



LUND UNIVERSITY

Indirekt förändrad markanvändning och biodrivmedel - en kunskapsöversikt

Ahlgren, Serina; Börjesson, Pål

2011

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Ahlgren, S., & Börjesson, P. (2011). *Indirekt förändrad markanvändning och biodrivmedel - en kunskapsöversikt*. (LUTFD2 / TFEM--11/3064--SE + (1-53); Vol. 73). Lunds universitet. Avdelningen för miljö- och energisystem.

Total number of authors:

2

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



LUNDS UNIVERSITET
Lunds Tekniska Högskola

Institutionen för teknik och samhälle
Avdelningen för miljö- och energisystem

Indirekt förändrad markanvändning och biodrivmedel - en kunskapsöversikt

Serina Ahlgren
Pål Börjesson

Rapport nr. 73

Juni 2011

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS UNIVERSITET Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund, Sverige Telefon: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Dokumentnamn Rapport
	Utgivningsdatum Juni 2011
	Författare Serina Ahlgren Pål Börjesson

Dokumenttitel och undertitel

Indirekt förändrad markanvändning och biodrivmedel – en kunskapsöversikt

Sammanfattning

Under senare år har det pågått en debatt om biodrivmedels klimatnytta, detta sedan studier visat att indirekt förändrad markanvändning kan leda till stora utsläpp av växthusgaser. Ökad produktion av biodrivmedel i ett land kan leda till att annan produktion trängs undan, vilket i förlängningen kan leda till omvandling av skogs- eller betesmark till jordbruksmark i andra länder; detta benämns ofta som biodrivmedlets indirekta markanvändning (förkortat iLUC efter engelskans indirect land use change).

Syftet med denna studie är att sammanställa den stora mängd litteratur som finns om iLUC kopplad till biodrivmedel, att beskriva ett antal av de metoder som finns för att kvantifiera iLUC samt att sammanställa och analysera resultat från litteraturen. Vidare syftar rapporten till att beskriva om och hur iLUC kan integreras i livscykelanalysmetodik vid beräkning av växthusgaser från produktion av biodrivmedel samt respektive ingå i lagstiftning och certifiering.

Denna rapport visar att det finns många olika modeller för att kvantifiera iLUC, med väldigt varierande resultat. Skillnaderna i resultat beror på att modellerna har olika struktur och antaganden. I rapporten påvisas även problematiken med att koppla samman iLUC-modeller med livscykelanalysberäkningar. Alternativa sätt att hantera iLUC-frågan diskuteras också.

Nyckelord

Biodrivmedel, förändrad markanvändning, direkt, indirekt, modeller, växthusgaser

Omfång 53 sidor	Språk Svenska	ISRN ISRN LUTFD2 / TFEM--11/3064--SE + (1-53)
ISSN ISSN 1102-3651	ISBN ISBN 91-88360-99-7	

Intern institutionsbeteckning

Rapport nr. 73

Organization, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Environmental and Energy Systems Studies P.O. Box 118 SE-221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document Report
	Date of issue June 2011
	Authors Serina Ahlgren Pål Börjesson

Title Indirect land use change and biofuels – a review

Abstract
In recent years there has been a debate about the climate benefit of biofuels; some studies have indicated that indirect land use changes can lead to large emissions of greenhouse gases. Increased production of biofuels may lead to displacement of previous production, which ultimately can lead to conversion of forest or grassland to agricultural land in other countries. A biofuels can in other words lead to indirect land use changes (iLUC). The purpose of this study is to review the vast amount of literature available on iLUC linked to biofuels, to describe the existing methods to quantify iLUC and to compile and analyse results from the literature. Furthermore, the report aims to describe if and how iLUC can be integrated into life cycle assessment methodology for calculating greenhouse gas emissions from the production of biofuels and the inclusion of iLUC in legislation and certification. This report shows that there are many different models to quantify iLUC, with very mixed results. The differences in results can be explained by the varying structures and assumptions in the models. The report also shows the complexity in coupling of iLUC-models and life cycle assessment calculations. Further the report discusses alternative ways of dealing with the iLUC.

