacitet (MW)	140	Ca 168	Ca 200	Ca 200
Investering (MSEK)	6 480	2 665	4 125	3 380
Produktionskostnad	11,0	ca 5,9	8,3	9,2

(SEK/liter dieselevivalent)				
Produktionskostnad (SEK/MWh)	1 149	Ca 620	863	963
Kommentar		Fristående anläggning. Trycksatt till 25 bar. Once-through FT-syntes 60 bar med 90 % omvandling		

¹ Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1€=9,125 SEK (Valutakurs år 2003 enligt Riksbanken (2013))

² Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1 USD=6,76 SEK (Genomsnittlig valutakurs år 2007, Riksbanken (2013))

4.4.5 Vätgas

Tabell 4.14 visar total beräknad investering och resulterande produktionskostnader vid vätgasframställning via biobränsleförgasning, vilka även de skiljer sig ganska kraftigt åt. Dingizian et.al 2007 har uppskattat den högsta kostnaden, vilket framförallt beror på att produktionen är relativt småskalig. Hamelinck & Faaij (2006) och Mueller-Langer et.al (2007) beaktar vätgasproduktion i större skala och erhåller därmed lägre specifik investering och resulterande lägre produktionskostnader. Sues (2011) bryter dock mönstret. Detta är det mest storskaliga fallet, men som renderar i den näst högsta produktionskostnaden av de inkluderade studierna.

Tabell 4.14. Produktionskostnader vid produktion av vätgas via förgasning

Processbeskrivning och referens	Atmosfärisk indirekt förgasare (Hamelinck & Faaij, 2006) ¹	BFB förgasare (Dingizian et.al 2007) ²	CFB förgasare (Mueller-Langer et.al, 2007) ³	Indirekt förgasning (Bio-100) Sues, 2011) ⁴
Produktions-kapacitet (MW)	139	57	450	500
Investering (MSEK)	2 254	1 296	3 880	3 180
Produktionskostnad (SEK/liter bensinekvivalent.)	5,9	9,7	3,8	Ca 8,1
Produktionskostnad (SEK/MWh)	620	1010	400	845
Kommentar	PSA och integrerad kombicycle		Förgasning av energigrödor. PSA	Förgasning av skogsrester. PSA och integrerad kombicycle

¹ Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1€=9,125 SEK (Valutakurs år 2003 enligt Riksbanken (2013))

² Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1 USD=6.76 SEK (Genomsnittlig valutakurs år 2007, Riksbanken (2013))

³ Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1 EUR=9.25 SEK (Genomsnittlig valutakurs år 2006, Riksbanken (2013))

⁴ Kostnader och investering omräknade med växelkurs 1 EUR=9.03 SEK (Genomsnittlig valutakurs år 2011, Riksbanken (2013)). Studies antar produktion med kommersiell teknik runt 2020.

4.4.6 Fermentering av syntesgas till etanol

Etanol via fermentering av biobränslebaserad syntesgas visar låga utbyten (se Tabell 4.15) och relativt höga produktionskostnader (se Tabell 4.15). Tekniken är dock fortfarande enbart testad i laboratorieskala och som tidigare nämnts så är tillgängliga tekniska och ekonomiska data mycket begränsade. Resultaten är således mer osäkra än för andra typer av biodrivmedel. Piccolo & Bezzo (2009) jämför i sin studie syntesgasfermentering med konventionell biokemisk etanolframställning via enzymatisk hydrolys och fermentering och drar slutsatsen att den sistnämnda tekniken är mer ekonomisk.

Tabell 4.15 Produktionskostnader vid produktion av etanol via fermentering av syntesgas

Processbeskrivning och referens	Syreblåst CFB förgasare. Piccolo & Bezzo (2009)
Produktions-kapacitet (MW)	100
Investering (MSEK)	3600 ¹
Produktionskostnad (SEK/liter bensinekvivalent.)	10,4-13,4
Produktionskostnad (SEK/MWh)	1 195-1 495
Kommentar	Fermentering med <i>Clostridium Ijungdahlii</i> . Integrerad ångcykel. Kostnadsspannet avser 5 eller 10 års avskrivningstid

¹ Omräknat med en valutakurs 1€=9,2518 SEK för 2007 (Riksbanken, 2013)

Det finns få vetenskapliga publikationer om tekniken och framförallt saknas tekno-ekonomiska utvärderingar (Munasinghe och Khanal, 2010). Därför är det svårt att dra några definitiva slutsatser om teknikens ekonomiska prestanda.

4.4.7 Framtida kostnadsbedömningar

De flesta studier som presenterats i Tabell 4.10 – 4.15 räknar med investeringskostnaden för den n-te anläggningen som bas för kostnadsbedömningarna, det vill säga att hänsyn tas till en viss kostnadsreduktion jämfört med den första anläggningen som byggs (learning curve). Fredriksson Möller et.al (2013) menar att det knappast medför mer än en 10 %-ig reduktion för den n-te anläggningen jämfört med den första. I nämnda studie har beräkningar gjorts för såväl den första (se Tabell 4.10) som den n-te. Produktions-kostnaden beräknas sjunka från 686-809 SEK per MWh till 555-673 SEK per MWh för den n-te anläggningen. Detta beror bland annat på grund av lägre total investering, men dessutom har en längre avskrivningstid antagits, vilket påverkar kostnaden (Fredriksson Möller et.al, 2013).

Hamelinck & Faaij (2006) har beräknat nutida och framtida (år 2030) produktionskostnader för tre olika förgasningsbaserade biodrivmedel; metanol, väte, och FT-diesel. De framtida kostnadsbedömningarna är främst baserade på antagandet att produktionsanläggningarna blir betydligt större i framtiden och att detta resulterar i positiva ekonomiska skaleffekter. I deras analyser antas anläggningsstorlekarna öka från nutida 400 MW (baserat på bränsleinput och högre värmevärde) till 2000 MW. Enligt denna studie innebär detta att kostnaden för biometanolproduktion blir 25 % lägre, för väte drygt 40 % lägre och för FT-diesel drygt 27 % lägre år 2030 jämfört med idag.

4.4.8. Jämförelse av kostnadsbedömningar

Som framhölls i inledningen till Avsnitt 4.4 är det mycket svårt att jämföra de ekonomiska utfallen i de olika studierna och fallen med varandra. Möjligheten att jämföra förbättras dock när kostnaderna för flera olika processalternativ beräknas i samma studie, med i stort sett gemensamma antaganden och grundförutsättningar. I Tabell 4.16 redovisas en sammanställning från ett par av de studier som diskuteras ovan, i vilka kostnaderna för produktion av flera olika biodrivmedel ingår.

Tabell 4.16. Beräknade produktionskostnader för förgasningsbaserade drivmedel (SEK per liter bensin/diesel ekvivalenter samt SEK per MWh inom parentes)

	SNG	Metanol	DME	FTD	Vätgas	Etanol
Ekbom et al (2012)	5,8 ¹ (662)	7,8 ¹ (900)	7,7 ² (802)	11,0 ² (1 149)	-	-
Hamelinck & Faaij (2006)	-	ca 3,9–4,5 ¹ (ca 450–515)	-	ca 5,9 ² (ca 620)	ca 5,4 ¹ (ca 620)	ca 7,0 ¹ (ca 800)

¹ SEK per liter bensinekvivalent. Omräkning till bensinekvivalenter har gjorts med antagande om ett energiinnehåll 11,626 MWh per ton och densitet 750 kg per m³ vid 20°C

² SEK per liter dielekvivalent. Omräkning till dielekvivalenter har gjorts med antagande om ett energiinnehåll 11,750 MWh per ton och densitet 815 kg per m³ vid 20°C

Studien av Ekbom et al (2012) visar att SNG resulterar i den lägsta produktionskostnaden av de jämförda biodrivmedlen, följt av DME och metanol. FT-diesel är dyrast att producera. I studien av Hamelinck & Faaij (2006) resulterar produktion av FT-diesel i en högre kostnad än metanol och vätgas. I deras studie är dock biokemiskt framställd etanol dyrast. Baserat på de övriga studier som inkluderats i detta underlag, ger produktion av metanol, DME och syntetisk diesel via svartlutsförgasning i väsentligt lägre kostnader än om fast biobränsle förgasas.

4.5 VÄXTHUSGASPRESTANDA

Biodrivmedelssystem baserade på förgasning av lignocellulosa har oftast hög energi-effektivitet och låga utsläpp av växthusgaser. Som framgår ovan har flertalet processalternativ inget behov av extern energi utan den processenergi som krävs tillhandahålls internt från biomassan som förgasas. Vissa processalternativ genererar också extern el och/eller värme. Utsläpp av växthusgaser från förgasningssystem härrör därför framför allt från produktion och transport av den biomassaråvara som används.

I Tabell 4.17 görs en sammanställning av växthusgasprestanda för förgasningsbaserade biodrivmedel utifrån samma metodik som används i Kapitel 5 (för biokemisk omvandling). Analysen har gjorts för SNG, metanol, DME, FT-diesel och vätgas, samt för tre olika biomassaråvaror; Salix, hybridasp samt GROT. Sammanställningen inkluderar inte svartlutsförgasning då växthusgasprestanda för dessa processalternativ bedöms bli liknande eller något bättre än i de fall där primär biomassa används.

Baserat på beräkningsmetodiken i EU's RED (se avsnitt 2.2.4) uppskattas växthusgasprestanda för biodrivmedel via förgasning 12–16 g CO₂-ekvivalenter per MJ när Salix utnyttjas som råvara, vilket motsvarar en reduktion av växthusgaser om 81–86% jämfört med fossila drivmedel. Livscykelutsläpp för bensin och diesel uppgår till 83,8 g CO₂-

ekvivalenter per MJ enligt RED, vilket inkluderar ”end-use” utsläpp (72 och 74 g CO₂-ekvivalenter per MJ bensin respektive diesel) samt utsläpp från utvinning, raffinering och distribution. När hybridasp och GROT används som råvara förbättras växthusgasprestanda ytterligare och uppskattas till 7-10 respektive 4-6 g CO₂-ekvivalenter per MJ. Detta motsvarar en växthusgasreduktion om 88-91 respektive 92-95%.

I Tabell 4.18 redovisas energibalansen för de biodrivmedelssystem som ingår i Tabell 4.17 baserat på de antagna drivmedelsutbyten som redovisas i Tabell 4.17 samt energiinsatsen för produktion av Salix, hybridasp respektive GROT (se Tabell 3.6 i Avsnitt 3.4). Sammanfattningsvis är skillnaden i energibalans mellan olika drivmedel relativt liten. Den externa energiinsatsen motsvarar cirka 4-5% av drivmedlens energiinnehåll när GROT utnyttjas som råvara, 5-7% när hybridasp utnyttjas respektive 7-10% när Salix utnyttjas som råvara.

I Tabell 4.19 beskrivs drivmedelsutbyte och påverkan på växthusgasutsläpp per hektar åkermark och år när Salix och hybridasp utnyttjas som råvara i olika förgasningssystem. Drivmedelsutbytet uppgår till mellan 90-120 GJ per hektar och år för Salix-baserade system, medan det är något lägre för system baserade på hybridasp, cirka 70-95 GJ per hektar och år. Reduktionen av växthusgaser per hektar och år varierar mellan 6 och 8,5 ton CO₂-ekvivalenter för förgasningssystem baserade på Salix, och mellan 5 och 7,5 ton CO₂-ekvivalenter för system baserade på hybridasp.

Tabell 4.17. Uppskattad växthusgasprestanda för olika lignocellulosa-baserade drivmedel via förgasning.

Drivmedel	Drivmedelsutbyte ¹ (% av biomassans energiinnehåll)			Växthusgasprestanda ² (g CO ₂ -ekv. per MJ drivmedel) ³			Reduktion av växthusgaser ⁴ (%)		
	Exkl. el	Inkl. el (netto)	Valt värde ³	Salix	Hybridasp	GROT	Salix	Hybridasp	GROT
SNG	64-70	61-75	68	12	7,4	4,4	86	91	95
Metanol	51-59	48-63	56	14	8,9	5,4	83	89	93
DME	57-65	56-62	60	13	8,3	5,0	85	90	94
FT-diesel	44-52	42-59	49	16	10	6,1	81	88	92
Vätgas	52-53	49-70	56	14	8,9	5,4	83	89	93

¹ Baserat på data i Kapitel 4 (exklusive svartlutsförgasning).

² Baserat på data i Tabell 3.6. Exklusive eventuella direkta markeffekter. Motsvarar beräkningsmetodiken i RED.

³ Valt värde inkluderar nettoel, d v s utgår från att ingen extern tillförsel av el krävs.

⁴ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

Tabell 4.18. Energibalans för biodrivmedel producerade via termisk förgasning av Salix, hybridasp respektive GROT.¹

Drivmedel	Energiinsats / drivmedelsutbyte (%)		
	Salix	Hybridasp	GROT
SNG	7,4	4,9	3,8
Metanol	8,9	5,9	4,6
DME	8,3	5,5	4,3
FT-diesel	10	6,7	5,3
Vätgas	8,9	5,9	4,6

¹ Data från Tabell 3.6 (3.4) och Tabell 4.17(ovan). Avser produktion i södra Sverige.

Tabell 4.19. Drivmedelsutbyte per hektar åkermark och år för biodrivmedelssystem baserat på förgasning av energiskogsgrödor samt respektive biodrivmedels växthusgasreduktion (netto), uttryckt per hektar åkermark, när fossila drivmedel ersätts.

Drivmedel	Drivmedelsutbyte ¹ (GJ/ha och år)		Växthusgasreduktion (netto) när fossila drivmedel ersätts ² (Ton CO ₂ -ekv/ha och år)	
	Salix	Hybridasp	Salix	Hybridasp
SNG	120	95	8,6	7,3
Metanol	100	80	7,0	6,0
DME	110	85	7,8	6,4
FT-diesel	90	70	6,1	5,2
Vätgas	100	80	7,0	6,0

¹ Data från Tabell 3.6 (avsnitt 3.4). Avser produktion i södra Sverige.

² Data från Tabell 4.17 (inklusive nettoel). Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemmissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

Vid utvärdering av CO₂-utsläpp från biodrivmedel har antaganden om det omgivande systemet stor betydelse. Detta eftersom flöden av energi och material till och från storskaliga biodrivmedelsanläggningar orsakar en förändring i kringliggande system. Om en anläggning t ex har ett överskott av elektricitet medför detta en minskning av elproduktionen på annat ställe i systemet, vilket i sin tur kan påverka utsläppen av CO₂, och vice versa om anläggningen har ett nettounderskott av el (vilket också tas hänsyn till i Tabeller 4.17 – 4.19 ovan).

Som framgår av Tabell 4.3 – 4.7 har olika produktionssystem för syntesgasbaserade biodrivmedel kraftigt varierande energibalanser. Vissa har ett underskott av el och andra har ett överskott, och i några fall samproduceras även andra energibärare, som fjärrvärme. Flera av processerna är också integrerade med andra industrier. För att ytterligare illustrera betydelsen av olika systemantaganden har därför CO₂-effekterna från förgasningsbaserade biodrivmedel baserade på GROT också beräknats utifrån en alternativ metodik där marginalantaganden görs för samtliga energiflöden samt där varierande referenssystem används (se även avsnitt 1.4). CO₂-effekterna analyseras även här i ett så kallat Well-to-Tank-perspektiv. Effekter av förändrad markanvändning eller av ökat uttag av skogsrester beaktas inte här.

Varje producerad enhet biodrivmedel (MWh) antas ersätta en MWh oljebaserat drivmedel (bensin/diesel). För elproduktion beaktas två olika marginaltekniker – kolkondens respektive naturgaskombi. För fjärrvärme antas alternativproduktionen vara biokraftvärme. Med kraftfulla mål för ökad användning av förnybar energi kan efterfrågan på biomassa i det framtida energisystemet antas öka väsentligt. Ökad biomassaanvändning på ett ställe i systemet, exempelvis i form av storskalig biodrivmedelsproduktion, kan därför medföra att bioenergianvändningen på andra ställen i systemet minskar. För biomassa antas här sameldning av biomassa med kol i kolkondenskraftverk vara marginalanvändare, vilket innebär att varje MWh biomassa som används för biodrivmedelsproduktion belastas med samma CO₂-utsläpp som vid förbränning av en MWh kol. Alternativet att marginalanvändningen av biomassa *inte* påverkas visas också. Tabell 4.20 sammanfattar de CO₂-faktorer som använts.

Eftersom de olika produktionssystem som presenteras i denna rapport har olika kapacitet presenteras resultaten som CO₂-effekt per producerad energienhet biodrivmedel. Figur 4.4 visar de resulterande CO₂-effekterna för de studerade processkoncepten med olika antagna omgivande system. Negativa värden innebär en minskning av globala CO₂-utsläpp.

Tabell 4.20. Referenssystem med använda CO₂-faktorer. För mer detaljer och en fördjupad diskussion, se Wetterlund et al. (2010a).

		Alternativ användning av biomassa	
		Sameldning med kol	Ingen
Användning av biomassa	kg CO ₂ /MWh biomassa	329	0
Elektricitet, kolkondens	kg CO ₂ /MWh el	723	
Elektricitet, naturgaskombi	kg CO ₂ /MWh el	374	
Överskottsvärme, el=kolkondens ¹	kg CO ₂ /MWh värme	142	-268
Överskottsvärme, el=naturgaskombi ¹	kg CO ₂ /MWh värme	271	-138
Drivmedel	kg CO ₂ /MWh drivmedel	321	
Naturgas ²	kg CO ₂ /MWh naturgas	217	
Eldningsolja ³	kg CO ₂ /MWh olja	295	
Transport, distribution av biomassa	kg CO ₂ /MWh biomassa	7,1	
Transport, distribution av biodrivmedel ⁴	kg CO ₂ /MWh drivmedel	4,0 - 33	

¹ När industriell överskottsvärme ersätter värme från biokraftvärmeverk frigörs biomassa samtidigt som elproduktionen i fjärrvärmesystemet minskar, varför både antagen alternativ användning av biomassa och antagen elproduktion påverkar CO₂-faktorn för överskottsvärme.

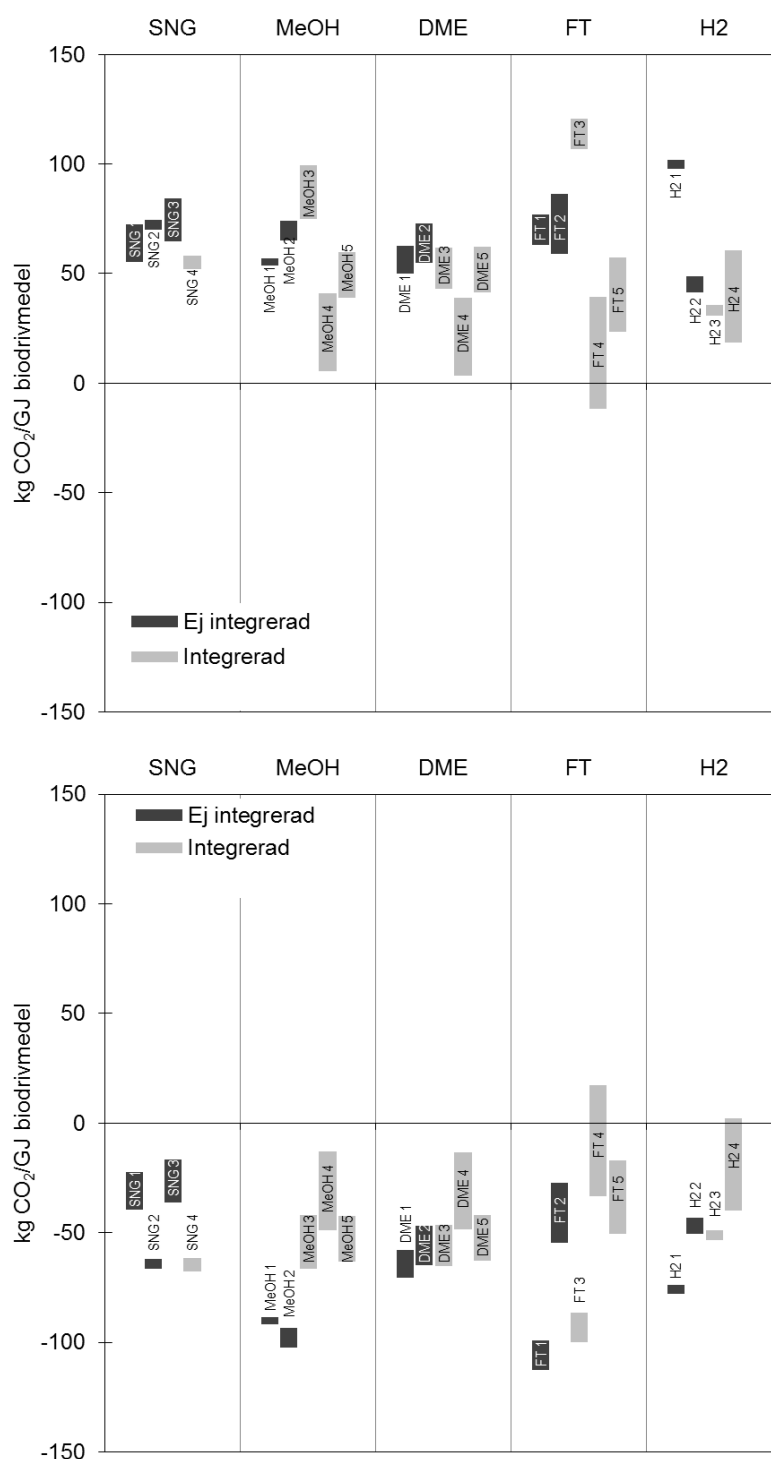
² Vissa produktionsprocesser integrerade med raffinaderier medför minskad naturgasanvändning

³ Vissa produktionsprocesser integrerade med massabruk medför ett överskott av tallolja som antas kunna ersätta eldningsolja.

⁴ CO₂-utsläpp relaterade till transport och distribution av biodrivmedel. Inkluderar bland annat transportarbete, kompressionsarbete och läckage på tankstation. För mer detaljer, se (Edwards et al., 2007b; Wetterlund et al., 2010a).

Som framgår av Figur 4.4 innebär i princip alla studerade alternativ en ökning av CO₂-utsläppen när biodrivmedelsproduktion antas påverka alternativ användning av biomassa. I de andra fallen visar de flesta alternativen en potential för minskade utsläpp. De två graferna visar alltså två extremfall – ett konventionellt fall där förbränning av biomassa betraktas som CO₂-neutralt, och ett marginalfall där biomassa betraktas som en begränsad resurs med sameldning med kol som marginalanvändning. Figuren illustrerar vikten av att ta hänsyn till begränsningar i totala biomassatillgångar vid CO₂-utvärdering, eftersom potentialen för minskade utsläpp med hjälp av biodrivmedel och annan bioenergianvändning annars riskerar överskattas.

Figuren visar också på en betydande variation mellan CO₂-prestanda, både mellan koncepten för respektive drivmedel, och för respektive koncept (höjden på staplarna). Höjden på staplarna kan ses som ett mått på känsligheten för antagen elproduktion. Produktionskoncept med högt överskott eller underskott av el, eller hög samproduktion av fjärrvärme, får därmed ett bredare spann och en större osäkerhet i fråga om CO₂-prestanda. Detta är särskilt tydligt för svartlutsförgasningsbaserad produktion integrerat med kemiska avsalubruk (MeOH 4, DME 4, FT 4, H₂ 4). I dessa fall har bruket i sitt grundutförande en hög produktion av el för export (minskade globala CO₂-utsläpp), medan det vid drivmedelsproduktion istället krävs en betydande import av el till den integrerade anläggningen (ökade CO₂-utsläpp).



Figur 4.4. CO₂-effekt per enhet producerat biodrivmedel. Fallbeteckningarna refererar till beteckningar i Tabell 4.3-4.7. Staplarnas ändvärden motsvarar de två olika antagna marginaleteknikerna (kolkondens respektive naturgaskombi). Figur (a) visar resultaten när drivmedelsproduktion antas påverka alternativ biomassaanvändning (antagen marginalanvändning är sameldning med kol i kondenskraftverk). Figur (b) visar resultaten när ingen marginalanvändning för biomassa antas. Negativa värden innebär en minskning av globala CO₂-utsläpp. SNG = Synthetic Natural Gas, MeOH = metanol, DME = dimetyleter, FT = Fischer Tropsch-bränslen, H₂ = vätegas.

När alternativ användning av biomassa beaktas visar avsalubrukskoncepten bäst CO₂-prestanda, vilket beror på att betydligt mindre mängd insatt biomassa behöver användas per producerad enhet drivmedel. När alternativ användning av biomassa inte beaktas gör det stora netto-elunderskottet istället att dessa koncept visar lägst potential att bidra till minskade CO₂-utsläpp.

En aspekt som inte beaktats här men som också kan vara av avgörande betydelse är infångning och lagring av CO₂ (CCS, Carbon Capture and Storage). Introducering av CCS kan leda till lägre CO₂-utsläpp i elsektorn, samtidigt som förgasningsbaserad biodrivmedelsproduktion också medför en möjlighet till CCS, då CO₂ ofta avskiljs som en del av processen.

GEA (2012) identifierar CCS som särskilt intressant i kombination med storskalig produktion av biodrivmedel, vilket skulle kunna resultera i negativa CO₂-utsläpp. I en rapport av Karlsson et al (2010) anges att det finns goda förutsättningar att lagra svenska biobränslebaserade CO₂-utsläpp i den norska delen av Nordsjön. Enligt rapporten kan CO₂, med befintlig teknik, infångas och transporteras med båt till Norge. Bedömningen är att från och med 2020 kan 27.5 miljoner ton CO₂ lagras årligen till en kostnad på 700-900 kronor per ton CO₂. Lagringspotentialen ökar år 2030 till 30 miljoner ton CO₂ per år, samtidigt som kostnaden beräknas sjunka med ett antal hundra kronor per ton. Det uppges att det skulle vara möjligt att nå kostnader under 500 kronor per ton redan år 2020, för mindre mängder CO₂, till exempel för de 400 000 till 2 miljoner ton som potentiellt skulle kunna härröra från svensk etanolproduktion och svartlutsförgasning.

I Naturvårdsverkets rapport om Sveriges långsiktiga klimatstrategier framhålls också betydelsen av CO₂-lagring från biogena utsläppskällor för att Sverige skall kunna nå noll i nettoutsläpp år 2050. (Naturvårdsverket, 2012b).

4.6 BEFINTLIGA OCH PLANERADE TERMOKEMISKA ANLÄGGNINGAR

4.6.1 Termokemiska anläggningar i Sverige

I Piteå förgasas svartlut i en pilotanläggning (3 MW_{th} trycksatt medströmsförgasare) utvecklad av Chemrec AB där syntesgasen används för DME-produktion. Svartlutsförgasaren har fram till slutet av 2012 en ackumulerad drifttid på ca 15000 timmar (Gebart, 2013). Idag har både förgasaren och DME-syntesplanläggningen övertagits av Luleå tekniska universitet.

Anläggningens produktionskapacitet är 4-5 ton DME per dygn. DME-syntesen är baserad på teknik från Haldor Topsøe. Volvo har utvecklat tio lastbilar som drivs på bio-DME i fältprov och Preem har byggt fyra tankstationer för DME-distribution. Det planerades även för en anläggning i industriell skala vid Domsjö Fabriker i Örnsköldsvik som beräknades producera 100 000 ton DME per år. Ägaren till Domsjö Fabriker, Aditya Birla Group har dock bestämt sig för att lägga ner projektet på grund av osäkerhet kring de långsiktiga politiska förutsättningarna för biodrivmedel (Held, 2012).

Som tidigare nämnts så har en pilotanläggning för trycksatt medströmsförgasning (PEBG) av pulver från skogsrester uppförts och utvärderats i ett antal experimentkampanjer vid ETC

i Piteå. (Marklund et.al, 2012). Vid Energitekniskt Centrum (ETC) i Piteå finns också en anläggning i bänkskala för katalytisk syntes av metanol (Häggström et.al, 2012).

På Chalmers Tekniska Högskola finns en indirekt CFB-förgasare med en kapacitet på 2 MW. Koksresten från förgasningsprocessen används som bränsle i CFB-pannan som genererar värme till förgasaren. Förgasaren är mycket flexibel gällande bränsletyp och drift och förgasningen kan ske vid såväl lägre som högre temperaturer (550° C-950° C).

Göteborg Energi AB bygger den första etappen av demonstrationsanläggningen GoBiGas, där restprodukter från skogen (flis, grenar och toppar) ska förgasas i en indirekt förgasare med efterföljande uppgradering till bio-SNG. Gasen kommer att distribueras i det befintliga naturgasnätet. Värmeöverskottet ska säljas som fjärrvärme eller som elenergi (etapp 2). Första etappen avser en anläggning för produktion av 20 MW gas, med driftstart planerad till andra halvåret 2013. Etapp 2 (GoBiGas 2) är aktuell för finansiering inom NER 300-programmet (58.8 miljoner €) och är en uppskalning av den första anläggningen (till 80-100 MW producerad gas).

Värnamo (Växjö-Värnamo Biomass Gasification Centre, VVBGC) är den största förgasningsanläggningen i Sverige (18 MW) och uppfördes av Sydkraft på 1990-talet. Den togs i drift 1996 med huvudsyfte att producera el via en IGCC. Förgasaren är en trycksatt luftblåst CFB-förgasare som förgasar flisat träbränsle. Förgasningen skedde där vid en temperatur omkring 950° C-1000° C vid 18 bars tryck. Anläggningen är idag tagen ur drift och ett planerat syntesgasprojekt lagt i malpåse på grund av uteblivande industriellt intresse (Nohlgren et.al, 2010).

Tabell 4.21 visar existerande förgasningsanläggningar i Sverige som används eller potentiellt kan användas för drivmedelsframställning.

Tabell 4.21. Befintliga förgasningsanläggningar i Sverige som används eller potentiellt kan användas för drivmedelsframställning.

Anläggning/Typ	Teknik	Bränsle	Produkt(er)	Status
Chemrec/LTU Demonstration	Trycksatt (30 bar) medströmsförgasning 3 MW bränsle	Svarlut, pyrolysvätska	DME syntesanläggning, 4 ton/dag. Även metanolsyntes i bänkskala.	Pilotförgasare och anläggning för DME-syntes övertagna av Luleå tekniska universitet (LTU) 2013.
VVBGC, Värnamo, Demonstration	Trycksatt CFB 18 MW bränsle. Luftblåst	Trädflis, flis, pellets Flerdygnsförsök med halm, RDF.	El- och fjärrvärme (6MW _e , 9MW _v)	Ej i drift. konserverad. Planerad ombyggnad till syntesgasproduktion ej genomförd
ETC/IVAB, Piteå, Pilot	Trycksatt (15 bar) medströmsförgasning 1 MW bränsle	Skogsrester, torrefierad biomassa, pyrolysvätska	DME/metanol	Försökskampanjer planerade under 2013.
Chalmers, Göteborg, Pilot	Atmosfärisk bubblande fluidiserad bädd 2 MW, pannintegrerad. Ånga	Pellets		
KTH, Stockholm	Fluidbädd		Kraftvärme-produktion	
WoodRoll, Köping	Indirekt förgasning, 150 kW bränsle	Träflis		
Värö bruk, kommersiell	Atmosfärisk CFB, 28 MW bränsle	Bark	Gasen används som bränsle i mesaugnen	

Tabell 4.22 visar förgasningsanläggningar i Sverige som planeras eller byggs men som inte har tagits i drift ännu.

Tabell 4.22. Planerade förgasningsanläggningar i Sverige.

Anläggning/Typ	Teknik	Bränsle	Produkt(er)	Status
GoBiGas, Göteborg, demonstration	Indirekt förgasning (Repotec), 20 MW producerad gas.	Träpellets	SNG	Start hösten 2013
GoBiGas, Göteborg, kommersiell	Som ovan. Planerad utbyggnad 80-100 MW		SNG	Tidigast 2016
Bio2G, E.on, Malmö, kommersiell	200 MW SNG			Beslut om genomförande uppskjutet i avvaktan på nödvändiga energipolitiska beslut
Chemrec/Domsjö Örnsköldsvik	Trycksatt medströmsförgasning	Svartlut	ca 960 GWh/år DME eller metanol	Planerna är tillsvidare skrinlagda
WoodRoll, Köping	5 MW (uppskalning till 25 MW i steg 2)	Träflis		
Vallvik		Svartlut	Metanol	
Rottneros		Skogs-bränsle	Metanol	
Värmlandsmetanol Hagfors	CFB förgasare (Uhde)		Metanol	
Norrtofta, förstudie	250 MW bränsle		Metanol och SNG	

BillerudKorsnäs AB planerar för en stor fullskaleanläggning för pyrolys av skogsrester vid Skärblacka bruk. Råvarutillförseln (720 ton torr biomassa per dag) anses som säkrad och en ansökan om produktionstillstånd har inlämnats in. Anläggningen, som planeras tas i drift i slutet av 2015, kommer att producera 160 000 ton pyrolysvätska per år (motsvarande ca 750 GWh per år). Projektet har beviljats 31.4 miljoner € i finansiering inom NER300-programmet.

4.6.2 Termokemiska anläggningar internationellt

Befintliga pilot- och demonstrationsanläggningar

Omfattande forskning och utveckling gällande förgasning av biobränsle för drivmedelsproduktion bedrivs internationellt, främst i Europa. Dock finns fortfarande ingen kommersiell fullskalig anläggning för framställning av syntetiska biodrivmedel (Held, 2012). Ett urval av intressanta pilot- och demonstrationsanläggningar beskrivs kort nedan:

- I Güssing, Österrike, demonstreras förgasning av träflis primärt för kraftvärme, men även för metanproduktion. Anläggningen är baserad på indirekt förgasningsteknik med en bränslekapacitet på 8 MW_{th} medan metaniseringsenheten har en kapacitet på 1 MW. I direkt anslutning till anläggningen finns en tankstation för metan. Anläggningen är också utrustad med en FT-slurryreaktor i pilotskala som kan konvertera 7 Nm³ gas per timme motsvarande ca 0,2 ton FT-produkter per år. I

Oberwart, också i Österrike, har en förbättrad version av Güssing-anläggningen byggts. Anläggningen är i drift sedan 2011 och producerar kraftvärme. Den största skillnaden mellan anläggningarna är att bränsletorkning integrerats i Oberwart, vilket bl a har reducerat tjärhalten i produktgasen. Försök med att producera vätgas av en delström av gas planeras.

- Karlsruhe BTL process, bioliq[®], består av en 5 MW trycksatt suspensionsförgasare där biobränslebaserad pyrolysvätska ska förgasas (se Henrich et.al, 2009). Pyrolysanläggningen, med en kapacitet om 2 MW är sedan en tid tillbaka i drift.
- I en pilotanläggning vid ECN i Nederländerna produceras SNG med en årlig produktionskapacitet om 346 ton gas per år. Förgasaren är en variant av indirekt förgasning, med en förbränningsreaktor av BFB-typ och en förgasningsreaktor av CFB-typ (MILENA förgasare)

Planerade anläggningar i Europa

Tre stora biodrivmedelsprojekt kommer att stödjas under den första NER300 perioden:

- Projektet UPM Stracel i Frankrike har beviljats 170 M€ för uppförande och drift av en trycksatt syreblåst biobränsleförgasare integrerad i ett pappers- och massabruk. Anläggningen kommer att ha ett biobränsleintag på cirka 1 miljon ton och en årlig produktion på 105 000 ton FT-produkter i form av syntetisk diesel (80 %) och nafta (20 %) (European Biofuels Technology Platform, 2013a).
- Projektet AJOS får 88.5 M€ för utformning, byggande och drift av en förgasningsanläggning i Norra Finland. Förgasaren har en kapacitet på 320 MW (2 x 160 MW) och en årlig produktion på 115 000 ton FT-produkter. Årliga råvaruintaget beräknas till 950 000 ton fast biomassa och 31 000 ton av tallolja. Syntetisk diesel och nafta kommer att levereras till användare i framförallt Finland och Sverige (European Biofuels Technology Platform, 2013a).
- Projektet Woodspirit i Nederländerna, har beviljats 199 M€ för produktion av torrefierat biobränsle via trycksatt medströmsförgasning. Anläggningens årliga produktionskapacitet beräknas till 413 000 ton metanol per år och med ett årligt biobränsleintag på 1.5 miljoner ton (träflis). (European Biofuels Technology Platform, 2013b)

Anläggningar för fermentering av syntesgas

De amerikanska företagen INEOS Bio (<http://www.ineosbio.com>) och Coskata (<http://www.coskata.com>) samt det Nya Zeeländska företaget LanzaTech (<http://www.lanzatech.co.nz>) är tre aktörer som utvecklar och arbetar för kommersialisering av teknik för fermentering av syntesgas för framställning av flytande bränslen.

Företaget INEOS Bio har en pilotanläggning med en produktionskapacitet på ca 380 liter etanol per ton torr biomassa via förgasning i en tvåstegs syreblåst fastbäddsförgasare. De använder mikroorganismen *C. Ijungdahlii* som biokatalysator. Under 2011 startade INEOS Bio byggandet av deras första kommersiella anläggning i Florida. Anläggningen uppges ha tagits i drift i slutet av 2012. Anläggningen producerar även 6 MW el (brutto) från överskott

av syntesgas. Anläggningen förväntas producera 30 miljoner liter etanol per år (INEOS Bio, 2013).

Företaget Coskata har sedan oktober 2009 kört sin demonstrationsanläggning i Madison (PA, USA) med fermentering av syntesgas producerad via förgasning av biobränsle och kommunalt avfall. Förgasaren är en plasmaförgasare utvecklad av Westinghouse Plasma Corporation (Daniell et.al, 2012).

Företaget LanzaTech grundades i Auckland, Nya Zeeland 2005 och fokuserar på att använda syntesgas och CO-rika industriella avgaser för att producera etanol och 2,3-butandiol. LanzaTech har sedan 2008 en pilotanläggning där restgaser från stålframställning (BlueScope Steel, Nya Zeeland) har använts för etanolproduktion. Företaget planerar att uppföra en demonstrationsanläggning tillsammans med stålföretaget Baosteel i Shanghai, Kina för produktion av etanol från stålverksgaser (Daniell et.al, 2012).

5 BIODRIVMEDEL BASERADE PÅ BIOKEMISK OMVANDLING AV BIOMASSA

Biokemisk omvandling av biomassa till drivmedel inkluderar här framställning av etanol via jäsnings samt framställning av biogas via rötning. Dessutom ingår framställning av rapsmetylester, RME, via pressning och extraktion. Vid framställning av etanol krävs olika förbehandlingstekniker beroende på vilken råvara som används. Vid etanolproduktion från sockerbaserade grödor (t ex sockerbetor och sockerrör) och stärkelsebaserade grödor (t ex spannmål och majs) krävs en relativt begränsad förbehandling jämfört med etanolproduktion från lignocellulosabaserad råvara (stärkelsebaserad råvara kräver en viss förbehandling, hydrolys, jämfört med sockerråvara som kan jäsas direkt). Exempel på lignocellulosabaserad råvara är vedråvara i olika former, till exempel energiskog eller skogsrestprodukter, samt skörderester inom jordbruket, till exempel halm, majsblast och bagass från sockerrörsetanolproduktion. I dessa fall måste cellulosan brytas ner (hydrolyseras) till enklare sockerarter för att kunna jäsas, till exempel med hjälp av enzym eller organiska syror. En mer ingående beskrivning av dessa olika tekniker och processer ges till exempel i Björnsson m fl (2010). I Lundgren & Helmerius (2009) beskrivs också självkatalytisk hetvattenextraktion för nedbrytning av hemicellulosa till en fermenterbar sockerström. Utveckling av produktion av butanol som drivmedel genom fermentering har många likheter med utvecklingen av etanolproduktion. Här tas den dock upp under övriga processer (se Kapitel 6), eftersom det saknas detaljerade system- och LCA-studier av processkedjan.

Biogasproduktion kan baseras på olika typer av råvaror, till exempel organiskt avfall, restprodukter från jordbruk och industri och energigrödor. Produktionen kan ske separat eller i kombination med annan biodrivmedelsproduktion (t ex etanolproduktion) i olika bioraffinaderisystem. Det finns också en mängd olika tekniska systemlösningar för biogasproduktion, vilka beskrivs mer ingående av bl a Jarvis & Schnürer (2009).

5.1 BIOGAS

Biogas produceras via anaerob rötning av olika slags biomasseråvara, som avloppsslam, organiskt hushållsavfall och industriavfall, gödsel och energigrödor. Idag finns drygt 230 biogasanläggningar i Sverige fördelat på 58% avloppsreningsverk, 24% deponier, 8% gårdsanläggningar, 8% samrötningsanläggningar samt 2% industrianläggningar (Bioenergiportalen, 2013). Ungefär hälften av den biogas som produceras idag utnyttjas som fordonsgas (cirka 0,7 TWh), vilket motsvarar knappt 1% av dagens användning av fossila drivmedel för vägtransporter (Energimyndigheten, 2012d). Energieffektiviteten, växthusgasprestanda och kostnaderna för dessa olika system varierar utifrån typ av råvara, transportbehov, rötningsteknologi, uppgraderingsteknik, hantering av rötrest samt vilka systemgränser som sätts angående indirekta effekter på omgivande system.

5.1.1 Energieffektivitet

Det finns ett flertal relativt nya studier som i detalj studerat energieffektiviteten i olika typer av biogassystem utifrån svenska förhållanden, d v s representerar de biogassystem som finns idag respektive de som planeras att byggas inom en relativt snar framtid (se t ex Lantz et al, 2009; Börjesson et al, 2010; Palm & Ek, 2010; Tufvesson & Lantz, 2012; Prade et al, 2012;

Gissén et al, 2012; Lantz et al, 2012). Eftersom biogassystem är komplexa och unika utifrån lokala förutsättningar bör varje system analyseras individuellt för att få tillförlitliga resultat. Trots detta kan vissa generella slutsatser dras när det t ex gäller energieffektiviteten för olika kategorier av biogassystem samt hur viktiga enskilda parametrar är.

Tabellerna 5.1 - 5.4 utgör en sammanställning av energibalanser för ett antal olika typer av biogassystem baserat på aktuella svenska förhållanden. Syftet med denna sammanställning är att illustrera hur energibalanserna kan variera och peka på kritiska faktorer. Systemen kan skilja i skala, teknik, transportavstånd osv.

Generellt sett har biogasproduktion från avloppsslam, hushållsavfall och industriavfall en högre energieffektivitet än biogasproduktion från gödsel och energigrödor. Detta beror på att avfall och restprodukter oftast kräver en relativt begränsad energiinsats vid insamling och transport (några få procent av biogasens energiinnehåll, se Tabell 5.1) i kombination med att dessa substrat normalt ger ett relativt högt biogasutbyte. Biogasutbytet från gödsel är oftast lägre än från hushålls- och industriavfall och för biogassystem baserat på energigrödor krävs en relativt stor energiinsats vid odling (motsvarande 15-20% av biogasens energiinnehåll, se Tabell 5.2). Den totala energiinsatsen (uttryckt som primärenergi) vid produktion av fordonsgas från restprodukter och avfall motsvarar vanligen 25-30% av biogasens energiinnehåll, medan energiinsatsen för fordonsgas baserat på gödsel och grödor ligger kring 40% eller något högre (se Tabell 5.1 och 5.3).

Vid produktionen av biogas krävs värme för uppvärmning av reaktorn och eventuellt för hygienisering av substrat för att minska risken för smittspridning. En stor del av denna värme kan dock återvinnas i biogasprocessen via värmeväxling. El krävs för pumpning, omrörning osv. Biogas måste uppgraderas för att nå fordonsgaskvalitet genom att metanhalten höjs och eventuella föroreningar (t ex svavelföreningar) avlägsnas. Beroende på vilken uppgraderingsteknik som används varierar behovet av el. Vissa tekniker kräver också värme, men även denna värme kan återvinnas i biogasprocessen. El krävs också för trycksättning av gasen vid tankstället. Den totala insatsen av el, uttryckt som primärenergi, motsvarar vanligen omkring 12-16% av biogasens energiinnehåll (se Tabell 5.2 och 5.4). Energiinsatsen i form av externt tillförd värme kan variera mellan 5 och 15% beroende av substrat, hur värmeväxling sker osv.

Eventuella förluster av metan under biogasens livscykel innebär försämrade energieffektivitet. Förluster kan ske i samband med rötningsprocessen och vid uppgraderingen samt i fordonet när biogasen används som drivmedel. Metanförlusterna i samband med rötning och uppgraderingen brukar vanligen uppskattas till totalt 0,5-3%, men dessa kan både vara högre och lägre beroende på vilken teknologi och processdesign som utnyttjas (se t ex Avfall Sverige, 2009). Dessa metanförluster beaktas i energibalansberäkningar medan eventuella metanförluster i fordonet normalt inte räknas med. Det finns en stor osäkerhet kring hur stora förlusterna av metan är i gasfordon och det finns uppskattningar som varierar mellan 0,2 till 2,5% beroende på teknologi, prestanda mm (Börjesson et al, 2010; Broman et al, 2010; Jobson 2013). Utsläppen kan vara ännu högre i dåligt fungerande motorer med bristfällig reningsutrustning (katalysator). När metanförluster i fordon inkluderas kan således energibalansen för biogas som fordonbränsle försämrats något.

Vid biogasproduktion generas en flytande rötrest med låg torrsubstanshalt i ungefär motsvarande mängd som tillförda substrat. Rötresten innehåller alla de näringsämnen som fanns i de ursprungliga substraten och används därför som gödselmedel förutsatt att den inte blivit förorenad och klarar gränsvärdena för tungmetaller mm. Transport och spridning av rötrest kräver energi och storleken på denna energiinsats beror till stor del på transportavståndet mellan biogasanläggningen och spridningsplatsen samt vilken teknik som används. Idag används framför allt transport med lastbil och spridning med traktor och energiinsatsen uppgår normalt till någon eller några procent av biogasens energiinnehåll (se Tabell 5.2 och 5.4). Transportavstånd brukar normalt vara relativt korta av ekonomiska skäl (någon mil). Transport av rötrest (och flytande substrat) kan också ske via pumpning i rörledningssystem och spridning via självgående matarslangsspridare, vilket medför ett betydligt lägre energibehov. En annan teknik är att avvattna rötresten och höja dess torrsubstanshalt vilket innebär en ökad energiinsats vid biogasproduktionen men en minskad energiinsats vid transport och spridning av rötresten.

Förutom direkta energiinsatser vid produktion av biogas så kan biogassystem ge indirekta effekter på omgivande system som leder till energivinster eller energikostnader. Exempel på indirekta energivinster är när rötrest används som gödselmedel och ersätter t ex mineralgödsel. Detta förutsätter dock att substraten inte användes som gödselmedel tidigare, t ex organiskt hushållsavfall, slakteriavfall osv. När energigrödor utnyttjas för biogasproduktion kan näringsämnena i biomassan recirkuleras vilket innebär att mineralgödsel inte krävs vid odling. Vid rötning av vissa energigrödor krävs en tillsats av vissa näringsämnen för att optimera processen (se Tabell 5.4). Detta leder till en extra energiinsats i processen men samtidigt fås en ökad indirekt energivinst genom att rötresten får ett högre näringsinnehåll och kan ersätta en större mängd mineralgödsel. Den indirekta energivinsten när rötrest från energigrödor och organiskt avfall ersätter mineralgödsel uppgår ofta till motsvarande 5-10% av biogasens energiinnehåll (se Tabell 5.1 och 5.3). När flytgödsel rötas förbättras dess kvalitet som gödselmedel då andelen växttillgängligt kväve höjs, vilket kan ge en viss indirekt energivinst motsvarande några procent av biogasens energiinnehåll (se Tabell 5.1). En förutsättning är att rötresten sprids med bra teknik som minimerar risken för kväveförluster via ammoniakavgång.

Vissa restprodukter inom livsmedelsindustrin används idag som djurfoder och om dessa istället börjar användas för biogasproduktion så kan detta leda till indirekta energikostnader genom att annat djurfoder måste produceras. Om restprodukterna håller hög foderkvalitet, till exempel hög proteinhalt som i drank och fodermjölk, kan de indirekta energikostnaderna bli höga då odling av proteingrödor (t ex sojabönor) är relativt energikrävande. I dessa fall kan de indirekta energikostnaderna uppgå till 30-40% av biogasens energiinnehåll (se Tabell 5.1). Restprodukter med lägre foderkvalitet, t ex vassle, leder till lägre indirekta energikostnader. När restprodukter används som foder recirkulerar näringsämnena tillbaks till åkermarken via gödsel, dvs en övergång till biogasproduktion förändrar inte detta förutom en viss förbättring av gödselkvaliteten. Energibalansen för biogassystem påverkas således väsentligt av om restprodukter har en alternativ användning och i så fall till vad.

Tabell 5.1. Energiinsatser i biogassystem baserade på organiskt avfall och restprodukter samt deras totala energieffektivitet, uttryckt som % av biogasens energiinnehåll, inklusive indirekta energivinster när rötrest ersätter mineralgödsel respektive energikostnader när ersättningsfoder krävs. Dessutom redovisas hur mycket av biomassans ursprungliga energiinnehåll som blir biogas.¹

Substrat	Biogas- utbyte	Insamling & transport	Biogas- produk- tion ²	Systemutvidgning		Energibalans	
				Rötrest ersätter mineral- gödsel ³	Ersättnings- foder krävs ⁴	Exkl. system- utvidgning	Inkl. system- utvidgning
Avlopps- slam ⁵	-	0	25	0	0	25	25
Flyt- gödsel ⁶	40	2,0	37	-4,0	0	39	35
Hushålls- avfall ⁶	60	7,4	21	-6,4	0	28	22
Slakteri- avfall ⁶	60	2,5	25	-10	0	28	18
Blandade substrat ⁷	-	4,3	22	-11	3,2	26	19
Drank ⁸	62	1,3	29	0	32	30	63 (59) ⁹
Rapskaka ⁸	80	0,3	18	0	37	18	56 (52) ⁹
Vassle ⁸	50	2,0	34	0	14	36	50 (46) ⁹
Foder- mjölk ⁸	78	0,8	24	0	42	25	67 (63) ⁹

¹ Bearbetad data från Lantz et al, (2009), Börjesson et al (2010), Palm & Ek (2012) och Tufvesson & Lantz (2012). Energiinsats avser primärenergi.

² Innefattar biogasproduktion, uppgradering, trycksättning samt hantering av rötrest.

³ Baseras på ersättning av kväve, fosfor och kalium. Negativa värden innebär en energivinst.

⁴ Baseras på produktion av sojamjöl och foderkorn, motsvarande näringssammansättningen i respektive biprodukt.

⁵ Bearbetad data från Palm & Ek (2012).

⁶ Bearbetad data från Börjesson et al (2010).

⁷ Bearbetad data från Lantz et al, (2009). Avser en befintlig anläggning med följande substratblandning: 48% slam från livsmedelsindustri, 14% slakteriavfall, 6% flytgödsel samt 32% övrigt.

⁸ Bearbetad data från Tufvesson & Lantz (2012).

⁹ Inklusive en viss förbättrad kvalitet av flytgödsel motsvarande 4% av biogasens energiinnehåll.

Tabell 5.2. Detaljerad beskrivning av respektive energiinsats i biogassystem baserade på organiskt avfall och restprodukter, uttryckt som % av biogasens energiinnehåll (utveckling av Tabell 5.1).¹

Substrat	Insamling	Transport	Biogasprocess inklusive uppgradering & trycksättning		Rötresthantering	Totalt ²
			El	Värme		
Avloppsslam ³	0	0	15,1	10,3	-	25
Flytgödsel ⁴	0	2,0	18,0	16,2	3,0	39
Hushållsavfall ⁴	6,2	1,2	12,9	5,0	3,0	28
Slakteriavfall ⁴	0	2,5	15,0	7,2	3,0	28
Blandade substrat ⁵	0	4,3	16,0	4,6	1,1	26
Drank ⁶	0	1,3	15,0	11,0	3,0	30
Rapskaka ⁶	0	0,3	12,0	3,0	3,0	18
Vassle ⁶	0	2,0	16,5	14,2	3,0	36
Fodermjolk ⁵	0	0,8	15,0	6,2	3,0	25

¹ Energiinsats avser primärenergi. Exklusive systemutvidgning.

² Motsvarar summerad energibalans exklusive systemutvidgning i Tabell 5.1.

³ Bearbetad data från Palm & Ek (2012).

⁴ Bearbetad data från Börjesson et al (2010).

⁵ Bearbetad data från Lantz et al, (2009).

⁶ Bearbetad data från Tufvesson & Lantz (2012).

Tabell 5.3. Energiinsatser i biogassystem baserade på energigrödor samt deras totala energieffektivitet, uttryckt som % av biogasens energiinnehåll, inklusive indirekta energivinster när rötrest ersätter mineralgödsel. Dessutom redovisas hur mycket av biomassans ursprungliga energiinnehåll som blir biogas.¹

Substrat	Biogasutbyte (% av råvarans energiinnehåll)	Odling ²	Biogasproduktion ³	Systemutvidgning Rötrest ersätter mineralgödsel ⁴	Energiibalans	
					Exklusive systemutvidgning	Inklusive systemutvidgning
Hampa	51	19	32	-9,1	52	43
Sockerbetor	77	15	29	-5,2	45	39
Majs	68	15	27	-4,2	42	38
Rågvete	76	14	25	-2,9	39	36
Vall	56	21	29	-11	49	38
Vete (kärna)	81	19	26	-5,7	45	39

¹ Bearbetad data från Prade et al (2012), Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012). Energiinsats avser primärenergi.

² Innefattar odling och skörd, lagring samt transport till biogasanläggning.

³ Innefattar biogasproduktion, uppgradering, trycksättning samt hantering av rötrest.

⁴ Baseras på ersättning av kväve, fosfor och kalium. Negativa värden innebär en energivinst.

Tabell 5.4 Detaljerad beskrivning av respektive energiinsats i biogassystem baserade på energigrödor, uttryckt som % av biogasens energiinnehåll (utveckling av Tabell 5.3).¹

Substrat	Odling & skörd	Lagring	Transport	Biogasprocess			Uppgradering		Trycksättning	Rötresthantering			Totalt ²
				El	Värme ³	Närings-tillsats	El	Värme		Lastning	Transport	Spridning	
Hampa	15,1	1,7	2,6	4,0	0,3 (9,5)	3,7	4,6	13,1	5,3	0,2	0,6	0,8	52
Sockerbetor	11,5	0,7	3,2	2,6	0 (6,2)	2,7	4,6	13,1	5,3	0,2	0,2	0,5	45
Majs	11,7	1,7	1,6	2,1	0 (5,0)	1,3	4,6	13,1	5,3	0,2	0,2	0,4	42
Rågvete	10,6	1,3	1,9	1,5	0 (3,5)	0,1	4,6	13,1	5,3	0,05	0,1	0,2	39
Vall	16,3	1,6	2,6	4,2	0,7 (9,9)	0	4,6	13,1	5,3	0,2	0,6	0,8	41
Vete (kärna)	14,6	3,7	0,7	2,0	0 (4,7)	0	4,6	13,1	5,3	0,1	0,3	0,3	45

¹ Bearbetad data från Prade et al (2012), Gissén et al (2010) och Lantz et al (2012). Energiinsats avser primärenergi. Primärenergifaktorn för diesel är 1,19, värme 1,3 samt el 2,1 (d v s den mätbara elförbrukningen i anläggningen och tankstationen är knappt hälften så stor).

⁵ Motsvarar summerad energibalans exklusive systemutvidgning i Tabell 5.3.

³ Teoretiskt värmebehov inom parantes, vilket täcks av överskottsvärme från uppgraderingsprocessen (kemisk skrubber) via värmeväxling.

5.1.2 Växthusgasprestanda

Hur stor reduktion av växthusgaser som biogas medför som fordonsbränsle beror på hur systemen utformas, men också på hur systemgränserna sätts. I livscykelanalyser (LCA) kan olika beräkningssätt utnyttjas där t ex systemgränserna utvidgas för att inkludera indirekta effekter av biprodukter o s v. Enligt standarden för LCA, ISO 140 44 (ISO, 2006), ska systemutvidgning användas när så är möjligt då detta ger den bästa beskrivningen av verkligheten. Ett annat beräkningssätt är allokering, där miljöbelastningen fördelas mellan drivmedlet och biprodukter utifrån ett fysikaliskt eller ekonomiskt samband. I EU's direktiv om förnybar energi, eller "Renewable Energy Directive, RED" (EC, 2009), tillämpas allokering baserat på produkternas energiinnehåll vid beräkningar av biodrivmedels växthusgasprestanda. Förutom att beskriva hur biogassystems växthusgasreduktion kan variera utifrån produktionens utformning är det också viktigt att beskriva hur bedömningen av växthusgasprestanda kan variera utifrån beräkningsmetodik och systemgränsdragning.

De direkta utsläppen av växthusgaser som presenteras i Tabell 5.5 inkluderar insamling och transport av substrat, biogasproduktion och hantering av rötrest. Dessa utsläpp härrör från den fossila energi som krävs för att driva systemen, men också från läckage av metan i olika steg som t ex vid biogasproduktionen, uppgraderingen samt lagringen av rötresten. I de studier som presenteras i tabellerna nedan antas metanutsläppen uppgå till mellan 0,5-1,5%. Betydelsen av metanutsläppens storlek för biogasens växthusgasprestanda redovisas mer utförligt nedan.

Enligt den beräkningsmetod som tillämpas enligt RED ingår inte hanteringen av rötrest vilket ger något lägre utsläpp jämfört med de direkta utsläppen presenterade i Tabell 5.5. Å andra sidan ska man, enligt Energimyndighetens (2012c) tolkning och tillämpning av RED, räkna med nordisk medel i stället för svensk medel vilket ger något högre utsläpp. När det gäller restprodukter och avfall från jord- och skogsbruk samt industri ska inga utsläpp från den primära biomasseproduktionen inkluderas. Dock betraktas rapskaka som en samprodukt med rapsolja vid denna industriella process, vilket medför att rapskaka ska belastas med delar av de utsläpp som härrör från rapsodlingen (se Tabell 5.5). Denna allokering av utsläpp mellan rapskaka och rapsolja baseras på deras respektive energiinnehåll. När det gäller drank vid etanolproduktion betraktas denna som en restprodukt när den inte torkas, vilket är fallet när den rötas till biogas, medan den betraktas som samprodukt när den torkas, vilket ger ökade växthusgasutsläpp (Energimyndigheten, 2012c). När det gäller biogas från blandade substrat ingår tillsats av fossil propan i de direkta utsläppen då den uppgraderade biogasen distribueras via naturgasnätet och ska då ha motsvarande energiinnehåll (se Tabell 5.5). Enligt RED behöver sådana tillsatser inte räknas med vilket ger lägre utsläpp.

Vid utvidgning av systemgränserna inkluderas växthusgasnyttan med att ersätta mineralgödsel med rötrest i de fall detta är relevant, t ex vid användning av hushållsavfall och slakteriavfall för biogasproduktion. Storleken på denna indirekta växthusgasnytta beror av hur mineralgödseln som ersätts produceras. Moderna kvävegödselfabriker har ofta installerat katalytisk lustgasrening vilket medför att de totala utsläppen av växthusgaser per mängd kvävegödsel är cirka hälften av de från fabriker utan lustgasrening. En uppskattning är att knappt hälften av den mineralkvävegödsel som används i Sverige produceras i

anläggningar med lustgasrening (Börjesson m fl, 2010). En ytterligare nytta ur växthusgassynpunkt är att organiskt material tillförs åkermarken, vilket ökar dess kolhalt. Om restprodukter tidigare använts som djurfoder ökar växthusgasutsläppen p g a produktion av ersättningsfoder, t ex vid rötning av drank, rapskaka och fodermjolk som har avsättning som foder.

Tabell 5.5 Växthusgasprestanda för biogassystem baserade på organiskt avfall och restprodukter utifrån olika beräkningsmetoder.

Substrat	Direkta utsläpp ¹	Beräkning enligt RED ²		Systemutvidgning ³	
		g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁴	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁴
Avloppsslam ⁵	13,0	14,9	82	13,0	85
Flytgödsel ⁶	11,4	11,2	87	-20,0	124
Hushålls-avfall ⁶	10,3	9,4	89	-2,3	103
Slakteriavfall ⁶	8,3	7,7	90	-15,8	119
Blandade substrat ⁷	18,1	8,3	90	4,8	94
Drank ⁸	8,5	7,9	91	48,4	42
Rapskaka ⁸	4,0	38,3	54	41,8	50
Vassle ⁸	10,7	9,0	89	43,9	48
Fodermjolk ⁸	6,4	6,9	92	60,5	28

¹ Innefattar insamling och transport, biogasproduktion, uppgradering, trycksättning samt hantering av rötrest.

² Baserat på beräkningsmetodiken i EU's direktiv om förnybar energi, Renewable Energy Directive, RED (EC, 2009) som tolkats och preciserats av Energimyndigheten (2012c).

³ Innefattar ersättning av mineralgödsel, produktion av ersättningsfoder, förändrad hantering och lagring av avfall och gödsel samt tillförsel av organiskt material till åkermark. Negativa värden innebär en reduktion av växthusgaser.

⁴ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

⁵ Bearbetad data från Palm & Ek (2012).

⁶ Bearbetad data från Börjesson et al (2010).

⁷ Bearbetad data från Lantz et al, (2009). Avser en befintlig anläggning med följande substratblandning: 48% slam från livsmedelsindustri, 6% flytgödsel

⁸ Bearbetad data från Tufvesson & Lantz (2012).

När det gäller rötning av flytgödsel kan en stor indirekt växthusgasreduktion fås genom att metanutsläpp från konventionell lagring av gödseln kan minska (inklusive en mindre reduktion i form av minskade lustgasutsläpp). Det finns dock osäkerheter i hur stor denna reduktion kan vara. Metanutsläppen från gödsellagring varierar beroende på klimat där varmare klimat ger högre utsläpp. Dessutom kan metan lagras i flytgödseln och frigöras först vid omrörning och spridning och slutligen finns bara ett fåtal mätningar gjorda (Börjesson m fl, 2010). Betydelsen av medeltemperatur kan illustreras av danska mätningar som visar en metanbildningsfaktor om cirka 12% (Sommer m fl, 2001). Med metanbildningsfaktor menas hur stor del av den maximala metanbildningen per kg VS (Volatile Solids) för det aktuella substratet som faktiskt sker i praktiken. Metanutsläppen från gödsellagring kan således antas vara betydligt högre i södra Sverige jämfört med i norra Sverige där medeltemperaturen är 10 grader lägre. IPCC (2006) har utvecklat en metod för att beräkna metanläckage från gödsel som Naturvårdsverket använder i sina uppskattningar av det svenska jordbrukets metanutsläpp. I dessa uppskattningar används en faktor som uttrycker hur stor del av den potentiellt maximala metanbildningen som faktiskt äger rum vid gödsellagring. Tidigare antogs denna faktor var 10%, baserat på IPCC, men nu har

Naturvårdsverket (2012a) reviderat ner denna faktor till 3,5% baserat på svenska mätningar (Rodhe m fl, 2008). I en tidigare livscykelanalys av biogas som fordonsbränsle (Börjesson m fl, 2010) antogs en metanbildningsfaktor om 6,5%, men i de värden som presenteras i Tabell 5.5 har denna faktor reviderats till 3,5%.

En generell slutsats är att de direkta utsläppen av växthusgaser och utsläppen beräknade enligt RED för biogassystem baserade på restprodukter och avfall oftast ligger kring 7-15 g CO₂-ekv/MJ, vilket motsvarar en 80-90%-ig reduktion jämfört med fossila drivmedel. En förutsättning är dock att substratet inte definieras som en samprodukt. När systemgränserna utvidgas ökar reduktionen av växthusgaser för biogassystem baserade på gödsel och avfallsprodukter tack vare indirekta växthusgasvinster och reduktionen kan då teoretiskt överstiga 100%. De indirekta vinsterna med gödselbaserad biogas bedöms vara större i södra Sverige än norra och reduktionen av växthusgaser vid ersättning av mineralgödsel med rötrest beror på hur miljöanpassad mineralgödselproduktionen är. Däremot minskar nyttan med de biogassystem som baseras på restprodukter och där substratet har en befintlig avsättning som djurfoder. I dessa fall blir reduktionen av växthusgaser omkring 30-50% jämfört med fossila drivmedel.

Biogassystem baserade på energigrödor ger direkta utsläpp av växthusgaser och enligt RED's beräkningsmetod vanligen mellan 30-40 g CO₂-ekv/MJ biogas, vilket motsvarar en reduktion om 50-60% jämfört med fossila drivmedel (Tabell 5.6). Undantaget är biogas baserat på cellulosarika grödor som hampa där reduktionen blir lägre, framför allt p g a det relativt låga biogasutbytet i kombination med att en relativt stor tillsats av näringsämnen krävs i processen. Denna nackdel för cellulosarika grödor som hampa kompenseras dock till stor del när systemgränserna utvidgas och då nyttan med att rötrest ersätter mineralgödsel och organiskt material tillförs åkermarken räknas med (Tabell 5.7). Detta ger också en stor fördel för fleråriga grödor som vallgräs. Det organiska materialet i rötresten utgörs till stor del av svårnedbrytbart material som bidrar till åkermarkens långsiktiga uppbyggnad av markkol, vilket på sikt också medför ökad bördighet och potentiellt högre skördar.

Tabell 5.6 Växthusgasprestanda för biogassystem baserade på energigrödor utifrån olika beräkningsmetoder.¹

Substrat	Direkta utsläpp ²	Beräkning enligt RED ³		Systemutvidgning ⁴	
		g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵
Hampa	56,6	54,8	35	33,5	60
Sockerbetor	30,9	33,5	60	21,7	74
Majs	41,3	42,6	49	30,7	63
Rågvete	34,2	33,8	60	27,7	67
Vall	32,4	32,5	61	11,1	87
Vete (kärna)	38,1	40,8	51	28,4	66

¹ Bearbetad data från Prade et al (2012), Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012).

² Innefattar odling, transport, lagring, biogasproduktion, uppgradering, trycksättning samt hantering av rötrest.

³ Baserat på beräkningsmetodiken i EU's direktiv om förnybar energi, Renewable Energy Directive, RED (EC, 2009) som tolkats och precisats av Energimyndigheten (2012c).

⁴ Innefattar ersättning av mineralgödsel samt tillförsel av organiskt material till åkermark.

⁵ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

Tabell 5.7 Detaljerad beskrivning av utsläpp av växthusgaser i biogassystem baserade på energigrödor samt indirekt växthusgasnytta vid systemutvidgning genom ersättning av mineralgödsel och tillförsel av organsikt material vid recirkulering av rötrest, uttryckt som g CO₂-ekvivalenter per MJ biogas.¹

Substrat	Direkta utsläpp			Systemutvidgning		
	Odling av biomassa ²	Produktion av biogas ³	Totalt ökade utsläpp	Ersättning av mineralgödsel ⁴	Ökat kolförråd i marken via tillförsel av organsikt material ⁵	Totalt minskade utsläpp
Hampa	41,7	14,9	57	-12,1	-11,1	-23
Sockerbetor	22,6	8,3	31	-6,9	-2,2	-9,1
Majs	33,8	7,5	41	-5,6	-4,9	-11
Rågvete	29,6	4,6	34	-3,7	-2,8	-6,5
Vall	24,5	7,9	32	-14,2	-7,2	-21
Vete (kärna)	33,8	4,3	38	-7,8	-1,9	-9,7

¹ Bearbetad data från Prade et al (2012), Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012).

² Innefattar odling, skörd, transport och lagring. I dessa steg används fossila drivmedel (diesel) och fossila bränslen för tillverkning av gödselmedel osv. Dessutom inkluderas utsläpp av lustgas vid tillverkning av gödselmedel samt från åkermark vid kvävegödsling (så kallade biogena utsläpp).

³ Innefattar biogasproduktion, uppgradering, trycksättning samt lagring och hantering av rötrest. Vid biogasproduktion används biobränslen för generering av processvärme. Användning av el baseras på svensk medel.

⁴ Innefattar ersättning av kväve, fosfor och kalium. Negativa värden innebär en reduktion av växthusgaser.

⁵ Utgör stabilt organiskt material som bygger upp åkermarkens långsiktiga kolförråd. Negativa värden innebär en reduktion av växthusgaser.

En föreslagen revidering av RED innebär att så kallade iLUC-faktorer (indirect Land Use Changes, se Avsnitt 2.5.6) ska inkluderas vid beräkningar av biodrivmedels växthusgasprestanda när dessa baseras på ettåriga livsmedelsgrödor. I Tabell 5.8 beskrivs hur detta kan komma att påverka biogassystem baserade på grödor och reduktionen av växthusgaser jämfört med dagens fossila drivmedel (bensin och diesel som har livscykelutsläpp motsvarande 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt EU's RED). Reduktionen av växthusgaser kan då komma att minska till cirka 30-45%, med undantag för vallbaserad biogas vars reduktion ligger kring 60% tack vare att ingen iLUC-faktor är aktuell här.

Tabell 5.8 Växthusgasprestanda för biogassystem baserade på energigrödor utifrån beräkningsmetod i RED, inklusive föreslagna iLUC-faktorer samt dLUC-effekter vid odling på gräsmark.¹

Substrat	Beräkning enligt RED ²		Inklusive föreslagna iLUC-faktorer ³		Inklusive dLUC-effekter vid odling på gräsmark ⁴	
	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵
Hampa	54,8	35	0	35	+14	18
Sockerbetor	33,5	60	+13	45	+10	48
Majs	42,6	49	+12	35	+11	36
Rågvete	33,8	60	+12	45	+19	37
Vall	32,5	61	0	61	0	61
Vete (kärna)	40,8	51	+12	37	+14	35

¹ Bearbetad data från Prade et al (2012), Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012).

² Baserat på beräkningsmetodiken i EU's direktiv om förnybar energi, Renewable Energy Directive, RED (EC, 2009) som tolkats och preciserats av Energimyndigheten (2012c).

³ Baserat på förslag från EC som ännu inte är beslutat (Ref).

⁴ Baserat på data från Börjesson m fl (2010).

⁵ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

Om ettåriga energigrödor odlas på gräsbevuxen mark kan detta leda till förluster av markkol och därmed något försämrade växthusgasprestanda, så kallade direkta markanvändningsförändringar (direct land use changes, dLUC). Som framgår av Tabell 5.8 kan dessa förluster av markkol uppgå till motsvarande 10-20 g CO₂ per MJ biogas, d v s ungefär i samma storleksordning som de föreslagna iLUC-faktorena. Eftersom odling av vall som biogasråvara inte innebär någon dLUC-effekt påverkas inte heller växthusgasprestanda för detta biogassystem.

En förutsättning för att biogassystem ska ha bra växthusgasprestanda är att utsläppen av metan minimeras. I väl fungerande system med utvecklad teknologi bedöms de totala metanutsläppen vara låga, kring någon procent, medan de i mindre väl fungerande system kan uppgå till flera procent. En kritisk faktor är om efterrötning sker och om denna metangas i så fall samlas in och utnyttjas. När substratet lämnar röt-kammaren kan fortfarande en mindre del metan produceras, ibland upp emot 10%, beroende på hur röttningsprocessen är utformad. I dessa fall krävs gastäta efterröttningsbehållare vilket också oftast är kostnadseffektiva investeringar. En annat kritiskt steg är uppgraderingen där olika tekniker har olika prestanda när det gäller metanutsläpp. Dagens bästa tekniker ger marginella utsläpp, medan andra kan släppa ut flera procent. Exempel är tekniken med kemisk skrubber där utsläppen är mindre än 0,1% medan vattenskrubber ger utsläpp under 1-4,7%. Högst utsläpp ger uppgradering med så kallad ”pressure swing adsorption” där utsläppen är inte mindre än 3-10% (Lantz, 2013). Att välja ”rätt” uppgraderingsteknik är således viktigt ur växthusgassynpunkt.

Under 2007-2008 gjordes en kartläggning av metanförluster från svenska biogas-anläggningar på uppdrag av Avfall Sverige (2009). I studien ingick 34 anläggningar inom kategorierna avloppsreningsverk och anläggningar för rötning av hushållsavfall respektive industriavfall. Resultaten från dessa mätningar visade att cirka 80% av anläggningarna hade totala metanutsläpp som understeg 3% och att cirka 30% hade utsläpp som understeg 1%.

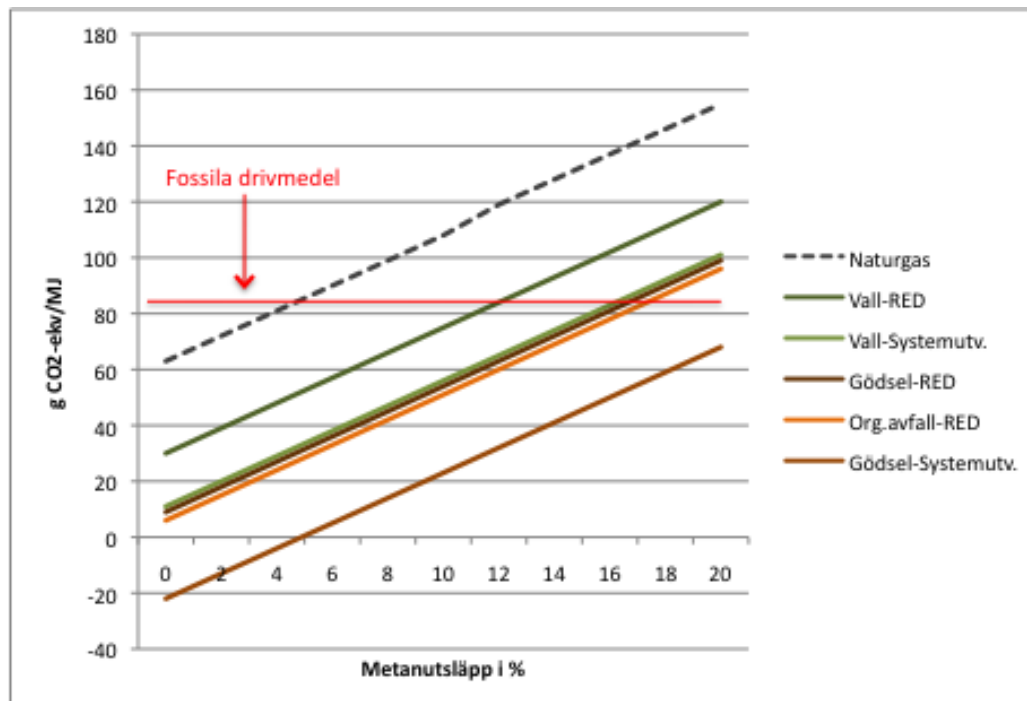
Förutom att metanutsläpp kan ske vid produktion och uppgradering av biogas kan utsläpp av metan också ske från gasfordonen när biogasen används som drivmedel. Det finns en stor osäkerhet kring hur stora dessa är, men baserat på tillgänglig data uppskattas metanutsläppen kunna ligga kring 0,2-0,8% under bra förhållanden och kring 2,0-2,5% under normala förhållanden (Börjesson et al, 2010; Broman et al, 2010; Jobson 2013). I dåligt fungerande motorer och med dåligt fungerande katalysatorer, t ex p g a stigande ålder och eftersatt underhåll, uppskattas utsläppen i värsta fall kunna uppgå till cirka 7% (Jobson, 2013). Att utnyttja bästa motor- och katalysator-teknik i gasfordon är således lika viktigt som att utnyttja bästa teknik för produktion och uppgradering av biogas ur ett växthusgasperspektiv.

Sammanfattningsvis så bedöms de totala metanutsläppen i nya och väl fungerande biogas-baserade drivmedelskedjor, från produktion till slutanvändning i fordon, ligga kring någon procent (de lägre nivåerna av metanutsläpp i litteraturen). I många befintliga system med delvis äldre teknik kan utsläppen från hela drivmedelskedjan i genomsnitt uppgå till 3-4%. I dåligt fungerande biogasbaserade drivmedelskedjor kan de totala metanutsläppen uppgå till uppemot 10%. Dessa potentiella utsläpp, från någon procent upp till i värsta fall kanske

10%, kan jämföras med vilka nivåer som krävs innan biogas blir sämre än fossila drivmedel ur växthusgassynpunkt.

Det finns ett flertal tidigare studier som i detalj analyserat hur stora utsläpp av metan från biogassystem som krävs innan dessa systems totala utsläpp av växthusgaser blir större än de från fossila drivmedel (se t ex Börjesson och Berglund, 2007; Börjesson et al, 2010). Några av dessa resultat illustreras i Figur 5.1. När de sammanlagda metanutsläppen från produktion, uppgradering samt användning av biogas i gasfordon uppgår till cirka 17% fås ingen växthusgasreduktion med biogas från organiskt hushållsavfall och gödsel (baserat på RED's beräkningsmetod) och med vallbaserad biogas (baserat på systemutvidgning), jämfört med fossila drivmedel. Om RED's beräkningsmetod tillämpas på vallbaserad biogas går gränsen vid cirka 12%. För gödselbaserad biogas krävs metanutsläpp motsvarande cirka 24% innan växthusgasreduktionen går förlorad jämfört med fossila drivmedel och när systemutvidgning tillämpas. Sammanfattningsvis ligger dessa "gränser" för metanutsläpp betydligt över de faktiska metanutsläpp som normalt sker i dagens biogassystem inklusive slutanvändning i fordon.

När det gäller naturgasbaserade drivmedelssystem krävs betydligt lägre metanutsläpp jämfört med biogasbaserade system innan reduktionen av växthusgaser går förlorad jämfört med bensin och diesel. En analys av Rodhe (1990) visar att när metanutsläppen överstiger 3-6% från naturgasbaserade system fås ingen reduktion av växthusgaser jämfört med flytande fossila drivmedel (se Figur 5.1).



Figur 5.1 Biogassystems växthusgasprestanda jämfört med fossila drivmedel som funktion av metanutsläppens storlek. Som jämförelse inkluderas även naturgasbaserade drivmedelssystem. Bränslecykelemissioner för bensin och diesel antas vara 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

När det gäller metanproduktion via termisk förgasning kan växthusgasprestanda för system baserade på energiskog (Salix och hybridasp) ungefär likställas med växthusgasprestanda vid biogasproduktion från organiskt avfall och gödsel när RED's beräkningsmetod tillämpas. Detta innebär att metanförlusterna i dessa system skulle behöva uppgå till minst cirka 17% för att växthusgasreduktionen jämfört med fossila drivmedel ska gå förlorad. När GROT används som råvara vid termisk förgasning krävs något större metanförluster.

5.1.3 Åkermarkseffektivitet

Biogasproduktion baseras ofta på olika typer av restprodukter, men som framgår ovan kan det även vara intressant att särskilt odla energigrödor för biogasproduktion. Eftersom tillgången på produktiv mark för biodrivmedelsproduktion är begränsad är drivmedelsutbytet respektive reduktionen av växthusgaser per hektar i de fallen en viktig parameter att beakta. I Tabell 5.9 sammanfattas hur många GJ fordonsgas som respektive biogassystem genererar per hektar och år samt motsvarande reduktion av växthusgaser, baserat på data från Gissen m fl (2012). Odlingen av energigrödor antas ske i södra Sverige på bra åkermark, d v s om odlingen sker på andra platser i Sverige kan biogasutbytet per hektar bli något lägre (se t ex SOU, 2007).

Biogasutbytet per hektar och år är högst för sockerbetor, vilket är ungefär dubbelt så stort jämfört med övriga grödor, med undantag för majs som har något högre utbyte än övriga grödor. Reduktionen av växthusgaser per hektar och år är också högst för sockerbetor, motsvarande 8-10 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år beroende av beräkningsmetod. Vid systemutvidgning uppgår övriga biogassystems reduktion av växthusgaser till omkring 5 ton.

Tabell 5.9 Biogasutbyte och reduktion av växthusgaser per hektar åkermark och år för biogassystem baserade på energigrödor.¹

Substrat	Skörd av biomassa <i>Ton torrsbstans / ha och år</i>	Biogasutbyte <i>GJ/ha och år</i>	Reduktion av växthusgaser ² (Ton CO ₂ -ekv/ha och år)	
			Beräkningar enligt RED	Systemutvidgning
Hampa	9,1	75	2,2	4,6
Sockerbetor	12,9 ³	160	8,1	9,9
Majs	9,4	103	4,2	5,5
Rågvede	7,5	92	4,6	5,2
Vall	8,6	78	4,0	5,7
Vete (kärna)	6,7	88	3,8	4,9

¹ Bearbetad data från Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012).

² Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

³ Inklusive blast.

5.1.4 Produktionskostnader och potential för biogas

Det finns ett antal uppskattningar av biogaspotentialen i Sverige som baseras på olika antaganden när det gäller den totala mängden substrat av olika slag, hur stor andel av respektive substrat som är tillgängligt för biogasproduktion och vad gasutbytet blir. Ofta görs olika ekonomiska och tekniska överväganden som begränsar potentialen. När det gäller potentiella biogasråvaror kan det vara lämpligt att skilja på avfall och restprodukter som genereras kontinuerligt och energigrödor som odlas särskilt för att producera biogas. Mängden avfall och restprodukter kan beräknas med någorlunda säkerhet även om förutsättningarna ändras över tid. Konkurrerande behandlingsmetoder och alternativ avsättning för restprodukter medför dock tekniska och ekonomiska begränsningar.

En av de senare potentialberäkningarna för biogasråvaror i Sverige genomfördes av Linné et al. (2008) på uppdrag av Svenska Gasföreningen, Avfall Sverige och Svenskt Vatten. Där presenteras den totala potentialen samt en begränsad potential där praktiska och tekniska svårigheter samt konkurrerande användningsområden beaktats, d v s inklusive vissa ekonomiska restriktioner. En uppdaterad version av denna potentialberäkning ingick i Energimyndighetens "Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi" (Energimyndigheten, 2010) via underlagsrapporten "Kostnader och potential för biogas i Sverige (Lantz och Börjesson, 2010). I Tabell 5.10 redovisas denna uppskattade potential (begränsad) för olika biogassubstrat i Sverige. I Tabell 5.10 har dock biogaspotentialen från halm exkluderats i "odlingsrester" eftersom det här bedöms att halm är en mer lämplig råvara för förbränning, förgasning eller i etanolkombinat (se Avsnitt 5.3).

Den totala potentialen om drygt 6 TWh biogas per år från restprodukter motsvarar ungefär 7% av dagens drivmedelsförbrukning för vägtransporter. En bedömning i Energimyndighetens utredning, baserat på det kostnadsläge och de ekonomiska förutsättningar som gällde 2010, var att den realiserbara biogaspotentialen uppgår till mellan 3 och 4 TWh per år (Energimyndigheten, 2010).

Tabell 5.10 Biogaspotential (teknisk respektive teknisk-ekonomisk) ur restprodukter, uttryckt som GWh per år.¹

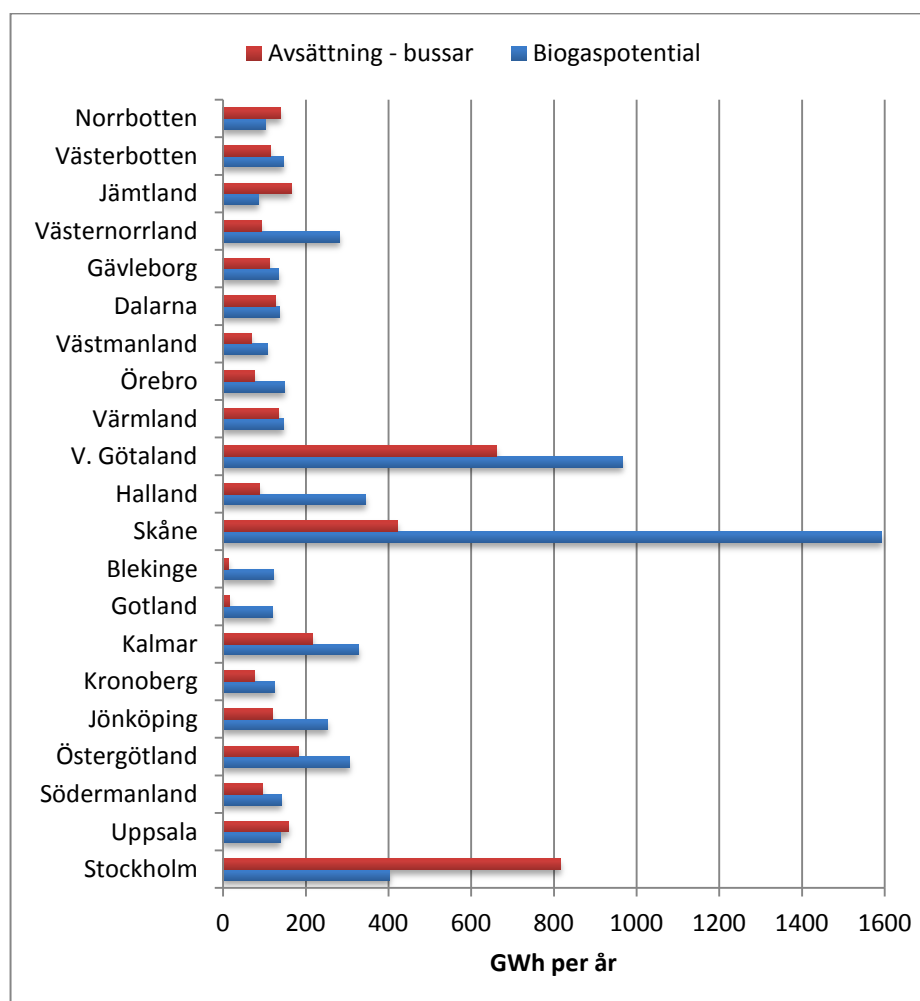
Substrat	Potential (teknisk) ²	Produktion 2008	Outnyttjad potential
Avloppsreningsverksslam	700		
Matavfall	760		
Industri	1060		
Stallgödsel	2760		
Odlingsrester ³	840		
Summa – Teknisk potential ²	6120	1380	4740
Summa - Teknisk-ekonomisk potential ⁴			3000-4000

¹ Bearbetad data från Lantz och Börjesson (2010) samt Energimyndigheten (2010).

² Teknisk potential inklusive vissa ekonomiska restriktioner (se Linné m fl, 2008).

³ Exklusive halm, d v s huvudsakligen blast mm.

⁴ Bedömning av Energimyndigheten (2010).



Figur 5.2 Länsvis biogaspotential ur restprodukter i jämförelse med dagens behov av drivmedel i regionala och lokala bussflottor (Bearbetad data från Lantz och Börjesson, 2010).

I Figur 5.2 redovisas den länsvisa fördelningen av biogaspotentialen ur restprodukter och i jämförelse med drivmedelsbehovet i dagens lokala och regionala bussflottor i Sverige, som uppskattas till totalt cirka 3,9 TWh per år (Lantz och Börjesson, 2010). Genom att prioritera användningen av biogas i regionala fordonsflottor kan behovet av ny infrastruktur för distribution och tankning begränsas. Av den totala biogaspotentialen kan teoretiskt knappt två tredjedelar användas som drivmedel i regionala och lokala bussflottor. När det gäller den länsvisa balansen mellan potentiell biogastillförsel och avsättning i bussflottor är denna relativt god, med några undantag (Figur 5.2). I det län som har störst biogaspotential, Skåne, är potentialen cirka tre gånger större än den teoretiska avsättningen i bussflottor. I det län som har störst teoretisk avsättning av biogas i bussflottor, Stockholm, är biogaspotentialen cirka hälften så stor.

Biogaspotentialen från energigrödor beror framför allt på hur stor odlingsareal som finns tillgänglig, men också på skördenivåer och biogasutbyte. Biogas kan i princip produceras från vilken gröda som helst även om biogasutbyten och hektarskördar kan variera betydligt, vilket beskrivs i tidigare avsnitt. I Tabell 5.11 presenteras ett räkneexempel där 10 % av åkerarealen används för att producera fyra olika grödor för biogasproduktion. Med de antagande som beskrivs i Tabell 5.11 skulle biogaspotentialen från grödor uppgå till ungefär

6,5 TWh, vilket motsvarar cirka 7-8% av dagens drivmedelsförbrukning för vägtransporter. Denna potential motsvarar således ungefär potentialen ur restprodukter som presenteras nedan.

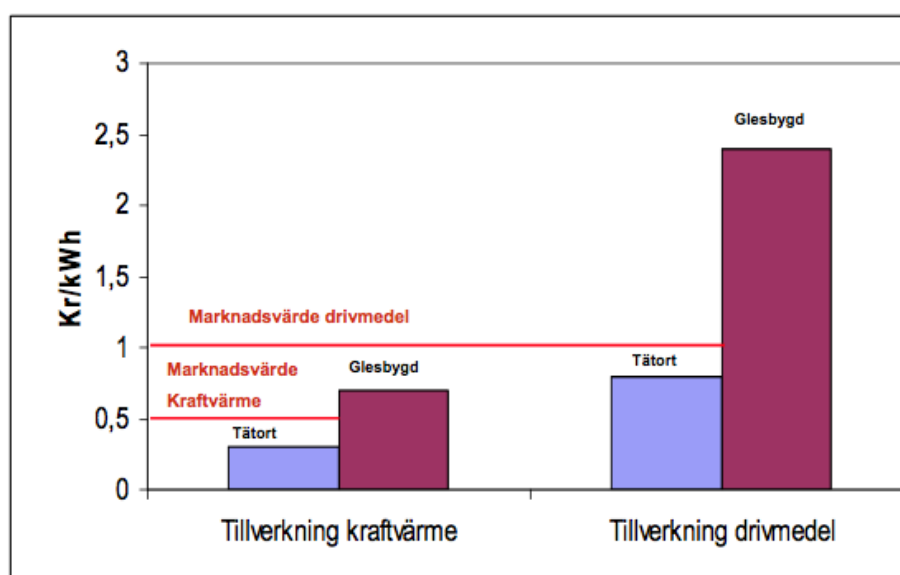
Tabell 5.11 Biogaspotential från grödor på 10% av Sveriges åkerareal.

Gröda	Andel	Areal	Skörd ¹	Biogasutbyte ²	Biogaspotential
	%	1000 ha	Ton torrsustans/ ha och år	GJ/ha och år	GWh/år
Vall	40	104	7,5	70	1,2
Spannmål	20	52	6,0	80	1,1
Rågvete	15	39	7,5	90	1,0
Majs	15	39	9,5	100	2,0
Sockerbeter	10	26	13	160	1,2
Summa	100	260			6,5

¹ Bearbetad data från SOU (2007).

² Bearbetad data från Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012). Från 1 ton TS biomassa antas följande mängd biogas produceras (GJ): vall 9,3; spannmål 13; rågvete 12; majs 11; sockerbeter 12.

I Energimyndighetens utredning av en sektorsövergripande biogasstrategi fanns ambitionen att ta fram en utbudskurva för biogas kopplat till marginalkostnaden vid ökad produktion (Energimyndigheten, 2010). En slutsats var dock att detta inte var möjligt då varje biogasprojekt är unikt och kostnaderna är starkt beroende av de lokala förutsättningarna. Därför gjordes endast mer schabloniserade beräkningar vilka illustreras i Figur 5.3. Fallet ”Tätort” representerar framför allt situationer där den lokala tillgången på avfallsråvara är god och transportavstånden korta medan situationen är den omvända i fallet ”Glesbygd”, som till stor del gäller jordbrukets stora tillgång på biogasråvara. Förutom längre transportavstånd och transportkostnader för substrat i glesbygd blir också kostnaderna för distribution av fordonsgas högre i glesbygd jämfört med i tätort. En slutsats från Figur 5.3 är att lönsamhet kan nås idag för både fordonsgas och kraftvärme när förutsättningarna är goda, men att detta endast gäller en begränsad del av biogaspotentialen. För att nå ökad lönsamhet i biogasproduktion från jordbruksbaserade substrat krävs ett högre marknadsvärde för fordonsgas och kraftvärme och/eller reducerade produktionskostnader.



Figur 5.3 Spännvidden i kostnader för biogasproduktion (Energimyndigheten, 2010).

Det finns uppenbara skalfördelar när det gäller investeringskostnader för biogasanläggning och uppgraderingsenhet. När det gäller biogasanläggningar för rötning av energigrödor uppskattas investeringskostnaden sjunka med cirka 20% när reaktorvolymen tredubblas från 5 000 kubikmeter till 15 000 kubikmeter samt med cirka 30% när den sexdubblas till 30 000 kubikmeter (Lantz, 2013). Dessa skalfördelar ska dock ställas i relation till ökade transportkostnader för substrat och rötrest. När det t ex gäller gödselbaserad biogasproduktion på gårdsnivå för kraftvärme visar analyser att det finns en optimal storlek kring ungefär 20 000 ton gödsel (cirka 3 000 kubikmeter reaktor) vilket motsvarar 2-3 större djurgårdar. Om anläggningen halveras (motsvarande en större gård) ökar investeringskostnaden och om anläggningen fördubblas (motsvarande ett flertal gårdar) ökar transportkostnaderna samtidigt som en extra investering krävs i ett hygieniseringssteg (Lantz, 2012).

Det finns också idag stora skalfördelar vid investeringar i uppgraderingsanläggningar för biogas. Om kapaciteten fördubblas från ungefär 250 kubikmeter gas per timme till 500 kubikmeter minskar den specifika investeringskostnaden med cirka en tredjedel, och om den ökar 6 gånger till ungefär 1 500 kubikmeter per timme halveras investeringskostnaden (Lantz, 2013). Dessa skalfördelar är en viktig anledning till att det oftast är mer kostnadseffektivt att producera kraftvärme än fordonsgas i gårdsanläggningar (se Figur 5.3). En utveckling mot mer kostnadseffektiva mindre uppgraderingsanläggningar kan dock komma att ändra på detta i framtiden.

Kostnader för jordbruksbaserad biogasråvara varierar stort mellan restprodukter och biogasgrödor men också mellan olika grödor. I Tabell 5.12 beskrivs hur substratkostnaden kan variera, uttryckt som SEK per MWh biogas, för en biogasanläggning som ska leverera cirka 50 MWh biogas per år (Gissen m fl, 2012; Lantz, 2013). I substratkostnaderna ingår kostnader för transport. Substratkostnaden för flytgödsel, som huvudsakligen utgörs av transportkostnad, är ungefär 60% lägre än för biogasgrödor där odlingskostnaden dominerar. Råvarukostnaden skiljer cirka +/- 25% mellan biogasgrödor med lägst kostnad (rågvete) respektive högst kostnad (hampa). Variationen i råvarukostnad för olika biogasråvaror mellan cirka 16 och 55 SEK per MWh biogas kan t ex jämföras med priset på naturgas (inklusive nätkostnad och exklusive skatter) för en medelstor förbrukare som ligger kring 45 SEK per MWh idag (SCB, 2013).

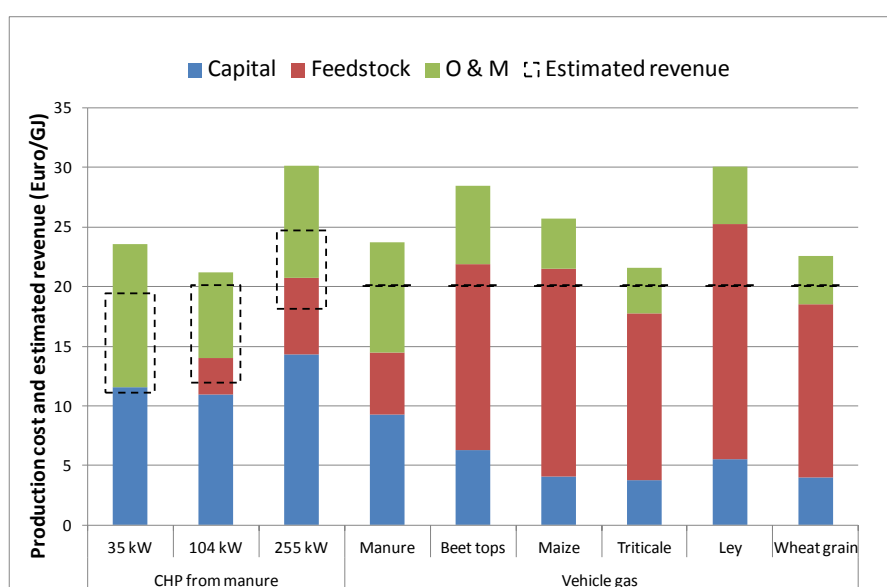
Tabell 5.12 Kostnader för biogasgrödor och gödsel, inklusive transport, avseende en biogasanläggning som producerar 50 MWh biogas per år.¹

Substrat	Råvarukostnad (SEK / MWh biogas)
Hampa	55
Sockerbetor	42
Majs	42
Rågvete	34
Vall	46
Vete (kärna)	35
Betblast	39
Flytgödsel	16

¹ Bearbetad data från Gissén et al (2012) och Lantz et al (2012). Det genomsnittliga transportavståndet för biogasgrödor varierar mellan 8-12 km samt är för flytgödsel kring 21 km.

Den totala produktionskostnaden för olika biogassystem baserade på jordbruksråvara (energigrödor och gödsel) samt uppskattade intäkter visas i Figur 5.4, avseende följande nio olika fall (Lantz, 2013):

1. Kraftvärme från gödsel – 35 kW: Gårdsbaserad produktion från flytgödsel
2. Kraftvärme från gödsel – 104 kW: Utökad gårdsbaserad produktion (2-3 gårdar) från flytgödsel
3. Kraftvärme från gödsel – 255 kW: Storskalig produktion (ett flertal gårdar) från flytgödsel
4. Fordonsgas från gödsel: Storskalig produktion från fast- och flytgödsel
5. Fordonsgas från betblast: Storskalig produktion
6. Fordonsgas från majs: Storskalig produktion
7. Fordonsgas från rågvete: Storskalig produktion
8. Fordonsgas från vall: Storskalig produktion
9. Rodonsgas från vete (kärna): Storskalig produktion



Figur 5.4 Kostnader (uttryckt som € per GJ) för produktion av kraftvärme respektive fordonsgas för olika typer av biogassystem baserade på gödsel, skörderester och energigrödor (se text för beskrivning av respektive system). Kostnaderna är uppdelade i kapital-, råvaru- samt driftskostnader. Dessutom redovisas uppskattade intäkter från försäljning av el, värme och fordonsgas (streckade linjer). Intervallet i intäkter för kraftvärme (CHP) visas med och utan avsättning av extern värme (Lantz, 2013).

En sammanfattning av resultaten i Figur 5.4 är att under dagens ekonomiska förutsättningar fås ingen lönsamhet i biogasproduktion från gödsel, skörderester och åkergrödor, oavsett om biogasen används för kraftvärmeproduktion eller som fordonsgas. När det gäller kraftvärmeproduktion från gödsel har avsättningen av värme stor betydelse, d v s finns det ingen eller endast begränsad avsättning av extern värme försämras de ekonomiska förutsättningarna ytterligare. För att nå lönsamhet för gödselbaserad biogas för kraftvärme (System 1-3) krävs en ökad intäkt om 3-21 öre per kWh biogas (Lantz, 2013). Detta kan jämföras med den tidigare föreslagna metanreduceringsersättningen för gödselbaserad biogas om 20 öre per kWh biogas (Energimyndigheten, 2010), d v s denna nivå på en ersättning eller ett stöd skulle innebära att gödselbaserad biogas för kraftvärme skulle bli lönsam i de allra flesta fall. En ersättning om 20 öre per kWh biogas från gödsel motsvarar cirka 0,5 SEK per kg CO₂-ekv. baserat på den totala reduktionen av växthusgaser när biogas ersätter bensin och

diesel (se Tabell 5.5). Om bara själva metanreduceringsdelen vid produktion av gödselbaserad biogas inkluderas motsvarar ersättningen mellan ungefär 0,8 och 1,5 SEK per CO₂-ekv., beroende på vilken nivå av metanläckage som antas vid konventionell gödsellagring.

Den totala produktionskostnaden för biogas som fordonsgas blir ungefär liknande oavsett om gödsel eller energigrödor används, trots att råvarukostnaden är mycket högre för energigrödor. Orsaken är att investeringskostnaden blir högre för gödselbaserad biogas när motsvarande mängd biogas ska produceras, eftersom biogasutbytet per ton substrat är lägre för gödsel än för energigrödor (Lantz, 2013). Dessutom beräknas kostnaderna för drift och underhåll vara högre för gödselbaserad biogasproduktion.

Produktionskostnaden skiljer relativt mycket mellan olika biogassystem baserade på grödor där produktionskostnaden för fordonsgas från vall uppskattas bli drygt 30% högre än för fordonsgas från rågvete. För att nå lönsamhet i dessa olika biogassystem för fordonsgas krävs en ökad intäkt om 2-36 öre per kWh biogas, men där upp till 20 öre per kWh räcker för flertalet system (Lantz, 2013). Produktionskostnaderna för fordonsgas från gödsel och energigrödor beskrivs i Tabell 5.13 som öre per kWh respektive SEK per liter bensinekvivalent. Som jämförelse uppskattas priset på naturgas som fordonsgas (exklusive skatter men inklusive nätkostnad och kostnad för komprimering) uppgå till ungefär 50 öre per kWh idag (SCB, 2013; Lantz m fl, 2012). Produktionskostnaderna för fordonsgas från biogas bedöms således vara mellan 40% och knappt 100% högre jämfört med fordonsgas från naturgas, exklusive skatter.

Tabell 5.13 Uppskattade produktionskostnader för fordonsgas baserat på gödsel och energigrödor, avseende en biogasanläggning som producerar 50 MWh biogas per år.¹

Substrat	Produktionskostnad för fordonsgas	
	(öre / kWh)	(SEK / liter bensinekvivalent)
Majs	83	7,20
Rågvete	71	6,20
Vall	97	8,40
Vete (kärna)	73	6,40
Betblast	91	7,90
Flytgödsel	78	6,80

¹ Baserat på Lantz (2013).

När det gäller produktion av fordonsgas baserat på avloppsslam är denna i jämförelse kostnadseffektiv. Orsaken är att biogasreaktorer redan finns byggda på avloppsreningsverken och att det primära syftet med rötning av avloppsslam ursprungligen var att minska slamvolymerna och därmed kostnaderna för rötslamshantering. I många fall har det funnits begränsningar i avsättning av den producerade biogasen för t ex värmeproduktion, men genom uppgradering till fordonsgas ökar avsättningen, liksom intäkterna, väsentligt. De tekniska och ekonomiska förutsättningarna kan dock variera mellan olika avloppsreningsverk (se t ex Lantz, 2007).

Fordonsgasproduktion baserat på sorterat matavfall är normalt också kostnadseffektivt tack vare att biogasproducenten kan ta ut en mottagningsavgift för avfallet. Denna mottagningsavgift för organiskt hushållsavfall ligger idag mellan drygt 200 och knappt 700 kr per ton,

med ett genomsnitt på drygt 500 kr per ton (Avfall Sverige, 2012). När det gäller organiskt industriavfall för biogasproduktion finns ingen sammanställd statistik över mottagningsavgifter eller substratkostnader. Trenden de senaste åren har dock varit att mottagningsavgifter för industriavfall som har bra biogaspotential minskat och ofta förbyts till kostnader för biogasproducenterna genom den ökande konkurrensen om biogasråvara i samband med utbyggnaden av större samrötningsanläggningar. För vissa industriavfall med låg biogasproduktion, t ex med hög vattenhalt o s v, kan fortfarande mottagningsavgifter tas ut. En bedömning baserat på det faktum att större delen av det organiska industriavfallet behandlas genom rötning idag och producerar fordonsgas är att dessa system är lönsamma för både avfallsproducenterna och biogasproducenterna (Lantz, 2013).

5.2 ETANOL OCH RME FRÅN GRÖDOR

Etanol från spannmål produceras idag i Lantmännen Agroetanols anläggning i Norrköping. Årsproduktionen uppgår till ungefär 180 000 ton, eller 230 000 kubikmeter etanol. Detta motsvarar cirka 1,3 TWh vilket är jämförbart med ungefär 1,5% av dagens användning av fossila drivmedel för vägtransporter. Etanolproduktion sker alltid i olika slags kombinat där flera energibärare och/eller andra produkter samproduceras. Spannmålsbaserad etanol genererar drank som idag används som proteinfoder inom framför allt mjölk- och köttproduktion. Proteinkvaliteten i drank har förbättrats över tid och kan ersätta andra slags proteinfoder, t ex importerat sojafoder i kombination med foderspannmål (Bertilsson, 2008). Proteinproduktionen vid Agroetanol motsvarar ungefär en tredjedel av den proteinimport som sker genom import av olika sojaprodukter för foderändamål från främst Sydamerika. Under 2011 användes cirka 2,5 TWh etanol som drivmedel i Sverige varav den faktiska inhemska produktionen var cirka 1,2 TWh (Energimyndigheten, 2012a).

Produktionen av rapsmetylester, RME, sker idag på flera platser i Sverige; i Perstorp AB's anläggning i Stenungsund, i Karlshamn i en anläggning som ägs av företaget Ecobränsle samt på ett antal mindre platser. Produktionskapaciteten i Stenungsund är 160 000 ton, eller 180 000 kubikmeter RME, och i Karlshamn 45 000 ton (50 000 kubikmeter). Den totala produktionskapaciteten på drygt 200 000 ton RME motsvarar cirka 2,8 TWh vilket är jämförbart med drygt 3% av dagens användning av fossila drivmedel för vägtransporter. Under 2011 användes cirka 2,1 TWh RME (FAME, fettsyrametylestrar) som drivmedel i Sverige samt cirka 0,6 TWh övrig biodiesel. Den faktiska inhemska produktionen låg på cirka 1,4 TWh (Energimyndigheten, 2012a), d v s enbart cirka halva den inhemska produktionskapaciteten utnyttjades. Vid framställning av RME fås biprodukterna rapsmjöl och glycerol (en mindre andel). Rapsmjöl används som proteinfoder inom framför allt mjölk- och köttproduktion och ersätter importerat sojafoder och andra rapsfoderprodukter samt foderspannmål. Glycerol används som råvara inom bl a kemiindustrin.

5.2.1 Energieffektivitet

Energieffektiviteten i nuvarande produktion av spannmålsbaserad etanol är väl dokumenterad baserat på nuvarande produktionsanläggning i Norrköping (Lantmännen Agroetanol). En annan möjlig gröda för etanolproduktion är sockerbetor som används i olika anläggningar i Europa. I Tabell 5.14 beskrivs energieffektiviteten för etanol från spannmål och sockerbetor samt för RME utifrån svenska förhållanden, men också för

importerad sockerrörsbaserad etanol från Brasilien. Energiinsatsen vid produktion av etanol från sockerrör motsvarar ungefär 20% av etanolens energiinnehåll. Knappt hälften av denna energiinsats utgör transport från Brasilien till Sverige. Energiinsatsen är 3-4 gånger högre för svensk etanol baserad på vete och sockerbetor, men när man räknar in de foderbiprodukter som fås (drank från vete och pulpa från sockerbetor) förbättras energibalansen. Energiinsatsen blir då motsvarande hälften av etanolens energiinnehåll. Energiinsatsen vid RME-produktion från raps motsvarar knappt hälften av RME's energiinnehåll och när också biprodukterna räknas in (rapsmjöl till foder och en mindre mängd glycerol som kemisk råvara) sjunker den till motsvarande cirka 15%. Detta är jämförbart med sockerrörsetanol.

Tabell 5.14 Energiinsatser i produktionssystem för etanol och RME baserad på grödor samt deras totala energieffektivitet, uttryckt som % av drivmedlets energiinnehåll, inklusive indirekta energivinster när biprodukter ersätter proteinfoder. Dessutom redovisas hur mycket av biomassans ursprungliga energiinnehåll som blir drivmedel.¹

Drivmedel / råvara	Drivmedels-utbyte (% av råvarans energiinnehåll)	Odling ²	Drivmedelsproduktion ³		System-utvidgning ⁴ Biprodukter ersätter foder	Energibalans	
			El	Värme		Exklusive system-utvidgning	Inklusive system-utvidgning
Etanol-Vete	55	23	13	41	-24	77	53
Etanol-Sockerbetor	55	20	10	31	-11	61	50
Etanol-Sockerrör ⁵ (Brasilien)	37	11 +9 ⁶	1	1	-5 ⁷	22	17
RME-Raps	60	30	6	9	-29	45	16

¹ Bearbetad data från Börjesson m fl (2010). Energiinsats avser primärenergi.

² Innefattar odling och skörd, lagring samt transport till biodrivmedelsanläggning.

³ Innefattar drivmedelsproduktion samt torkning och hantering av biprodukter.

⁴ Baseras på ersättning av sojamjöl och foderkorn. Negativa värden innebär en energivinst.

⁵ Ursprunglig data från Macedo och Seabra (2008).

⁶ Energiinsats för transport av etanol från Brasilien till Sverige.

⁷ Avser elöverskott från förbränning av bagasse.

Vid framställning av etanol från vete och sockerbetor krävs en drygt dubbelt så stor energiinsats vid etanolprocessen jämfört med odlingen av råvaran (uttryckt per energienhet drivmedel) och en stor andel vid etanolproduktionen utgörs av värme för att torka foderbiprodukterna. Däremot är energiinsatsen vid etanolproduktion från sockerrör marginell då restprodukten bagasse används som internt bränsle, vilket också ger ett överskott på elektricitet. Energiinsatsen vid produktion av RME är ungefär hälften så stor jämfört med energiinsatsen vid rapsodlingen. Det sker dock en kontinuerlig energieffektivisering i biodrivmedelsanläggningar. Ett exempel är Lantmännen Agroetanols anläggning i Norrköping där energiförbrukningen per producerade produkter har minskat med 40% under de senaste tio åren (Erlandsson, 2013).

När etanol används i tunga fordon som ersättning för diesel (så kallad ED95) krävs tillsats av tändförbättrare. Denna består av en mix av olika tillsatsmedel som utgör cirka 8 viktsprocent av etanolbränslet. Den energiinsats som dessa tillsatsmedel utgör motsvarar drygt 10% av energiinnehållet i etanolbränslet (Mårtensson och Svensson, 2009).

5.2.2 Växthusgasprestanda

I Tabell 5.15 redovisas växthusgasprestanda för etanol från grödor och RME från raps beroende på beräkningsmetod. Huvuddelen av utsläppen sker vid odlingen av råvaran och endast en mindre del härrör från drivmedelsprocessen, eftersom denna huvudsakligen drivs av biomassebaserad energi (se Tabell 5.14). Enligt den beräkningsmetod som tillämpas enligt RED ska en allokering av växthusgasutsläpp ske mellan drivmedel och biprodukt utifrån deras lägre värmevärde. Detta innebär att om biprodukter som drank och pulpa inte torkas kan ingen allokering ske på deras obefintliga lägre värmevärde, medan torkade biprodukter möjliggör en allokering (vilket är praxis idag). Ett eventuellt överskott på el ska också räknas med vilket är aktuellt för sockerrörsbaserad etanol. Enligt beräkningsmetoden enligt RED ger etanol från grödor en reduktion av växthusgaser om cirka 65-75% jämfört med fossila drivmedel. Motsvarande reduktion för RME ligger kring 55%. Baserat på systemutvidgning när också nyttan med att ersätta fodermedel som sojamjöl och foderkorn inkluderas, ökar reduktionen av växthusgaser till cirka 75-85% för svenskproducerad etanol och till cirka 80% för RME.

Etanolproduktionen i Agroetanols anläggning i Norrköping beräknas få ännu bättre växthusgasprestanda än den som redovisas i Tabell 5.15 avseende systemutvidgning genom att man också ska börja avskilja koldioxid från jäsningsprocessen. Detta bygger på ett samarbete med AGA Gas som ska utnyttja koldioxiden för att ersätta fossil koldioxid. När denna extra nytta adderas beräknas den totala reduktionen av växthusgaser bli uppemot 95% jämfört med fossila drivmedel och när systemutvidgning tillämpas (Lantmännen, 2013). Även enligt beräkningsmetodiken i RED kan denna infångade koldioxid tillgodoräknas etanolens växthusgasprestanda.

Tabell 5.15 Växthusgasprestanda för olika etanolproduktionssystem baserade på grödor samt för RME baserat på raps, utifrån olika beräkningsmetoder.¹

Drivmedel / råvara	Direkta utsläpp ²	Beräkning enligt RED ³		Systemutvidgning ⁴	
		g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵
Etanol-Vete	46	31	63	28	67
Etanol-Sockerbetor	30	22	74	14	83
Etanol-Sockerrör (Brasilien)	22 +7	23	73	23 ⁷	73
RME-Raps	57	38	55	18	79

¹ Bearbetad data från Börjesson m fl (2010).

² Innefattar odling och skörd, lagring, transport samt biodrivmedelsproduktion inklusive torkning av biprodukt till foder.

³ Baserat på beräkningsmetodiken i EU's direktiv om förnybar energi, Renewable Energy Directive, RED (EC, 2009) som tolkats och preciserats av Energimyndigheten (2012c).

⁴ Innefattar ersättning av djurfoder.

⁵ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

⁶ Växthusgasemissioner vid transport av etanol från Brasilien till Sverige.

⁷ Avser kreditering för överskott av el.

Det finns också pågående projekt för att utveckla produktionssystemen för RME till att förädla biprodukter i olika bioraffinaderikoncept. Ett exempel är Perstorp AB som

undersöker möjligheterna att utnyttja den glycerol som fås som biprodukt vid RME-produktionen till produktion av plattformkemikalier. Detta görs i samarbete med Lyckeby Stärkelse där en av deras restprodukter, potatisjuice, fermenteras tillsammans med glycerol och bildar propionsyra. När denna plattformskemikalie ersätter fossilbaserade fås ytterligare en växthusgasreduktion, som kan tillgodoräknas RME (Ekman och Börjesson, 2011).

När det gäller användning av etanol i tunga fordon (ED95) så krävs, som tidigare uppgett, tillsats av tändförbättrare. Produktionen av dessa tillsatsmedel beräknas ge ett extra bidrag av växthusgaser om cirka 3,2 g CO₂-ekv/MJ, d v s motsvarande knappt 4% av utsläppen från fossila drivmedel (Mårtensson och Svensson, 2009; Börjesson m fl, 2010). Etanolen ersätter då diesel i lätt modifierade dieselmotorer med en energieffektivitet som är ca 25 % högre än för bensinmotorer.

Tabell 5.16 Detaljerad beskrivning av utsläpp av växthusgaser i biodrivmedelssystem baserade på energigrödor samt indirekt växthusgasnytta vid systemutvidgning genom ersättning av proteinfoder med biprodukter, uttryckt som g CO₂-ekvivalenter per MJ biodrivmedel (utveckling från Tabell 5.15).¹

Drivmedel / råvara	Direkta utsläpp			Systemutvidgning
	Odling av biomassa ²	Produktion av drivmedel ³	Totalt ökade utsläpp ⁴	Ersättning av foder ⁴ Totalt minskade utsläpp
Etanol-Vete	40	6,2	46	-18
Etanol-Sockerbeter	25	4,8	30	-16
Etanol-Sockerrör (Brasilien)	19 +7 ⁵	3	29	-6 ⁶
RME-Raps	51	6,8	57	-39

¹ Bearbetad data från Börjesson m fl (2010).

² Innefattar odling och skörd, lagring och transport till drivmedelsanläggning. . I dessa steg används fossila drivmedel (diesel) och fossila bränslen för tillverkning av gödselmedel osv. Dessutom inkluderas utsläpp av lustgas vid tillverkning av gödselmedel samt från åkermark vid kvävegödsling (så kallade biogena utsläpp).. Biobränslen används för att generera värme i drivmedelsanläggningar. El baseras på genomsnittlig el för respektive land.

³ Innefattar biodrivmedelsproduktion inklusive torkning av biprodukt till foder.

⁴ Baserat på kolumn "Direkta utsläpp" i Tabell 5.15.

⁵ Ersättning av djurfoder inkluderar sojamjöl producerat i Brasilien och foderkorn producerat i Sverige. Negativa värden innebär en reduktion av växthusgaser.

⁶ Växthusgasemissioner vid transport av etanol från Brasilien till Sverige.

⁶ Avser ersättning av naturgasbaserad el.

I Tabell 5.17 redovisas växthusgasprestanda när också föreslagna iLUC-faktorer i en revidering av RED inkluderas. I dessa fall leder spannmålsbaserad etanol till en drygt 40%-ig reduktion av växthusgaser jämfört med fossila drivmedel. Motsvarande reduktion för sockerbets- och sockerrörsbaserad etanol är knappt 60% medan RME får större utsläpp än fossila drivmedel p g a en betydligt högre föreslagen iLUC-faktor.

När ettåriga etanolgrödor odlas på gräsbevuxen mark kan detta leda till förluster av markkol motsvarande cirka 10-20 g CO₂ per MJ, d v s i ungefär samma storleksordning som de föreslagna iLUC-faktorerna. Däremot är den föreslagna iLUC-faktorn för RME ungefär dubbelt så hög som den uppskattade dLUC-effekten när raps börjar odlas på gräsbevuxen mark.

Tabell 5.17 Växthusgasprestanda för biodrivmedelssystem baserade på energigrödor utifrån beräkningsmetod i RED, inklusive föreslagna iLUC-faktorer och dLUC-effekter vid odling på gräsmark.¹

Drivmedel / råvara	Beräkning enligt RED ²		Inklusive föreslagna iLUC-faktorer ³		Inklusive dLUC-effekter vid odling på gräsmark ¹	
	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁴	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁴	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁴
Etanol-Vete	31	63	+12	42	+20	39
Etanol-Sockerbetor	22	74	+13	58	+12	60
Etanol-Sockerrör (Brasilien)	23	73	+12	57	-	-
RME-Raps	38	55	+55	-10	+27	23

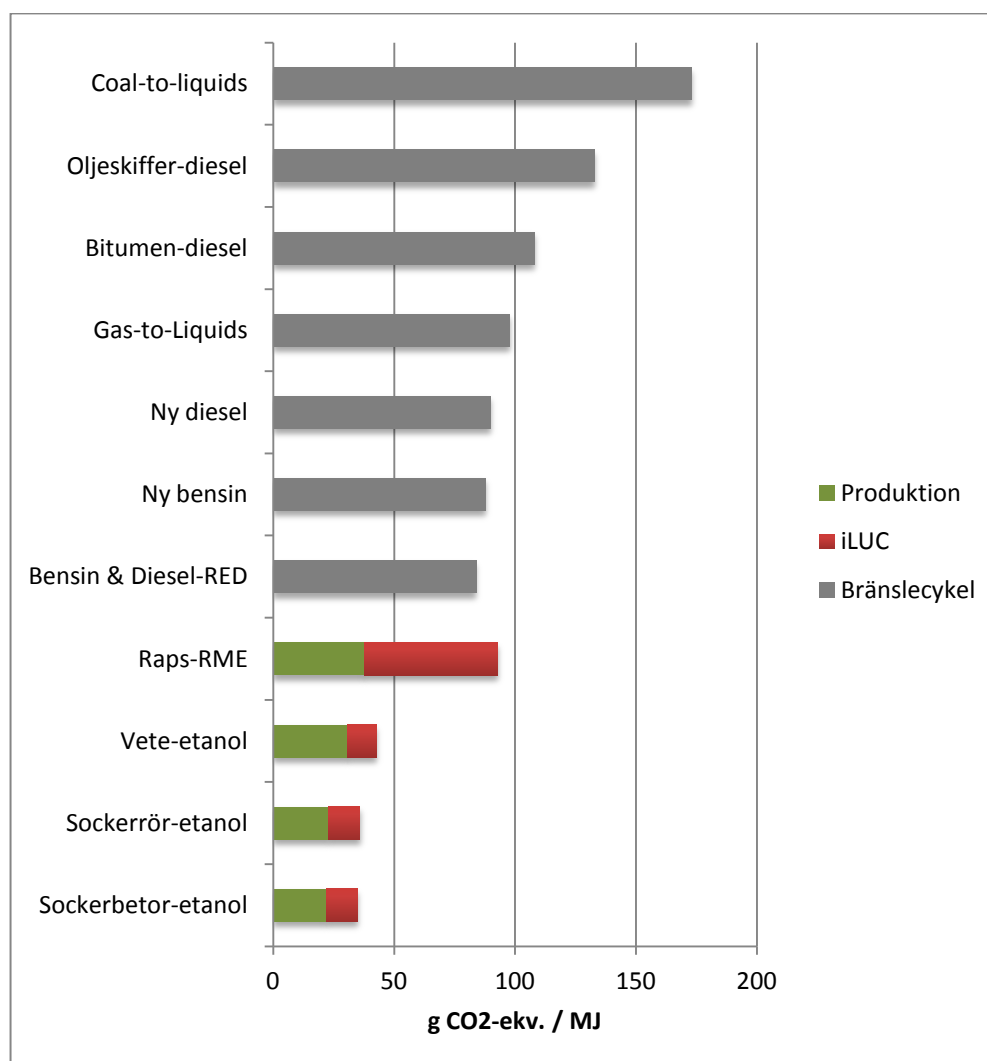
¹ Bearbetad data från Börjesson m fl (2010).

² Baserat på beräkningsmetodiken i EU's direktiv om förnybar energi, Renewable Energy Directive, RED (EC, 2009) som tolkats och preciserats av Energimyndigheten (2012c).

³ Baserat på förslag från EC som ännu inte är beslutat (Ref).

⁴ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

Ett av motiven till att införa en iLUC-faktor för biodrivmedel baserade på åkergrödor är att en expansion kan leda till marginaleffekter som t ex nyodling av åkermark för att kompensera bortfallet av livsmedelsproduktion (se avsnitt 2.5). Denna nyodling kan i sin tur leda till förluster av biogent kol bundet i växtlighet och i mark. På motsvarande sätt kan en expansion av fossila drivmedel också leda till marginaleffekter som t ex ökad utvinning av så kallade okonventionella fossila bränslen som oljeskiffer och skiffergas. Andra marginaleffekter kan vara produktion av bensin och diesel från naturgas, så kallade "gas-to-liquids", eller från kol, så kallade "coal-to-liquids". Dessa marginaleffekter för biodrivmedel och fossila drivmedel bygger på det faktum att såväl åkermark som råolja är begränsade resurser. Biodrivmedel där iLUC-faktorer adderade bör således jämföras med fossila drivmedel på marginalen och inte med dagens genomsnittliga produktionssystem för bensin och diesel. I Figur 5.5 görs en sådan jämförelse mellan de biodrivmedel som redovisas i Tabell 5.17, inklusive föreslagna iLUC-faktorer i pågående revision av RED, och nya produktionssystem för fossila drivmedel (Transport and Environment, 2012). Som framgår av denna jämförelse så kan det på sikt bli mer relevant att jämföra med fossila drivmedel som har bränslecykelutsläpp motsvarande 100-175 g CO₂-ekvivalenter per MJ i stället för de cirka 84 g CO₂-ekvivalenter som antas i RED idag. Trots adderade iLUC-faktorer för biodrivmedel blir dessa ändå bättre än fossila drivmedel på marginalen ur växthusgas-synpunkt.



Figur 5.5 Växthusgasprestanda för biodrivmedel inklusive föreslagna iLUC-faktorer (i pågående revision av RED) och för nya fossila drivmedel baserade existerande och okonventionella fossila råvaror (Baserat på Tabell 5.15 och data från Transport and Environment, 2012).

5.2.3 Åkermarkseffektivitet

I Tabell 5.18 sammanfattas hur många GJ drivmedel som respektive biodrivmedelssystem genererar per hektar och år samt motsvarande reduktion av växthusgaser, baserat på data från Börjesson m fl (2010). Odlingen av energigrödor antas ske i södra Sverige på bra åkermark, d v s utbytet blir vanligen lägre om odlingarna sker i andra delar av landet (se t ex Börjesson, 2007). När det gäller skördenivå för sockerrör baseras denna på genomsnittsskördar i São Paulo-regionen i Brasilien.

Etanolutbytet per hektar och år är högst för sockerrör, cirka 50% högre än för sockerbetor och ungefär 2,5 gånger högre än för vete. Drivmedelsutbytet är lägst för RME. Dock produceras också protein motsvarande cirka 0,9 och 0,8 ton per hektar vid framställning av vete-etanol respektive RME vilket ger en indirekt åkermarksbesparing i form av minskad proteinfoderodling. När denna indirekta åkermarksbesparing inkluderas ökar således åkermarkseffektiviteten för spannmålssetanol och RME (och i viss utsträckning för sockerbetsetanol). Växthusgasreduktionen per hektar och år är också högst för sockerrör,

motsvarande drygt 10 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år. Vid systemutvidgning uppgår motsvarande reduktion för sockerbetsetanol, spannmålsetanol och RME till drygt 7, 4 respektive 3 ton.

I Tabell 5.18 redovisas också drivmedelsutbytet respektive växthusgasreduktionen per hektar och år för etanolkombinat baserade på hampa och energiskog (Salix) (se Avsnitt 5.3). I det senare fallet har skogsflis bytts ut mot Salixflis vilket innebär en extra växthusgasbelastning från odlingen av energiskog jämfört med skörd av skogsbränsle. Etanol- och biogasutbytet ligger i ungefär samma storleksordning som etanolutbytet från sockerbetor, d v s jämförelsevis högt. Reduktionen av växthusgaser per hektar är stor för energiskogsbaserade etanolkombinat, mellan 7-8 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år. Motsvarande reduktion för hampabaserade etanolkombinat ligger kring 4-5 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år.

Tabell 5.18 Drivmedelsutbyte och växthusgasreduktion per hektar åkermark och år för biodrivmedelssystem baserade på energigrödor.¹

Drivmedel / råvara	Skörd av biomassa Ton torrsustans / ha och år	Drivmedelsutbyte GJ/ha och år	Växthusgasreduktion ² (Ton CO ₂ -ekv/ha och år)	
			Beräkningar enligt RED	Systemutvidgning
Etanol-Vete	6,4	66 (+ 0,9 ton protein)	3,5	4,3
Etanol-Sockerbetor	11,0	105	6,5	7,3
Etanol-Sockerrör (Brasilien)	26,1	168	10,3	10,3
RME-Raps	2,8	48 (+0,8 ton protein)	2,2	3,2
Etanol&Biogas-Hampa ³	9,1	96	4,5	5,1
Etanol&Biogas-Energiskog ⁴	9,5	119	7,4	8,2

¹ Bearbetad data från Börjesson m fl (2010).

² Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

³ Avser Alt. 2 i Tabell 5.19. Drivmedelsutbytet (etanol och biogas) utgör totalt 65% av biomassans ursprungliga energiinnehåll.

⁴ Avser Alt. 3 i Tabell 5.19 avseende skogsflis som här reviderats. Bränslecykeldata för Salix baseras på Börjesson och Tufvesson (2011). Drivmedelsutbytet (etanol, biogas och en liten andel el) utgör totalt 66% av biomassans ursprungliga energiinnehåll. Utsläppen av växthusgaser beräknas uppgå till 22 och 15 g CO₂-ekv/MJ drivmedel vid beräkningar enligt RED respektive systemutvidgning, när spannmålsodling utan halmskörd utgör markanvändningsreferens (bearbetad data från Börjesson och Tufvesson, 2011).

5.2.4 Produktionskostnader och potential för etanol och RME från grödor

Den inhemska marknaden för drank som proteinfoder uppskattas i dagsläget uppgå till cirka 100 000 – 120 000 ton ts vilket motsvarar ungefär 4% av den totala foderförbrukningen bland Sveriges mjölkkor (Börjesson m fl, 2010). Detta i sin tur motsvarar en etanolproduktion om drygt 1 TWh per år, d v s ungefär den mängd etanol som produceras i Agroetanols anläggning i Norrköping idag. En stor del av den drank som produceras idag exporteras till andra länder inom Europa. Ett alternativ till att använda drank som foder är att utnyttja den för biogasproduktion vilket redan sker i mindre skala. I detta fall ökar

energieffektiviteten i systemet något medan växthusgasreduktionen minskar något (Börjesson m fl, 2010). En mättad marknad för drank som foder behöver således inte innebära en begränsning för en expansion av spannmålsetanol då dranken kan utnyttjas för biogasproduktion i stället. De ekonomiska förutsättningarna kan dock komma att påverkas vid en sådan förändring.

För att producera 230 000 m³ etanol (1,3 TWh) i Agroetanols anläggning i Norrköping krävs drygt 500 000 ton ts spannmål vilket motsvarar drygt 100 000 ha spannmålsodling. Bruttobehovet av åkermark för att producera 1 TWh etanol uppgår således till ungefär 80 000 ha vilket motsvarar cirka 3% av Sveriges åkerareal. Nettobehovet blir dock lägre, ungefär kring 50 000 ha (eller 2% av Sveriges åkerareal), eftersom också drank produceras vilket leder till ett minskat behov av åkermark för foderproduktion. Som jämförelse uppgår den totala spannmålsodlingen idag till cirka 1 miljon hektar vilket motsvarar 40% av den totala åkermarken (SCB, 2012).

Rapsmjöl bedöms vara ett mer högkvalitativt proteinfoder än drank varför inblandningen i foder kan vara högre. Maximalt bedöms cirka 300.000 ton (ts) rapsmjöl (inklusive rapskaka) genereras när produktionskapaciteten för svensk RME-produktion utnyttjas fullt ut (Börjesson m fl, 2010). Större delen av detta rapsmjöl genereras dock utomlands då Perstorp importerar rapsolja. Cirka 70.000 ton (ts) bedöms kunna produceras i Sverige och denna mängd rapsmjöl motsvarar cirka 2% av dagens totala foderförbrukning inom mjölkproduktionen. Som jämförelse uppgår inblandningen av rapsprodukter i foder till mjölkkor till cirka 5% idag, varav hälften importeras (SOU, 2007). En RME-produktion kring 1-2 TWh per år skulle således generera rapsmjöl som kan avsättas på den svenska inhemska marknaden. Därtill kommer möjligheterna att få avsättning utanför Sverige, t ex inom EU eller en större internationell marknad och som ersättning för t ex sojamjöl.

Idag uppgår den svenska odlingsarealen oljeväxter till knappt 100 000 hektar varav en mindre andel används för drivmedelsproduktion (SCB, 2012). Den maximala odlingsarealen för oljeväxter uppskattas till cirka 180 000 hektar i Sverige p g a växtföljdsrestriktioner (SOU, 2007). Om denna potentiella odlingsareal utnyttjas fullt ut för både RME-produktion och livsmedels- och foderproduktion (oförändrad nivå jämfört med idag), skulle teoretiskt cirka 1 TWh RME kunna produceras från inhemsk råvara. Samtidigt ökar produktionen av rapsmjöl (inklusive rapskaka) till cirka 140 000 ton vilket motsvarar cirka 5% av dagens totala foderförbrukning inom mjölkproduktion. En sammanfattande bedömning är att RME-produktionen baserat på inhemsk oljeväxtodling framför allt begränsas av möjlig odlingsareal och i mindre utsträckning av avsättning av rapsmjöl som proteinfoder.

Pulpa som fås vid etanolproduktion från betor antas ersätta foderspannmål vars marknad är större än för proteinfoder, d v s marknaden för pulpa som foder bedöms vara mindre begränsad än för drank och rapsmjöl som proteinfoder. Om avsättningen av pulpa som foder är begränsad kan denna t ex utnyttjas för biogasproduktion eller för råvara till cellulosa-baserad etanolproduktion. En annan begränsning är odlingsarealen för sockerbetor då denna odling kräver bra jordar och odlingsförhållanden. Idag odlas sockerbetor framför allt i södra Götalands slättbygder, men tidigare odlades sockerbetor även i norra Götalands slättbygder och på Gotland. Idag odlas cirka 40.000 hektar i Sverige vilket är en nedgång sedan 2005 då närmare 50.000 hektar odlades (SCB, 2012). En bedömning av Jordbruksverket (2009) är att

den maximala arealen lämplig odlingsmark för sockerbetor uppgår till 70 000 hektar. Den teoretiska produktionen av etanol från 70 000 hektar sockerbetsodling är cirka 2 TWh.

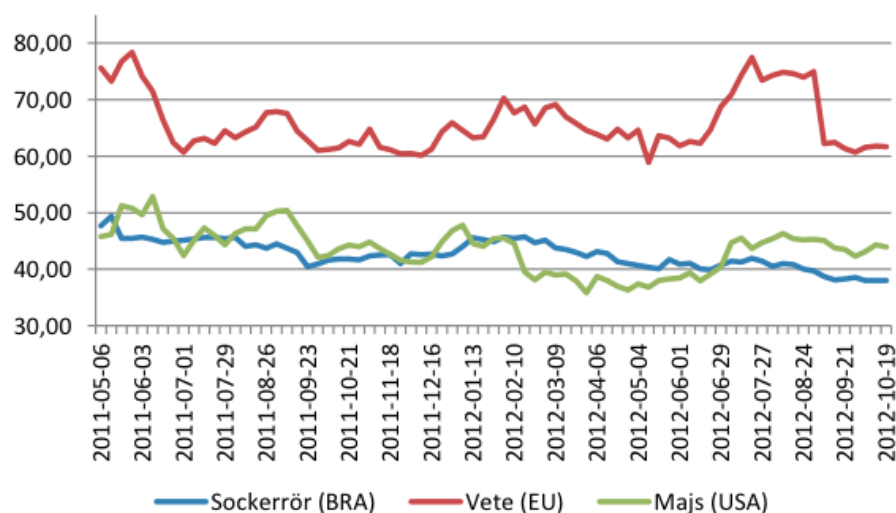
Tabell 5.19 Sammanfattande bedömning av begränsningar i produktionsvolymen för biodrivmedelssystem utifrån avsättning av foderbiprodukter respektive lämplig odlingsareal.¹

Drivmedel / råvara	Avsättning av foderbiprodukter	Odlingsareal
	<i>TWh drivmedel/år</i>	<i>TWh drivmedel/år</i>
Etanol-Vete	Cirka 1 TWh – drank som proteinfoder i Sverige > 1 TWh – export av drank	-
Etanol-Sockerbetor	-	Cirka 2 TWh – max 70 000 ha lämplig inhemska odlingsareal
RME-Raps	Cirka 1-2 TWh – rapsmjöl som proteinfoder i Sverige > 2 TWh – export av rapsmjöl	Cirka 1 TWh – max ökad inhemska odlingsareal pga växtföljdsrestriktioner

¹ Baserat på SOU (2007) och uppdaterad jordbruksstatistik.

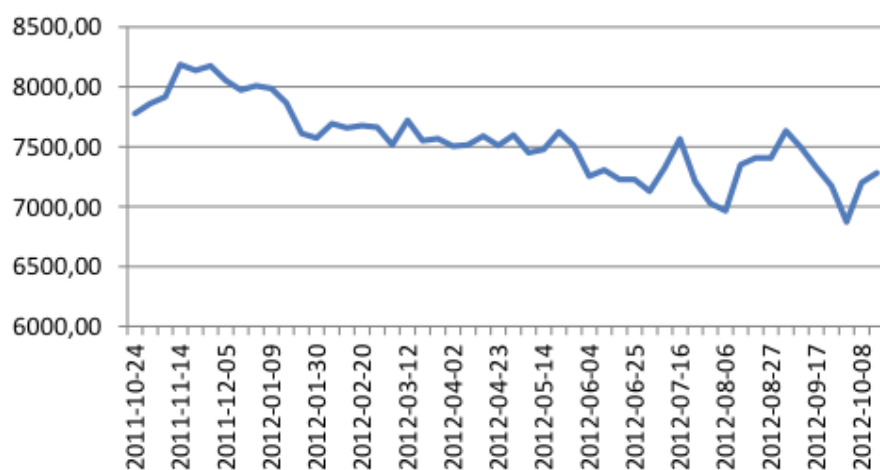
Produktionskostnaden för spannmålsetanol och RME påverkas till stor del av priset på råvaran, d v s stora fluktuationer på spannmåls- och oljefröpriser ger stora effekter på produktionskostnaderna för etanol och RME. Råvarukostnaden för t ex etanol från jordbruksgrödor utgör 55-70% av den totala produktionskostnaden (Energimyndigheten, 2012d). Dessutom har priset på de biprodukter i form av proteinfoder som produceras betydelse. I Figur 5.6 beskrivs hur prisutvecklingen varit för vete, oljefrön, majs och råsocker det senaste decenniet och hur priserna förväntas utvecklas det kommande decenniet. En slutsats är att prisfluktuationerna är relativt stora över tid. Produktionskostnaderna skiljer också mellan olika regioner i världen p g a skillnader i odlingsförutsättningar, kostnader för arbetskraft, statliga stöd och styrmedel osv (Energimyndigheten, 2012d). Generellt sett har dock produktionskostnaderna minskat över tid tack vare ökade stordriftsfördelar och ökat lärande ju längre tid produktionen pågått.

I Figur 5.6 redovisas den uppskattade genomsnittliga produktionskostnaden för etanol 2011-2012 för tre olika regioner och råvaror (Energimyndigheten, 2012d). Produktionskostnaden för vetebaserad etanol i EU uppskattas idag ligga kring motsvarande ungefär 5,40 kr per liter, eller drygt 8 kr per liter bensinekvivalent. Under de senaste två åren har produktionskostnaden varierat mellan 8 och 9 kr per liter bensinekvivalent med temporära toppar kring 10 kr. Som jämförelse uppskattas den genomsnittliga produktionskostnaden för sockerrörsetanol i Brasilien uppgå till cirka 3,50 kr per liter etanol idag, eller drygt 5 kr per liter bensinekvivalent, och för majsetanol i USA till cirka 4 kr per liter etanol (cirka 6 kr per liter bensinekvivalent). Produktionskostnaden för spannmålsetanol i Lantmännen Agroetanol anläggning i Norrköping uppskattas variera mellan 4,80 och 5,90 kr per liter etanol när spannmålspriset varierar mellan 1,30 och 1,90 kr per kg. Omräknat i bensinekvivalenter motsvarar detta 7,10 till 8,70 kr per liter (Erlandsson, 2013).



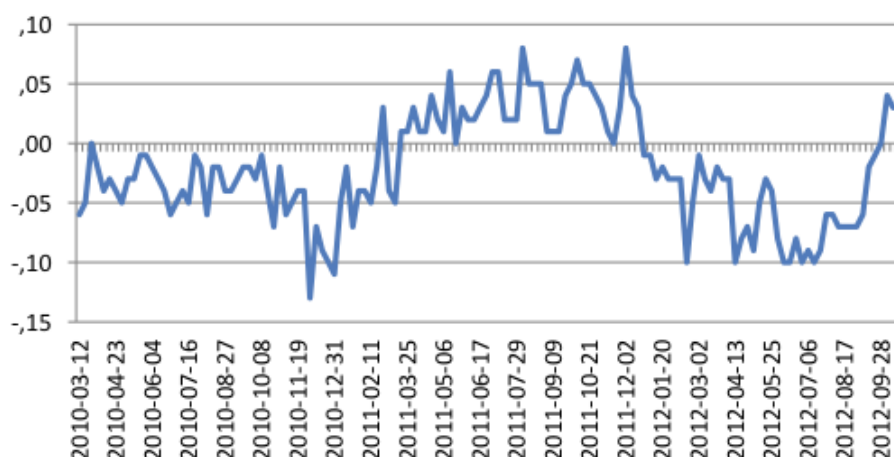
Figur 5.6 Produktionskostnader för etanol med olika råvaror, uttryckt som € per hl, (Energimyndigheten, 2012d).

När det gäller produktionskostnaderna för RME (FAME) kan dessa illustreras med prisutvecklingen på FAME i Europa i kombination med hur produktmarginalen för FAME förändrats över tid. I Figur 5.7 beskrivs utvecklingen av biodieselpriiset i Europa under det senaste året. Som framgår av figuren har priset pressats och detta beror framför allt på ökad import från Sydamerika och Sydostasien som har lägre produktionskostnader jämfört med Europa (Energimyndigheten, 2012d). Idag ligger priset på knappt 7,50 kr per liter vilket motsvarar cirka 8 kr per liter dielekvivalenter respektive drygt 7 kr per liter bensin-ekvivalenter. Samtidigt är produktmarginalerna periodvis små för biodieselproducenterna i EU vilket illustreras i Figur 5.8. Under 2011 låg priset på biodiesel kring 8 kr per liter, vilket sammanfaller med betydligt högre produktmarginaler.



Källa: Licht Interactive Data 2012

Figur 5.7 Prisutvecklingen för biodiesel i Europa (free on board, FOB, i ARA), uttryckt som SEK per kubikmeter (Energimyndigheten, 2012d).



Källa: Licht Interactive Data 2012

Figur 5.8 Produktmarginaler för FAME i Europa, uttryckt som € per kg (Energimyndigheten, 2012d).

5.3 ETANOLKOMBINAT BASERADE PÅ LIGNOCELLULOSA

Idag produceras etanol från lignocellulosa i Domsjö Fabriker i Örnsköldsvik. Årsproduktionen är cirka 14 000 ton, eller 18 000 m³ vilket ungefär motsvarar 0,1 TWh. Etanolproduktionen sker i kombinat där huvudprodukten är specialcellulosa (för framställning av viskos) och lignin som produceras tillsammans med etanol. När det gäller utvecklingen av cellulosebaserad etanol finns olika potentiella kombinalternativ vilka har modellerats ur ett tekno-ekonomiskt perspektiv baserat på forskning i lab- till demoskala. Denna forskning inkluderar olika råvaror, processutformningar och slutprodukter som etanol, biogas, el, värme och ligninpellets. Utformningen av kombinat påverkar i sin tur systemens energi- och miljöprestanda samt kostnader.

Utbytet av de olika energibärarna, uttryckt per energienhet av lignocellulosaråvara till ett etanolkombinat varierar, beroende på hur omvandlingsprocesserna utformas. Detta illustreras i Tabell 5.20 där ett urval av möjliga kombinat baserade på halm, barrved och hampa (energigröda) beskrivs, baserat på bearbetad data från Börjesson m fl (2013). Detta urval baseras på olika processutformningars för- och nackdelar utifrån olika faktorer som bl a beskrivs i följande avsnitt. Anläggningarna är storskaliga där den årliga förbrukningen av biomassa uppgår till mellan 120 000 ton ts (halm) och drygt 200 000 ton ts (skogsflis och hampa). För en utförlig beskrivning av den tekniska utformningen av respektive alternativ hänvisas till Börjesson m fl (2013).

I de halmbaserade alternativen representerar Alt 1 stor andel fjärrvärmeproduktion, Alt 2 ”stand-alone”-anläggning utan fjärrvärmeproduktion och hög andel drivmedelsproduktion samt Alt 3 hög andel drivmedelsproduktion och viss fjärrvärmeproduktion. I det skogsflis-baserade alternativen representerar Alt 1 stor andel pelletsproduktion, Alt 2 stor andel fjärrvärmeproduktion samt Alt 3 hög andel drivmedelsproduktion och viss fjärrvärme-produktion. I de avslutande hampabaserade alternativen representerar Alt 1 stor andel

fjärrvärmeproduktion och Alt 2 hög andel drivmedelsproduktion och viss fjärrvärme-produktion.

Tabell 5.20 Utbyte av energibärare i olika etanolkombinat baserat på halm, träflis samt hampa, normerat till produktion av 1 MJ etanol (alt. biogas).¹

	Halm ²			Skogsflis ³			Hampa ⁴	
	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 1	Alt. 2
Input – Biomassa, MJ	3,2	2,05	2,05	2,9	2,9	2,9	2,2	3,8
Output – energibärare, MJ (% av biomassa)								
Etanol	1 (31)	1 (48)	1 (48)	1 (34)	1 (34)	1 (34)	0 (0)	1 (26)
Biogas	0,35 (11)	0,06 (3)	0,06 (3)	0 (0)	0 (0)	0,77 (27)	1 (45)	1,5 (39)
Energiutbyte: drivmedel (%)	42	51	51	34	34	61	45	65
El	0,24 (8)	0,12 (6)	0,10 (5)	0,05 (2)	0,36 (12)	0,15 (5)	0,17 (8)	0,01 (0)
Energiutbyte: drivmedel + el (%)	50	57	56	36	46	66	53	65
Värme	0,75 (23)	0 (0)	0,32 (16)	0 (0)	1,34 (46)	0,85 (29)	0,9 (41)	0,52 (14)
Pellets	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1,3 (45)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Energiutbyte: totalt (%)	73	57	72	81	92	95	94	79

¹ Bearbetad data från Börjesson m fl (2013) som bl a analyserar ett antal olika processutformningar för halm-, skogsflis- respektive hampa-baserade etanolkombinat. I föreliggande studie har 8 processalternativt valts ut för att spegla variationen i processutformning och dess för- och nackdelar utifrån olika aspekter. För en detaljerad teknisk beskrivning av respektive alternativ hänvisas till Börjesson m fl (2013).

² Ursprunglig data från Ekman et al (2012).

³ Ursprunglig data från Barta et al (2012a).

⁴ Ursprunglig data från Barta et al (2012b) and Prade (2011).

Det totala energiutbytet kan variera från cirka 60% till över 90%, men i de kombinat som har högst energiutbyten utgör värme en stor andel, cirka 30-50%. Om dessa höga utbyten ska kunna realiseras krävs således tillräckligt stora värmebehov i omgivande fjärrvärme-system, industrianläggningar etc, vilket kan vara en begränsning i många fall (se Avsnitt 3.3). Genom att kombinera etanol- och biogasproduktion kan utbytet av biodrivmedel per energienhet biomassa öka till drygt 60%, dvs i nivå med de drivmedelsutbyten som t ex fås via termisk förgasning. När produktionen av el maximeras tillsammans med etanolproduktion kan elens andel uppgå till drygt 10%. Samtidigt innebär detta också att andelen värme som produceras ökar. Ett annat alternativ är att producera ligninpellets som fastbränsle tillsammans med etanol, vilket ger ett högt totalt energiutbyte. I Tabell 5.20 ingår också ett exempel på ett biogaskombinat baserat på hampa där även el och värme produceras. Här uppgår det sammanlagda utbytet av biogas och el till cirka 55%.

När det gäller den externa energiinsatsen i etanolkombinat domineras denna av tillsatser i etanolprocessen i form av enzym och näringsämnen (Tabell 5.21). Energiinsatsen vid insamling och transport av råvara utgör cirka 20% av den totala energiinsatsen för system baserade på halm och träflis, medan energiinsatsen vid odling och transport av hampa utgör cirka 40% av den totala energiinsatsen i det hampa-baserade systemet. Behovet av processenergi i form av värme och el vid drivmedelsframställningen (inklusive uppgradering av biogas) tillgodoses internt. I vissa processkonfigurationer kan ett mindre behov av extern el uppkomma. Bäst energibalans har träflis- och halmbaserade etanolkombinat där den externa

energiinsatsen uppgår till cirka 20% av de producerade drivmedlens energiinnehåll (exklusive värme) medan motsvarande energibalans för ett hampa-baserat energikombinat ligger kring 30%. När också den producerade värmen inkluderas förbättras energibalansen.

Tabell 5.21 Energiinsatser i etanolkombinatsystem baserade på halm, träflis och hampa samt deras totala energieffektivitet, uttryckt som % av de producerade energibärarnas totala energiinnehåll, exklusive värme.¹

Råvara	Odling / skörd	Transport	Drivmedelsproduktion		Energi balans	
			Enzym ²	Övrigt ³	S.a förbrukning	(Inklusive värme)
Halm ⁴	3,5	0,9	16	1,5	22	(18)
Träflis ⁵	1,5	2,4	10	6,3	20	(12)
Hampa ⁶	12	1,6	7,5	7,6	29	(25)

¹ Bearbetad data från Karlsson H. och Ahlgren S., i ref. Börjesson m fl (2012). Energiinsats avser primärenergi.

² Enzymtillsatsen motsvarar 50 kg per ton etanol (Novozymes, 2012).

³ Innefattar tillsättning av näringsämnen (N,P,K,S) och melass.

⁴ Avser Alt. 3 i Tabell 5.19.

⁵ Avser Alt. 3 i Tabell 5.19.

⁶ Avser Alt. 2 i Tabell 5.19.

5.3.1 Växthusgasprestanda

I Tabell 5.22 redovisas växthusgasprestanda för etanolkombinatsystem baserade på halm, skogsflis och hampa. Reduktionen av växthusgaser uppgår till cirka 80% jämfört med fossila drivmedel när halm och skogsflis används som råvara och när beräkningen baseras på RED's metod. Om hampa används som råvara sjunker växthusgasreduktionen till cirka 55%. När systemutvidgning tillämpas sjunker reduktionen för halm- och skogsflisbaserade etanolkombinat till drygt 70% p g a att förluster av markkol inkluderas. I de aktuella systemen antas rötresten förbrännas i processen, d v s den restprodukt som kan återföras till odlingsmarken är aska med ett lågt kolinnehåll. I fallet när hampa används som råvara ökar reduktionen av växthusgaser vid systemutvidgning något, till cirka 60%, då odling av hampa bedöms generera mer markkol än spannmålsodling som här är markanvändningsreferensen.

Den dominerande utsläppsposten av växthusgaser i etanolkombinatsystem baserat på halm och skogsflis är användningen av enzymer i jäsningsprocessen (Tabell 5.23). Två viktiga parametrar här är mängden enzym som används samt hur dessa enzym produceras. Beräkningarna i Tabell 5.22 baseras på befintlig kommersiell enzymproduktion samt en uppskattad enzymtillsats motsvarande 50 kg per ton etanol (Novozymes, 2012). I framtiden förväntas dock enzymtillsatsen (mängd och mix av enzym) skräddarsys för de råvaror och processer man utnyttjar i storskaliga kommersiella anläggningar samtidigt som produktionen av enzym kan komma att ske lokalt i anslutning till etanolanläggningen (också av kostnadsskäl). Detta innebär att energiinsatsen och växthusgasbelastningen från enzymanvändningen i etanolkombinat kan komma att minska. När energigrödor som hampa används som råvara i etanolkombinat står odlingssteget för de största utsläppen av växthusgaser (Tabell 5.23).

Tabell 5.22 Växthusgasprestanda för etanolkombinat baserade på halm, skogsflis och hampa, utifrån olika beräkningsmetoder.¹

Råvara	Direkta utsläpp ²	Beräkning enligt RED ³		Systemutvidgning ⁴	
		g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵	g CO ₂ -ekv/MJ	Reduktion av växthusgaser i % ⁵
Halm	13	17	80	24	71
Skogsflis	11	16	81	23	73
Hampa	30	37	56	31	61

¹ Bearbetad data från Karlsson H. Ahlgren S. i ref. Börjesson m fl (2012).

² Innefattar odling och skörd, transport samt drivmedelsproduktion, uttryckt per MJ totalt energiutbyte (se Tabell 5.21). Vid odling, skörd och transport används fossila drivmedel och fossila bränslen vid tillverkning av gödselmedel mm. Dessutom ingår utsläpp av lustgas vid tillverkning av kvävegödsel samt biogena lustgasemissioner från åkermark vid kvävegödsling. Vid drivmedelsproduktion används biobränslen för generering av processvärme och processel.

³ Baserat på beräkningsmetodiken i EU's direktiv om förnybar energi, Renewable Energy Directive, RED (EC, 2009), där allokering till värme exkluderas eftersom allokering sker på energibärarnas lägre värmevärde.

⁴ Innefattar förluster av markkol när rötrest ej återförs utan förbränns i anläggningen. Referenssystemen antas vara spannmålsodling exklusive halmskörd respektive skogsbruk utan grotuttag.

⁵ Reduktion jämfört med bensin och diesel med motsvarande bränslecykelemmissioner om 83,8 g CO₂-ekv/MJ enligt RED (EC, 2009).

Tabell 5.23 Fördelningen av direkta utsläpp av växthusgaser i etanolkombinatssystem, uttryckt som % av totala direkta utsläpp.¹

Råvara	Råvaruproduktion		Drivmedelsframställning	
	Odling / skörd	Transport	Enzymer ²	Övrigt ³
Halm ⁴	15	4	74	7
Skogsflis ⁵	13	10	50	27
Hampa ⁶	65	3	16	16

¹ Bearbetad data från Karlsson H. och Ahlgren S. i referens Börjesson m fl (2012).

² Enzymtillsatsen motsvarar 50 kg per ton etanol (Novozymes, 2012).

³ Innefattar tillsättning av näringsämnen (N,P,K,S) och melass.

⁴ Avser Alt. 3 i Tabell 5.19.

⁵ Avser Alt. 3 i Tabell 5.19.

⁶ Avser Alt. 2 i Tabell 5.19.

5.3.2 Produktionskostnader och potential

Storleken på de etanolkombinat som presenteras här motsvarar en råvarutillförsel om mellan 120 000 och 230 000 ton ts biomassa per år (Tabell 5.24). I energitermer motsvarar detta ungefär 0,6 TWh till drygt 1,0 TWh biomassa, d v s dessa kombinat är storskaliga, men cirka två till fyra gånger mindre än de storlekar som diskuteras för förgasningsanläggningar. Råvarubehovet för etanolkombinat baserat på halm beräknas till 120 000 ton ts per år vilket kan jämföras med den länsvisa tillgången på halm som presenteras i Tabell 3.5. Det är endast ett län, Skåne, som har en halmpotential som överskrider detta behov (drygt dubbel så stor) medan tre län, Östergötland, Uppsala och Västra Götaland, har en halmpotential som nästan motsvarar detta behov. När man tar hänsyn till länens storlek kan man beräkna halmdensiteten per landyta vilken för Skåne uppgår till > 20 ton halm per km². Motsvarande halmdensitet för Östergötland och Uppsala är 10-20 ton medan den för Västra Götaland < 10 ton halm per km² (Ekman m fl, 2013). Detta i sin tur påverkar transportavstånden av halm till en tänkt anläggning som i genomsnitt beräknas till cirka 45 km i Skåne respektive cirka 67 km i Östergötland och Uppsala. I Västra Götaland är transportavståndet ännu längre.

Behovet av åkermark för att odla hampa till ett etanolkombinat med ett råvarubehov om cirka 230 000 ton ts biomassa per år uppskattas till cirka 24 000 hektar med den genomsnittliga biomasseskörd som antas här (drygt 9 ton ts per hektar och år). Detta i sin tur kräver goda odlingsbetingelser som odling i södra Sverige på bra åkermark. Om en anläggning lokaliseras i Skåne motsvarar denna odlingsareal av hampa cirka 5% av total åkermark. Det genomsnittliga transportavståndet av hampa till ett etanolkombinat beräknas till cirka 53 km när 5% av omgivande landyta (all mark) utnyttjas för hampaodling (Börjesson m fl, 2012).

Som beskrivits tidigare avseende förgasningsanläggningar bör en produktionsanläggning för drivmedel baserat på skogsråvara inte ha ett upptagningsområde som är större än motsvarande en radie av 100-150 km för att undvika alltför höga transportkostnader. Ett etanolkombinat baserat på skogsflis med ett årligt råvarubehov av 200 000 ton ts motsvarar en bränslekapacitet om cirka 125 MW, eller cirka 1 TWh bränsle per år beräknat på 8000 timmars årlig drifttid. En radie på 10 mil motsvarar en genomsnittlig skogstillväxt på cirka 37, 30, 25 och 11 TWh i Götaland, Svealand, södra Norrland respektive norra Norrland. Råvarubehovet för ett skogsflisbaserat etanolkombinat motsvarar således cirka 2,7%, 3,3%, 4% respektive 9% av skogstillväxten i dessa olika delar av Sverige.

Produktionskostnaderna för lignocellulosabaserad etanol har i tidigare internationella studier uppskattats till 2,80-5,50 kr per liter exklusive kapitalkostnader (Energimyndigheten, 2012d). Dessa uppskattningar kan i vissa fall ha baserats på relativt låga råvarukostnader vilka ofta har ökat under senare år. I jämförelse med etanolproduktion från jordbruksgrödor, t ex spannmål, utgör dock råvarukostnaden en lägre andel, cirka 30-50%. Den största kostnadsposten är kapitalkostnaden då investeringskostnaden för en etanolproduktionsanläggning baserad på lignocellulosa uppskattas idag vara upp till fem gånger högre än för en kommersiell etanolanläggning baserad på jordbruksgrödor (Energimyndigheten, 2012d). Det är med andra ord framför allt investeringskostnaderna som är styrande för lönsamheten idag. Med hjälp av teknisk utveckling bedöms produktionskostnaderna, inklusive kapitalkostnader, kunna sjunka i framtiden. De uppskattades till 9-12 kr per liter etanol för tio år sedan i USA, medan de idag uppskattas kunna bli lägre i utvecklade kommersiella anläggningar (Energimyndigheten, 2012d). En ökad råvarukostnad kan dock innebära att kostnadsreduktionen blir mindre. De första produktionsanläggningarna bedöms också bli betydligt dyrare än de efterkommande kommersiella anläggningarna.

Nedan redovisas beräkningar av produktionskostnader för de etanolkombinat som presenteras här och som baseras på aktuella svenska förutsättningar, t ex uppdaterade och aktuella prisnivåer för råvaror och energibärare, transportkostnader mm. Investeringskostnaderna baseras på kommersiella anläggningar när marknaden utvecklats, d v s inte de första anläggningarna som byggs. De råvarukostnader som redovisas i Tabell 5.24 ska ses som genomsnittliga kostnader under dagens förutsättningar, men kan variera över tid och geografiskt område. Kostnaden för halm inkluderar balning och kostnaden för hampa inkluderar ensilering. Råvarukostnaden för skogsflis baseras på den prisnivå som varit aktuell de senaste 3 åren för skogsflis levererat till fjärrvärmeverk (200 kr/MWh) (Energimyndigheten, 2012d) I Tabell 5.25 redovisas de antagna priser för respektive energibärare som produceras i de olika etanolkombinaten och som har använts i de

ekonomiska beräkningar som sammanställs här. Priserna gäller vid försäljning av respektive energibärare från energianläggningen och dessa varierar över tid och geografiskt område, d v s dessa kan vara både högre och lägre under andra förutsättningar.

Tabell 5.24 Sammanfattning av de olika etanolkombinatens storlek uttryckt som årligt behov av råvara och produktion av energibärare, samt uppskattad råvarukostnad.¹

Parameter	Halm	Hampa	Skogsflis
Årligt råvarubehov, ton ts	120 000	234 000	200 000
Råvarukostnad, SEK/MWh	156	380	200
Etanolproduktion, m ³	28 300-44 400	0-46 200	49 400
Biogasproduktion, GWh	17-65	273-401	148-223
Elproduktion, GWh	27-43	0-87	0-105
Fjärrvärmeproduktion, GWh	0-139	143-455	0-399

¹ Baserat på en sammanställning i Börjesson m fl (2012) där en mer detaljerad beskrivning återfinns inklusive ursprungliga referenser.

Tabell 5.25 Antagna priser för de energibärare som produceras i etanolkombinat och som utnyttjas i de ekonomiska beräkningarna.¹

Energibärare	Pris
Etanol	6, 52 SEK/L
El	350 SEK/MWh
El-certifikat	200 SEK/MWh
Biogas (rågas)	300 SEK/MWh
Biogas (uppgraderad gas) ¹	600 SEK/MWh
Fjärrvärme	280 SEK/MWh
Pellets	190 SEK/MWh

¹ Baserat på Börjesson m fl (2012).

² Storskalig uppgradering av biogas som antas kosta i genomsnitt 100 SEK/MWh uppgraderad gas

Produktionskostnaden för etanol i framtida kommersiella kombinat baserat på halm uppskattas här till cirka 4,50-5,10 SEK per liter (se Tabell 5.26). Jämfört med dagens pris på etanol om cirka 6,50 SEK per liter framstår alla de olika alternativen som potentiellt lönsamma. Det finns dock osäkerhet i dessa kostnadsuppskattningar där förutom råvarukostnaden även kapitalkostnad och kostnad för tillsatskemikalier och enzym har stor inverkan på resultatet. Dessa baseras på relativt grova uppskattningar. Produktionskostnaden för etanol är lägre i de alternativ där högst andel biodrivmedel och el produceras (Alt. 2 och 3) jämfört med alternativet med stor fjärrvärmeproduktion (Alt. 1). Intressant att notera är också att produktionskostnaden är ungefär samma för en ”stand-alone”-anläggning där ingen fjärrvärme produceras (Alt. 2) som för en anläggning med en viss fjärrvärmeproduktion (Alt. 3). Detta indikerar att en integrering med fjärrvärme och andra värme-sänkor inte behöver vara nödvändigt ur ekonomisk synpunkt. Totalverkningsgraden blir dock något lägre i dessa ”stand-alone”-anläggningar.

Produktionskostnaden för etanol baserad på skogsflis uppskattas också kunna bli något lägre än dagens etanolpris, eller kring 5,20 till 6,30 kr per liter etanol. Även här finns osäkerheter kring kapitalkostnader, kostnader för tillsatskemikalier, enzym o s v. I det alternativ med lägst produktionskostnad (Alt. 3) produceras både etanol och biogas till skillnad från de

båda andra alternativen där ingen biogas produceras, d v s samproduktion av etanol och biogas framstår som ett kostnadseffektivt koncept samtidigt som utbytet av biodrivmedel är högt (drygt 60%). Produktionskostnaden för etanol i kombination med pellets (Alt. 1) eller el och värme (Alt. 2) beräknas bli ungefär lika.

Produktionskostnaden för hampa-baserad etanol och biogas i energikombinat beräknas bli höga, cirka 50% högre än dagens prisnivåer, vilket innebär att dessa kombinat inte är lönsamma under dagens förutsättningar. Den största orsaken till detta är den höga råvarukostnaden som uppskattas vara nästan dubbelt så hög eller mer jämfört med skogsflis och halm. För att förbättra lönsamheten i drivmedelskombinat baserade på energigrödor krävs därför betydligt mer kostnadseffektiva energiodlingar i framtiden.

Tabell 5.26 Uppskattade produktionskostnader för drivmedel i framtida kommersiella etanolkombinat baserat på halm, träflis samt hampa.¹

	Halm ²			Skogsflis			Hampa	
	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 1	Alt. 2
Produktionskostnad för etanol (netto) (SEK per liter)	5,10	4,50	4,50	6,30	6,20	5,20	-	9,62
Produktionskostnad för biogas (netto) (SEK per MWh)	-	-	-	-	-	-	920	1077
Produktionskostnad för etanol (biogas) (netto) (öre per kWh)	86	76	76	107	105	87	(92)	163
Produktionskostnad för etanol (netto) (SEK per liter bensinekvivalenter)	7,50	6,60	6,60	9,30	9,10	7,60	8,00	14,20

¹ Baserat på en sammanställning i Börjesson m fl (2012) där en mer detaljerad beskrivning återfinns inklusive ursprungliga referenser. Se text i anslutning till Tabell 5.20 för beskrivning av respektive alternativ.

En parameter av stor betydelse för produktionskostnaden för etanol är råvarukostnaden, vilket illustreras i Tabell 5.27. Här har råvarukostnaden för halm varierats för att spegla prisfluktuationer från år till år och mellan olika geografiska områden p g a aktuella bärgningsförhållanden, varierande skördenivåer, skillnader i lokal efterfrågan o s v. Priset på halm motsvarar i basfallet ungefär 90 öre per kg vilket speglar produktionsområden med god avsättning för halm. I känslighetsanalysen har priset halverats till 45 öre per kg för att spegla områden och år med stort överskott av halm. Med en halverad råvarukostnad minskar produktionskostnaden för etanol med cirka 25-30% beroende på hur etanolkombinaten utformas.

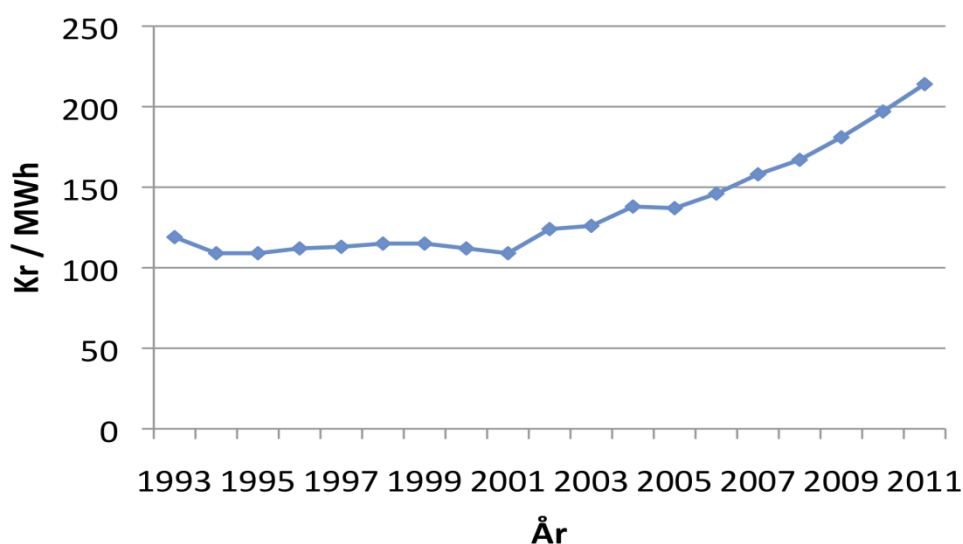
Råvarukostnaden för skogsflis baseras i basfallet på priset som fjärrvärmeföretag betalar idag, cirka 200 kr per MWh. I Figur 5.8 visas prisutvecklingen av skogsflis sedan början av 1990-talet. Prisnivån på skogsflis låg relativt konstant på cirka 110 kr per MWh fram till år 2000 för att sedan successivt börja stiga med cirka 10 kr per MWh och år till drygt 200 kr per MWh idag. I känslighetsanalysen i Tabell 5.27 har skogsflispriset reducerats med 50%, vilket motsvarar cirka 133 kr per MWh, för att spegla en situation (t ex geografiska områden) där tillgången av skogsråvara är stor och konkurrensen begränsad. Denna reduktion i råvarukostnad leder till cirka 20% lägre produktionskostnader för etanol.

Tabell 5.27 Produktionskostnader för etanol som funktion av förändrade råvarukostnader för halm respektive skogsflis.¹

	Råvarukostnad	Halm ²			Skogsflis ³		
		Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3
Produktionskostnad för etanol (netto) (SEK per liter)	Basfall ⁴	5,10	4,50	4,50	6,30	6,20	5,20
	Reducerad ⁵	3,60	3,50	3,10	5,10	5,00	4,00
Produktionskostnad för etanol (netto) (SEK per liter bensinekvivalenter)	Basfall ⁴	7,50	6,60	6,60	9,30	9,10	7,60
	Reducerad ⁵	5,30	5,20	4,60	7,50	7,40	5,90

¹ Baserat på Börjesson m fl (2012)² Kompletterande data från Ekman et al (2013).³ Kompletterande data från Barta et al (2010).⁴ Motsvarar en kostnad om 156 kr per MWh för halm respektive 200 kr per MWh för skogsflis⁵ Motsvarar en kostnad om 78 kr per MWh för halm respektive 133 kr per MWh för skogsflis

Det nuvarande priset på skogsflis (drygt 200 kr per MWh) motsvarar ett massavedspris om 360-380 kr per kubikmeter vilket ligger över den prisnivå som normalt betalas för massaved idag (cirka 300 kr per kubikmeter), se Figur 5.9. Detta innebär att om priset för skogsflis fortsätter att öka kommer sannolikt successivt en allt större andel stamved att utnyttjas som energiråvara. Detta i sin tur öppnar upp för nya och mycket större råvarumarknader som tidigare endast inkluderat massaved för pappersproduktion samt till viss del billigare timmersortiment. En konsekvens av detta blir sannolikt en dämpning av prisutvecklingen för skogsbränslen då dessa kommer att balanseras av råvarukostnaderna för skogsindustrin och då huvudsakligen av massavedspriset. Om prisnivåerna för skogsbränslen fortsätter att öka kommer det också att bli alltmer kostnadseffektivt att utveckla alternativa produktionssystem för biomassaråvara samt att öka importen av olika typer av biomassa. Detta bör också leda till dämpande effekter på prisökningar för skogsbränslen.



Figur 5.9 Priset på skogsflis levererat till fjärrvärmeverk mellan 1993-2011 (Energimyndigheten, 2012d). Som jämförelse motsvarar 180, 200 respektive 220 kr/MWh ett massavedspris kring 340, 380 respektive 420 kr/m³.

Odlingskostnaden för Salix beräknas idag ligga kring 180 kr per MWh, och när även markkostnad och riskersättning inkluderas uppskattas den totala produktionskostnaden bli cirka 220-260 kr per MWh (Rosenqvist et al, 2012). Investeringar i fleråriga odlingssystem

som Salix upplevs bland lantbrukare som mer riskfyllda än odling av ettåriga grödor, varför en riskpremium oftast krävs vid odling av Salix (Paulurud och Laitila, 2007). Markkostnaden varierar mycket mellan olika regioner men också inom regioner utifrån lokala odlingsförutsättningar och baseras på alternativkostnaden i form av spannmålsodling. Den totala produktionskostnaden uppskattas kunna minska i framtiden om odlingsarealen av Salix ökar från dagens cirka 12 000 hektar till minst 40 000-50 000 hektar, tack vare olika typer av skaleffekter samt ökat lärande (Rosenqvist et al, 2012). Inom en 15-20-årsperiod uppskattas den totala produktionskostnaden för Salix minska till cirka 150-180 kr per MWh om odlingsarealen ökar cirka 3-4 gånger jämfört med idag. Biomassa från Salixodling kan med andra ord bli en alltmer kostnadseffektiv råvara för t ex biodrivmedelsproduktion i framtiden om intresset bland lantbrukare ökar och odlingsarealen börjar expandera.

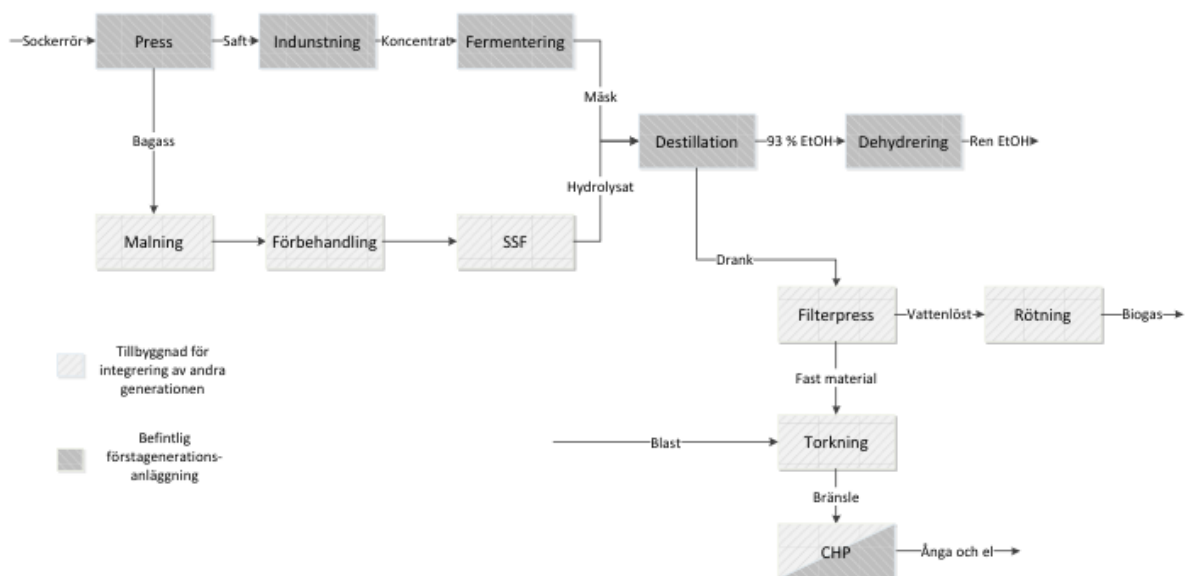
En annan vedråvara som har potential att öka i framtiden är snabbväxande lövträd som hybridasp och poppel. Dessa trädslag kan t ex börja odlas på nedlagd jordbruksmark som inte är lämplig för Salix eller som övergått till skogsmark. Lönsamheten för odling av poppel och hybridasp ligger ofta i nivå med, eller högre än Salixodling (Rytter m fl, 2011). Vid ett bränslepris kring 180 kr per MWh blir lönsamheten relativt svag men vid ett bränslepris om 220 kr per MWh bedöms lönsamheten, uttryckt som kr per hektar och år, bli god, om all biomassa används för energiändamål (Rytter m fl, 2011).

Förutom betydelsen av nivån på råvarukostnad för etanolproduktionskostnaden har också intäktsnivån för pellets, el, biogas och värme betydelse. För skogsflisbaserad etanol och Alt. 1, där också pellets produceras, leder ett 30% ökat pelletspris till en cirka 10% lägre produktionskostnad för etanol (Barta et al, 2010). I Alt. 2 produceras relativt mycket el och värme och här leder en ökad intäkt från el med 30% till 5-10% lägre etanolproduktionskostnad. Motsvarande reduktion i produktionskostnad fås när intäkten för värme ökar 30%. I Alt. 3 för skogsflisbaserad etanolkombinat produceras en stor andel biogas och ett ökat biogaspris om 30% innebär att produktionskostnaden för etanol minskar med cirka 20% (Barta et al, 2010).

5.4 INTEGRERAD CELLULOSA- OCH SOCKERBASERAD ETANOLPRODUKTION

Idag utvecklas integrerad etanolproduktion baserat på socker från sockerrör och bagass, majs och majsblast samt spannmål och halm. Integrering av cellulosa- och stärkelse-/sockerbaserad etanolproduktion kan leda till ett flertal fördelar för respektive process genom att etanolutbytet och energieffektiviteten kan öka tack vare olika synergieffekter. Till exempel kan energiöverskottet vid cellulosabaserad etanolproduktion utnyttjas i hela anläggningen och behovet av extern energi undvikas. Det är ofta problem att nå höga socker- och etanolkoncentrationer när enbart cellulosa används som råmaterial medan stärkelse-/sockerbaserad etanolproduktion ofta kräver utspädning av socker. Genom att kombinera processerna på ett optimalt sätt kan energibehovet för destillering minska jämfört med två separata anläggningar. Dessutom minskar behovet av att tillsätta näringsämnen vid cellulosabaserad jäsning då stärkelse- och sockerbaserad råvara har tillräckligt höga halter av dessa. Ytterligare en möjlig fördel är att inhibering p g a vissa toxiska ämnen vid förbehandling av cellulosaråvara kan minska genom utspädning av stärkelsebaserad råvara (Björnsson m fl, 2010).

Figur 5.10 visar ett översiktligt processschema över integrerad etanolproduktion baserat på sockerjuice från sockerrör och bagass. I en tekno-ekonomisk studie har förutsättningarna för denna typ av integrering analyserats genom modellering av en existerande typlanläggning för sockerrörsbaserad etanolproduktion i Brasilien (Carlsson m fl, 2011). Resultaten från studien visar att etanolproduktionen kan öka med cirka 60% när bagass integreras, och upp till 80% när även fermentering av pentoser görs. Samtidigt minskar elproduktionen med cirka 17% respektive 26%, eftersom mängden bagass för kraftvärmeproduktion minskar. I dessa fall antas också blast användas som bränsle, men detta har begränsad lönsamhet under dagens förutsättningar. En övergripande slutsats från studien är att dagens etanolpris är för lågt i jämförelse med dagens elpris i Brasilien för att en utbyggnad av dagens etanolanläggningar till att också använda bagass som etanolråvara skulle bli mer lönsam än dagens användning av bagass för elproduktion. Produktionskostnaden för den cellulosabaserade etanolen uppskattas till cirka 3,90 kr per liter, vilket ungefär motsvarar 5,70 kr per liter bensinekvivalenter. Kostnaden för den blandade socker- och cellulosabaserade etanolen beräknas till cirka 2,70 kr per liter (förutsatt att pentosjäsning kan tillämpas), vilket motsvarar knappt 4 kr per liter bensinekvivalenter (Carlsson m fl, 2011). Dessa kostnadsnivåer är således högre än dagens genomsnittliga produktionskostnad för sockerbaserad etanol i Brasilien. Dessa kostnadsberäkningar avseende Brasilien ska inte likställas med eventuella framtida kostnader i Sverige för kombinerad socker- och cellulosabaserad etanolproduktion då kostnadsläget för investeringar, löner, råvara osv skiljer.



Figur 5.10 Översiktligt processschema över integrerad etanolproduktion baserat på sockerjuice från sockerrör och bagass (Carlsson m fl, 2011).

Ur ett svenskt perspektiv skulle en integrerad etanolproduktion från spannmål och halm vara tekniskt möjlig i den existerande etanolanläggningen i Norrköping utifrån tillgång på råvara och avsättning av extern värme. Tillgången på halm för energiändamål är betydande i Östergötland samtidigt som det finns goda möjligheter att få avsättning för extern värme i Norrköpings fjärrvärmesystem (Ekman et al, 2013). För att bedöma de ekonomiska förutsättningarna krävs dock betydligt mer detaljerade analyser. Genom en kombinerad

process där de olika spannmålsdelarna fraktioneras ut på ett tidigt stadium och sedan upparbetas till förädlade produkter kan det totala värdet ökas. Integrerad produktion av spannmålskärna och halm ger också möjlighet att energiförsörja processen med inkommande råvaror.

När det gäller växthusgasprestanda för kombinerad etanolproduktion från spannmål och halm bedöms denna ligga kring 22 g CO₂-ekvivalenter per GJ när beräkningsmetodiken i RED tillämpas (Börjesson et al, 2012). Etanolutbytet per hektar kan öka med cirka 50% jämfört med när enbart spannmålskärna används som etanolråvara och när cirka 60% av halmen skördas och resten lämnas på fältet för att bibehålla markens bördighet och kolhalt (Ekman et al, 2013). Etanolutbytet blir i detta fall drygt 100 GJ per hektar och år samt växthusgasreduktionen cirka 6,4 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år.

5.5 BEFINTLIGA OCH PLANERADE BIOKEMISKA ANLÄGGNINGAR

5.5.1 Anläggningar för biokemisk produktion av drivmedel i Sverige

Förutom Preems och Sunpines produktion av HVO från tallolja bygger all kommersiell produktion av biodrivmedel i Sverige på biokemisk omvandling. Dessa anläggningar består av:

- Etanolproduktion baserad på spannmål i Lantmännen Agroetanol's anläggningar 1 och 2 i Norrköping. Total kapacitet är på ca 260 000 m³/år (ca 1535 GWh/år)
- Cellulosabaserad etanol från restprodukter av sulfitmassaproduktion i Sekabs anläggning i Örnsköldsvik i Domsjö's anläggning i Örnsköldsvik (nu ägt av Aditya Birla). Kapacitet ca 14 000 ton/år (ca 18 000 m³ eller 0,1 TWh/år). (Borregaard har också en liknande anläggning i Sarpsborg, Norge.)
- RME-produktion i Perstorps anläggning i Stenungsund. Kapacitet ca 180 000 m³/år (ca 1700 GWh/år)
- RME-produktion i Energigårdarndas anläggning i Karlshamn. Kapacitet ca 50 000 m³/år (ca 500 GWh/år)
- Biogasproduktion sker i totalt 233 anläggningar i Sverige. Av total produktion på knappt 1500 GWh 2011 uppgaderades ca hälften till fordonsgas.

Förutom dessa har SEKAB en demoanläggning och NBE Sweden (Sveg) en försöksanläggning för etanolproduktion från lignocellulosa. NBE Sweden är dock inte längre i drift och även verksamheten i SEKAB's anläggning är på väg att upphöra (Grahm och Hansson, 2013). St1 har enligt uppgift också planer på att uppföra småskalig etanolproduktion baserad på livsmedelsavfall. Företaget har patent på produktionsmetoden och det finns idag sju distribuerade anläggningar i Finland (St1, 2013),

Två storskaliga anläggningar för produktion av etanol planeras, men driftsstarten har skjutits framåt till tidigast kring 2015:

- Nordisk Etanol och Biogas AB, Karlshamn, vilket avser ett kombinat för etanol- och biogasproduktion med både spannmål och cellulosa som råvara (där cellulosan inledningsvis används för produktion av biogas). Kapacitet i första steget 130 000 m³/år, vilket på sikt ska fördubblas.

- NBE Sweden i Sveg, som planerar en anläggning för cellulosasetanol med en kapacitet på ca 75 000 m³/år.

5.5.2 Anläggningar för cellulosabaserad etanolproduktion internationellt

Biokemiskt baserad produktion av drivmedel är omfattande och står i princip för all biodrivmedelsproduktion. I det här avsnittet tas därför enbart status för utvecklingen av cellulosabaserad etanol upp. Några andra exempel på demonstrationsanläggningar och tidiga kommersiella anläggningar för andra biokemiska utvecklingsspår nämns i Kapitel 6. För en mer fullständig sammanställning hänvisas även till Biofuels Digests databas över projekt för produktion av avancerade biodrivmedel och –material (Advanced Biofuels and Biobased materials Database, 2013).

Cellulosabaserad etanol (CE) har under mer än 100 år tillverkats som en biprodukt vid produktion av pappersmassa och viskosfiber. Av vedråvaran blir ca 2-3 % (wt) etanol. Under och efter andra världskriget producerades cellulosabaserad etanol i främst ryska anläggningar, då ofta i samproduktion med furfural. Dessa anläggningar som baserades på svagsyra och perkulator-teknik har till största delen avvecklats. En anläggning i Ryssland är fortfarande i drift.

De första kommersiella anläggningarna för cellulosabaserad etanol med modernare teknik är nu under uppförande. Det är ofta svårt att få exakta uppgifter på projektens status då vissa företag vill hålla en låg profil av konkurrensskäl, medan andra överdriver för att kunna skaffa finansiering. Nedan följer en sammanställning som kanske inte är komplett men som ger en bra bild av läget i januari 2013

Europa

Beta Renewables, ägt av M&G/Chemtex, Novozymes och TPG (finansiär) bygger en anläggning i Crescentino, Italien som håller på att tas i drift. Kapaciteten kommer att ligga på 40-80 000 m³ etanol baserat på halm och Arundo. Finansiering från EU FP7 och EU NER 300.

Inget ytterligare CE-projekt i Europa är finansierat vad vi känner till. Inbicon m.fl driver ett projekt på Jylland baserat på halm. Nordisk Etanol i Karlshamn och Konsortiet i Sveg har förprojekterat, men finansiering saknas. SEKAB har i december 2012 erhållit 30,9 MEUR från EU NER 300 till ett CE-projekt i Polen baserat på halm och majsrester. Även Clariant har planer på att bygga, men statusen är där mer osäker.

USA

POET/DSM bygger en anläggning i Emmetsburg, Iowa "Project Liberty". Har redan börjat bygga upp insamling av majsrester (cornstover) under 2011-2012 och skall vara igång under 2013. Kapaciteten är ca 25 000 m³ med planerad uppskalning 4-5 ggr.

Abengoa bygger en etanolanläggning i Hugoton, Kansas och skall vara klar med anläggningen i slutet av 2013. Kapaciteten blir ca 100 000 m³.

DuPont (inkluderar numera fd Genencore) satte i november 2012 spaden i jorden för en 120 000 m³ CE anläggning baserad på majsrester i Nevada, Iowa. Beräknad uppstart i mitten av 2014.

Fiberright jobbar med ”wastefiber”, enzymer och jäst. De planerar och har kanske finansierat en anläggning i Blairstown Iowa för 20 000 m³. Det är en ombyggnad av en befintlig spannmålsbaserad anläggning.

Mascoma med sin sk ”superbug” är i samma läge med en 80 000 m³ etanolanläggning i Kinross, Michigan.

BlueFire som har starksyra- teknik har börjat förbereda en byggplats men osäkert om de har finansiering. Etanolanläggningen är planerad till ca 75 000 m³.

BP Biofuels (fd Verennium) har förklarat att man lägger etanolprojektet i Florida på hyllan och fortsätter att utveckla tekniken.

Därutöver finns det ett antal projekt som uppger att man håller på med ”construction”, vilket kan innebära både konstruktion men också att man börjat bygga. Trots detta kan man ha en bit kvar för att kunna finansiera projekten fullt ut.

I resten av världen är det framförallt två länder med större projekt som bör lyftas fram:

- Brasilien, där GraalBio troligen är det företag som har kommit längst, även om de inte bygger ännu. Några andra projekt planeras av till exempel Cosan/IOGEN, Petrobras/Blue Sugars (fd KLEnergy) m. fl.
- Kina, där COFCO enligt uppgifter bygger en anläggning på 50 000 m³, men det är svårt att veta status. Man har kört anläggningar på ca 5 000 m³ etanol per år. Även Tianguan har en mindre anläggning på ca 10 000 m³ och planerar att bygga större anläggningar. Politiska beslut finns att man skall satsa, men projektens status är osäkra.

6 ÖVRIGA PROCESSER

I det här kapitlet har vi samlat de processer för drivmedelsproduktion som inte fullt ut passar in i de två stora processplattformar som beskrivits i Kapitel 5 och 6. Även dessa processer har och/eller kan komma att få en betydande roll i omställningen till förnybara drivmedel. Tillgången till vetenskaplig litteratur är dock betydligt mindre. Vi har delat upp dem i följande två processtyper:

- **Övriga termokemiska processer**

Detta avser framförallt selektiva termokemiska processer, som omvandlar råvaran mer eller mindre direkt till kemikalier som är önskvärda för drivmedelsanvändning. Detta kräver då råvaror som kemikaliskt ligger relativt nära det slutliga drivmedlet eller att processen omfattar förbehandlingssteg som anpassar råvaran. Den industriellt mest aktuella varianten av selektiva termokemiska processer är hydrering av vegetabiliska oljor (HVO), denna och framtida möjligheter till hydrering av andra råvaror beskrivs närmare i Avsnitt 6.1. Några andra relevanta termokemiska processer, baserade på andra råvaror diskuteras mer kortfattat i Avsnitt 6.2.

- **Övrig mikrobiell omvandling**

Detta avser processer för mikrobiell omvandling, som egentligen ingår i plattformen biokemisk omvandling, men som kan komma att bli relevanta först på betydligt längre sikt och/eller där tillgänglig information är mycket mindre omfattande och mer osäker. Några exempel beskrivs kortfattat i Avsnitt 6.3.

Beskrivningen i det här kapitlet gör inte anspråk på att fullständigt täcka in alla de olika utvecklingsspår som pågår parallellt, utan att ge exempel på några mer intressanta och/eller omtalade processer.

6.1 BIODRIVMEDEL BASERADE PÅ HYDRERING

Produktion av biodrivmedel baserat på hydrering har hittills tillämpats för hydrering av vegetabiliska oljor och andra fetter (HVO) till dieselbränsle. Det producerade bränslet benämns ibland biodiesel, men i andra fall förnybar diesel just för att särskilja mot biodiesel av typen FAME. Skillnaden mellan HVO och FAME är dels produktionsprocessen (se nedan), dels att HVOs sammansättning i stort sett helt följer dieselspecifikationen genom att syrehalten har reducerats. Det finns därför inte några direkta begränsningar för andel inblandning i diesel, förutom att bränslets koldegenskaper i vissa fall kan sätta en gräns.

Processen för hydrering innebär upphettning till ca 300°C vid 50 bars tryck tillsammans med vätgas och katalysatorer för att reducera syre- och svavelinnehåll i råvaran. Beroende på hur processen utformas kan den användas för produktion av både bensen och/eller diesel eller andra kolväteblandningar, som till exempel jetbränsle. Resultatet från hydreringen blir en blandning av paraffiniska kolväten, vilka ger ett dieselbränsle av hög kvalitet som dessutom är fritt från svavel och aromater samt har ett högt cetantal. Även dagens processer, vilka är inriktade mot dieselproduktion, kan ge mindre mängder andra biodrivmedel, som t ex bensen och gasol. I slutsteget kan sedan produkten isomeriseras för att förbättra köld-

egenskaperna. Processen kräver ingen tillsats av andra kemikalier och producerar heller inga biprodukter i hydreringssteget utom vatten, koldioxid och i vissa fall metan. Processen är dessutom exoterm, vilket gör att det kan vara möjligt att reducera bränslebehovet i raffineringsprocessen (Nylund et al, 2011; Olofsgård, 2012). Eftersom raffinaderier har ett värmeöverskott ändå krävs dock i allmänhet integration med annan industri, fjärrvärmenät eller liknande för att denna värme ska kunna utnyttjas.

Hydreringsprocesser sker även i ett konventionellt oljeraffinaderi för att styra sammansättningen av produktionen, vilket gör att produktionen av biodrivmedel genom hydrering ofta kan integreras helt eller delvis i befintliga raffinaderier med relativt begränsad ombyggnad av befintlig utrustning. Eftersom råvaran, med hög syrehalt, är starkt korrosiv krävs dock materialbyten. I mindre skala, som den produktion som hittills sker, har integrationen med befintliga anläggningar varit en förutsättning för att få rimlig ekonomi. I större skala skulle det vara möjligt med fristående anläggningar (detta skulle dock vara beroende av tillgång till andra råvaruresurser än de som idag är aktuella).

6.1.1 Hydrering av vegetabiliska oljor och andra fetter

Den största andelen av den befintliga produktionen av biodrivmedel genom hydrering avser hydrerade vegetabiliska oljor (HVO) till dieselbränsle. Produktion av HVO kan baseras på samma råvaror som FAME, dvs rapsolja, palmolja och andra typer av ”matolja”. Sådan produktion förknippas då också med motsvarande frågeställningar kring konkurrens med matproduktion och hållbarhet. De totala livscykelutsläppen ligger också på ungefär motsvarande nivå för motsvarande råvara (se Tabell 6.1).

HVO kan dock även produceras av andra råvaror. Ett exempel är djurfett från slaktavfall. Ett annat exempel är tallolja, som är en vegetabilisk restprodukt från massaproduktion och alltså skogsbaserad. För den här typen av råvaror kan det krävas något mer omfattande förbehandling i produktionen, eftersom de innehåller större andel fria fettsyror. Restprodukten utgörs av becksolja och kan användas som eldningsolja (Eriksson, 2013, Olofsgård, 2012). Vid produktion av HVO från restprodukter blir de totala växthusgasutsläppen, lite beroende på hur man allokerar utsläpp till råvaran, betydligt lägre (se Tabell 6.1). Potentialen för dessa råvaror är dock begränsad (se Avsnitt 3.3). På lång sikt skulle även andra oljerika råvaror kunna användas för att producera HVO, till exempel oljerika alger och olja producerad från mikrober.

De flesta systemutvärderingar som gjorts av produktion av HVO avser produktion baserad på rapsolja, solrosolja och palmolja. För produktion baserad på animaliskt fett (från slaktavfall) och tallolja har vi enbart funnit uppgifter direkt från respektive tillverkare (Nesté och Preem) eller från studier som genomförts på deras uppdrag. Dessa två processer baseras på biprodukter från annan produktion och det blir då avgörande hur utsläppen för dessa processer allokeras. Om råvaran klassas som restprodukt allokeras normalt samtliga utsläpp till produktionen av huvudprodukten och därmed läggs inga råvarurelaterade utsläpp på drivmedlet. I analysen av Preems Evolution Diesel har till exempel inga utsläpp fram till leveransen av tallolja från massabruket räknats in (i enlighet med RED-metodiken och Energimyndigheten (2012c)). En känslighetsanalys, där även talloljeproduktionen räknats in

(utifrån att det är en samprodukt istället för en restprodukt), ger i storleksordningen dubbelt så höga värden för både energibalans och växthusgasutsläpp (Eriksson, 2013).

Tabell 6.1 Energibalanser och växthusgasprestanda för HVO från olika råvaror och enligt olika källor. Sista kolumnen avser procent av växthusgasutsläpp jämfört med motsvarande användning av fossil diesel.

Typ av HVO	Studie/referens	WTT Energi-balans [MJ _{WTT} /MJ _{Final}]	WTT Fossil Energibalans [MJ _{WTTfossil} /MJ _{Final}]	WTT utsläpp av CO _{2ekv} [g _{WTT} /MJ _{Final}]	% av diesel
Rapsolja	CONCAWE (NExBTL) ¹	1,05	0,34	44	49
	CONCAWE (UOP process) ¹	0,92	0,41	45	51
	CONCAWE (NexBTL, biogas) ²	0,66	-0,03	27	
	VTT typical ⁴			51	
	VTT NExBTL ⁵			41,01	51
Solrosolja	CONCAWE (NExBTL) ¹	0,89	0,30	28	31
	VTT typical value ⁴			65	
Palmolja	CONCAWE (NExBTL) ³	1,26	0,26	50	57
	CONCAWE (NexBTL, methane capture)	1,26	0,26	25	
	VTT typical value ⁴			40	
	VTT, methane capture, typical value ⁴			68	
	VTT NExBTL ⁵			40,15	52
Animaliskt fett	VTT NExBTL ⁵			18,82	78
Sojaolja	DOE ⁶			17,3	
	PNAS ⁶			48,8	
Tallolja	Åf/Preem ⁷	0,08		5	
	Profu ⁸			12	

¹ Majsmjöl till djurfoder (Edwards et al, 2011b).

² Majsmjöl till produktion av biogas (Edwards et al, 2011b).

³ Två varianter där man räknar med metanutsläpp från avfall, alternativt om denna metan infångas (Edwards et al, 2011b).

⁴ Typiska värden för respektive råvara, enligt studie av VTT för NExBTL (Nylund et al, 2011)

⁵ Beräknade värden för NExBTL av Neste Oil själva (Annual report 2010), dock beräkningar ej slutligt certifierade av EU (när rapporten skrevs) (Nylund et al, 2011).

⁶ Från en studie som jämför HVO och FAME, vilken i sin tur refereras i Sunde et al (2011). För samtliga (totalt tre) fall låg utsläppen på ungefär samma nivå (lika eller något lägre för HVO) för samma råvara i samma underliggande studie (dvs för RME och HVO från sojaolja i DOE-studie etc).

⁷ Analys genomförd av Åf på uppdrag av Preem. Processkedja från tallolja till tankställe, utsläpp från elanvändning baseras på nordisk elmix (Olofsgård, 2012)

⁸ Uppgift från studie av Profu, dock ingen information om beräkningsmetodik (Sköldberg et al, 2013).

I en bred jämförelse av olika studier från 2011 (avseende produktion från nu tillgängliga råvaror, som är relevanta för norra Europa) konstaterades att även om studierna visar olika resultat finns det indikationer på att HVO har något bättre prestanda när det gäller

växthusgaser än FAME (Sunde et al, 2011). Vad det gäller kostnader för produktion av HVO kunde samma studie inte identifiera några kvantitativa uppgifter i den vetenskapliga litteraturen. Baserat på kvalitativa bedömningar i flera studier drar man dock slutsatsen att det är troligt att produktionskostnaden är något lägre än för FAME, baserat på samma råvara. Detta gäller dock förmodligen bara om produktionen kan utnyttja tillgänglig infrastruktur i ett befintligt raffinaderi.

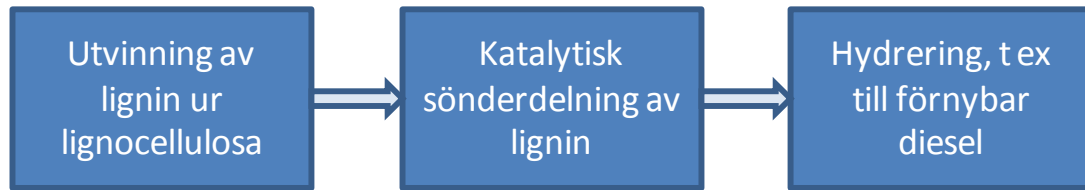
HVO produceras idag för den svenska marknaden av framförallt Nesté (s k NExBTL) och Preem. Nesté har tre anläggningar (i Finland, Nederländerna och Singapore) och använder en blandning av palmolja, rapsolja och animaliskt fett. NExBTL, isomeriserad för goda küldegenskaper, ingår bland annat i OKQ8s dieselbränsle Diesel Bio+. Preems HVO är helt baserad på tallolja, med förbehandling i Piteå och slutproduktion på Preems raffinaderi i Göteborg. Den totala kapaciteten är på ca 100 000 ton/år. Preems talloljediesel ingår i Preems produkt Evolution diesel. Planering pågår för att förbättra dess küldegenskaper genom isomerisering. Ytterligare ett exempel på HVO-produktion är Diamond Green Diesel, som under 2012 startade en anläggning baserad på animaliskt fett i Louisiana, USA.

6.1.2 Hydrering av andra råvaror

Hydrering skulle också kunna användas för att producera biodrivmedel från mer svårnedbrytbar biomassa (lignocellulosa), förutsatt att den genom förbehandling bryts ner till lämplig kemisk sammansättning i flytande form. Framförallt pågår utveckling av nya katalytiska processer för att selektivt bryta ner och partiellt hydrofobisera de genererade föreningarna till en flytande råvara lämplig för vidare hydrering. Denna metod bryter selektivt vissa kemiska bindningar i lignin och därmed behålls delar av ämnets kemiska struktur. Detta kan göra det möjligt att uppnå goda küldegenskaper hos det producerade drivmedlet, utan avslutande isomeriseringssteg. Sådana förbehandlingstekniker finns dokumenterade vetenskapligt, men befinner sig ännu i laboriestediet (Sawadjoon et al, 2013a och 2013b, Samec et al, 2012a och 2012b, Rahimi et al, 2013). Arbete pågår dock i samverkan med industrin för att skala upp och verifiera teknikerna industriellt (Eriksson, 2013).

För produktion av förnybar diesel (eller andra biodrivmedel) skulle detta alltså innebära en process i tre steg (se Figur 6.2). Det första steget finns det utvecklade processer för, t ex processen LignoBoost, som utvinnet lignin ur svartlut och som bland annat motiveras av att kapacitet i massabrukens sodapannor frigörs (Tomani, 2009). Det tredje steget motsvarar i stort sett befintlig produktion av HVO och är alltså utprovat.

För denna processkedja saknas fortfarande vetenskapliga systemutvärderingar av energieffektivitet eller nettoutsläpp av växthusgaser. Lignoboost-processen har dock studerats och förutsatt att massabruket har ett energiöverskott, vilket kan vara fallet vid massaproduktion för avsalu, påverkas brukets energibalans bara marginellt (Wising et al, 2006). Energibalans och växthusgasutsläpp för hydreringssteget bedöms motsvara värden för talloljediesel ovan (alltså det fall där råvaran antagits vara restprodukt).



Figur 6.1 Principiella steg för produktion av biodrivmedel från lignin via hydrering.

En alternativ väg för att producera biodrivmedel från lignocellulosa via hydrering är via olika typer av crackning av till exempel pyrolysvätska eller till och med en slurry av finmalt material (t ex lignin). Pyrolysvätska har dock en kemisk sammansättning (bl a för hög syrehalt) som gör att den inte går att hydreras direkt.

Företaget KiOR började under 2011 bygga en anläggning i Mississippi, med planerad drifttagning under 2012, för produktion av olika biodrivmedel baserat på pyrolys. Företaget använder en katalytisk pyrolys, s k biomassabaserad FCC (Fluid Catalytic Cracking), för produktion av bioolja, som sedan ska hydreras i en raffinaderiprocess till valfria biodrivmedel. Kapaciteten på anläggningen är ca 235 m³/år, men det saknas information om den ännu producerat.

6.2 ANNAN TERMOKEMISK OMVANDLING

Genomgången av termokemisk omvandling i Kapitel 5 avser framförallt förgasning av biomassa för produktion av biodrivmedel. Här tas några exempel på andra termokemiska processer upp mer översiktligt; användning av glycerol som restprodukt från FAME-produktion, nedbrytning av träråvara genom pyrolys (för vidare raffinering till biodrivmedel) samt koldioxidhydrering.

6.2.1 Reformering av glycerol till syntesgas

Produktion av syntesgas från råglycerol genomförs i två steg. Först renas glycerol i en vakuumdestillator och omvandlas till gas genom upphettning (crackning) och förångning. Därefter omvandlas gasen till syntesgas genom ångreformering.

Genom att processen resulterar i produktion av syntesgas kan denna sedan utgöra basen för samtliga de biodrivmedel som beskrivs i Kapitel 4. Vetenskapliga värderingar av utbyten och drivmedelskostnader från denna process saknas dock i vårt underlag.

I Nederländerna (Groningen) finns idag två anläggningar för produktion av biometanol, vilka använder glycerol som råvara och baseras på den här tekniken. Anläggningarna producerar vardera 200 000 ton metanol per år och startades 2010 respektive 2013. Anläggningarna ägs av företaget BioMCN, som också har patenterat den förångningsprocess man använder i första steget och består av ombyggda anläggningar för metanolproduktion från naturgas. Befintlig utrustning och infrastruktur har därmed kunnat utnyttjas, till exempel har ångreformern för naturgas kunnat användas för glycerol nästan utan ombyggnad. Detta gör dels att investeringskostnaderna hållits nere, dels att naturgas kan användas som alternativ råvara, vilket ökar tillgänglighet och ger tryggare ekonomi för företaget. BioMCN planerar att utöka produktionen i Groningen med ytterligare två

anläggningar av samma storlek, men det är osäkert när (Chemrec, 2010; Grahn och Hansson, 2013).

6.2.2 Selektiv termokemisk omvandling av glycerol

Glycerol kan också omvandlas via selektiva termokemiska processer till drivmedels-relevanta kemikalier. Den enklaste processen är produktion av gasol (LPG) som genom en serie selektiva katalytiska reaktioner omvandlar glycerol till propan. En något mer komplex process är omvandling till isobutanol, vilket kan vara av intresse eftersom isobutanol är ett särskilt attraktivt drivmedel för inblandning i bensin (se Bilaga 2). En föreslagen process sker i tre steg. I det första steget omvandlas råglycerolen till propanal via akrolin; i det andra parallella steget produceras formalin från metanol och i det tredje steget reagerar formalin med propanal till föreningen metakrolin. Metakrolin kan slutligen hydreras till isobutanol. Förutom glycerol krävs alltså metanol och vätgas som råvaror till processen.

I Bauer och Hulteberg (2013) har processen utvärderats tekno-ekonomiskt samt ur växthus-gassynpunkt, under förutsättningen att metanol och vätgas till processen producerats från fossila råvaror. Analysen visar bland annat att produktionskostnaden kan sänkas med ca 20% genom integration med ett befintligt oljeraffinaderi (Preemraff i Lysekil), jämfört med en fristående anläggning. Produktionskostnaden på 935\$/m³ (8,89 kr/l bensinekvivalent eller 1000kr/MWh) är något högre än idag aktuell produktionskostnad för etanol baserat på vete eller majs. Beräkningar av växthusgasprestanda för processen visar på en minskning av växthusgasutsläppen med ca 60 %, jämfört med fossil bensin och beräknat enligt RED-metodik (med antagandet att glycerol räknas som restprodukt och inte associeras med några utsläpp). Om biobaserad metanol och vätgas kan användas blir utsläppen betydligt lägre.

6.2.3 Drivmedelsproduktion från pyrolysvätska

Pyrolys är en termokemisk process som omvandlar biobränslet till gasformiga, fasta och flytande produkter genom upphettning till 500-1000°C i syrefri miljö. Gaserna som avgår består i huvudsak av vattenånga, kolmonoxid, koldioxid, metan och andra tyngre kolföreningar. De sistnämnda kan kondenseras till tjära eller en råolja (bio-olja) genom snabb kylning. Vätskans lägre värmevärde uppgår normalt till ca 17-21 MJ per kg, knappt hälften av energiinnehållet i fossil eldningsolja. Återstoden av bränslet är en form av koks som kan användas som bränsle i förbränningsprocesser eller som ersättning av fossilt kol i metallurgiska processer. Biooljan kan ersätta fossil eldningsolja eller diesel i pannor, ugnar, motorer och gasturbiner samt diskuteras som direkt ersättning av drivmedel i fartyg. Det finns också möjlighet att extrahera en mängd olika mer högvärdiga kemikalier som aromer, hartser och gödselmedel.

Biooljan kan också uppgraderas till drivmedel av högre kvalitet via katalytisk eller termisk krackning för att sönderdela kolföreningarna till nafta och diesel. Biooljan innehåller dock betydande mängd syrehaltiga föreningar som är oönskade vid användning i fordonsmotorer och som måste tas bort i uppgraderingsprocessen. Oljan kan också förgasas för vidare syntes till drivmedel.

En hel del forskningsaktiviteter gällande pyrolys av biobränsle pågår. IEA Bioenergy Task 34 med deltagare från Kanada, Finland, Tyskland, Nederländerna, Sverige, Storbritannien och USA stödjer forskning inom området för att påskynda utveckling av tekniken.

Iisa et al (2012) rapporterar om framgångsrika bänkskaleförsök gällande snabb-pyrolys av biomassa i närvaro av zeolitkatalysatorer. Katalysatorerna bidrar till att bio-oljan får ett betydligt lägre syrenehåll. En annan fördel med katalytisk pyrolys är att den kan konvertera såväl cellulosa, hemicellulosa och lignin till kolväten. Inom ramen för SUPRABIO projektet har ETC i Piteå och BTG (Nederländerna) genomfört lyckade försök med förgasning av pyrolysvätska i en trycksatt medströmsförgasare (PEBG) (Suprabio, 2013).

Företaget KiOR började under 2011 bygga en anläggning i Mississippi, med planerad drifttagning under 2012, för produktion av olika biodrivmedel baserat på pyrolys. Företaget använder en katalytisk pyrolys, såsom biomassabaserad FCC (Fluid Catalytic Cracking), för produktion av bioolja, som sedan ska hydreras i en raffinaderiprocess till valfria biodrivmedel. Kapaciteten på anläggningen är ca 235 m³/år, men det saknas information om den ännu producerat.

Ett flertal teknoekonomiska studier för pyrolys av biobränsle har publicerats, men få av dem behandlar uppgradering av bio-olja till drivmedel. De som har publicerats är främst amerikanska studier där majsrester (corn stover) används som råvara (Cottam & Bridgewater (1994); Anex et al (2010); Wright et al (2010); Brown et al (2012)).

6.2.4 Koldioxidhydrering

Metan, metanol, FT-diesel mm kan framställas genom att CO₂ reagerar med vätgas, så kallad koldioxidhydrering. Mitsui Chemicals i Japan har en pilotanläggning för metanol-syntes, där CO₂ avskiljs från industriutsläpp. Genom att tillföra vätgas framställd från fotokatalys av vatten, kan syntetisk metanol produceras. Såväl vätgasframställningen som CO₂ avskiljningen är mycket energikrävande och det föreligger stora utmaningar med metoden (Rydberg et.al, 2010).

På Island framställs metanol i en nyligen (år 2011) startad anläggning där råvarorna är geotermisk el och CO₂ från geologiska formationer. Den har en kapacitet av 5000 m³ per år. Ägare till anläggningen är Carbon Recycle International.

6.3 ÖVRIG MIKROBIELL OMVANDLING

I det här avsnittet har vi samlat övriga processer som baseras på biokemisk eller mikrobiell omvandling. De processer vi identifierat kan delas in i två grupper: dels sådana vars syfte primärt är att producera biodrivmedel med högre kvalitet än dagens produktion; dels de med primärt syfte att kunna utnyttja råvaror/processer för att producera biodrivmedel som minimerar problematiken med markkonkurrens.

6.3.1 Biokemisk omvandling till särskilt högkvalitativa biodrivmedel

Det finns starka drivkrafter att producera biobaserade drivmedel som passar väl in i dagens infrastruktur och som kan användas i dagens fordonspark med minsta möjliga anpassning. Ett särskilt exempel är flygtrafik, där drivmedlet fullt ut *måste* uppfylla dagens kvalitetskrav och specifikationer. Processer som kan producera högkvalitativa biodrivmedel är alltså efterfrågade. Den typ av processer som tas upp här ingår också i de sju generella värdekedjor, som definierats inom EUs European Industrial Bioenergy Initiative (EIBI).³

Inom det här området drivs utvecklingen i hög utsträckning inom industriföretag. Det finns några exempel på demonstrationsanläggningar och en anläggning för butanolproduktion som beskrivs som kommersiell. Information om exakt vilka råvaror som används i dessa anläggningar är svår att hitta, men de är i dagsläget socker- eller stärkelsebaserade. Produktion baserad på andra råvaror befinner sig än så länge på pilotstadiet. Detta innebär att anläggningarna inte i första hand avser att konkurrera med bättre växthusgasprestanda än till exempel konventionell etanolproduktion, utan istället med ”bättre” produkter.

På längre sikt kan processerna även användas för att producera bränslen från lignocellulosa. Detta förutsätter dock utveckling av förbehandlingsprocesserna för att bryta ner lignocellulosa till sockerarter och ligger alltså i det avseendet på motsvarande utvecklingsläge som etanolproduktion från lignocellulosa (Ray et al, 2011).

Två exempel på denna typ av processer är:

- Produktion av **butanol** genom fermentering på liknande sätt som för etanolproduktion, men med hjälp av modifierade bakteriestammar eller jästsvampar. Fermentering för produktion av butanol ger en blandning av flera ämnen. Det krävs därför också särskilda processteg för separation till bränslekvalitet, vilket kan innebära en mer energiintensiv process än rening av vanlig etanolvätska. Jäsningen till butanol verkar dock generellt kunna omvandla pentoser i högre utsträckning än i etanolprocesser, vilket indikerar enklare omvandling av lignocellulosa. Butanol kan också omvandlas till andra kolväten, som jetbränsle, genom fortsatt raffinering. Det sista steget till jetbränsle har demonstrerats, men finns inte i produktion (Kolodziej och Scheib, 2012).

Den konventionella processen för produktion av butanol (ABE-processen) baseras på en *Clostridium*-bakterie och ger en blandning av framförallt aceton, *n*-butanol och etanol (i proportionerna 3-6-1). Inriktningen för utvecklingen av produktion av *n*-butanol är att öka stabiliteten i processen, öka andelen butanol och uppnå en effektivare process. Utveckling för produktion av *n*-butanol sker inom ett flertal forskningsgrupper och företag, men två huvudspår är fermentering i en tvåstegsprocess respektive användning av andra bakterieformer (t ex varianter av *E. coli*-bakterier eller nya *Clostridium*-varianter, se t ex Qureshi och Blaschek, 2000).

³ Värdekedja nr 6 ”Renewable hydrocarbons from sugars containing biomass via biological and/or chemical process (main markets: Renewable transportation fuels for jet and diesel engines)”

Vissa av de fermenteringsprocesser som är under utveckling ger istället produktion av *isobutanol*, vilket har bättre drivmedelsegenskaper än *n-butanol* (se Bilaga 2).

Två företag har i dag demonstrerat teknik för produktion av *isobutanol*, med hjälp av modifierade jästsvampar och därefter särskilt utvecklad och integrerad separation av *isobutanolen*. I båda fallen bygger demonstrationen på konvertering av befintliga anläggningar för etanolproduktion. BP&Dupont i Storbritannien startade en demonstrationsanläggning 2010 och planerar den första kommersiella anläggningen till 2013 (Butamax, 2010, Grahn och Hansson, 2013). GEVO i USA startade en kommersiell anläggning för produktion av 60 kton/år år 2012 och håller på med ombyggnad av en andra (Huttner, 2012). GEVO gick under hösten 2012 tillbaka till produktion av bioetanol för att optimera *isobutanol*-processen. I december 2012 rapporterades också en patenttvist mellan dessa två företag (Reisch, 2012, Bomgardner, 2012).

- Produktion av **isoprenoider** genom fermentering med hjälp av modifierade jästsvampar eller bakterier, vilka sedan vidareprocessas genom till exempel hydrering till drivmedel och/eller kemikalier. Biosyntesen till isoprenoider är mer energiintensiv än etanolbildning, men isoprenoider har förutsättningar för att bli bättre bränslen (Jovanovic Tews et al, 2010).

Ett exempel är företaget Amyris, som utvecklar produktion av plattformskemikalien farnesane, vilken sedan ska utgöra basen för syntes av kolväten som t ex jetbränsle. Idag har Amyris två demonstrationsanläggningar i Kalifornien (start 2008) respektive Brasilien (start 2009) där man baserar produktionen på sockerlösning. Det finns planer på att bygga en första kommersiell anläggning i Spanien. Amyris har också rapporterat lyckade test av processen för lignocellulosa-baserade råvaror (NABC, 2012).

Andra processer och företag som kan inkluderas i den här gruppen är Virent Energy Systems med sin Aqueous Phase Reforming, LS9 som baserar sin process på designade enzymer och den process som utvecklas av företaget Swedish Biofuels AB.

Vi har inte kunnat hitta några öppna vetenskapliga utvärderingar av totalverkningsgrader, växthusgasprestanda eller kostnader för de här processerna. De värderingar som finns bygger i princip direkt på uppgifter från företagen, utan att processen kunnat granskas i detalj. Uppgifter finns dock t ex om att produktionen av *isobutanol* ligger nära etanolproduktion, baserat på motsvarande råvaror (Butamax, 2010). Bauen et al (2009b) visar på koldioxidreduktioner på 70-90 % för produktion av JET-bränslen baserade på isoprenoider (t ex farnesane), butanol eller alkaner, jämfört med fossila JET-bränslen (exklusive direkta eller indirekta markanvändningseffekter). Även dessa uppgifter bygger dock på företagens (f a Amyris respektive Virents) egna angivna siffror. Bauen et al (2009b) har gjort bedömningen att dessa siffror är rimliga, förutsatt att råvaran består av sockerrör eller lignocellulosa.

6.3.2 Biokemisk omvandling baserad på framtida råvaror/processer

Utvecklingen av drivmedel baserade på lignocellulosa drivs av högre råvarupotential och minskad konkurrens om mark för till exempel livsmedelsproduktion. På betydligt längre sikt kan det finnas möjligheter att ytterligare öka potentialen och minska konkurrensen. Två, varandra näraliggande, huvudspår syns i litteraturen och media:

- Drivmedelsproduktion baserad på alger
- Produktion av drivmedel via någon form av artificiell fotosyntes

Båda dessa spår ligger tidigt i utvecklingskedjan och det finns i dagsläget inga kommersiella anläggningar. Däremot finns det pilotanläggningar och några anläggningar för algodling som närmar sig demonstrationsskala. Även denna typ av processer ingår i de värdekedjor som definierats inom EIBI⁴.

Drivmedelsproduktion från alger

För drivmedelsproduktion baserad på alger är det råvaruproduktionen som utgör den stora utmaningen. Potentialen är stor, men ställer stora krav på att få ihop energibalansen för algodlingen och utvecklingen ligger idag långt ifrån kommersialisering (se även Avsnitt 3.3). Produktionsprocessen avgörs sedan av algtyp och förväntas i allmänhet ligga nära någon av de processer som beskrivits tidigare. Framförallt studeras möjligheterna att producera dieselbränsle (FAME eller HVO) från oljerika alger, via esterifiering respektive hydrering. De största industriella satsningarna på biodrivmedel från alger står amerikanska företag för. Som exempel driftsatte Sapphire Energy i augusti 2012 första steget av sin ”kommersiella demonstrationsanläggning” för produktion av alger till ”green crude”. Företaget anger själva en reduktion av växthusgaser utsläpp på 60-70% jämfört med fossil råolja (Sapphire Energy, 2013). Ett annat exempel är företaget Solazyme, baserat i Kalifornien, USA, som bygger sin process på mörk jäsning av socker till olja med hjälp av alger. Solazyme har demonstrationsanläggningar i Illinois, USA, och i Frankrike (Solazyme, 2013; Advanced Biofuels and Biobased Materials Database, 2013).

För drivmedelsproduktion baserat på alger som råvara finns det ett antal livscykelanalyser publicerade (under åren 2011 till 2013 har drygt 20 studier kunnat identifieras), de allra flesta avseende produktion av biodiesel från mikroalger. Resultaten från dessa varierar dock mycket; flera av dem ger resultat runt 80 % reduktion av växthusgaser jämfört med fossil diesel, medan andra visar på utsläpp upp till flera gånger den fossila nivån (se sammanställning i Berlin et al, 2013).

Drivmedelsproduktion via artificiell fotosyntes

Genom artificiell fotosyntes finns i princip möjligheten att ”hoppa över” steget med odling av biomassa som råvara för fortsatta industriella processer. Grundforskning om artificiell fotosyntes har pågått under många år. Tekniken har dock under de senaste åren aktualiserats genom industriella satsningar av, framförallt, företagen Joule Fuels och Naturally Scientific.

⁴ Värdekedja nr 7: ”Production of bioenergy carriers from CO₂ and sunlight through micro-organism based production (algae, bacteria, etc) and further upgrading into transportation fuels and valuable bio-products (main market renewable transport fuels for jet and diesel engines)”

Joules teknik bygger på användning av modifierade cyanobakterier, vilka omvandlar solljus och CO₂ till paraffinisk diesel (alkaner) i en kontinuerlig process. Processen är utvecklad för att minimera biomassatillväxt och maximera produktion och liknas vid jäsningsprocessen. Företaget har genomfört produktion i pilotskala och påbörjade bygget av en demonstrationsanläggning i New Mexico under 2012. Tillgänglig information om processen bygger dock helt på uppgifter från företaget och från forskare verksamma vid företaget (Robertson et al, 2011).

7 JÄMFÖRANDE HELHETSBILD FÖR ALLA DRIVMEDEL

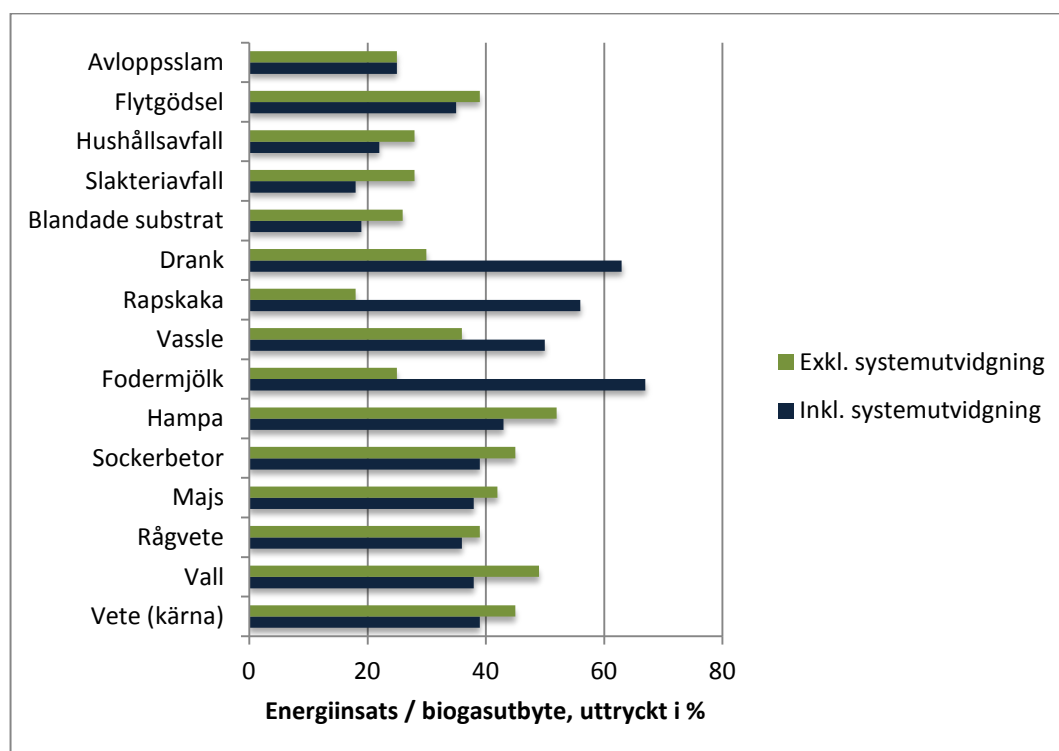
I följande kapitel görs en sammanfattande jämförelse mellan de biodrivmedelssystem som analyserats i tidigare kapitel avseende energibalans, växthusgasprestanda och kostnader. Dessa jämförelser ska dock tolkas med stor försiktighet då olika processer och produktionssystem har olika mognadsgrad där en del är kommersiella medan andra bara finns i pilot- och demonstrationskala eller på försöks- och utvecklingsstadiet. Till exempel har produktionssystem för sockerrörsbaserad etanol utvecklats och expanderat kommersiellt under drygt 30 år, vilket inneburit både skalfördelar och lärande och på så sätt reducerade produktionskostnader och energieffektiviseringar. När det gäller t ex biodrivmedelssystem baserade på lignocellulosa, vilka är i början av att utvecklas kommersiellt måste uppskattningar göras när det gäller produktionskostnader, energieffektivitet mm i en utvecklad och mogen marknad, med andra ord finns det då större inneboende osäkerhet kring framtida skalfördelar och lärande. Trots dessa skiftande förutsättningar och tillförlitlighet i indata är det av intresse att försöka jämföra och beskriva deras likheter och skillnader.

7.1 ENERGIBALANS OCH PRODUKTUTBYTEN

I följande avsnitt sammanfattas energibalansen för de biodrivmedelssystem som analyseras här. Som jämförelse uppskattas energiinsatsen i produktionssystem för fossila drivmedel, d v s bensin och diesel, variera mellan cirka 15 och 22% idag, när dessa huvudsakligen baseras på råolja från Mellanöstern (Edwards et al, 2011b). Om i stället mer okonventionella fossila råvaror börjar användas för drivmedelsproduktion, t ex oljeskiffer, bedöms energiinsatsen kunna öka till 24-36%.

I Figur 7.1 sammanfattas energibalansen för biogassystem baserade på avfall, restprodukter och energigrödor. Energibalansen redovisas dels exklusive indirekta effekter av biprodukter, dels inklusive indirekta effekter (systemutvidgning). De indirekta effekterna kan vara både positiva, t ex när rötrest ersätter mineralgödsel genom att recirkulering av näringsämnen till åkermark ökar, eller negativa om t ex biprodukter som idag används som foder (t ex fodermjölk, drank och rapskaka) måste ersättas med annat foder. Sammanfattningsvis krävs en energiinsats motsvarande ca 35-40% av biogasens energiinnehåll när grödor eller flytgödsel används som råvara och ungefär 15-25% när avfallsprodukter används. När biprodukter som idag utnyttjas som foder (dvs inklusive systemutveckling) används krävs en energiinsats motsvarande 50-65%. Om dessa biprodukter inte används som foder eller för andra ändamål förbättras energibalanserna väsentligt och energiinsatserna motsvarar cirka 20-35%.

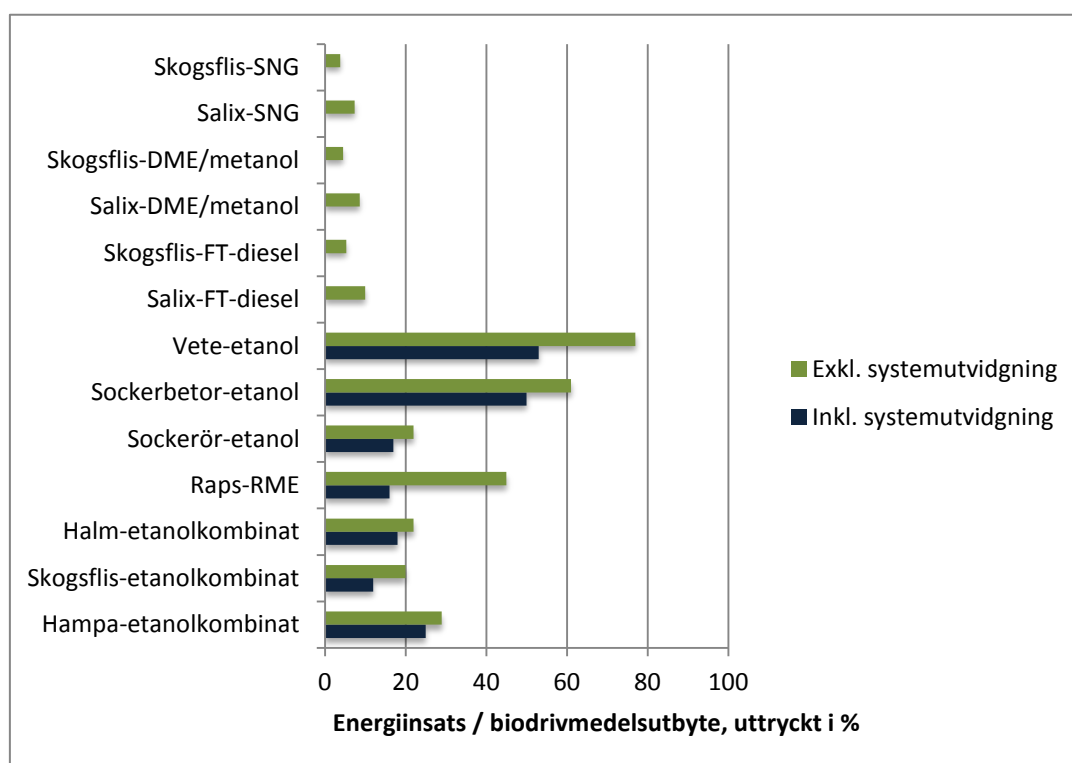
Produktionssystem för etanol kräver en energiinsats motsvarande cirka 50% av etanolens energiinnehåll när vete och sockerbetor används som råvara och ungefär 15-20% när sockerrör används. Genom integrerad produktion i etanolkombinat baserade på halm och skogsflis kan energiinsatsen minska till cirka 20%, exklusive utnyttjande av extern värme, respektive 15%, inklusive utnyttjande av extern värme (se Figur 7.2). De positiva indirekta effekterna vid systemutvidgning består av ersättning av proteinfoder med de biprodukter som fås från etanolproduktion från grödor, respektive produktion av extern el vid produktion av sockerrörsetanol, samt utnyttjande av extern värme som genereras i etanolkombinat baserade på lignocellulosa.



Figur 7.1 Energibalans för produktionssystem för uppgraderad biogas med och utan systemutvidgning (se text).

Energiinsatsen vid RME-produktion ligger kring 15% vid systemutvidgning och kring 45% exklusive systemutvidgning. Denna stora skillnad beror på att rapsmjöl är en viktig biprodukt vid RME-produktion, vilket ger en stor indirekt energivinst när den används och ersätter annat proteinfoder. Energibalansen för RME kan jämföras med energibalansen för HVO baserat på raps, vilken uppskattas till 35-40%. HVO baserad på solrosolja och palmolja uppskattas ha en energibalans kring 25-30%. När det gäller RME och spannmåls-etanol, vilka genererar rapsmjöl/rapskaka respektive drank, försämras således energibalansen om dessa biprodukter inte används som foder, t ex p g a en mättad proteinfoder-marknad. Å andra sidan kan då dessa biprodukter användas som råvara för att producera biogas vilket redovisas i Figur 7.1. Detta innebär att dessa produktionssystem kan bibehålla en relativt oförändrad energibalans tack vare samproduktion av flytande drivmedel och biogas, i stället för flytande drivmedel och foder.

I Figur 7.2 sammanfattas även energibalansen för biodrivmedel producerade via termisk förgasning av Salix och skogsflis (GROT, grenar och toppar vid slutavverkning). Som framgår av figuren motsvarar den externa energiinsatsen cirka 4-5% av drivmedlens energiinnehåll när skogsflis utnyttjas som råvara respektive 7-10% när Salix utnyttjas. Motsvarande energiinsats när hybridasp utnyttjas som råvara uppgår till ungefär 5-7% av drivmedlens energiinnehåll. Orsaken till att Salix-systemen har en något högre energiinsats beror på en något högre energiinsats vid odling av råvaran. I dessa fall görs ingen systemutvidgning då produktionen av extern värme antas vara marginell, eftersom utbytet av drivmedel (inklusive el) istället maximerats. Som framgår av Kapitel 4 kan förgasnings-system också generera extern värme men då brukar samtidigt elproduktionen reduceras och elöverskott förändras till ett elunderskott.

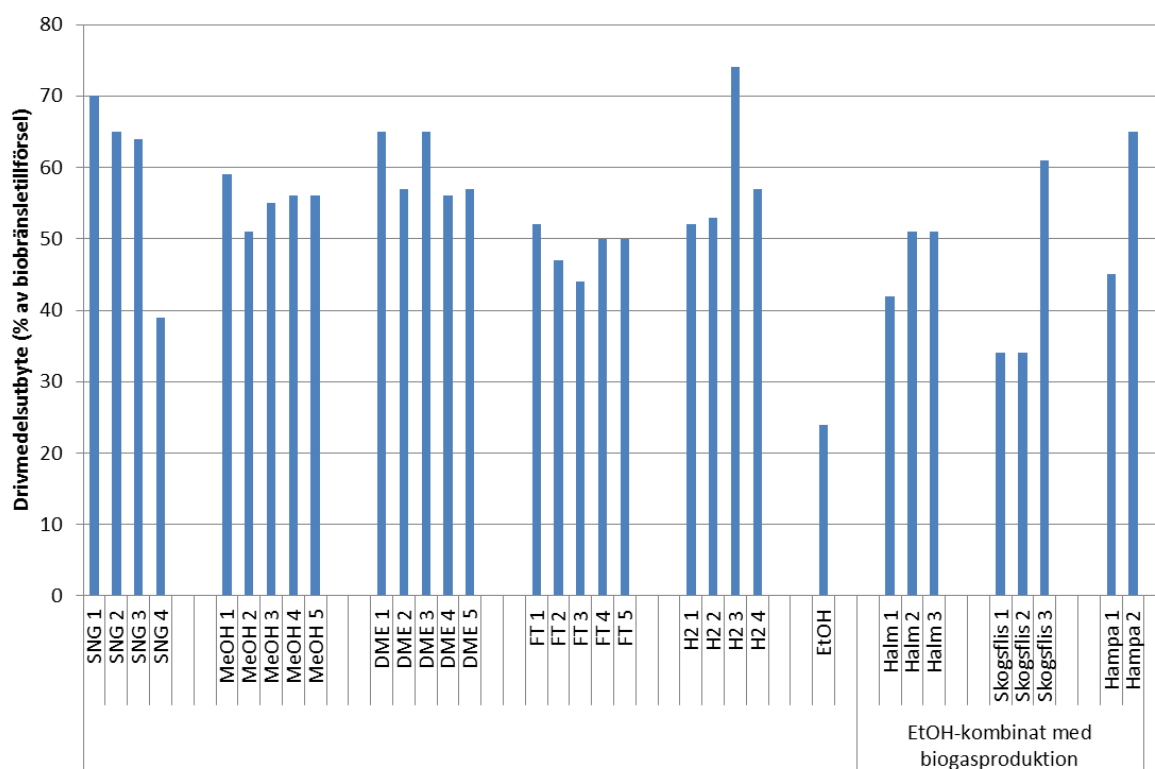


Figur 7.2 Energibalans för produktionssystem för etanol, RME och samproduktion av etanol och biogas i etanolkombinat med och utan systemutvidgning, samt för biodrivmedel från lignocellulosa via termisk förgasning (se text)

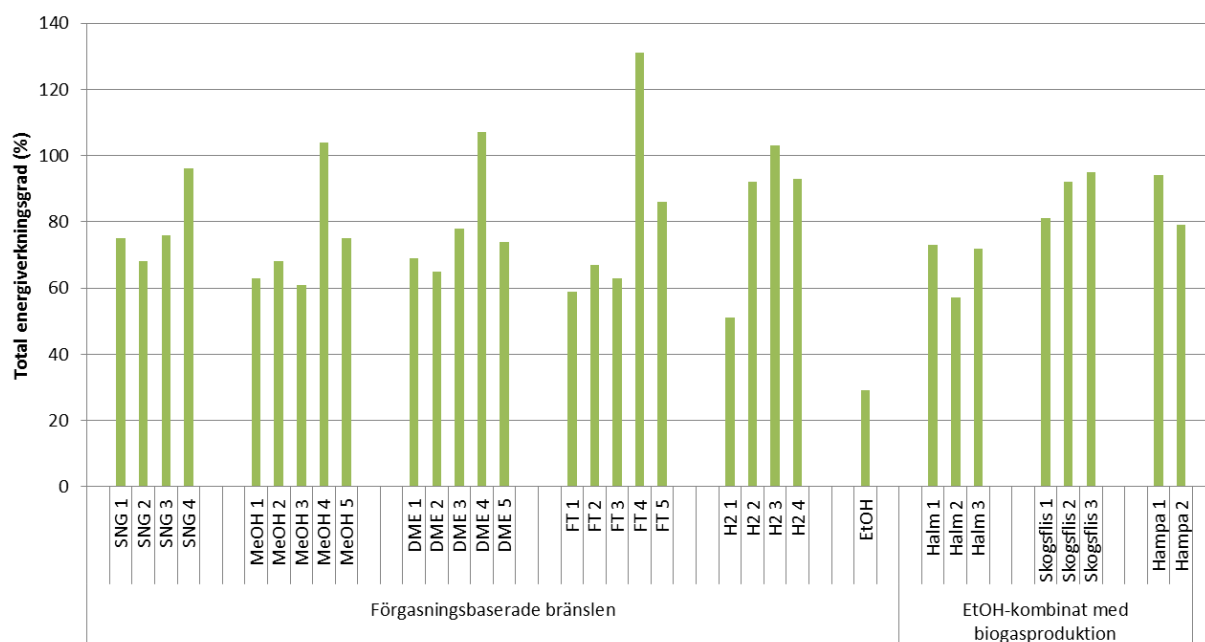
Vid biodrivmedelsframställning genereras förutom huvudprodukten också oftast ett antal biprodukter som exempelvis el, ånga och/eller hetvatten. Även andra produkter kan frigöras, exempelvis tallolja vid integration av fastbränsleförgasare i massabruk eller naturgas vid integration i oljeraffinaderier. Detta gör att utbytet skiljer sig åt om man enbart tar hänsyn till produktionen av drivmedel eller om man räknar med energivärdet för samtliga produkter (total energiverkningsgrad). Figur 7.3 sammanfattar utbytet för de biodrivmedel baserade på lignocellulosa som tagits upp i den här rapporten, medan de totala energiverkningsgraderna för samma processer presenteras i Figur 7.4.

När det gäller förgasningsbaserade drivmedel, så ger bio-SNG generellt det högsta produktutbytet. Dock är kompressor- och distributionsarbete inte inräknat, vilket innebär ett lägre totalt produktutbyte längs kedjan till tank. För övriga bränslen gäller att bio-DME är något mer effektivt att producera än metanol och att etanol via fermentering av syntesgas ger det i särklass lägsta utbytet. Vätgas och FT-bränslen ger något sämre utbyten än DME. FT-syntes resulterar dock i två olika produkter. Om endast utbytet av syntetisk diesel tas i beaktande, blir produktutbytet 8-17 procentenheter lägre än för totalt FT-bränsle i de studerade fallen. När det gäller vätgasfallen H2 3 och H2 4 antas att vätgasen ersätter naturgas i ett oljeraffinaderi och vätgasen utgör endast intern ström. Den faktiska fossilbränslebesparingen utgörs av minskad naturgasanvändning i raffinaderiet.

För kombinerad biokemisk produktion av etanol och biogas varierar det totala drivmedelsutbytet mellan ca 40 % och ca 65 %. Fallen där endast etanol produceras (Skogsflis 1 och 2) resulterar i lägre utbyten.



Figur 7.3 Drivmedelsutbyten (exklusive el) för olika biodrivmedel baserade på lignocellulosa. SNG 1-4 avser olika processer för produktion av SNG (se Tabell 4.3); MeOH 1-5 processer för produktion av metanol (se Tabell 4.4); DME 1-5 processer för produktion av DME (se Tabell 4.5); FT 1-5 processer för produktion av FT-bränslen (se Tabell 4.6); H2 1-4 processer för produktion av vätgas (se Tabell 4.7); EtOH produktion av etanol via förgasning (se Tabell 4.8); samt Halm 1-3, Skogsflis 1-3 och Hampa 1-2 olika processer för produktion av etanol och biogas via biokemisk omvandling (se Tabell 5.19).



Figur 7.4 Totala energiverkningsgrader för olika biodrivmedel baserade på lignocellulosa (se Figur 7.3 för förklaring av förkortningarna).

Den totala energiverkningsgraden är generellt sett som högst för industriellt integrerade bibränsleförgasare. I synnerhet fallen med svartlutsförgasning, som ger de i särklass högsta verkningsgraderna för de flesta typer av biodrivmedel (fall 4 för metanol, DME, syntetisk diesel och vätgas), eftersom bibränsletillförseln räknas på marginalen. SNG-fallen samt vätgasproduktion integrerat i ett oljeraffinaderi (H2 3-4) för ersättning av naturgasbaserad vätgasframställning medför också höga totala verkningsgrader, liksom kombinerad produktion av etanol och biogas, särskilt om denna baseras på skogsflis eller hampa. Fristående anläggningar ger generellt lägre total energiverkningsgrad och särskilt sticker etanolproduktion via förgasning ut med mycket låg effektivitet.

Det finns dock flera olika sätt att beräkna energisystemverkningsgrader (se Avsnitt 1.4). Om produktionssystemet innefattar olika typer av produktflöden och energiformer kan omräkning till så kallade elekvivalenter vara fördelaktigt när olika system ska jämföras. Detta för att också ta hänsyn till att de olika energibärarna har olika kvalitet. För vissa produktionsfall där nettoelbalansen försämras (till exempel de baserade på svartlutsförgasning ovan) medför en sådan jämförelse en relativt sett lägre verkningsgrad. Slutsatsen att industriellt integrerade system, i synnerhet svartlutsförgasning, är de mest effektiva produktionssystemen för biodrivmedel, kvarstår.

7.2 VÄXTHUSGASPRESTANDA OCH ÅKERMARKSEFFEKTIVITET

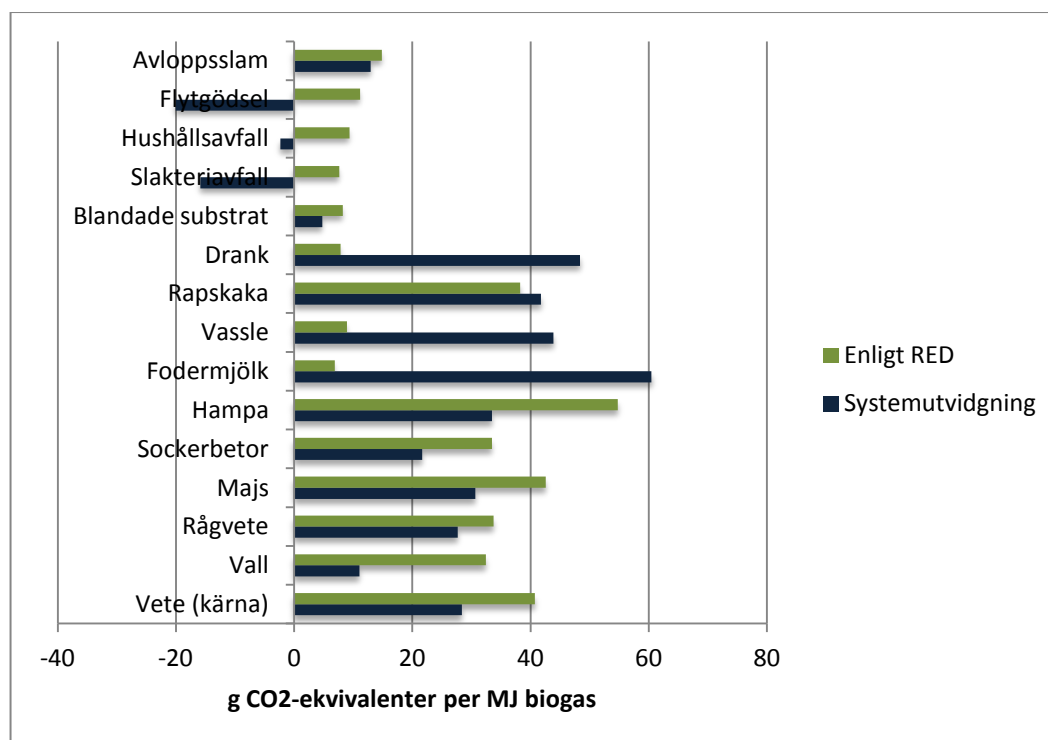
I Figurer 7.5 och 7.6 sammanfattas växthusgasprestanda för olika produktionskedjor för biodrivmedel. Som jämförelse bedöms utsläppen av växthusgaser från bensin och diesel uppgå till i genomsnitt cirka 84 g CO₂-ekv. per MJ enligt RED, när hela bränslecykeln inkluderas och råoljan framför allt kommer från Mellanöstern. Bränslecykelutsläppen av växthusgaser från flytande fossila drivmedel kan dock komma att öka i framtiden om också naturgas och kol samt okonventionella fossila råvaror som oljeskiffer och skiffergas börjar användas. I dessa fall kan bränslecykelutsläppen från bensin och diesel uppgå till mellan 100-175 g CO₂-ekv. per MJ.

För produktion av biogas uppgår utsläppen av växthusgaser till mellan 7 och 15 g CO₂-ekvivalenter per MJ uppgraderad biogas när avfalls- och restprodukter används som råvara (undantaget rapskaka), baserat på beräkningsmetodiken i EU's Renewable Energy Directive, RED. Växthusgasprestanda för biogas från grödor ligger betydligt högre, oftast kring 30-40 g CO₂-ekv. (undantaget hampa).

När beräkningsmetodiken baserat på systemutvidgning tillämpas, vilken förordas i ISO-standarderna för livscykelanalys (ISO, 2006), blir utsläppen negativa för biogas baserat på flytgödsel och organiskt avfall tack vare indirekta växthusgasvinster från minskade metanemissioner från konventionell gödsellagring respektive ersättning av mineralgödsel. Växthusgasprestanda för biogas från restprodukter som idag används som foder försämras dock kraftigt (rapskaka undantaget) när systemutvidgning tillämpas. Utsläppen uppgår i dessa fall till mellan 40 och 60 g CO₂-ekv. per MJ. För biogas baserat på energigrödor innebär systemutvidgning förbättrad växthusgasprestanda tack vare att nyttan med ersättning av mineralgödsel och ökad halt av markkol när rötrest återförs beaktas. Utsläppen av växthusgaser uppgår i dessa fall till mellan 20-30 g CO₂-ekv. per MJ för ettåriga grödor och cirka 10 g CO₂-ekv. för fleråriga grödor, som vall.

En viktig faktor för biogasens växthusgasprestanda är hur stora de ”ofrivilliga” utsläppen av metan är. Beräkningarna i Figur 7.5 baseras på väl fungerande system där metanutsläppen uppgår till maximalt cirka 1,5%. Utsläppen i dagens produktionsanläggningar av fordonsgas bedöms vanligen variera mellan mindre än 1% upp till 3%, men där enstaka anläggningar kan ha ännu högre utsläpp. Utsläppen från fordon kan också variera från mindre än 1% upp till 2,5%, och i dåligt fungerande motorer vara ännu högre. De totala utsläppen av metan från biogasproduktion till användning i fordon uppskattas således till cirka 1-3% under normala förhållanden. För att biogassystem ska bli sämre än bensen och diesel ur växthusgassynpunkt krävs normalt metanutsläpp kring 17-18%, med en variation mellan cirka 12 och 24% beroende av råvara och beräkningsmetod (RED eller systemutvidgning).

Detta innebär att även om metanutsläppen från dåligt fungerande biogassystem uppgår till kring 5% eller strax över så fås en signifikant växthusgasvinst jämfört med fossila drivmedel, även om den reduceras. För att maximera biogassystems nytta ur ett växthusgasperspektiv bör således metanutsläppen minimeras i alla led. Som jämförelse krävs betydligt lägre utsläpp av metan från naturgasbaserad fordonsgas innan detta drivmedel blir sämre än bensen och diesel ur växthusgassynpunkt. Tidigare studier visar att om metanutsläppen uppgår till cirka 4% (efter utvinning och distribution) fås ingen växthusgasreduktion när naturgas ersätter bensen och diesel.

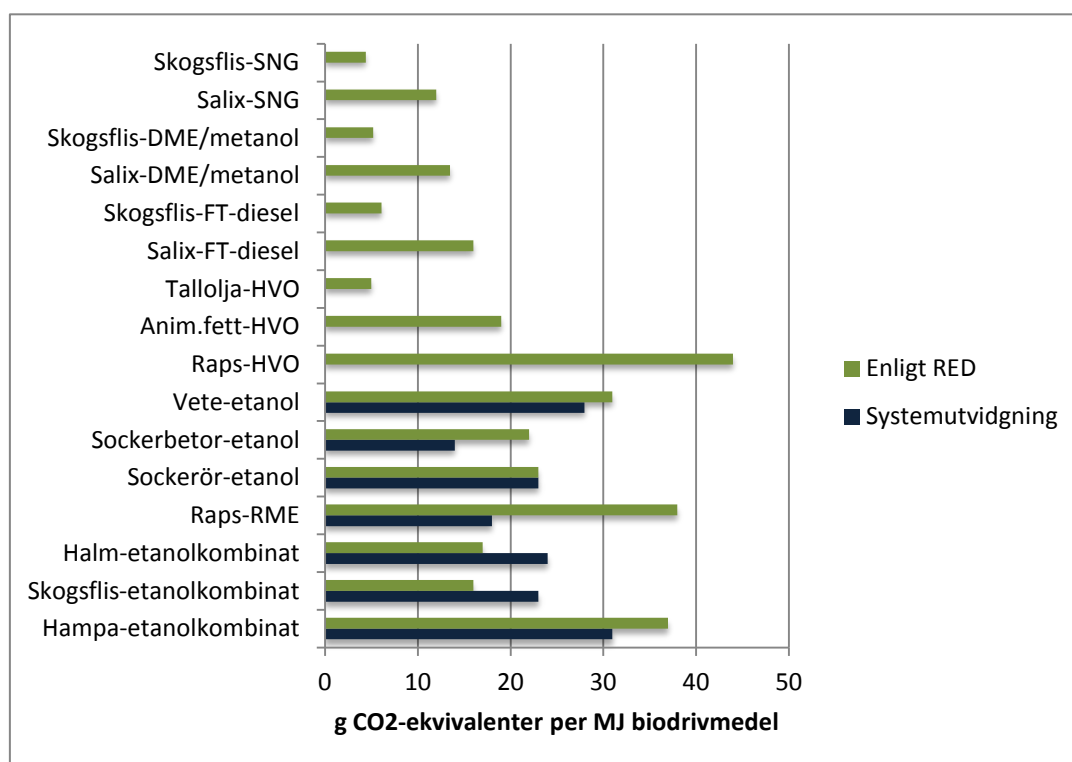


Figur 7.5 Växthusgastprestanda för produktionssystem för uppgraderad biogas beräknat enligt metodiken i EU's Renewable Energy Directive (RED) respektive i ISO-standarden för livscykelanalys (systemutvidgning, se text).

Utsläppen av växthusgaser för biodrivmedel producerade via termisk förgasning ligger mycket lågt (på 4-6 g CO₂-ekv. per MJ) för alla drivmedel när skogsflis (GROT) används som råvara (se Figur 7.6). När hybridasp och Salix används som råvara ökar utsläppen till 7-10 respektive 12-16 g CO₂-ekv. per MJ drivmedel. Anledningen till att Salixbaserade

system har högre utsläpp än övriga beror på en större insats av fossil energi vid odling i form av drivmedel och indirekt via mineralgödsel. Dessutom innebär kvävegödsling i Salixodling att utsläppen av biogen lustgas ökar något. För dessa produktionskedjor bygger beräkningarna på metodiken i RED, eftersom de biprodukter som är aktuella i dessa system (el och värme) hanteras inom denna beräkningsmetodik. Därför finns inget behov av extra systemutvigning för dessa fall.

Utsläppen av växthusgaser vid produktion av etanol och RME från grödor blir lägst för halm- och skogsflisbaserad etanol och biogas i etanolkombinat, drygt 15 g CO₂-ekv. per MJ (när RED's beräkningsmetod tillämpas). Därefter kommer etanol från sockerbetor och sockerrör (import från Brasilien) vars utsläpp uppgår till 20-25 g CO₂-ekv. och vete-etanol (ca 30 g CO₂-ekv.). Högst utsläpp fås för kombinerad etanol- och biogasproduktion från hampa samt RME-produktion (mellan 35 och 40 g CO₂-ekv.). De senare kan jämföras med växthusgasprestanda för HVO baserat på raps, animaliskt fett och tallolja som har uppskattats till cirka 45 g, 20 g respektive 5 g CO₂-ekv. per MJ.



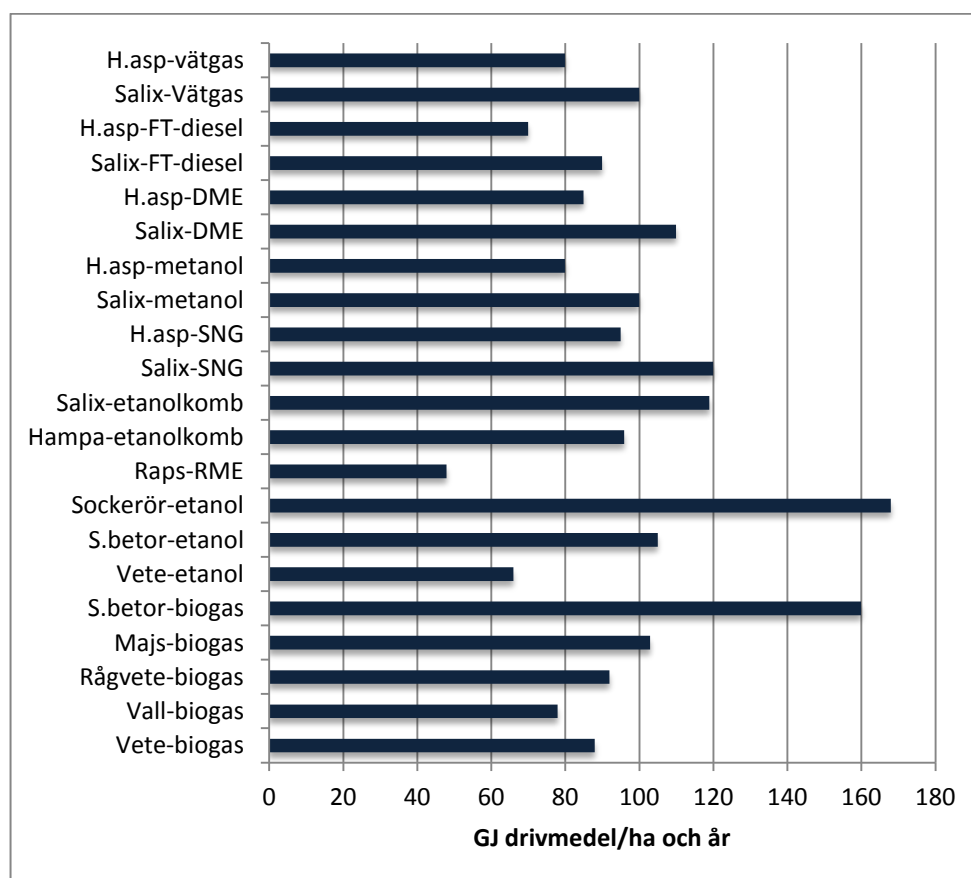
Figur 7.6 Växthusgasprestanda för produktionssystem för produktion av SNG, DME/ metanol och FT-diesel via termisk förgasning samt för HVO, etanol, RME och samproduktion av etanol och biogas i etanolkombinat beräknat enligt metodiken i EU's Renewable Energy Directive (RED) respektive i ISO-standarderna för livscykelanalys (systemutvidgning, se text).

När systemutvidgning tillämpas förbättras växthusgasnyttan för etanol från grödor (sockerrörsetanol undantaget) och framför allt för RME tack vare indirekta vinster från de foderbiprodukter som genereras. Däremot försämras växthusgasprestanda något för etanolkombinat baserade på halm och skogsflis p g a att halten markkol minskar något när dessa restprodukter skördas. När hampa används som råvara blir fallet det omvända när markreferensen är spannmålsodling. En mättad fodermarknad för drank och rapsmjöl från produktion av spannmålssetanol respektive RME kan således leda till försämrade växthusgas-

prestanda. Som diskuteras i avsnitt 7.1 kan dock dessa biprodukter användas som biogas-råvara vilket medför en bibehållen bra växthusgasprestanda, framför allt etanol, vilket också illustreras i Figur 7.5 (se drank och beräkning enligt RED).

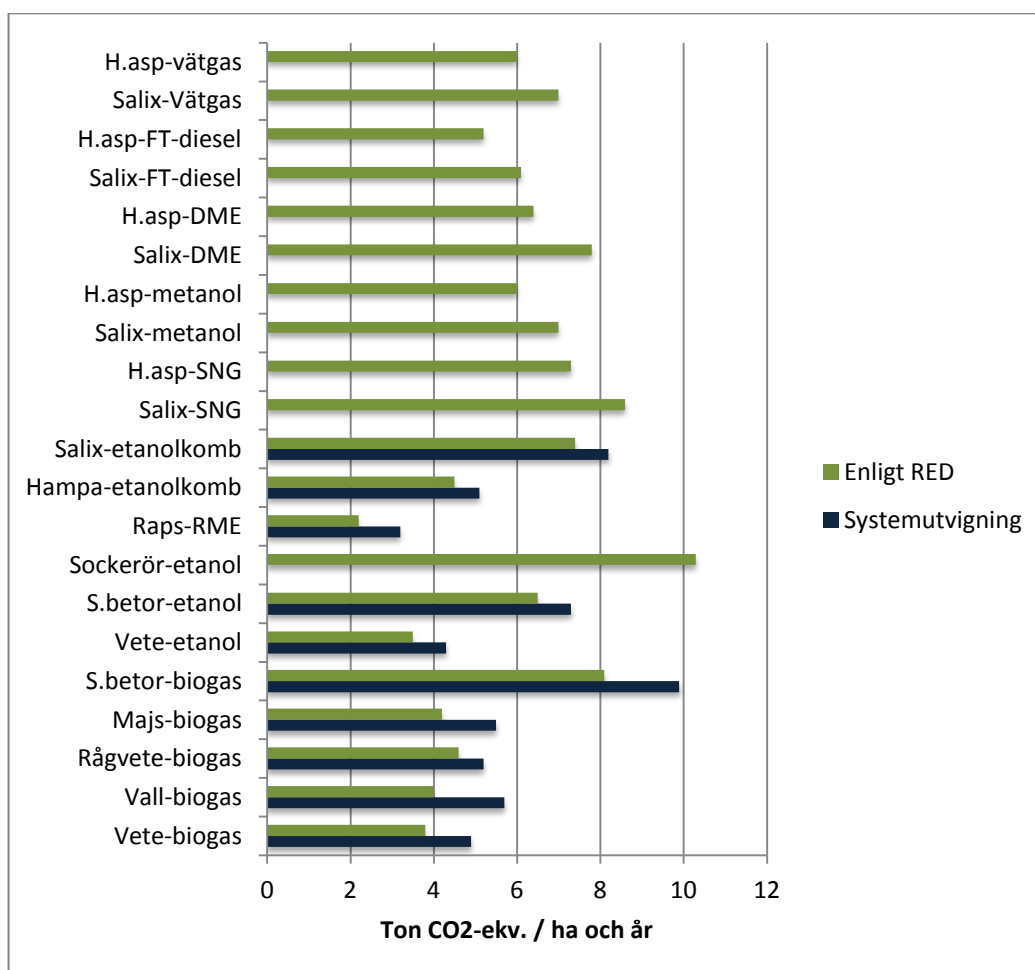
I Figur 7.7 beskrivs drivmedelsutbytet per hektar och år för olika produktionssystem, vilket är särskilt relevant för diskussionen om direkta och indirekta markanvändningseffekter vid produktion av biodrivmedel – där höga åkermarksutbyten naturligtvis minskar risken för t ex iLUC.

Högst drivmedelsutbyte per hektar åkermark, cirka 160 GJ, har etanol från sockerrör (producerad i Brasilien) och biogas från sockerbetor (inklusive blast). Därefter kommer SNG via förgasning av Salix och kombinerad etanol- och biogasproduktion från Salix i etanolkombinat, cirka 120 GJ. Det finns ett flertal system som genererar omkring 100 GJ drivmedel per hektar och år, som t ex biogas från majs och rågvete, etanol från sockerbetor, etanol och biogas från hampa, SNG från hybridasp samt metanol, DME och vätgas från Salix. Exempel på system som genererar ungefär 80 GJ drivmedel per hektar är biogas från vete och vall, metanol och DME från hybridasp samt FT-diesel från Salix. Etanol från vete genererar knappt 70 GJ drivmedel per hektar och RME från raps knappt 50 GJ. Dessa system genererar dock också knappt 1 ton protein per hektar vilket ger en indirekt åkermarksbesparing genom att behovet av proteinfoderodling minskar. Om denna indirekta markbesparing inkluderas förbättras åkermarkseffektiviteten för spannmålsetanol och RME betydligt.



Figur 7.7 Drivmedelsutbyte per hektar åkermark och år för olika biodrivmedelssystem (avser produktion i södra Sverige).

Reduktionen av växthusgaser per hektar och år för olika biodrivmedelssystem sammanfattas i Figur 7.8. **Fel! Hittar inte referenskälla.** En skillnad mot drivmedelsutbytet per hektar om redovisas i Figur 7.7 är att biodrivmedel baserade på energiskog ökar sin växthusgasnytta i jämförelse med biodrivmedel baserade på traditionella grödor. Drivmedel baserade på förgasning av Salix ger t ex en reduktion av växthusgaser kring 7-8 ton CO₂-ekv. per hektar och år, vilket kan jämföras med sockerrörsetanol som beräknas ge en reduktion om cirka 10 ton. Biogas från sockerbetor ligger också fortfarande högt. Etanol- och biogasproduktion från energiskog i etanolkombinat ger ungefär samma växthusgasreduktion som biodrivmedel från förgasning, drygt 7 ton CO₂-ekv. per hektar och år. Flertalet drivmedelssystem baserade på traditionella jordbruksgrödor har en reduktion om cirka 4 ton CO₂-ekv om inte systemutvidgning tillämpas (drygt 2 ton för RME). När systemutvidgning tillämpas ökar deras nytta ur ett växthusgasperspektiv med ungefär 1 ton CO₂-ekv. per hektar och år, d v s vilken beräkningsmetod och systemgräns som används har speciellt stor betydelse för dessa biodrivmedelssystem.



Figur 7.8 Växthusgasreduktion per hektar åkermark och år för olika biodrivmedelssystem (avser produktion i södra Sverige) baserat på beräkningsmetodiken i RED respektive ISO-standard för livscykelanalys (systemutvidgning, där markreferens antas vara öppen odlingsmark).

7.3 PRODUKTIONS- OCH DISTRIBUTIONSKOSTNADER

7.3.1 Produktionskostnader

Jämförelser mellan produktionskostnader för existerande biodrivmedelssystem och de som ännu inte finns i kommersiell skala ska tolkas med stor försiktighet då de innefattar stora osäkerheter, framför allt när det gäller investeringskostnaderna i framtida kommersiella anläggningar. Produktionskostnaden för dagens biodrivmedel, som spannmålsetanol och RME, bedöms ligga omkring 7 kr per liter bensinekvivalent (se Figur 7.9). För dessa system utgör råvarukostnaden den största kostnadsposten och skillnaderna mellan låg och hög stapel i figuren illustrerar variationen i spannmåls- och rapsfröpriser under senare år samt dess effekter på produktionskostnaderna för etanol respektive RME. Förutom dessa variationer i produktionskostnader bedöms övriga kostnader vara relativt säkra eftersom de bygger på existerande anläggningar.

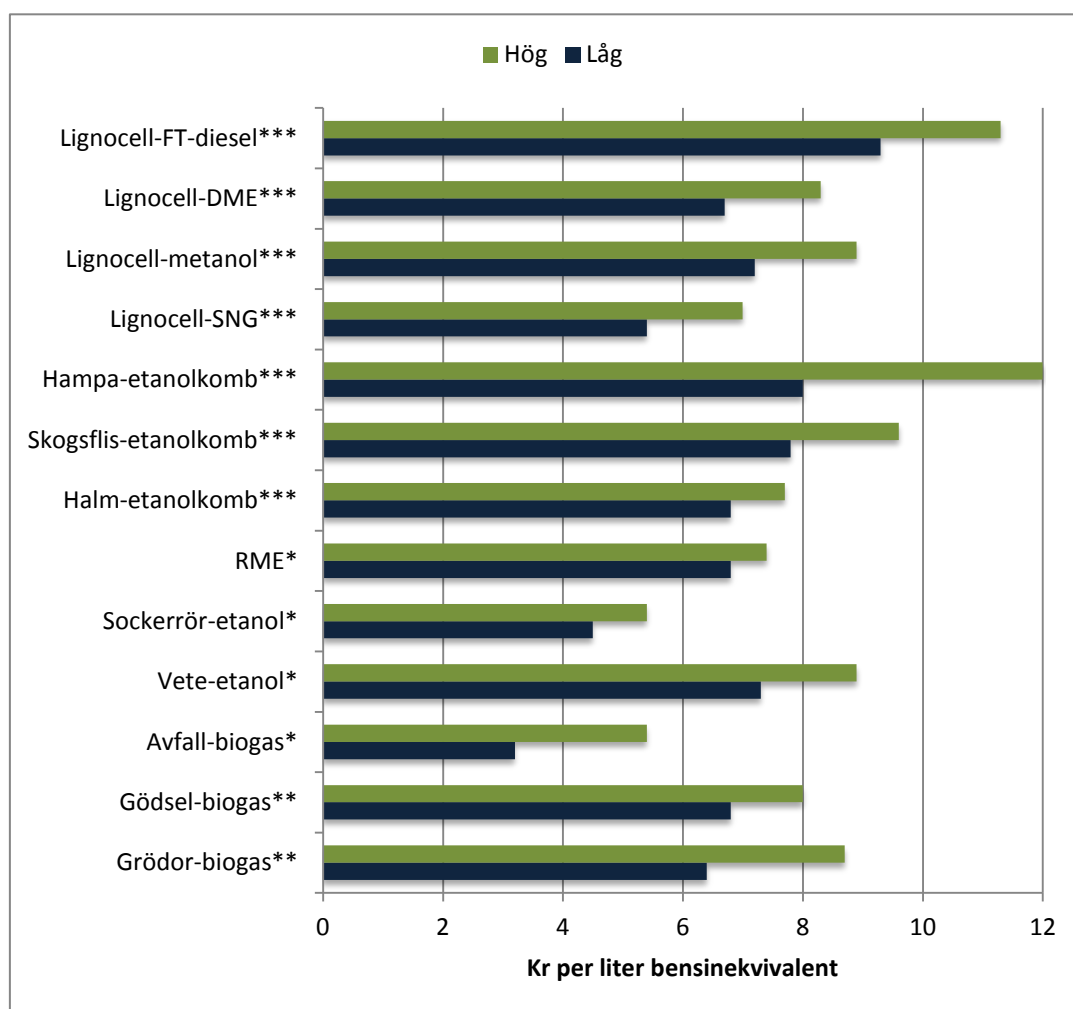
Produktionen av fordonsgas från grödor respektive flytgödsel bedöms ligga på ungefär samma kostnadsnivå som för RME och spannmålsetanol. Råvarukostnaden svarar för en större andel när biogas baseras på grödor jämfört med gödsel, medan motsatsen gäller för kapitalkostnaden, p g a ett lägre biogasutbyte per ton gödsel än per ton gröda. Kostnadsbedömningarna innehåller vissa osäkerheter, framför allt när det gäller investeringskostnaderna, då antalet kommersiella anläggningar som byggts i Sverige är begränsat och tekniken inte är färdigutvecklad. Skillnaderna mellan låg och hög stapel i Figur 7.9 för grödobaserad biogas bygger på skillnader i odlings-, skörd- och hanteringskostnader mellan olika grödor samt dess biogasutbyte. När det gäller skillnader mellan låg och hög stapel för gödselbaserad biogas bygger dessa på skillnader i transport- och hanteringskostnader och sammansättning av gödsel (t ex inblandning av fastgödsel i flytgödsel).

När det gäller dagens produktion av fordonsgas från restprodukter och avfall bedöms produktionskostnaden uppgå till maximalt drygt 5 kr per liter bensinekvivalent då dessa system normalt uppvisar lönsamhet idag. I flera fall bedöms produktionskostnaderna kunna vara lägre, t ex beroende av storleken på mottagningsavgifter för olika typer av organiskt avfall, alternativ hanteringskostnad för avloppsslam etc, vilket indikeras av låg respektive hög stapel. Osäkerheten i dessa uppskattningar bedöms vara relativt låg eftersom det finns ett stort antal biogasanläggningar som rötar restprodukter och avfall idag, inklusive slam på avloppsreningsverk.

De framtida produktionskostnaderna i kommersiella anläggningar för drivmedel från lignocellulosa producerade via förgasning respektive i etanolkombinat uppskattas också ligga kring 7-8 kr per liter bensinekvivalent. SNG bedöms ha något lägre produktionskostnader (cirka 6 kr) medan FT-diesel bedöms ha betydligt högre (cirka 10 kr). För etanolkombinat beräknas halm- och skogsflisbaserade system ha lägre produktionskostnader än t ex hampabaserade, tack vare lägre råvarukostnader (se Figur 7.10). Skillnaden mellan låg och hög stapel för drivmedelsproduktion i etanolkombinat och via termisk förgasning illustrerar möjliga skillnader i olika processkoncept med olika produktutbyten. För alla dessa system bedöms de uppskattade produktionskostnaderna inkludera stora osäkerheter eftersom inga fullskaliga kommersiella anläggningar byggts än. Som jämförelse bedöms

produktionskostnaden för sockerrörsetanol i Brasilien ligga kring 5 kr per liter bensinekvivalent idag.

Som beskrivits tidigare är det i vissa fall svårt att jämföra produktionskostnader för lignocellulosabaserade drivmedel från olika studier. Anledningen är att det oftast föreligger stora skillnader gällande antaganden om t ex anläggningens storlek, kostnader för inköp av utrustning och råvara (såväl bioråvara som el), kostnader för drift och underhåll, drifttid, och avskrivningstid. Studierna är heller inte gjorda samma år, vilket medför att olika växelkurser och uppräkningsindex har tillämpats. För att öka jämförbarheten i produktionskostnader för biodrivmedel från lignocellulosa baseras dessa i Figur 7.9 på studier som så långt möjligt bygger på jämförbara förutsättningar, svenska förhållanden och är aktuella, t ex avseende uppdaterade råvarukostnader (Börjesson m fl, 2013, Ekbom et al, 2012). För förgasning innebär detta att resultat från framför allt en studie har använts som bas (Ekbom et al, 2012). Därtill har ett osäkerhetsintervall adderats (låg respektive hög stapel) för att spegla möjliga skillnader i processutformning och produktutbyte.



Figur 7.9 Uppskattade produktionskostnader för olika biodrivmedelssystem, uttryckt som kr per liter bensinekvivalent. Låg (blå) respektive hög (grön) stapel illustrerar möjliga variationer i råvarukostnader (biogas, RME och etanol från grödor) alternativt processutformning (etanolkombinat och drivmedel via termisk förgasning). Graden av osäkerhet i produktionskostnaderna indikeras med * = liten osäkerhet, ** = viss osäkerhet, respektive * = stor osäkerhet.**

I Figur 7.9 ingår inte produktionskostnader för biodrivmedel från svartlut via förgasning. Baserat på de övriga studier som inkluderats i detta underlag uppskattas dock produktion av metanol, DME och syntetisk diesel via svartlutsförgasning innebära väsentligt lägre kostnader än om fast biobränsle förgasas. I de områden där infrastruktur för gasdistribution finns tillgängligt är det sannolikt att SNG är det drivmedel som resulterar i den lägsta totalkostnaden. Osäkerheten avseende kostnader för distribution av framförallt gasformiga bränslen är dock stor och det är därför svårt att dra några säkra och generella slutsatser. De lokala förutsättningarna för distribution är dessutom som sagt mycket avgörande (se vidare avsnitt 7.3.2).

Ytterligare en viktig aspekt när det gäller de ekonomiska förutsättningarna för olika biodrivmedelssystem är hur stora investeringar som krävs i produktionsanläggningarna. Skillnaderna i skala mellan de olika produktionssystem som inkluderas i Figur 7.9 är väldigt stora, från biogasanläggningar på 5-7 MW till förgasningsanläggningar på 150-200 MW, och med övriga anläggningar där emellan. Detta innebär att investeringskostnaderna kan skilja sig mellan t ex 60-70 miljoner för en biogasanläggning upp till 4-6 miljarder för en storskalig förgasningsanläggning och att den finansiella risken för en investerare i en förgasningsanläggning blir mycket större i absoluta tal. Förutom finansiella risker finns också teknologiska risker att ta hänsyn till, vilka är större för produktionssystem som inte finns kommersiellt idag, t ex förgasningsanläggningar och storskaliga etanolkombinat baserade på lignocellulosa, samt för sådana som förutsätter en tätare integration med befintliga processer, som t ex svartlutsförgasning. Ju större de finansiella och teknologiska riskerna är, ju större riskkompensation krävs normalt från en investerares sida. Ett sätt att minska dessa risker är via styrmedel som t ex investeringsstöd i olika former.

7.3.2 Egenskaper och kostnader knutet till distribution och tankning

Drivmedlens fysikaliska egenskaper påverkar kostnaderna och energianvändningen för distribution till slutanvändaren samt hanteringen vid tankstation. Energidensiteten i etanol och metanol är lägre än i bensin och diesel, vilket resulterar i proportionellt högre kostnader. Även om stora osäkerheter föreligger vid uppskattning av dessa kostnader så kan man generellt säga att vätskeformiga bränslen har lägre distributionskostnader än gasformiga. Detta gäller dock inte om infrastruktur i form av gasledningar finns tillgängliga. Då erhålls betydligt lägre distributionskostnader för gasformiga bränslen.

En grov uppskattning av kostnaden för distribution och tankstationer för bensin och diesel är 1-1,5 SEK per liter och FT-diesel bedöms ligga på i princip samma nivå. Metanol och etanol bedöms ha cirka 20-30 % högre kostnader. För distribuerad tillgång till vätgas finns sedan tekniska möjligheter att reformera metanolen vid tankstationen. DME har liksom SNG högre kostnader och det har gjorts en uppskattning om ca 2 SEK per liter för SNG. DME är mer svåruppskattad då nya system behövs. En uppskattning som gjorts är att kostnaden är ca 80 % högre än kostnaden för dieseldistribution (Ekbom et.al, 2012). Vätgas är slutligen det mest utmanande bränslet att distribuera och lagra. Distribution i gasform i pipelines är det för närvarande billigaste och mest energieffektiva sättet, men endast lämpligt för storskaliga leveranser. Om efterfrågan på vätgas ökar kan ett ledningssystem löna sig på sikt. I Europa finns det för tillfället cirka 1600 km vätgasledning (Vätgas Sverige, 2013). Vätgas kan även transporteras i flytande

form, genom att kyla den till en temperatur av -253°C , och sedan förvara den i så kallade kryotankar. Lagringen kräver då mindre volym. Trycksatt och flytande vätgas kan transporteras med tankbil eller tåg (Vätgas Sverige, 2013).

Även energitillförseln för att distribuera drivmedel måste beaktas. Concawe m.fl. (2007) anger energibehovet för distribution av flytande drivmedel till ca 1 % av drivmedlets energiinnehåll, medan det för metan och vätgas krävs en elåtgång (för kompression etc.) motsvarande ca 3 respektive 6 % av drivmedlens energiinnehåll. För biogas har dock denna energiinsats inkluderats i beräkningarna ovan. Nedkylning av vätgas till flytande form ger en energiförlust på cirka 30 % av vätgasens innehåll (Vätgas Sverige, 2013).

Avslutningsvis kan existerande infrastruktur i hög utsträckning påverka distributionskostnader och kostnader för försäljning (tankstationer etc) för biodrivmedel. Som tidigare nämnts kan distributionskostnaderna för metan som drivmedel reduceras kraftigt om ett utbyggt gasnät finns på plats och kan utnyttjas. Detsamma gäller för etanol tack vare den utbyggnad av E85-pumpar som skett sedan den svenska så kallade pumplagen infördes. I samband med detta har stora investeringar gjorts i distributions- och försäljningssystem för höginblandad etanol. Låginblandning av etanol i bensin och RME (FAME) i diesel innebär också att befintliga distributions- och försäljningssystem kan utnyttjas, vilket ger kostnadsfördelar.

På motsvarande sätt kan även så kallade ”drop-in”-bränslen ge betydande kostnadsfördelar vid distribution. Dessa biobaserade drivmedel, t ex HVO och FT-diesel, är kemiskt identiska med dagens fossila drivmedel (i dessa fall diesel). Idag produceras till exempel diesel baserat på tallolja i ett existerande oljeraffinaderi tillsammans med fossil diesel vilket ger kostnadsfördelar också vid distribution av bränslet till tankstationerna samt vid utnyttjande av befintlig infrastruktur för försäljning. En högre produktionskostnad för t ex FT-diesel jämfört med t ex DME och metanol (se Figur 7.9) kan således till viss del kompenseras av kostnadsfördelar i samband med distribution då detta drivmedel kan blandas med fossil diesel. För drop-in-bränslen finns inga övre gränser för inblandning likt för låginblandning av etanol i bensin och FAME i diesel. En ytterligare fördel med drop-in-bränslen är att befintliga bensin- och dieselfordon kan utnyttjas, d v s ingen anpassning av fordon krävs.

8 SLUTSATSER OCH DISKUSSION

En övergripande slutsats från kunskapssammanställningen i denna rapport är att analyser och bedömningar av biodrivmedels utvecklings- och expansionsmöjligheter samt hållbarhet ur ett brett perspektiv är komplexa. Det är svårt att generellt kategorisera olika drivmedel som ”bra” eller ”dåliga” utan varje produktionssystem måste bedömas individuellt och utifrån dess specifika förutsättningar. Dessa förutsättningar kan i sin tur variera utifrån geografisk lokalisering, aktuella produktionsvolym, över tid osv. Baserat på dagens kunskapsläge kan vi dock peka ut vilka faktorer som är kritiska för om biodrivmedelssystem blir ”bra” eller ”dåliga”, dvs genom att ställa krav på framtida biodrivmedelssystem att de måste uppfylla viktiga hållbarhetskriterier kan vi styra mot att de ”bra” systemen utvecklas.

En annan slutsats är att det finns möjligheter att utveckla och expandera biodrivmedelsproduktionen i Sverige på ett hållbart sätt, både baserat på bioråvara från jordbruk och skogsbruk. Både dagens biodrivmedelssystem och framtida system visar bra växthusgasprestanda och rimliga produktionskostnader, medan skillnaderna i energi- och mark-effektivitet är något större. De olika drivmedelssystemen har således sina för- och nackdelar ur energi-, växthusgas- och kostnadssynpunkt.

Potentialen för råvara skiljer sig åt mellan olika biodrivmedelssystem och beror av en mängd olika faktorer. Hur stor del av den fysiska potentialen för olika råvaror som kan komma att utnyttjas beror av tekniska, ekologiska och ekonomiska begränsningar. Dessa kan i sin tur skilja mellan olika geografiska områden men också över tid. Idag diskuteras konkurrens om åkermark för mat respektive biodrivmedel, bland annat utifrån diskussionen om direkta och indirekta markanvändningseffekter (dLUC och iLUC). En slutsats från denna studie är dock att det finns ett visst utrymme att öka produktionen av dedicerade grödor för biodrivmedelsproduktion (ettåriga och fleråriga), utan konflikt med dagens livsmedelsproduktion. Detta utrymme kan dock minska i framtiden när behovet av livsmedel ökar, på grund av en växande befolkning och ökad köttkonsumtion. Å andra sidan kan en förändrad diet med framför allt mindre köttkonsumtion och minskat matsvinn genom hela kedjan från jord till bord begränsa detta ökade matbehov. Ett framtida ökat behov av mat är således inget direkt skäl till att avstå från t ex odling av biodrivmedelsråvara på åkermark idag om utrymme för detta finns, förutsatt att åkermarken på ett enkelt sätt kan omvandlas till livsmedelsproduktion igen i framtiden.

Inom jordbruks- och livsmedelssektorn finns också tillgänglig biomassa för energiändamål i form av olika restprodukter och avfall som normalt inte konkurrerar med annan användning. Ett ökat utnyttjande av denna biomassa leder inte heller till ökad risk för konkurrens om åkermark. Delar av denna biomassa är mest lämpad för biogasproduktion, t ex gödsel och blöta avfallsprodukter.

När det gäller skogsbaserad råvara bedöms uttaget av olika typer av restprodukter, t ex grenar, toppar, stubbar och klen stamved, kunna öka utan att komma i konflikt med dagens eller framtida råvaruförsörjning till skogsindustrin. Det finns en potentiell konkurrens med annan energianvändning, framför allt fjärrvärme- och kraftvärmeproduktion, men denna konkurrens kan komma att minska i framtiden genom energieffektiviseringar inom bostäder och lokaler som medför minskat värmebehov, vilket då kan frigöra ytterligare skogsbaserad

råvara. Den svenska skogsproduktionen bedöms också successivt kunna öka i framtiden, tack vare till exempel effektivare föryngring, mer högavkastande plantmaterial och bättre skogsvård, men också på grund av klimatförändringar. Detta i sin tur medför en ökad råvarupotential för till exempel biodrivmedel.

En grov uppskattning av dagens potential av biomassaråvara för energiändamål (utöver nuvarande användning) är drygt 50 TWh. I denna bedömning inkluderas tekniska samt till övervägande del också ekologiska och ekonomiska restriktioner. Beroende av vilka biodrivmedelssystem och omvandlingseffektiviteter som antas kan därmed cirka 25-30 TWh biodrivmedel produceras, ofta tillsammans med en viss mängd extern el och värme (t ex för fjärrvärme). Denna potentiella biodrivmedelsproduktion motsvarar cirka en tredjedel av dagens användning av bensen och diesel för vägtransporter. Inom 30 till 50 år bedöms biomassapotentialen kunna öka med omkring 50%, som en följd av till exempel effektivare skogsbruk.

På vilket sätt denna potential sedan utnyttjas för produktion av drivmedel beror av en mängd faktorer, bl a på hur framtida hållbarhetskriterier utformas. Sannolikt kommer ett flertal produktionsprocesser och drivmedel att utvecklas som visar bra miljöprestanda, men som också är kostnadseffektiva och som har fördelar när det gäller distribution och slutanvändning.

Det är motiverat att utifrån ett hållbarhetsperspektiv stödja utvecklingen av *nya biodrivmedelssystem baserade på lignocellulosa*, eftersom denna råvara visar bra miljöprestanda förutsatt att viktiga hållbarhetskriterier beaktas. Potentialen för lignocellulosa från både jordbruk och skogsbruk är också betydande och svarar för den allra största delen av den uppskattade totala potentialen som diskuteras ovan. Omvandlingssystem för lignocellulosa till drivmedel via termisk förgasning och biokemiska processer i olika kombinatkoncept är också effektiva och bedöms kunna få ungefär motsvarande produktionskostnader som dagens biodrivmedelssystem.

Det är även motiverat att fortsätta stödja och utveckla *dagens biodrivmedelssystem* utifrån ett hållbarhetsperspektiv. Miljöprestanda för befintlig produktion av spannmålsetanol och RME kan dessutom förbättras genom olika åtgärder. Biogasproduktion från avfall och restprodukter har också stora utvecklingsmöjligheter och uppfyller viktiga hållbarhetskriterier. Därutöver kan nya typer av biodrivmedel som t ex hydrerade vegetabiliska oljor (HVO) från olika restprodukter och avfall bli allt viktigare som drop-in bränslen i fossila drivmedel. På längre sikt kan även nya råvaror som t ex alger bli intressanta för biodrivmedelsproduktion.

Det finns ofta fördelar med att *samproducera* olika biodrivmedel och högvärdiga energibärare som el, eftersom drivmedelsutbytet (inklusive el) ökar jämfört med separat produktion av respektive drivmedel. Ett exempel är samproduktion av etanol och biogas från lignocellulosa. Det finns också intressanta utvecklingsmöjligheter att integrera olika råvaror vid drivmedelsproduktion, t ex att också börja utnyttja lignocellulosa i dagens etanolproduktion baserad på stärkelse- och sockerbaserad råvara. Ett annat exempel är svartlutsförgasning som visar i jämförelse hög energi- och kostnadseffektivitet. En slutsats från den pågående utvecklingen är att biodrivmedelssystemen blir alltmer integrerade både

vad gäller kombination av råvaror som utnyttjas och kombination av drivmedel och andra energibärare och produkter som produceras.

Strategin för en ökad produktion av biodrivmedel bör se olika ut på kortare sikt jämfört med på längre sikt. På kortare sikt bör t ex dagens infrastruktur utnyttjas för att möjliggöra en så snabb övergång som möjligt från dagens transportsystem till ett framtida. På längre sikt bör dock alltmer fokus ligga på att öka produktionen av biodrivmedel i de system som visar bäst miljö- och kostnadsprestanda och som frigör de största biomassapotentialerna. På detta sätt kan vi kombinera ett effektivt utnyttjande av dagens infrastruktur och samtidigt bygga upp kompletterande system som har potential att ersätta en väsentlig del av dagens fossila drivmedel.

När det gäller förutsättningarna för att distribuera och använda biodrivmedel i *dagens* transportsystem finns vissa skillnader. Via låginblandning i diesel och bensin kan t ex användningen av FAME (t ex RME) och etanol öka något, men det finns tekniska volymbegränsningar. Genom uppbyggnaden av en nationell infrastruktur för höginblandad etanol möjliggjordes en betydande expansion av etanol som drivmedel, utan stora investeringar i ny infrastruktur. Globalt sett är etanol det dominerande biodrivmedlet och produktionen förväntas öka i många regioner i världen, både baserat på jordbruksgrödor (t ex sockerrör) och lignocellulosa.

Existerande regionala distributionssystem för biogas som fordonsbränsle möjliggör en viss ökad användning utan investeringar i ny infrastruktur. Dessutom kan det befintliga naturgasnätet utnyttjas i större utsträckning för distribution av biogas. Detta kräver dock att gasol tillförs för att kompensera för biogasens lägre energiinnehåll jämfört med naturgas och om gasen avses användas för fordonsdrift måste den komprimeras upp till cirka 200 bar. Om biogas som drivmedel ska expandera i nya områden som idag saknar infrastruktur krävs nya investeringar, liksom om flytande biogas börjar användas som drivmedel i t ex tunga fordon.

Ur distributions- och användningssynpunkt finns det uppenbara fördelar med så kallade drop-in bränslen (t ex HVO och FT-diesel), eftersom de kan blandas in i obegränsade volymer i dagens fossila drivmedel. Detta innebär att vi kan utnyttja dagens distributions-system och fordon utan att extra investeringar krävs. Dessutom kan befintlig infrastruktur för produktion, t ex inom nuvarande oljeraffinaderier, i vissa fall utnyttjas vid framställning av dessa drivmedel. Potentialen för drop-in bränslen från restprodukter som vegetabiliska oljor är dock relativt begränsad. Däremot är potentialen för t ex FT-diesel från lignocellulosa betydligt större. Nackdelen med att producera FT-diesel via förgasning jämfört med metanol, DME och metan är dock lägre drivmedelsutbyte och högre produktionskostnader. I dessa fall måste således en avvägning göras mellan fördelar ur distributions- och användningssynpunkt och nackdelar ur produktionssynpunkt. Utvecklingen av produktionstekniker för drop-in bränslen och integrering i befintliga oljeraffinaderier går dock fort idag vilket innebär att nya typer av råvaror kan komma att bli aktuella i framtiden.

Metanol, DME och metan (SNG) från förgasning av lignocellulosa har fördelar i form av höga drivmedelsutbyten och relativt sett låga produktionskostnader. Drivmedlen har också som sådana, ett antal tekniska för- och nackdelar. Exempelvis kan metanol blandas med bensin och den europeiska standarden EN 228 tillåter en inblandning om 3 %. Metanol kan

också blandas i E85. En nackdel är att metanol är mer korrosivt än bensin och kan därmed angripa packningar och gummislangar. En motor anpassad för etanol behöver dock inga ytterligare materialanpassningar. DME kan användas i konventionella dieselmotorer med kompressionständning och vid förbränning genereras betydligt lägre utsläpp av svavel, kväveoxider och sot jämfört med vanlig diesel. Dock krävs ett nytt bränsleinsprutnings-system, eftersom det krävs trycksättning för att behålla bränslet i vätskefas. DME kan inte heller blandas i konventionell diesel och kräver därför särskild infrastruktur för distributionen. Metan från förgasning har samma fördelar och nackdelar ur distributions- och användningssynpunkt som biogas via biokemisk omvandling.

En sammanfattande slutsats från denna studie är att produktionssystem för biodrivmedel är komplexa och många faktorer påverkar deras miljö- och kostnadsprestanda. Denna komplexitet ökar när man också inkluderar slutanvändningen i fordon. Det finns därför en risk med alltför detaljerade styrmedel som fokuserar på specifika råvaror, omvandlingstekniker eller drivmedel, då dessa styrmedel kan leda till olika slags suboptimeringar ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Med mer generella och teknikneutrala styrmedel minskar sannolikt denna risk.

I denna studie ligger fokus på produktion av biodrivmedel i Sverige för vilka vi relativt väl kan säkerställa deras miljömässiga hållbarhet. Mer generella styrmedel kan dock innebära att importen av biodrivmedel ökar samtidigt som den inhemska produktionen hämmas om importerade biodrivmedel är billigare. I en sådan situation är det avgörande att den miljömässiga hållbarheten också kan dokumenteras och säkerställas för importerade biodrivmedel. I annat fall finns en risk att miljömässigt bättre inhemska produktionssystem kokurreras ut av miljömässigt sämre importerade biodrivmedel. I denna studie beskriver vi hur ett ökat utnyttjande av biomassa kan ske utan att direkt konkurrera med annan produktion, t ex livsmedelsproduktion. På detta sätt minieras riskerna för t ex iLUC-effekter. Detta kan vara svårare att bedöma för biodrivmedel som importeras om deras spårbarhet tillbaks till råvaruproduktionen är bristfällig.

Teknikneutrala styrmedel måste samtidigt vara effektiva för att driva på utvecklingen av de mest miljöeffektiva biodrivmedelssystemen. En möjlighet är att koppla styrmedel till växthusgasprestanda eftersom dagens standardiseringssystem för hållbarhetskriterier (t ex RED) kräver att biodrivmedelsproducenter redovisar systemens växthusgasreduktion, jämfört med fossila drivmedel. I Tyskland kommer t ex ett kvotsystem att införas 2015 som bygger på den totala reduktionen av växthusgaser som biodrivmedelssystem leder till, där mängden av ett specifikt biodrivmedel multipliceras med systemets växthusgasreduktion. Detta innebär att den fastställda kvoten i form av total reduktion av växthusgaser från drivmedelssektorn (som skärps år från år) kan uppfyllas med en mindre mängd biodrivmedel med mycket bra växthusgasprestanda alternativt en större mängd biodrivmedel med sämre prestanda. På detta sätt skapas ekonomiska incitament för att utveckla och expandera biodrivmedelssystem med hög växthusgasprestanda, förutsatt att dessa system har en tillräcklig kostnadseffektivitet.

För nya drivmedelssystem som har uppenbara fördelar ur olika perspektiv, men som inte är kommersiellt tillgängliga behövs dock parallellt kompletterande riktade styrmedel under en begränsad tidsperiod tills en fungerande kommersiell marknad är utvecklad. Exempel på

system som bör få sådana riktade styrmedel är storskalig produktion av biodrivmedel från lignocellulosa via biokemisk omvandling och termisk förgasning. Dessa system bygger på en stor råvarubas, visar bra energieffektivitet och växthusgasprestanda samt har rimliga produktionskostnader. Eftersom dessa system är storskaliga finns också betydande finansiella risker för investerare, d v s riktade stöd kan också krävas som kompensation för dessa risker.

En möjlig utvecklingsväg för biodrivmedel är att nuvarande biodrivmedelssystem (etanol, FAME, biogas och HVO) fortsätter att utvecklas och expandera tills deras respektive tekniska-ekologiska-ekonomiska potential uppnås genom aktuella och nya styrmedel, t ex drivmedelsbeskattning, kvotsystem mm. Parallellt byggs samtidigt nya produktionssystem upp baserat på lignocellulosa tack vare riktade styrmedel i kombination med nya långsiktiga generella styrmedel som premierar de mest miljö- och kostnadseffektiva systemen. Dessa produktionssystem kommer dock att ta tid att bygga upp varför de inte kommer att generera några väsentliga mängder biodrivmedel under det närmaste decenniet. För att biodrivmedelssektorn som helhet inte ska stagnera, är det även av detta skäl viktigt att *befintliga* biodrivmedelssystem kan fortsätta att utvecklas de närmaste åren. En fortsatt expansion är en förutsättning för att befintliga distributionssystem och annan infrastruktur utnyttjas optimalt samt för att investeringar i ny infrastruktur kommer till stånd vid behov. Dessutom krävs en expanderande biodrivmedelsmarknad för att motivera fordonstillverkare att producera och utveckla nya fordonsmodeller anpassade för biodrivmedel.

REFERENSER

- Advanced Biofuels and Biobased materials Database (2013).[Elektronisk] Tillgänglig: http://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CDIQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.biofuelsdigest.com%2Fbdigest%2Fwp-content%2Fuploads%2F2012%2F07%2FABPD-Q312.xls&ei=PEa_UbXyFMnLswbBroBI&usg=AFQjCNEMtPeXG7wHfVKP-Q3NLz35ZZiDfQ&sig2=9VH1a3FskKWHkqpiN7C_g&bvm=bv.47883778,d.Yms
- Ahlgren, E., Andersson, E., Axelsson, E. Börjesson, M., Fahlén, E., Harvey, S., Ingman, D., Karlsson, S., Larsson, E., Löfgren, Å., Waldheim, L. & Ådahl, A. (2007) *Biokombi Rya. Slutrapport från ingående delprojekt*. Chalmers EnergiCentrum (CEC), Chalmers tekniska högskola, Report - CEC 2007:3.
- Ahlgren, S., Hansson, P.-A., Kimming, M., Aronsson, P. & Lundkvist, H. (2009). *Greenhouse gas emissions from cultivation of agricultural crops for biofuels and production of biogas from manure – Implementation of the Directive of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources. Revised according to instructions for interpretation of the Directive from the European Commission 2009-07-30*. Dnr SLU ua 12-4067/08. Revised version 2009-09-08. Uppsala: Sveriges landbruksuniversitet.
- Ahlgren, S., Börjesson, P. (2011). *Indirekt förändrad markanvändning och biodrivmedel - en kunskapsöversikt*. Rapport 73. Juni 2011. Lunds universitet, Lunds Tekniska Högskola, avd för miljö-och energisystem.
- Akhurst, M., Kalas, N. & Woods, J. (2011). Meta-analysis of Biomass Potentials for Biofuel Production. *Science Insights for Biofuel Policy*, Nr 2, 1-9.
- Andersson, E. & Harvey, S. (2006). System analysis of hydrogen production from gasified black liquor. *Energy*, vol. 31(15) 3426–3434.
- Andersson E., Harvey S. & Berntsson T. (2006). Energy efficient upgrading of biofuel integrated with a pulp mill. *Energy*, vol. 31(10–11), 1384–1394.
- Andersson, J., Lundgren, J., Malek, L., Hultberg, C., Pettersson, K. & Wetterlund, E. (2013) *System studies on biofuel production via integrated biomass gasification*. Report No 2013:12, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels and Foundation, Sweden. Manuscript.
- Andersson J., Lundgren J. & Marklund M. (2013). Techno-economic analysis of methanol production via pressurized entrained flow biomass gasification systems. Manuskript inskickat till Biomass & Bioenergy.
- Anex, R.P., Lynd, L.R., Laser, M.S., Heggenstaller, A. H. & Liebman, M. (2007). Growing energy, closing cycles: The potential for enhanced nutrient cycling through the coupling of agricultural and bioenergy systems. *Crop Science*, vol. 47 (4), 1327-1335.

Anex R.P., Aden A., Kazi F.K., Fortman J., Swanson R.M., Wright M.M., Satrio J.A., Brown R.C., Daugaard D.E., Platon A., Kothandaraman G., Hsueh D.D. & Duttac A. (2010). Techno-economic comparison of biomass-to-transportation fuels via pyrolysis, gasification, and biochemical pathways. *Fuel*, vol. 89(Supplement 1), S29–S35.

Arvidsson, R., Persson, S., Fröling, M. & Svanström, M. (2011). Life cycle assessment of hydrotreated vegetable oil from rape, oil palm and Jatropha. *Journal of Cleaner Production*, vol. 19(2), 129-137.

Avfall Sverige (2009). *Frivilliga åtaganden – Kartläggning av metanförluster från biogasanläggningar 2007-2008*. Rapport, Malmö.

Avfall Sverige (2012). *Svensk avfallshantering 2012*. Malmö.

Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T., Lobell, D., Delire, C. & Mirin, A. (2007). Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104 (16), 6550-6555.

Barta, Z., Reczey, K. & Zacchi, G. (2010). Techno-economic evaluation of stillage treatment with anaerobic digestion in a softwood-to-ethanol process. *Biotechnology for Biofuels*, vol. 3(21), DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-3-21>.

Barta, Z., Kreuger, E. & Björnsson, L. (2012a). Techno-economic analysis of combined bioethanol and biogas production from hemp. *Submitted to Biotechnology for Biofuels*.

Barta, Z., Reczey, K. & Zacchi, G. (2012b). Techno-economic evaluation of stillage treatment with anaerobic digestion in a softwood-to-ethanol process. Wood scenario f3 120626. *Changed prices compared to the published paper of Barta et al. 2010, else exactly the same paper, so this will not be published but is a document for internal use.*

Bauen, A., Chudziak, C., Vad, K. & Watson, P. (2010). *A causal descriptive approach to modelling the GHG emissions associated with the indirect land use impacts of biofuels*. Final report. A study for the UK Department for Transport. London: E4tech.

Bauen, A., Berndes, G., Junginger, M., Londo, M., Vuille, F., Ball, R., Bole, T., Chudziak, C., Faaij, A. & Mozaffarian, H. (2009a). *Bioenergy – A Sustainable and Reliable Energy Source, A review of status and prospects*. IEA Bioenergy: ExCo: 2009:06.

Bauen, A., Howes, J., Bertuccioli, L. & Chudziak, C. (2009b). *Review of the Potential for Biofuels in Aviation. Final Report for CCC (Committee on Climate Change)*. London: E4Tech, August 2009.

Bauer, F. & Hulteberg, C., (2013) *Glycerol-based Isobutanol*. Report No 2013:2, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Sweden. Available at www.f3centre.se.

Berg, A., Karlsson, A., Ejlerthsson, J. & Nilsson, F., (2011). *Utvärdering av samrötningspotential för bioslam från massa-/pappersbruk*. Värmeforsk Rapport S09-204.

- Berlin, J. et. al., (2013) *State of the art of algal biomass as raw material for bioenergy production*. Report, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels and Foundation, Sweden. Manuscript.
- Bioenergiportalen (2013). Biogasproduktion i Sverige. [Elektroniskt]. Tillgänglig: http://www.bioenergiportalen.se/?p=1455&m=1456&page=produktion_i_sverige (2013-02-15)
- BioGrace (2013). *Harmonised Calculations of Biofuel Greenhouse Gas Emissions in Europe*. BioGrace Website. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://biograce.net/home> (2013-03-05).
- Björnsson, L., Börjesson, P., Lidén, G., Rydberg, T., Ståhlbrand, H., Wallberg, O. & Zacchi G. (2010). Case study: Cellulose-based ethanol. In *Research and development challenges for Swedish biofuel actors – three illustrative examples*. Grahn M. (ed.) Svenskt Kunskapscenter för Förnybara Drivmedel (f3), Sweden.
- Berndes, G., Ahlgren, S., Börjesson, P. & Cowie, A.L. (2012). Bioenergy and land use change—state of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, doi: 10.1002/wene.41
- Bertills, U. & Näsholm, T. (2000). *Effekter av kvävenedfall på skogsekosystem*. Naturvårdsverket: Rapport 5066.
- Bomgardner, M.M. (2012). Gevo Stops Isobutyl Alcohol Production. *Chemical & Engineering News*, vol. 90(40), 26, October 1st, 2012. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://cen.acs.org/articles/90/i40/Gevo-Stops-Isobutyl-Alcohol-Production.html>, (2012-03-05).
- Brau, B., Morandin, M. & Berntsson, T. (2012). Integration of a biomass-to-hydrogen process in an oil refinery. *Chemical Engineering Transactions*, vol. 26, 2012.
- Bright, R.M., Cherubini, F. & Strømman, A.H. (2012). Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 37, 2-11.
- Broch, A., Hoekman, S.K. & Unnasch, S. (2013). A review of variability in indirect land use change assessment and modeling in biofuel policy. *Environmental Science & Policy*, Vol. 29, pp 147-157.
- Broman R., Stålhammar P. & Erlandsson L. (2010). *Enhanced emission performance and fuel efficiency for HD methane*. AVL MotorTestCenter AB 2010/5, Haninge.
- Brown T.R., Thilakarathne R., Brown R.C. & Hu G. (2012). Techno-economic analysis of biomass to transportation fuels and electricity via fast pyrolysis and hydroprocessing. *Fuel* (in press).
- Bustamante, M., Melillo, J., Connor, D., Hardy, Y., Lambin, E., Lotze-Campen, H., Ravindranath, N., Searchinger, T., Tschirley, J. & Watson, H. (2009). What are the final

land limits? in Howarth, R.W. & Bringezu, S (eds.) *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*. Ithaca: Cornell University, 271-291.

Butamax (2011). *Biobutanol. A more advanced biofuel*. [Elektronisk] Tillgänglig: http://www.butamax.com/assets/pdf/biobutanol_a_more_advanced_biofuel.pdf (2012-02-25).

Börjesson P. & Berglund M. (2007). Environmental systems analysis of biogas systems – part II: Environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy*, vol. 31, 326-344.

Börjesson P. & Ericsson K. (2008). *Potentiell avsättning av biomassa för produktion av el, värme och drivmedel inklusive energikombinat – Regionala analyser och räkneexempel*. Lunds tekniska högskola. Rapport 64. ISBN 91-88360-88-1.

Börjesson P., Tufvesson L. & Lantz M. (2010). *Livscykelanalys av svenska biodrivmedel*. Rapport nr 70. Avd för miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola. Lund.

Börjesson P. & Tufvesson L.M. (2011). Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, vol. 19(2), 108-120.

Börjesson P., Ahlgren S. & Berndes G. (2012). The climate benefit of Swedish ethanol – present and prospective performance. *WIREs Energy and Environment*, vol. 1(1), 81-97.

Börjesson P., Ahlgren S., Barta Z., Björnsson L., Ekman E., Erlandsson P., Hansson P-A., Karlsson H., Karlsson S., Kreuger E., Lindstedt J., Sandgren M., Schnürer A., Trobro S. & Wallberg W. (2013). *Sustainable performance of lignocellulose-based ethanol and biogas co-production in innovative biorefinery systems*. Report for f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Sweden (manuscript).

Carlsson H., Jönsson C., Olesen J. & Pettersson S. (2011). *Integrering av etanolproduktion från sockerörssocker med etanol- och elproduktion från cellulosanadelen av sockerrör*. Lunds Tekniska Högskola, Lund.

Cederberg, C., Wallman, M., Berglund, M. & Gustavsson, J. (2011). *Klimatavtryck av ekologiska jordbruksprodukter*. SIK-rapport Nr 830 2011.

Centrum för biologisk mångfald (CBM) (2012). *Biologisk mångfald*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/centrum-for-biologisk-mangfald-cbm/biologisk-mangfald/> (2013-02-21).

Chemrec (2010). *Closed down methanol plant turned into the world's largest biofuels production plant*. [Elektronisk] Tillgänglig: http://www.chemrec.se/BioMCN_making_bio-methanol_from_glycerine.aspx (2013-02-26).

Cherubini F. (2010). GHG balances of bioenergy systems – Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renewable Energy*, Vol. 35(7), 1565-1573.

- Cherubini, F., Bright, R.M. & Strømman, A.H. (2012). Site-specific global warming potentials of biogenic CO₂ for bioenergy: contributions from carbon fluxes and albedo dynamics. *Environmental Research Letters*, vol. 7 (4), [doi:10.1088/1748-9326/7/4/045902](https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045902).
- Chiesa, P., Lozza, G. & Mazzochi, L. (2005). Using Hydrogen as Gas Turbine. *Journal of Engineering for Gas Turbines and Power*, vol. 127(January 2005), 73-80.
- Ciferno J.P. & Marano J.J. (2002). Benchmarking Biomass Gasification Technologies for Fuels, Chemicals and Hydrogen Production. U.S. Department of Energy National Energy Technology Laboratory, June 2002.
- Claussen, M., Brovkin, V. & Ganopolski, A. (2001). Biogeophysical versus biogeochemical feedbacks of large-scale land cover change. *Geophysical Research Letters*, vol. 28 (6), 1011-1014.
- Cordell, D., Drangert, J-O. & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292-305.
- Cottam M-L. & Bridgewater A.W. (1994). Techno-economic modelling of biomass flash pyrolysis and upgrading systems, *Biomass and Bioenergy*, vol. 7(1-6), 267-273.
- Cullen, J.M. & Allwood, J.M. (2010). The efficient use of energy: Tracing the global flow of energy from fuel to service. *Energy Policy*, 38(1), 75-81.
- Daniell J., Köpke M. & Simpson S.D. (2012). Commercial Biomass Syngas Fermentation. *Energies*, vol. 5(12), 5372-5417; DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/en5125372>.
- de Jong, J. & Lönnberg, L. (red.) (2012). Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle. En syntes från Energimyndighetens bränsleprogram 2005 – 2011. Eskilstuna: Energimyndigheten.
- DGEnergy (2010). *The impact of land use change on greenhouse gas emissions from biofuels and bioliquids. Literature review*. An in-house review conducted for DG Energy as part of the European Commission's analytical work on indirect land use change.
- Di Lucia, L., Ahlgren, S. & Ericsson, K. (2012). The dilemma of indirect land-use changes in EU biofuel policy - An empirical study of policy-making in the context of scientific uncertainty. *Environmental Science & Policy*, vol. 16(0), 9-19.
- Dingizian A., Hansson J., Persson T., Svensson Ekberg H. & Tunå P. (2007). *A Feasibility Study on Integrated Hydrogen Production*. Lund Institute of Technology: KET050 Feasibility Studies on Industrial Plants, Department of Chemical Engineering.
- Edenhofer, O., Ramón Pichs Madruga, R.P. & Sokona, Y. (eds) (2011). *The IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge & New York: Cambridge University Press.
- Edwards, R., Larivé, F., Mathieu, V., Rouveiolles, P. et al. (2002) *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Tank-to-wheels report*. CONCAWE, EUCAR & JRC/IES. Version 2c, March 2007.

Edwards R., Larivé J-F. & Beciat, J-C. (2007). *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Well-to-wheels report*. CONCAWE, EUCAR & JRC/IES. Version 3c, July 2007.

Edwards R., Larivé J-F. & Beciat, J-C. (2011a). *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Well-to-tank report*. CONCAWE, EUCAR & JRC/IES. Version 3c, July 2011. JRC Scientific Report, EUR 24952 EN – 2011.

Edwards R., Larivé J-F. & Beciat, J-C. (2011b). *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Well-to-tank report. WTT APPENDIX 2: Description and detailed energy and GHG balance of individual pathways*. CONCAWE, EUCAR & JRC/IES. Version 3c, July 2011. JRC Scientific Report, EUR 24952 EN – 2011.

Egnell G. (2008). *Bränslemarknaden i Sverige – en nulägesanalys*. SLU Skog och Trä 2008:1

Egnell G. & Börjesson P. (2012). *Theoretical versus market available supply of biomass for energy from long-rotation forestry and agriculture – Swedish experiences*. IEA Bioenergy Task 43, Report 2012:02.

Ekbom T., Lindblom M., Berglin N. & Ahlvik P. (2003). *Technical and Commercial Feasibility Study of Black Liquor Gasification with Methanol/DME Production as Motor Fuels for Automotive Uses – BLGMF*. ALTENER Programme Report, Contract No. 4.1030/Z/01-087/2001.

Ekbom T., Berglin N. & Lögdberg S. (2005). *Black liquor gasification with motor fuel production (BLGMF II) – A techno-economic feasibility study on catalytic Fischer-Tropsch synthesis for synthetic diesel production in comparison with methanol and DME as transport fuel*. Rapport till Energimyndigheten. P 21384-1.

Ekbom T., Gåverud H. & Rehnlund B. (2012). *Marknadsförutsättningar för biodrivmedel – Konkurrenskraft för SNG i förhållande till alternativa förnybara drivmedel*. Rapport från Grontmij till E.ON Gasification Development. Februari 2012.

Ekman A. & Börjesson P. (2011). Production of Propionic Acid in an Agricultural biomass-based Biorefinery System – An Environmental Assessment. *Journal of Cleaner Production*, vol. 19(11), 1257-1265.

Ekman A., Wallberg O., Joelsson E & Börjesson P. (2013). Possibilities for sustainable biorefineries based on agricultural residues – A case study of potential straw-based ethanol production in Sweden. *Applied Energy*, 102(February 2013), 299-308.

Ekvall T. & Weidema B. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 9(3), 161-171.

- Eliasson, P., Svensson, M., Olsson, M. & Ågren, G. (2013). Forest carbon balances at the landscape scale investigated with the Q model and the CoupModel - Responses to intensified harvests. *Forest Ecology And Management*, Vol. 290, pp 67-78.
- Elser, J.J. (2012). Phosphorus: a limiting nutrient for humanity? *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 23(6), 833–838. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2012.03.001>.
- Energimyndigheten (2006). *Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige. En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004*. Eskilstuna: Energimyndigheten, ER2006:44.
- Energimyndigheten (2008). *Koldioxidvärdering av energianvändning - Vad kan du göra för klimatet? Underlagsrapport*.
[http://www.energimyndigheten.se/Global/F%C3%B6retag/Milj%C3%B6v%C3%A4rdering/Underlagsrapport CO2 värdering av energianvandning.pdf](http://www.energimyndigheten.se/Global/F%C3%B6retag/Milj%C3%B6v%C3%A4rdering/Underlagsrapport%20CO2%20v%C3%A4rdering%20av%20energianv%C3%A4ndning.pdf)
- Energimyndigheten (2010). *Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi*. Rapport ER 2010:23, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012a). *Energiläget 2012*. Eskilstuna: ET2012:34.
- Energimyndigheten. (2012b). *UP-Rapport Bränslebaserade Energisystem. Underlag från Utvecklingsplattformen Bränsle till Energimyndighetens strategiarbete FOKUS*. Rapport ER 2012:09.
- Energimyndigheten (2012c). *Vägledning för biodrivmedel och flytande biobränslen*. Rapport ER 2012:27, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012d). *Analys av marknaderna för biodrivmedel*. Rapport ER 2012:29, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012e). *Presentationer om hållbarhetskriterier*. [Elektronisk] Tillgänglig: http://www.energimyndigheten.se/sv/Foretag/hallbara_branslen/Hallbarhetskriterier/Presentationer/ (2013-02-20).
- Energimyndigheten (2013). *Transportsektorns energianvändning 2012*, ES 13:02.
- Eriksson M & Ahlgren S (2013). LCAs of gasoline and diesel - a literature review. Report 2013:058. Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden. ISSN 1654-9406.
- European Biofuels Technology Platform. (EBTP) (2013a). *Biomass to liquid (BtL) production in Europe*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.biofuelstp.eu/btl.html#ner300> (2013-01-08).
- European Biofuels Technology Platform (EBTP). (2013b). *Production of methanol for use as biofuel in Europe*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.biofuelstp.eu/methanol.html> (2013-01-08).

European Commission (2009). Directive 2009/28/EC of The European Parliament and of The Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC; 2009.

European Commission (2010). *The impact of land use change on greenhouse gas emissions from biofuels and bioliquids. Literature review*. In-house review conducted for Director-General of Energy (DG Energy)

European Commission (2012). Proposal 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/EC on the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources. Brussels, 17.10.2012, COM(2012) 595 final, 2012/0288 (COD).

Eurostat (The Statistical Office of the European Union) (2013). *Latest new releases*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home>, (2013-02-21).

FN (2012). *FN & hållbar utveckling, Rio+20*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.fn.se/fn-info/vad-gor-fn/utveckling-och-fattigdomsbekampning/hallbar-utveckling/> (2013-03-04).

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K. & West, P.C. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, vol. 478(7369), 337-342.

Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). (2006). *Global land use area change matrix. Forest Resource Assessment*, Working Paper 134, Input to the fourth global environmental outlook (GEO-4). Rome.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOSTAT) (2013). *Statistics from the Food and Agriculture Organization of the United Nations*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://faostat.fao.org/default.aspx?lang=en> (2013-02-21).

Fredriksson Möller B., Molin A., Ståhl K. & Svensson J-A. (2013). E.ON - Bio2G Syntesrapport ver. 0 EGD-1301-01.

Garraín, D., Herrera, I., Lago, C., Lechón, Y. & Sáez, R. (2011). *Greenhouse gases emissions savings of a hydrotreated vegetable oil in a Spanish refinery*. (CIEMAT (Public Research Centre on Energy, Environment and Technologies), Energy Department, Energy Systems Analysis Unit, Madrid, Spain).

Gassner M. & Maréchal F. (2009). Thermo-economic process model for thermochemical production of Synthetic Natural Gas (SNG) from lignocellulosic biomass. *Biomass and Bioenergy*. vol. 33 (11), 1587-1604.

GEA, 2012: *Global Energy Assessment - Toward a Sustainable Future*, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA and the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.

- Gebart R. (2013). *Modeling of black liquor gasification – current status and comparison with pilot scale experiments*. Presentation at HighBio2 Seminarium ”Biomass to Energy and Chemicals”, Luleå 2013-01-16.
- German, L. & Schoneveld, G. (2012). A review of social sustainability considerations among EU-approved voluntary schemes for biofuels, with implications for rural livelihoods. *Energy Policy*, vol. 51, 765-778. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.022>.
- Gissén C., Prade T., Kreuger E., Achu Nges I., Rosenqvist H., Svensson S-E., Lantz M., Mattsson E., Börjesson P. & Björnsson L. (2012). Comparing energy crops for biogas production – yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. *Submitted to Biomass and Bioenergy*.
- Godfray, H.C.J., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Nisbett, N., Pretty, J., Robinson, S., Toulmin, C. & Whiteley, R. (2010). The future of the global food system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 365(1554), 2769-2777.
- Goldschmidt, B. (2005). *Biobränslebaserade energikombinat med tillverkning av drivmedel*. Värmeforsk Rapport A4-406.
- Grahn, M. & Hansson, J. (2013) *Utsikt för förnybara drivmedel i Sverige- Uppdaterig och utvidgning av studien Möjligheter för förnybara drivmedel i Sverige till år 2030 av Grahn och Hansson, 2010*, IVL Rapport B208.
- Greppa näringen (2010). *Referensvärden för en växtodlingsgård*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.greppa.nu/uppslagsboken/miljonnyckeltal/vaxtnaringsbalans/noverskottperha/refvvaxtodlingsgard.4.1c0ae76117773233f7800015989.html> (2013-02-21).
- Gunnarsson, C., Olsson, J., Lundin, G. & de Toro, A. (2008). Spannmål till energi - ökad lönsamhet genom anpassning av odlingssystemet. Uppsala: Sveriges landbruksuniversitet, Rapport 003.
- Gyllenhammar, M., Herstad Svärd, S., Kjörk, A., Larsson, S., Wennberg, O., Eskilsson, D. & Åmand, L-E. (2003). *Branschprogram; Slam från skogsindustrin, fas II*. Värmeforsk Rapport D2-003.
- Hallström, E., Ahlgren, S. & Börjesson, P. (2011). *Challenges and opportunities for future production of food, feed and biofuel. A land use perspective*. Lund University, Report no 74.
- Hamelinck C.N. & Faaij A.P.C. (2002). Future prospects for production of methanol and hydrogen from biomass. *Journal of Power Sources*, vol. 111(1), 1-22.
- Hamelinck C.N., Faaij A.P.C., den Uil H. & Boerrigter H. (2004). Production of FT transportation fuels from biomass; technical options, process analysis and optimisation, and development potential. *Energy—the International Journal*, vol. 29 (11), 1743–1771.
- Hamelinck C.N. & Faaij A.P.C. (2006). Outlook for advanced biofuels. *Energy Policy*, vol. 34(17), 3268-3283.

Hannula I. & Kurkela E. 2013. *Liquid transportation fuels via large-scale fluidized bed gasification of lignocellulosic biomass*. Teknisk rapport. VTT Technology 91. ISBN 978-951-38-7979-2 (URL: <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>)

Hansson, J., Tunå, P., Hulteberg, C., Andersson E., Åsblad A. & Franck P-Å. (2010). *Production of Green Fuels and Chemicals in Paper & Pulp Mill- Model and Tools*. Slutrapport till Energimyndigheten projektnr 32217-1.

Havlík, P., Schneider, U.A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S.D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T. & Obersteiner, M. (2011). Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, vol. 39(10), 5690-5702.

Held J. (2012). *Gasification – Status and technology*. Swedish Gas Centre (SGC), Rapport 240. Juni 2012.

Hengsdijk, H. & Langeveld, J. (2009). *Yield trends and yield gap analysis of major crops in the world*. Werkdocument 170. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Wageningen University.

Henrich, E., Dahmen, N. & Dinjus, E. (2009). Cost estimate for biosynfuel production via biosyncrude gasification. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, vol. 3(1), 28–41.

Hertel, T.W., Golub, A.A., Jones, A.D., O'Hare, M., Plevin, R.J. & Kammen, D.M. (2010). Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, vol. 60(3), 223-231.

Heyne S. & Harvey S. (2013a). Assessment of the energy and economic performance of second generation biofuel production processes using energy market scenarios. *Applied Energy*, vol. 101, January 2013, 203-212.

Heyne S. & Harvey S. (2013b). Thermo-economic Assessment of Three Different Gas Upgrading Technologies for the production of Synthetic Natural Gas from Biomass. *Submitted for publication*.

Holmgren K.M., Berntsson T., Andersson E. & Rydberg T. (2012). System aspects of biomass gasification with methanol synthesis – Process concepts and energy analysis. *Energy*, vol. 45(1), 817-828.

Hulteberg P.C. & Karlsson H.T. (2009). A study of combined biomass gasification and electrolysis for hydrogen production. *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 34(2), 772–782.

Huttner, J. (2012). *Bringing bioproducts to market*. [Elektronisk] Tillgänglig: http://www.bicsarnia.ca/national_conference/downloads/jackhuttner.pptx (2013-02-25).

Häggström C., Öhrman O., Rownaghi A., Hedlund J. & Gebart R. (2012). Catalytic methanol synthesis via black liquor gasification. *Fuel Processing Technology*, vol. 94 (1), 10-15.

Höglund, J., Ahlgren, S., Grahn, M., Sundberg, C., *et al*, (2013) *Biofuels and Land Use in Sweden – An Overview of Land-Use Change Effects*. Report No 2013:7, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Sweden. Available at www.f3centre.se.

Iisa, K., Stanton, A. R. & Czernik, S. (2012). *Production of Hydrocarbon Fuels from Biomass by Catalytic Fast Pyrolysis*. Proceedings of the World Renewable Energy Forum, 13-17 May 2012, Denver, Colorado.

International Energy Agency (IEA). (2011). *Technology Roadmap, Biofuels for Transport*. Paris: IEA.

Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg (IFEU). (2008), *Screening Life Cycle Assessment of Hydrotreated Jatropha Oil*. By order of Daimler AG Stuttgart, 12 December 2008, Heidelberg.

INEOS Bio. (2013). Företagets hemsida. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.ineosbio.com> (2012-02-21).

IPCC (2006). *2006 Guidelines for national greenhouse gas inventories: prepared by the National Greenhouse Gas Inventory Programme*. Eggleston H, Buendia L, Mier K, Ngara T, Tanabe K (eds). Volume 4: Agricultural, Forestry and Other Land Use, IGES, Japan.

ISO (2006). *ISO 14044 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines*. International Standardisation Organisation.

Jagger, A. (2011). Biofuels for transport in 2050. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, vol. 5(5), 481–485.

Jarvis, Å. & Schnürer, A. (2009). *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. Rapport SGC 207. Svenskt Gastekniskt Center (SGC), Malmö.

Johansson D. (2013). System studies of different CO₂ mitigation options in the oil refining industry: Post-combustion CO₂ capture and biomass gasification. Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy. Publication 2013:1, Heat and Power Technology, Department of Energy and Environment, Chalmers University of Technology.

Johnson, E.P. (2012). Carbon footprints of heating oil and LPG heating systems. *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 35(July 2012), 11–22.

Johnson, F.X., Pacini, H. & Smeets, E. (2012). *Transformations in EU biofuels markets under the Renewable Energy Directive and the implications for land use, trade and forests*. Occasional Paper 78. CIFOR, Bogor, Indonesia.

Jovanovic Tews, I., Jones, S.B., Santosa, D.M., Dai, Z., Ramasamy, K. & Zhu, Y. (2010). *A Survey of Opportunities for Microbial Conversion of Biomass to Hydrocarbon Compatible Fuels*. Pacific Northwest National Laboratory. Prepared for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC05-76RL01830. Report: PNNL-19704.

Karlsson, H., Byström, L. & Wiklund, J. (2010). *BECCS som klimatåtgärd - En rapport om koldioxidlagring från biomassa i ett svensk-norskt perspektiv*. Stockholm: Biorecro.

Kasimir-Klemedtsson Å. (2001). *Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas: underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen*. Naturvårdverket Rapport 5170.

Kemp, R. & Martens, P. (2007). Sustainable development: how to manage something that is subjective and never can be achieved. *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, vol. 3(2), 5-14.

Khanna, M. & Crago, C. (2011). Measuring Indirect Land Use Change with Biofuels: Implications for Policy. *Agricultural Policy Briefs*. Dep of Agricultural and Consumer Economics. University of Illinois at Urbana-Champaign. APBR 11-01.

Khanna, M., Crago, C.L. & Black, M. (2011). Can biofuels be a solution to climate change? The implications of land use change-related emissions for policy. *Interface Focus*, vol. 1(2), 233-247. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rsfs.2010.0016>.

Kim, S., Dale, B.E. (2011). Indirect land use change for biofuels: testing predictions and improving analytical methodologies. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, pp 3235-3240.

Klasson K.T., Ackerson C.M.D., Clausen E.C. & Gaddy J.L. (1993). Biological conversion of coal and coal-derived synthesis gas. *Fuel*, vol. 72(12), 1673-1678.

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. & Tscharntke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 26, pp 474-481.

Kløverpris, J.H. & Mueller, S. (2013). Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18(2), 319-330.

Kolodziej, R. & Sceib, J. (2012). Bio-isobutanol: The next generation biofuel. *Hydrocarbon Processing*, September 2012, 79-85.

Kommissionen mot oljeberoende. (2006). På väg mot ett oljefritt Sverige.

Koponen, K., Soimakallio, S., Tsupari, E., Thun, R. & Antikainen, R. (2013). GHG emission performance of various liquid transportation biofuels in Finland in accordance with the EU sustainability criteria. *Applied Energy*, vol. 102 (February 2013), 440-448.

Kretschmer, B., Allen, B., Kieve, D. & Smith, C. (2013) *The sustainability of advanced biofuels in the EU: Assessing the sustainability of wastes, residues and other feedstocks set out in the European Commission's proposal on Indirect Land Use Change (ILUC)*. Biofuel ExChange briefing No 3. Institute for European Environmental Policy (IEEP), London.

Kutcher E., Ahlvik P., Eriksson L. & Henke M. (2006). Förutsättningar för biodrivmedelsproduktion i Värmland. En rapport för Region Värmland. Ecotrafic ERD3 AB.

Laborde, D. (International Food Policy Institute, IFPRI) (2011). *Assessing the Land Use Change Consequences of European Biofuel Policies*. ATLASS Consortium. Final Report October 2011.

Lantmännen (2013). *Hållbar investering på Agroetanol leder till ännu högre klimatnytta*. Lantmännens blogg 2013-01-28. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://lantmannen.com/sv/Omvarld-och-naringspolitik-pa-Lantmannen-Energi/Lantmannens-Energiblogg/111/lantmannens-energiblogg/784/hallbar-investering-pa-agroetanol-leder-till-annu-hogre-klimatnytta/> (2013-01-28).

Lantz, M. (2007). *Ökat utnyttjande av befintliga biogasanläggningar*. Rapport 63, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet.

Lantz, M., Ekman, A. & Börjesson, P. (2009). *Systemoptimerad produktion av fordonsgas – En Miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning*. Report No 69, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University.

Lantz, M. & Börjesson, P. (2010). *Kostnader och potential för biogas i Sverige. Bilaga: Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi*. ER 2010:23, Energimyndigheten, Eskilstuna.

Lantz M. (2012). The economic performance of combined heat and power from biogas produced from manure in Sweden – A comparison of different CHP technologies, *Applied Energy* 98(October 2012), 502-511.

Lantz, M., Kreuger, E. & Björnsson, L. (2012). Impact of energy crop selection on process parameters and economy in the production of biogas as vehicle fuel. *Submitted to Biomass and Bioenergy*.

Lantz, M. (2013). *Biogas in Sweden – Opportunities and challenges from a systems perspective*. Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy in Engineering Environmental and Energy System Studies. Lund University, Faculty of Engineering, Environmental and Energy System Studies.

Leduc, S., Starfelt, F., Dotzauer, E., Kindermann, G., McCallum, I., Obersteiner, M. & Lundgren, J. (2010a). Optimal location of ethanol ligno-cellulosic biorefineries with polygeneration in Sweden. *Energy*, vol. 35 (6), 2709-2716.

Leduc, S., Lundgren, J., Franklin, O., Schmid, E. & Dotzauer, E. (2010b). Location for a biomass based methanol production plant. *Applied Energy*, vol. 87 (1), 68-75.

Lepage, C. (2013). Draft report - on the proposal 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/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources (COM(2012)0595 – C7-0337/2012 – 2012/0288(COD)) Committee on the Environment, Public Health and Food Safety. 2013-04-15.

Levidow, L. (2013). EU criteria for sustainable biofuels: Accounting for carbon, depoliticising plunder. *Geoforum*, vol. 44(0), 211-223.

- Lindfors, L.P. (2010). *High quality transportation fuels from renewable feedstock*. XXIst World Energy Congress, Montreal, Canada.
- Linne M., Ekstrand A., Engelsson R., Persson E., Björnsson L. & Lantz M. (2008). *Den svenska biogaspotentialen från inhemska produkter*. Rapport, BioMil AB, Lund.
- Lory, J.A., Massey, R.E., Fulhage, C.D., Shannon, M.C., Belyea, R.L. & Zulovich, J.M. (2008). Comparing the feed, fertilizer, and fuel value of distiller's grains. *Crop Management*, April 25th, 2008.
- Lundgren, J. & Helmerius, J. 2009. *Integration of a hemicellulose extraction process into a biomass based heat and power plant*. Proceedings of the 22nd International Conference on Efficiency, Cost, Optimization Simulation and Environmental Impact of Energy Systems (ECOS), Aug 31 – Sept 3, Foz do Iguaçu, Paraná, Brazil.
- Lundgren, J., Ekbom, T., Hulteborg, C., Larsson, M., Grip, C-E., Tunå, P. & Nilsson, L. (2013). Methanol production from steel-work off-gases and biomass based synthesis gas. Reviderat manuskript inskickat till *Applied Energy* 2013.
- Lundstedt, A. & Samec, J., (2012) *Reduktion av C-O-bindningar via katalytisk transfer hydrogenolys*, Svenskt patent.
- Löbermann, B.E. (2012). *Phosphorus Recycling Using Residues from Bioenergy Production*. In: Recycling of Nutrients, Ecosystem Health and Sustainable Agriculture. Ed: Jakobsson, C. Baltic University Press. ISBN 978-91-86189-10-5
- Marklund, M. (ed.), Weiland, F., Hedman, H., Westerlund, S., Öhman, M. & Lundgren, J. (2012). *Renewable motor fuels from the forest industry via Pressurized Entrained flow Biomass Gasification*. Slutrapport till Energimyndigheten, 2012.
- Miljömålsportalen (2012). *Ingen övergödning*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/> (2013-03-04).
- Mueller-Langer, F., Tzimas, E., Kaltschmitt, M. & Peteves S. (2007). Techno-economic assessment of hydrogen production processes for the hydrogen economy for the short and medium term. *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 32(16), 3797-3810.
- Munasinghe, P.C. & Khanal, S.K. (2010). Biomass-derived syngas fermentation into biofuels: Opportunities and challenges. *Bioresource Technology*, vol. 101 (2010), 5013-5022.
- Mårtensson, P & Svensson, M. (2009). *Miljösystemstudie – svensk RME och etanol i tunga fordon*. Examensarbete, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet, Lund.
- NABC (National Advanced Biofuels Consortium) (2012). *Amyris Successfully Makes Biofene from Cellulosic Hydrolysate*. [Elektronisk] Tillgänglig: http://www.nabcprojects.org/pdfs/amyris_makes_biofene_from_cellulosic_hydrolysate.pdf, (2013-03-05).

- Nassar, A.M., Harfuch, L., Bachion, L.C. & Moreira, M.R. (2011). Biofuels and land-use changes: searching for the top model. *Interface Focus*, vol. 1(2), 224-232.
- Natarajan K., Leduc S., Pelkonen P., Tomppo E. & Dotzauer E. (2012) Optimal locations for methanol and CHP production in Eastern Finland. *Bioenergy Research*, vol. 5(2), 412-423.
- Naturvårdsverket. (2008). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till *HELCOM: 5th Baltic Sea Pollution Load Compilation*, Rapport 5815.
- Naturvårdsverket (2012a). *National Inventory Report Sweden 2012* – Submitted under the United Nations Framework. Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2012b). Underlag till en färdplan för ett Sverige utan klimatutsläpp 2050. Rapport 6537. December 2012.
- Nijssen, M., Smeets, E., Stehfest, E. & Vuuren, D.P. (2011). An evaluation of the global potential of bioenergy production on degraded lands. *GCB Bioenergy*, vol. 4(2), 130-147.
- Nilsson, D. & Bernesson, S. (2009). *Straw as fuel: available resources and harvest times*. Report 011, Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- NNFCC – The bioenergy consultants. (2009). *Review of Technologies for Gasification of Biomass and Wastes*. Final report NNFCC project 09/008.
- Nohlgren, I., Lundqvist, P., Liljeblad, A. & Hylander, N. (2010). *Förutsättningar för svensk produktion av Fischer-Tropsch diesel*. Rapport nr 320497-01. Ångpanneföreningens Forskningsstiftelse.
- Novozymes (2012). LCI data provided by J.H. Klöverpris. September to October 2012.
- Nylund, N-O., Erkkil, K., Ahtiainen, M., Murtonen, T., Saikkonen, P., Amberla, A. & Aatola, H. (2011). *Optimized usage of NExBTL renewable diesel fuel – Optibio*. VTT Research Notes 2604. VTT Technical Research Centre of Finland.
- Nylund, N-O. (2012) *Fuel and Technology Alternatives for Buses. Overall energy efficiency and emission performance*. Presentation of IEA AMF Annex XXXVII & Bioenergy Task 41/Project 3, TransEco Bus Seminar 6.2.2012. VTT Technical Research Centre of Finland.
- Nylund, N-O. & Koponen, K. (2012). Fuel and Technology Alternatives for Buses – Overall Energy Efficiency and Emission Performance. Espoo:VTT Technology 46.
- O'Connor, D. (2011). Issues with GTAP iLUC Modelling. Presentation at *Indirect land use change related to biofuels and bioliquids: what option would you chose?* Seminar organised by Copa-Cogeca. Brussels May 3rd, 2011.
- O'Hare, M., Delucchi, M., Edwards, R., Fritsche, U., Gibbs, H., Hertel, T., Hill, J., Kammen, D., Laborde, D., Marelli, L. (2011). Comment on "Indirect land use change for

biofuels: Testing predictions and improving analytical methodologies" by Kim and Dale: statistical reliability and the definition of the indirect land use change (iLUC) issue. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, pp 4485-4487.

Olofsgård, M. (2012). *Preem Well-to-Wheel-analys av talldiesel*. ÅF-Industry AB

Palm, D. & Ek, M. (2010). *Livscykelanalys av biogas från avloppsreningsverksslam*. Svenskt Gastekniskt Center (SGC), Rapport 219, Malmö.

Paulrud, S. & Laitila, T. (2007) *Lantbrukarnas attityder till odling av energigrödor - värderingsstudie med choice experiment*. IVL Report 1176, Svenska Miljöinstitutet, Göteborg.

Paulrud, S., Holmgren, K., Rosenqvist, H. & Börjesson, P. (2009). *Förutsättningar för nya biobränsleråvaror-system för småskalig brikettering och pelletering*. IVL Rapport B1825, IVL Svenska Miljöinstitutet, Göteborg.

Paulrud S., Lundgren J. & Jonsson Å. (2010). *Framtida behov och system för småskalig värmeproduktion med biobränsle*. IVL-rapport. Slutrapport till Energimyndigheten.

Pehnelt, G. & Vietze, C. (2012). Uncertainties about the GHG Emissions Saving of Rapeseed Biodiesel. *Jena Economic Research Papers*, #2012 – 039.

Pettersson, K. & Harvey S. (2010). CO₂ emission balances for different black liquor gasification biorefinery concepts for production of electricity or second-generation liquid biofuels. *Energy*, Vol. 35(2), 1101-1106.

Pettersson, K. & Harvey S. (2012). Comparison of black liquor gasification with other pulping biorefinery concepts – Systems analysis of economic performance and CO₂ emissions. *Energy*, vol. 37(1), 136- 153.

Piccolo C. & Bezzo F. (2009). A techno-economic comparison between two technologies for bioethanol production from lignocellulose. *Biomass and Bioenergy*, vol. 33(3), 478-491.

Pielke, R.A., Marland, G., Betts, R.A., Chase, T.N., Eastman, J.L., Niles, J.O. & Running, S.W. (2002). The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 360(1797), 1705-1719.

Pilgrim, S. & Harvey, M. (2010). Battles over biofuels in Europe: NGOs and the politics of markets. *Sociological Research Online*, 15(3), 4.

Powlson, D.S., Glendining, M.J., Coleman, K. & Whitmore, A.P. (2011). Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. *Agronomy Journal*, vol. 103(1), 279-287.

Prade, T, Svensson, S-E. & Mattsson, J. E. (2012). Energy balances for biogas and solid biofuel production from industrial hemp. *Biomass & Bioenergy*, vol. 40(May 2012), 36-52.

- Prins, A.G., Stehfest, E., Overmars, K.P. & Ros, J. (2010). Are models suitable for determining ILUC factors? Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL).
- Qureshi, N. & Blaschek, H.P. (2000) *Economics of Butanol Fermentation Using Hyper-Butanol-Producing Clostridium Beijerinckii BA 101*
- Ray, A. & Anumakonda, A. (2011). Production of green liquid hydrocarbon fuels. In: Pandey, A., Larroche, C., Ricke, S., Dussap, C-G. & Gnansounou, E. (eds). *Biofuels - Alternative Feedstocks and Conversion Processes*. Elsevier.
- Reisch, M.S. (2012). Intellectual Property Disputes Mounted. *Chemical & Engineering News*, vol. 90(52), 28-29, December 24th, 2012. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://cen.acs.org/articles/90/i52/Intellectual-Property-Disputes-Mounted.html> (2013-03-05).
- Riksbanken (2013). Räntor och valutakurser. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.riksbank.se/sv/Rantor-och-valutakurser/Sok-rantor-och-valutakurser/>, (Februari 2013).
- Robertson, D.E., Jacobson, S.A., Morgan, F., Berry, D., Church, G.M. & Afeyan, N.B. (2011). A new dawn for industrial photosynthesis. *Photosynthesis Research*, vol. 107(3), 269-277.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, vol. 461(7263), 472-475.
- Rodhe, H. (1990). A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science*, vol. 248 (4960), 1217-1219.
- Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Ringmar A. & Nordberg Å. (2008). *Växthusgaser från lager med nötflytgödsel – Förhållanden i gårdsbeholdare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel*. JTI Rapport 370, Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik, Uppsala.
- Roeterdink, W.G. & Hanschke, C.B. (2010). *Technical description THRIVE GHG module*. Research Centre of the Netherlands (ECN), ECN-E--10-104, November 2010.
- Rosenqvist, H., Berndes, G. & Börjesson, P. (2012). The prospects of cost reductions in willow production. *Accepted for publication in Biomass and Bioenergy*.
- Rostrup, J.R. & Christiansen, L.J. (2011). Concepts in Syngas Manufacture. Vol 10 in *Catalytic Science Series* (ed. Hutchings, G.) Imperial College Press.
- Röing, K., Andren, O. & Mattsson, L. (2005). Long-term management effects on plant N uptake and topsoil carbon levels in Swedish long-term field experiments: cereals and ley,

crop residue treatment and fertilizer N application. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, vol. 55(1), 16-22.

Rydberg T., Gårdfeldt K., Ahlbäck A., Arnell J., Belhaj M., Börjesson M., Einarson E., Fröling M., Gevert B., Hagberg L., Hansson J., Lindblad M., Norrman J., Richards T. & Åström S. (2010). *Biobaserade drivmedel: analys av potential, förutsättningar marknad, styrmedel och risker – projektet BIODRIV*. IVL-rapport B1884.

Rytter L., Johansson T., Karacic A. & Weih M. (2011). *Orienterande studie om ett svenskt forskningsprogram för Poppel*. Rapport Nr 733, SkogForsk, Uppsala.

Samec, J., Lundstedt, A., Sawadjoon, S., (2012) *Reduction of C-O bonds by catalytic Transfer Hydrogenolysis*, PCT Int. Appl. WO 2012121659 A1.

Sapphire Energy (2013). Företagets websida [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.sapphireenergy.com/>.

Sawadjoon, S., Lundstedt, A. & Samec, J. (2013a). *Pd-Catalyzed Transfer Hydrogenolysis of Primary, Secondary, and Tertiary Benzylic Alcohols by Formic Acid: A Mechanistic Study*. ACS Catalysis, Vol. 3, pp. 635-642.

Sawadjoon, S., Galkin, M., Rohde, V., Samec, J (2013b) *Mild Pd-Catalyzed β -O-4' bond cleavage of lignin models in air*. Chemical Communication, under revision.

SCB (2012). *Jordbruksstatistisk årsbok 2012*. Örebro.

SCB (2013). *Prisutveckling på el och naturgas samt leverantörsbyten, fjärde kvartalet 2012*. Statistiska meddelanden EN 24 SM 1301.

Scarlat, N. & Dallemand, J-F. (2011). Recent developments of biofuels/bioenergy sustainability certification: A global overview. *Energy Policy*, vol. 39(3), 1630-1646.

Schade, B., Wiesenthal, T., Hubertus Gay, S. & Leduc, G. (2011). Potential of Biofuels to Reduce Greenhouse Gas Emissions of the European Transport Sector. In: Rothengatter, W., Hayashi, Y., Schade, W. (eds.) *Transport Moving to Climate Intelligence. New Chances for Controlling Climate Impacts of Transport after the Economic Crisis*. New York: Springer, 243-269.

Schmidt, J., Reinhard, J.r. & Weidema, B. (2012). *A Model of Indirect Land Use Change*. Proceeding at 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Rennes, France, October 2nd-4th, 2012.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F.X., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. & Yu, T.H. (2008). Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319(5867), 1238-1240.

Siebert, S., Portmann, F.T., Döll, P. (2010). Global patterns of cropland use intensity. *Remote Sensing*, Vol. 2, pp 1625-1643.

- SJV (Jordbruksverket) (2008a). *Reducerad jordbearbetning*. Jordbruksinformation 28 – 2008.
- SJV (Jordbruksverket) (2008b). *Jordbruksverkets statistikdatabas*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://statistik.sjv.se/Database/Jordbruksverket/databasetree.asp> (2013-02-21).
- SJV (Jordbruksverket) (2009). *Jordbruk, bioenergi och miljö*. Jordbruksverket rapport 2009:22.
- SJV (Jordbruksverket) (2013). *Jordbruket och övergödningen av havet*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ingenovergodning/jordbruketochovergodningen.4.4b00b7db11efe58e66b80001608.html> (2013-02-21).
- Skogsindustrierna. (2006). *Biobränsle från skogen – Tillgång och efterfrågan*.
- Skogsstyrelsen (2008). *Skogliga konsekvensanalyser 2008 SKA-VB 08*. Skogsstyrelsen och Sveriges lantbruksuniversitet. Skogsstyrelsen rapport 25:2008.
- Skogsstyrelsen (2011). *Skogs- och miljöpolitiska mål – brister, orsaker och förslag på åtgärder*. Meddelande 2:2011.
- Skogsstyrelsen (2012). *Skogsstatistisk årsbok 2012*.
- Skogsstyrelsen. (2013a). *Skog och skogsmark*. [Elektronisk] Tillgänglig: <<http://www.skogsstyrelsen.se/arealer>>, (2013-02-13).
- Skogsstyrelsen (2013b). *Askåterföring*. [Elektronisk] Tillgänglig: <<http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Skota-skog-/Skogsbransle/Askaterforing/>> (2013-02-21).
- Skogsstyrelsen (2013c). *Skoglig ordlista*. Elektronisk, tillgänglig: <http://www.skogsstyrelsen.se/Upptack-skogen/Skog-i-Sverige/Skoglig-ordlista/>
- Sköldberg, H., Holmström D. & Löfblad, E. (2013). *Roadmap för ett fossilbränsleoberoende transportsystem år 2030*. Elforsk rapport 12:68.
- SLU (2013). *Biologisk mångfald*. <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/centrum-for-biologisk-mangfald-cbm/biologisk-mangfald/>
- Smeets, E.M.W., Faaij, A.P.C., Lewandowski, I.M. & Turkenburg, W.C. (2007). A bottom-up assessment and review of global bio-energy potentials to 2050. *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 33(1), 56-106.
- Smeets E.M.W., Lemp D. & Dees M. (2010). *Methods & Data Sources for Biomass Resource Assessments for Energy*, Biomass Energy Europe (BEE). Version 3, November 2010.
- Smith, P., Gregory, P.J., van Vuuren, D., Obersteiner, M., Havlík, P., Rounsevell, M., Woods, J., Stehfest, E. & Bellarby, J. (2010). Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 365(1554), 2941-2957.

- Smith, H.G., Jönsson, A.M. & Rundlöf, M. (2011). *Åtgärder för att gynna biologisk mångfald i slättbygder – en kunskapssammanställning*. Lunds Universitet, 51 pp
- Soetaert W. & Vandamme E.J. (eds.). (2009). *Biofuels*. Wiley Series in Renewable Resources. Wiley.
- SOILSERVICE. (2012). Conflicting demands of land use, soil biodiversity and the sustainable delivery of ecosystem goods and services in Europe. Final publishable report, April 2012.
- Solazyme (2013) Företagets websida. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://solazyme.com/>
- Sommer S., Möller H. & Petersen S. (2001). *Reduktion av drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling*. DJF rapport Nr 31, Danmarks Jordbruksforskning.
- Sorsche, P. (2010). *Requirements on Synthetic Biofuels as Viewed by Daimler*. Presentation at the 4th International BtL-Congress in Berlin, December 1st-2nd, 2010.
- SOU (2007). *Bioenergi från jordbruket – en växande resurs*. Bilagedel, Statens Offentliga Utredningar, SOU 2007:36, Stockholm.
- Spath P.L. & Dayton D.C. (2003). *Preliminary Screening – Technical and Economic Assessment of Synthesis Gas to Fuels and Chemicals with Emphasis on the Potential for Biomass-Derived Syngas*. NREL/TP-510-34929.
- Spracklen, D.V., Bonn, B. & Carslaw, K.S. (2008). Boreal forests, aerosols and the impacts on clouds and climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 366(1885), 4613-4626.
- St1 (2013), *Närproducerad etanol*, [Elektronisk] <http://www.st1.se/narproducerad-etanol> (2013-06-15) samt informationsmaterial från företaget.
- Stahl, K. (2001). *The Värnamo demonstration plant*. Trelleborg: Berling Skogs.
- Statistiska centralbyrån (SCB). (2012). *Försäljning av mineralgödsel för jord- och trädgårdsbruk under 2010/11*. Slutlig statistik. MI30 SM1201.
- Stehfest, E., Bouwman, L., van Vuuren, D., den Elzen, M., Eickhout, B. & Kabat, P. (2009). Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, vol. 95(1), 83-102.
- Sues, A. (2011). *Are European bioenergy targets achievable? An evaluation based on thermoeconomic and environmental indicators*. Doctoral Thesis, Department of Chemical Engineering and Chemistry, Eindhoven University of Technology, Eindhoven.
- Sunde, K., Brekke, A. & Solberg, B. (2011). Environmental Impacts and Costs of Hydrotreated Vegetable Oils, Transesterified Lipids and Woody BTL – A Review. *Energies*, vol. 4(6), 845-877.
- Suprabio (2013) (<http://www.suprabio.eu>)

- SVEBIO. (2008). *Potentialen för bioenergi- tillgång och användning*. Teknisk rapport SVEBIO.
- Svebio (2013). *EU kommissionens förslag ger ökad olje användning och mer utsläpp*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.svebio.se/press/pressmeddelande/eu-kommissionens-forslag-ger-okad-oljeanvandning-och-mer-utslapp> (2013-02-20).
- Swanson R.M., Satrio J.A., Brown R.C., Platon A. & Hsu D.D. (2010). *Techno-Economic Analysis of Biofuels Production Based on Gasification*. Technical Report NREL/TP-6A20-46587.
- Taheripour, F. & Tyner, W.E. (2012). *Induced land use emissions due to first and second generation biofuels and uncertainty in land use emissions factors*. Paper prepared for presentation at Agricultural & Applied Economics Association's 2012 AAEA Annual Meeting, Seattle, Washington, August 12-14, 2012.
- Tipper, R., Hutchison, C. & Brander, M. (2009). A Practical Approach for Policies to Address GHG Emissions from Indirect Land Use Change Associated with Biofuels. Technical Paper TP-080212-A. Ecometrica and Green Energy, Edinburgh, UK.
- Tomani, P. (2010) The Lignoboost process. 2nd Nordic Wood Biorefinery Conference: Helsinki, Finland, Sep. 02-04, 2009. *Cellulose Chemistry and Technology*, Vol. 44,(1-3), 53-58.
- Tock L., Gassner M. & Maréchal F. (2010). Thermochemical production of liquid fuels from biomass: Thermo-economic modeling, process design and process integration analysis. *Biomass and bioenergy*. Vol. 34(12), 1838-1854.
- Transport and Environment (2012). Biofuels Fact Sheet. Bryssel.
- Tufvesson L.M., Lantz M. & Börjesson P. (2012). Life cycle assessment of biogas produced from industrial residues – environmental performance including competition with animal feed. *Submitted to Journal of Cleaner Production*.
- Tunå P., Hulteberg C., Hansson J., Åsblad A. & Andersson E.(2012). Synergies from combined pulp&paper and fuel production. *Biomass and Bioenergy*, vol. 40(May 2012), 174-180.
- Tunå, P. (2013). *Generation of synthesis gas for fuels and chemicals production*. Institutionen för kemiteknik, Lunds universitet. Doktorsavhandling.
- Van der Meijden C.M., Veringa H. & Rabou L.P.L.M. (2010). The production of synthetic natural gas (SNG): A comparison of three wood gasification systems for energy balance and overall efficiency. *Biomass and Bioenergy*, vol. 34(3), 302–311.
- Van Vliet O.P.R., Faaij A.P.C. & Turkenburg W.C. (2009). Fischer-Tropsch diesel production in a well-to-wheel perspective: A carbon, energy flow and cost analysis. *Energy Conversion and Management*, vol. 50(4), 855-876.

Vestin, P., Lindroth, A., Mölder, M., Karlsson, T., Hellström, M., Sundqvist, E. & Klemedtsson, L. (2011). *Initial effects of stump harvesting on greenhouse gas fluxes and nitrogen leaching*. International symposium "Tree-stumps for bioenergy - harvesting techniques and environmental consequences". October 24-26, 2011, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Vätgas Sverige. (2013). Fakta om vätgas. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.vatgas.se/fakta/produktion>, (2013-2-20).

Wetterlund, E., Pettersson, K. & Magnusson, M. (2010a). Implications of system expansion for the assessment of well-to-wheel CO₂ emissions from biomass-based transportation. *International Journal of Energy Research*, vol. 34(13), 1136–1154.

Wetterlund, E., Karlsson, M. & Harvey, S. (2010b). Biomass gasification integrated with a pulp and paper mill - the need for economic policies promoting biofuels. *Chemical Engineering Transactions*, vol. 21(2010), 1207-1212.

Wetterlund, E., Pettersson, K. & Harvey, S. (2011). Systems analysis of integrating biomass gasification with pulp and paper production – Effects on economic performance, CO₂ emissions and energy use. *Energy*, vol. 36(2), 932-941

Wetterlund, E., Leduc, S., Dotzauer, E. & Kindermann G. (2012). Optimal localisation of biofuel production on a European scale. *Energy*, vol. 41(1), 462-472.

Wetterlund, E., Pettersson, K., Torén, J., Mossberg, J., Hoffstedt, C., Lundmark, R., Lundgren, J., Leduc, S., Kindermann, G., von Schenk, A. & Berglin, N. (2013). *Optimal localisation of second generation biofuel production in Sweden*. Report No 2013:8, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Sweden. Available at www.f3centre.se

Wicke, B., Verweij, P., van Meijl, H., van Vuuren, D.P. & Faaij, A.P.C. (2011). Indirect land use change: review of existing models and strategies for mitigation. *Biofuels*, vol. 3(1), 87-100.

Widell, L.M. (2009). *Ekonomiska modeller för jordbrukssektorn – en redogörelse för deras uppbyggnad, funktion och förmåga att beskriva svenska förhållanden*. Jordbruksverket Rapport 2009:23.

Wirsenius, S., Azar, C. & Berndes, G., (2010). How much land is needed for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030? *Agricultural Systems*, vol. 103(9), 621-638.

Wising, U., Algehed, J., Berntsson, T. & Delin, L. (2006), Consequences of lignin precipitation in the pulp and paper industry, *Tappi Journal*, January 2006

World Resources Institute. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment*. Washington DC: Island Press.

Wright M.M., Daugaard D.E., Satrio J.A. & Brown R.C. (2010). Techno-economic analysis of biomass fast pyrolysis to transportation fuels. *Fuel*, vol. 89(Supplement 1), S2–S10.

Yeh, S. & Witcover, J. (2010). Indirect Land-Use Change from Biofuels: Recent Developments in Modeling and Policy Landscapes. Background paper for Seminar *Carbon Standards in Agricultural Production and Trade*, organized by the International Food & Agricultural Trade Policy Council (IPC) with support from Sao Paulo's Federation of Industries (FIESP), October 2010.

Zetterberg, L. & Chen, D. (2011). The time aspect of bioenergy – climate impacts of bioenergy due to differences in carbon uptake rates. IVL Rapport B1989.

Zetterberg, L. & Chen, D. (2013). *The time aspect of bioenergy - Climate impacts of bioenergy due to differences in carbon uptake rates*. Manuscript.

Muntliga källor:

Bertilsson, J. (2008). Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Personlig kommunikation.

Ekbom T. (2013), Grontmij AB, personlig kommunikation.

Eriksson S. (2013), Preem AB, informationsmaterial samt personlig kommunikation

Erlandsson P. (2013), Lantmännen Agroetanol, personlig kommunikation.

Furusjö E., Landälv I. (2013), personlig kommunikation.

Gebart, R., Liliedahl, T. & Thunman, H. (2013), Svenskt förgasningscentrum, SFC, informationsmaterial samt personlig kommunikation.

Jobson S. (2012). Volvo Buss, Göteborg, personlig kommunikation.

Lind, L. (2013). Perstorp AB, Personlig kommunikation.

BILAGA 1: UPPHANDLINGSUNDERLAG

FFF-utredningen. Version 12-12-03.

TEKNIKER FÖR FRAMSTÄLLNING AV FRAMTIDENS BIODRIVMEDEL SAMT HÅLLBARHETSASPEKTER PÅ BIODRIVMEDEL - UPPHANDLINGSUNDERLAG

Utredningen om fossilfri fordonstrafik (N 2012:05) har uppdrag att redovisa hur den svenska fordonsflottan ska bli fossiloberoende till år 2030 och i stort sett fossilfri eller koldioxidneutral till 2050. Avsikten är att presentera konkreta förslag till åtgärder och styrmedel samt etappmål för t.ex. 2020, 2030 och 2040.

Utsläppen av växthusgaser från trafiken kan minska genom åtgärder som verkar återhållande på efterfrågan av transporter samt genom åtgärder som gör trafikarbetet och fordonen mera energieffektiva. Den klimatanpassning som inte kan hanteras med sådana åtgärder måste klaras genom byte från fossila drivmedel till förnybara eller genom elektrifiering.

Detta förfrågningsunderlag behandlar två områden; dels nya tekniker för framställning av biodrivmedel, dels hållbarhetsaspekter på biodrivmedel. Ett viktigt fokus för båda delarna av uppdraget är produktiviteten vid framställning av biodrivmedel, både produktivitet vid framtagning av råvara och markanvändning och i produktionsprocesser.

Vad gäller nya tekniker för biodrivmedelsproduktion är förfrågningsunderlaget begränsat till de tekniker för framställning av biodrivmedel som kan komma att utgöra grunden för framtidens försörjning av vägtrafiken. Uppdraget innebär att ge utredningen underlag för dess bedömning av vilka styrmedel och incitament som behövs för att skiftet till biodrivmedel ska äga rum och för att betydande mängder biodrivmedel ska framställas i Sverige från inhemska tillgångar av avfall, restprodukter och andra former av primär bioenergi. Utredningen behöver kunskap om alla kända former av framställning av biodrivmedel som ersättning för respektive diesel, bensin och fossil gas som kan utnyttja råvaror och rester som finns tillgängliga eller kan bli tillgängliga i Sverige. För vart och ett av dem behövs följande data/information:

1. Kortfattad teknisk information om processen med uppgift om verkningsgrad/utbyte för den energiform som den primärt avser samt uppgifter om möjliga biprodukter och utnyttjande av spillvärme. Uppgift ska lämnas om total systemverkningsgrad med avseende på säljbara produkter (men med särredovisning av spillvärme) samt om behovet av externt tillförd processenergi med fördelning på energislag. Om det föreligger en övre naturlig gräns för efterfrågan på anläggningens biprodukter och/eller spillvärme ska detta anges.
2. Beträffande energikombinat kan det också vara intressant att få motsvarande uppgifter även om biodrivmedel inte är huvudprodukt.
3. Uppgift ska lämnas om vilken/vilka råvaror som är bäst lämpade för processen samt om det tänkta användningsområdet i betydande grad konkurrerar med andra former av användning av samma råvarubas. Uppgift ska även lämnas om processen under

en begränsad period kan använda grödor producerade på åkermark under förutsättning att denna tillförsel senare kan ersättas av råvaror som inte konkurrerar med foder- och livsmedelsproduktion (t.ex. att tillfälligt använda mark som nu ligger i träda).

4. Uppgifter om storleken av det upptagningsområde för leverans av råvaror som är ekonomiskt och transportmässigt rimligt för anläggningstypen.
5. Information om vilken eller vilka anläggningar av aktuell typ som finns i Sverige eller utomlands med uppgift om utvecklingsnivå (demonstrationsanläggning, kommersiell skala etc.), storlek och ålder samt, om tekniken inte är mogen, uppgifter om vilka ytterligare steg som behöver tas och vilka ungefärliga kostnader de kan förväntas medföra (mera detaljerat för svenska anläggningar och mera översiktligt för utländska).
6. Beräkning (egen eller med referens till annan källa) av ungefärlig produktionskostnad idag respektive vid framtida drift i kommersiell skala med angivande av nödvändig produktionsvolym och finansiella antaganden. Kostnaden ska anges diesel- eller bensinekvivalent samt i SEK per MWh. Den ungefärliga graden av osäkerhet i bedömningen av framtida produktionskostnad ska anges, gärna med angivande av vilka delar av den totala kostnaden som är särskilt svårbedömbara.
7. Kortfattad redovisning av produktionsmetoder för andra generationens biodrivmedel i andra delar av världen som baseras eller kan komma att baseras på råvaror som inte finns i Sverige. Uppgifter om ungefärliga kostnader och nödvändiga volymer för kommersiell framgång.

Den andra delen i uppdraget berör de hållbarhetsregler och övriga hållbarhetsaspekter som utredningen behöver beakta vid sina överväganden beträffande styrmedel som kan bidra till en snabb ökning av biodrivmedelsanvändningen i Sverige. Det främsta syftet med denna del är att få underlag för bedömning om vilken mängd hållbart biodrivmedel som kan komma att finnas tillgängligt i framtiden. I denna del av uppdraget ska även så kallade första generationens biodrivmedel ingå. Denna del omfattar följande moment:

1. Redovisning av livscykelutsläpp av växthusgaser för skilda biodrivmedel utifrån olika existerande beräkningsmetoder, geografiska områden och marktyper, samt energi- och klimateffektivitet per hektar. Insatsenergi som behövs för produktion av energibärare från biomassa bör redovisas. De indikatorer som bör användas är bland annat GJ/ha/år, olika grödors produktivitet och krav på växtföljd och inverkan på markens kolförråd tC/ha/år, m fl. Uppdraget omfattar biodrivmedel (med hänsyn tagen till eventuella biprodukter) som kan komma att produceras i Sverige eller i betydande omfattning importeras från utlandet.
2. En översiktlig beskrivning av ILUC och dess beräkningsmetodik, osäkerhet, relevans och potentiella effekter på olika råvaror, samt faktorer som påverkar en framtida konkurrens med matproduktion (befolkningstillväxt, produktivitet, diet, livsmedelsförluster och spill o s v).
3. Redovisning av andra hållbarhetskriterier som ingår i olika standardiseringssystem (befintliga och som är under utveckling, t ex EU/CEN och ISO) och som är relevanta för framtida svenska biodrivmedel.

Uppdraget bör också belysa betydelsen av val av tidshorisont vid analys av användning av skogsbioenergi för drivmedelsframställning samt val av systemgränser.

TIDSRAM OCH BUDGET

Uppdraget ska slutföras senast den 5 mars 2013. Det bedöms ta ca 8 manarbetsveckor i anspråk.

BILAGA 2: BIODRIVMEDEL SOM BRÄNSLE I FORDON

Samma biodrivmedel kan i många fall produceras i flera olika processer och från olika råvaror. Deras egenskaper som drivmedel är normalt sett oberoende av produktionsprocess. Nedan beskrivs aktuella drivmedel kortfattat och uppdelat i de tre grupperna dieselbränslen, alkoholer och gasformiga drivmedel. En indelning av drivmedel i olika grupper är dock inte självklar, eftersom utveckling av drivmedelsegenskaper såväl som motorer sker kontinuerligt. Till exempel är DME ett dieselbränsle och kräver inte gasmotorer, även om det vid atmosfärstryck är gasformigt. Även etanol kan, med vissa tillsatser, användas som dieselbränsle. Sådana aspekter påpekas dock i texten för respektive drivmedel nedan.

BIOBASERADE FLYTANDE DIESELBRÄNSLEN

FAME

Biodiesel, ofta kallad FAME (Fatty Acid Methyl Ester), består av en vegetabilisk eller animalisk fettsyra som är kemiskt omvandlad till sin ester-form. Man får då en homogen vätska som är kompatibel med diesel; dvs med lämplig viskositet och blandbar med diesel samt förenlig med motorer och infrastruktur. I den process som bl.a. används vid Perstorps svenska anläggning (med en fast katalysator av zeolit-typ) behöver inte vatten och salter tillföras, vilket resulterar i en renare FAME, en renare glycerin och färre biprodukter (Lind, 2013). De vanligaste fettsyrekällorna globalt är palm-, soja- och rapsolja, men även animaliska oljor (exempelvis fiskolja) och kasserad fritryolja kan användas. Samlingsnamnet FAME ersätts då med förkortning för motsvarande råvara och kallas PME (Palm oil Methyl Ester), SME och RME, respektive.

FAME kan användas för inblandning i vanlig diesel eller som ren produkt. Vid användning som 100% biodrivmedel krävs vissa materialanpassningar (framförallt packningar och rör) i bilen. I Sverige säljs idag även rent RME-bränsle för dieselmotorer (s k B100) till bussbolag och liknande som kan genomföra anpassningar och få godkännande från motortillverkare. Totalt såldes 2012 drygt 50 000 m³ av B100 i Sverige (Lind, 2013). Gällande Europa-standard för vanlig diesel tillåter inte högre inblandning än max 7% FAME i konventionell diesel. Den FAME som används måste uppfylla kvalitetskraven i SS-EN 14 214 (Energimyndigheten, 2011).

FAME har goda egenskaper som dieselbränsle, är biologiskt nedbrytbart och inte toxiskt, men har sämre lagringsegenskaper än fossil diesel och andra typer av förnybar diesel (se nedan). För att bromsa oxideringsprocessen används därför vissa tillsatser. En annan nackdel är sämre köldegenskaper än fossil diesel. Egenskaperna hos FAME som dieselbränsle beror också av vilken råvara och omvandlingsprocess som används. RME är den metylester som har bäst köldegenskaper. Rapsoljan består huvudsakligen av fettsyra-kolkedjor som är 18 kolatomer lång och med en mix av mättad, enkelomättad och dubbelomättad fettsyra, vilket gör den lämplig i kallt klimat. Av detta skäl, samt för att den är mindre miljökontroversiell, används enbart RME för inblandning i diesel i Sverige. Den totala marknaden för RME i Sverige var 2012 ca 290 000 m³ (Energimyndigheten, 2013).

Hydrerade vegetabiliska oljor (HVO)

Hydrerade vegetabiliska oljor (HVO), eller förnybar diesel, kan produceras från samma råvaror som FAME. Dessutom produceras i Sverige idag HVO från råtallolja, som är en biprodukt från massaindustrin (se avsnitt 6.1.1). Till skillnad från FAME är bränsleegenskaperna hos HVO oberoende av vilken fettsyra och därmed råvara den baseras på.

Sammansättningen hos HVO följer i stort sett helt dieselspecifikationen genom att syrehalten har reducerats. HVO är dessutom fritt från svavel och aromater samt har ett högt cetantal och har därmed goda drivmedelsegenskaper och ger låga emissioner. För att uppnå goda koldegenskaper krävs dock ett slutsteg i produktionen (isomerisering), som bara görs för en del av den HVO som produceras idag.

Genom att HVO i stort sett är identisk med fossil diesel kan den blandas in till hög andel, utan anpassning av motorer och fordon. Vintertid avgörs dock möjlig inblandningsnivå av bränslets koldegenskaper. HVO har också motsvarande distributions- och lagringsegenskaper som fossil diesel. I Sverige såldes år 2011 45 000 m³ HVO, som låginblandning i diesel, vilket år 2012 hade ökat till 111 000 m³ (Energimyndigheten, 2013).

Syntetisk diesel (FT-diesel)

Syntetisk diesel, eller Fischer-Tropsch diesel (FTD), är en färglös, icke-giftig vätska som i princip är fri från svavel och aromatiska ämnen. Energiinnehållet i FTD är ungefär 43-44 MJ per kg och har en något lägre densitet än konventionell diesel. FTD är lätt att distribuera då den i stor utsträckning kan blandas in i vanlig diesel i enlighet med nya dieselbränslestandarder. Den kan också, i såväl ren som i blandad form distribueras i det befintliga systemet för dieselolja. FTD är i stort sett fritt från föroreningar och har ett högt cetantal (typiskt över 70) vilket möjliggör mycket god förbränning och mycket låga emissionsnivåer i dieselmotorer.

BIOBASERADE ALKOHOLER SOM DRIVMEDEL

Etanol

Etanol står idag för 90% av den totala användningen av biodrivmedel i världen, med störst produktion och användning i USA och Brasilien. Den totala världsproduktionen var 2011 ca 84500 miljoner liter. De största mängderna används som låginblandning i bensin. I Brasilien används E20-E25, i USA E10-E15 och i Europa E5-E10. I svensk bensin är inblandningen normalt 5%, men enligt bränslekvalitetsdirektivet är det numera tillåtet att blanda in upp till 10%. Etanol kan också användas i bilar med s k flexi-fuel-motorer, vilka kan köras på vilken blandning som helst mellan ren bensin och E95 (etanol med 5% vatten). Extrakostnaden för att producera en flexi-fuel bil är ca 1000 kronor högre än för en vanlig bensinbil. För tunga fordon finns en modifierad dieselmotor med kompressionständning utvecklad och ett särskilt etanolbränsle (ED95) framtaget, med en tillsats av 3-5% tändningsförbättrare.

Den termiska verkningsgraden för etanolanvändning i en bensinmotor (Ottomotor) är några procent högre än för en ren bensinmotor, särskilt om motordesignen anpassas för etanoldrift.

Energiinnehållet per liter är dock lägre än för bensin. När 5% etanol tillförs i bensinen tar dessa två effekter ut varandra och användningen i liter/mil blir samma som för ren bensin. Användning av ED95 i en anpassad dieselmotor ger samma termiska verkningsgrad som i en dieselmotor för fossil diesel.

Distributionen av etanol som låginblandning i bensin (ofta även E85) är helt integrerad med oljebolagens drivmedelsdistribution. Riskhantering och –klassificering motsvarar också den för bensin. ED95 används framförallt i fordonsflottor med egna distributionslösningar. Långväga transport av etanol sker med hjälp av konventionella tankfartyg. I Sverige såldes år 2012 drygt 400 000 m³ etanol som drivmedel, varav knappt hälften för låginblandning (Energimyndigheten, 2013).

Metanol

Användning av metanol som drivmedel i konventionella förbränningsmotorer har varit aktuellt under ett antal årtionden, och under senare år även som potentiellt bränsle i bränsleceller (Rostrup & Christiansen, 2011). Metanol är inkluderad i den europeiska standardspecifikationen för bensin, EN 228, med inblandning upp till 3 %. Tester med metanol som drivmedel har utförts i Europa och USA med M15 (15 % metanol i bensin), M85 (85 % metanol i bensin) och M100 (ren metanol) med goda utfall (Ekbom et.al, 2012).

Metanol har ett högt oktantal (107/92 RON/MON) och är därmed ett potentiellt alternativ till fossil bensin. Om metanolen används direkt i förbränningsmotorer krävs dock mindre modifieringar i bränsleinsprutningssystemet, då vissa materialkomponenter i plast, gummi, aluminium, zink och magnesium kan behöva bytas ut på grund av korrosionsrisk. En motor anpassad för etanol behöver dock inga ytterligare materialanpassningar vid övergång till metanol. I flytande form kan metanol omvandlas till vätgas för användning i bränsleceller utan behov av förbehandling. Direct Methanol Fuel Cell (DMFC) är en lovande teknik med hög potentiell verkningsgrad.

Utsläpp av kolmonoxid, kväveoxider och kolväten är lägre vid förbränning av metanol än för bensin. Metanol innehåller låga halter av svavel och metaller och energiinnehållet (LHV) är knappt hälften av energivärdet i bensin. Det höga oktantalet innebär dock att man kan öka kompressionen i motorn och därmed öka energieffektiviteten och därmed delvis kompensera för det lägre energiinnehållet. Metanol är humantoxiskt och livshotande vid förtäring och bör märkas till färg och lukt (Ekbom et.al, 2012).

Biometanol kan också användas för produktion av dimetyleter (DME), bensin eller biodiesel samt ersätta fossil metanol i framställningen av rapsmetylester (RME) eller metyl-tertiär-butyl-eter (MTBE). MTBE är en inblandningskomponent i bensin där ca hälften av energiinnehållet härrör från metanol (Kutscher et.al, 2006).

Butanol

Butanol har i ökande utsträckning lyfts fram som ett potentiellt intressant biodrivmedel (och biobaserad kemikalie) under senare år, framförallt som konkurrent till etanol för låginblandning, men kan potentiellt även användas som rent biodrivmedel i Ottomotorer.

Butanol finns i olika former, med delvis olika egenskaper som drivmedel, framförallt är det här intressant att skilja mellan n-butanol (vilket oftast avses när man använder termen butanol) och isobutanol. De konventionella produktionsvägarna för butanol ger framförallt n-butanol, medan flera nya processer för produktion av biobutanol avser isobutanol (se vidare avsnitt 6.2.2 och 6.3.1).

N-butanol har ur flera avseenden bättre drivmedelsegenskaper än etanol i och med att det har högre värmevärde, ett lågt Reid-ångtryck, lägre syreinhåll och låg löslighet i vatten. Det låga Reid-ångtrycket gör att bränslet har goda koldgenskaper. Lägre syreinhåll medför troligen att korrosionsproblemen är mindre, även om det inte finns fullständiga data. Slutligen gör den betydligt lägre vattenlösligheten också att butanol inte på samma sätt drar åt sig vatten. Detta är ett problem för etanol vid blandning etc, vilket i sin tur leder till korrosionsproblem. En nackdel för n-butanol är däremot ett lågt oktantal. Isobutanol har samma goda egenskaper som n-butanol, men dessutom ett högre oktantal, vilket gör det särskilt lämpligt för användning som drivmedel. Sammantaget gör detta att en större andel butanol skulle kunna blandas in i bensin, utan förändringar i distributionssystem och motorer, än de maxnivåer som idag gäller för inblandning av etanol. Begränsningen för syreinhåll i bensin skulle ge en maxinblandning på 16% butanol (jämfört med 10% för etanol).

	Etanol	n-Butanol	Isobutanol	Bensin
Värmevärde [MJ/l]	21,4	27,0	28,0	32,5
Oktantal¹	112	87	102	90
Reid-ångtryck [bar]²	1,2-1,5	0,3-0,35	0,3-0,35	ca 0,5
Syrehalt [%]	34,7	21,6	21,6	<2,7
Vattenlöslighet [% vid 25°C]	100	9,1	9,1	<0,01

¹ Blend octane number [(RON+MON)/2]

² Blend Reid Vapor Pressure

GASFORMIGA BIODRIVMEDEL

Biobaserad fordonsgas

Biobaserad fordonsgas består till största delen av biometan och kan produceras via rötning (s k biogas) eller förgasning (s k bio-SNG). Gasen kan distribueras i gasledningsnät och användas på likartat sätt som naturgas, vilket gör att fordonsgasen är likvärdig ur användarsynpunkt, oavsett ursprung och produktionsmetod. Dock kan mindre mängder gasol behöva tillsättas för att uppnå de krav på energiinhåll och egenskaper som för närvarande gäller för gas i stamnätet för naturgas (Fredriksson Möller et.al, 2013). Infrastruktur för gastransport i större ledningsnät finns främst i Västsverige samt i ett antal mindre nät (några kilometer i total längd) i resterande delar av landet (Ekbom et.al, 2012). Kravet för inmatning på gasnäten är att gaskvaliteten uppfyller svensk standard för biogas (SS-15 54 38 Motorbränslen – Biogas som bränsle till snabbgående ottomotorer).

Om gasen ska distribueras längre sträckor kan lastbilstransporter med flaskpaket med komprimerad gas användas. Det finns också en möjlighet att kyla gasen och transportera den i vätskeform. Detta är vanligt då man transporterar naturgas från avlägset belägna källor och då oftast med båttransporter (LNG, Liquid Natural Gas), men tekniken är möjlig att använda även för biometan (BLG), till exempel av producenter vid produktionsbortfall (Ekbom et.al, 2012).

För att få med sig tillräcklig mängd energi och därmed en rimlig körsträcka per tankning, komprimeras normalt sett fordonsgas upp till cirka 200 bar, vilket medför en viss explosionsrisk. Tekniken för kylning till BLG (och LNG) kan även användas för att ytterligare öka tankkapaciteten, vilket framförallt är aktuellt för tunga transporter (på väg och i fartyg). Jämfört med bensin medför metan mycket lägre risk för brand, då den är lättflyktig och snabbt avgår upp i luften, samtidigt som det blandningsintervall i luften (gas/luft) där den kan antändas/explodera är mycket snävare än för bensin. Fordonsgas kan användas i såväl bensinmotorer som i ombyggda kompressionstända motorer (dieselmotorer). Ombyggnaden av dieselmotorn består i att man förser motorn med glödstift som bidrar till att initiera tändningen, alternativt kan gasen blandas med ca 10-25% dieselbränsle.

Användning av metan som fordonsgas ger mycket låga utsläpp av miljö- och hälso-påverkande ämnen. Däremot är metan en mycket potent växthusgas med en påverkan som kraftigt överstiger koldioxid. Det är därför viktigt att minimera bränsleläckage, bland annat genom att säkerställa så fullständig förbränning som möjligt. Ett annat problem är att metan i viss mån riskerar att förbrännas i fordonets katalysator, något som höjer förbränningstemperaturen där och kraftigt påverkar katalysatorns livslängd. Tämiligen begränsade halter av metan under en kortare period kan slå ut en helt ny katalysator.

Användningen av fordonsgas i Sverige var år 2012 total 140 milj m³, varav drygt 80 milj m³ (motsvarande ca 0,8 TWh) var biobaserad (Energimyndigheten, 2013).

Dimetyleter (DME)

Dimetyleter (DME, CH₃OCH₃) är ett metanolderivat, som vid normala atmosfäriska förhållanden är en färglös gas med fysikaliska egenskaper liknande propan. DME är i vätskefas vid ca 5 bars tryck och normaltemperatur. DME har ett högt cetantal (55-60) och ett lågt oktantal (35/13 RON/MON) och är därför intressant som ersättning för fossilt dieselbränsle. DME kan användas i konventionella dieselmotorer med kompressions-tändning, men kräver ett nytt bränsleinsprutningssystem, eftersom det krävs trycksättning för att behålla bränslet i vätskefas. DME kan inte heller blandas i konventionell diesel och kräver därför särskild infrastruktur för distributionen. Idag finns fyra tankstationer för bio-DME i Sverige (Piteå, Stockholm, Jönköping och Göteborg).

DME innehåller inget svavel eller metaller och är under normala förhållanden en harmlös gas sett ur ett hälso- och miljöperspektiv (den används bl.a. idag som drivgas i sprayflaskor). DME är inte heller korrosivt men har negativ påverkan på gummislangar och packningar i motorer. Vid förbränning av DME genereras betydligt lägre utsläpp av

svavel, kväveoxider och sot jämfört med vanlig diesel och DME-motorn ger även lägre bullernivåer.

Vid användning av DME som bränsle i lastbilar är bränslet i vätskefas från tank till förbränningskammare. Energiinnehållet i DME (LHV) är 19.3 MJ/liter (28.8 MJ/kg), vilket motsvarar ca 70 % av innehållet i diesel. För att behålla samma räckvidd krävs därför utökad tankkapacitet. Bränslet har dåliga smörjegenskaper och kräver speciella tillsatser för att undvika motorslitage.

Vätgas

Intresset för vätgas som transportbränsle har ökat kraftigt sedan slutet av 1990-talet både i USA och inom EU. Väte är gasformigt under normal temperatur och normalt tryck. I industrin trycksätts vätgasen till 200 bar och förvaras i flaskor i rostfritt stål. Om vätgasen ska användas som fordonsbränsle komprimeras den till 350 eller 700 bar, vilket leder till energiförluster på 5–10 % av vätgasens energiinnehåll. (Vätgas Sverige, 2013).

Bränsleceller kan omvandla kemisk energi till el och har på så sätt en potential att nå en högre verkningsgrad än förbränningsmotorer. Vätgas kan dock teoretiskt också användas i t.ex. kolvmotorer och detta skulle kunna vara en övergångslösning i väntan på att bränsleceller kan kommersialiseras i stor skala. Internt måste de bränsleceller som för närvarande är aktuella för framdrivning av fordon (PEM) använda vätgas som bränsle. Det optimala bränslet för bränslecellen är således vätgas, då övriga bränslen måste omvandlas (reformerar) till vätgas för att kunna användas. Reformeringen reducerar energiverkningsgraden och är förknippad med diverse tekniska problem. Reformering av metanol och DME är enklare än reformering metan, bensin och dieselolja. Övriga drivmedel hamnar mellan de två nämnda kategorierna. För bensin och dieselolja krävs helt andra bränslespecifikationer än i dag för att dessa skall vara möjliga att använda i bränsleceller.