Keywords Biofuel, land use change, direct, indirect, models, greenhouse gases
--

Number of pages 53	Language Swedish	ISRN ISRN LUTFD2 / TFEM--11/3064--SE + (1-53)
ISSN ISSN 1102-3651	ISBN ISBN 91-88360-99-7	

Department classification Report no. 73
--

Förord

Denna rapport är framtagen inom forskningsprojektet ” Hållbarhetskriterier för bioenergi i ett systemperspektiv” som finansierats av Energimyndigheten och som författarna härmed vill tacka. Ett stort tack även till Elinor Hallström som deltagit i diskussioner och givit kommentarer på rapportens utformning.

Lund, juni 2011

Författarna

Innehållsförteckning

1	INTRODUKTION	4
1.1	Syfte	4
2	BIODRIVMEDEL, VÄXTHUSGASER OCH LIVSCYKELANALYS	4
2.1	Utsläpp i odlingsledet	4
2.2	Transporter och processer	5
2.3	Beräkningsmetodik	5
2.4	Den fossila referensen	6
3	FÖRÄNDRAD MARKANVÄNDNING	6
4	EKONOMISKA JÄMVIKTSMODELLER	8
4.1	Ökad efterfrågan av biodrivmedel i ekonomiska modeller	8
4.2	Statiska och dynamiska modeller	9
4.3	Elasticitet och linjäritet	9
4.4	Resultat från några ekonomiska modeller	10
5	FRÅN HEKTAR TILL KOLDIOXIDEKVIVALENTER	12
5.1	Vilken typ av mark påverkas?	12
5.2	Växthusgaser vid ändrad markanvändning	14
6	FÖRENKLADE MODELLER	15
6.1	Ecometrica	15
6.2	Öko-institut	16
6.3	Scott Wilson	17
6.4	E4tech	17
7	ILUC I LAGSTIFTNING OCH CERTIFIERING	18
7.1	USA	18
7.2	EU	19
7.3	Certifiering	20
8	SYNTES	20
8.1	Sammanställning av studier	20
8.2	Varför blir det så olika resultat?	24
8.3	Vilken är den bästa modellen?	25
8.4	Integrera iLUC i LCA av biodrivmedel	26
8.4.1	Typ av LCA	26
8.4.2	Fördelning av utsläpp över tid	27
8.4.3	Exempel vete-etanol	28
8.4.4	Slutsatser av iLUC i LCA	30
8.5	Införa iLUC-faktor i EU:s förnybarhetsdirektiv	31
8.6	Andra sätt att hantera iLUC-frågan	31
9	SAMMANFATTANDE SLUTSATSER	32
10	REFERENSER	34
	APPENDIX A	39
	APPENDIX B	46

1 INTRODUKTION

Användandet av biodrivmedel ökar stadigt, såväl i Sverige som Europa och resten av världen. En stor drivkraft till denna utveckling är de policybeslut som tagits i många länder och regioner som t.ex. EU, USA, Brasilien, Indien och Kina.

I denna rapport ligger fokus på markanvändning och de kopplade växthusgasemissionerna vid produktion av så kallade första generationens biodrivmedel, d.v.s. drivmedel som finns på marknaden idag som etanol och RME (andra generationen är drivmedel som inte finns i kommersiell skala ännu utan som fortfarande befinner sig på lab- eller demoskala, ofta handlar det om drivmedel baserade på cellulosa). Utöver markanvändning och emissioner av växthusgaser så kan produktion och användning av biodrivmedel naturligtvis påverka även andra miljökategorier samt ha sociala och etiska konsekvenser, men det ligger utanför denna rapports omfång.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att sammanställa den stora mängd litteratur som finns om indirekt markanvändning kopplad till biodrivmedel, beskriva de metoder som finns för att kvantifiera indirekt markanvändning samt att analysera resultaten i de olika studierna.

Vidare syftar rapporten till att beskriva om och hur indirekt markanvändning kan integreras i livscykelanalysmetodik vid beräkning av växthusgaser från produktion av biodrivmedel samt i lagstiftning och certifiering.

2 BIODRIVMEDEL, VÄXTHUSGASER OCH LIVSCYKELANALYS

Produktion av biodrivmedel leder oundvikligen till emissioner av växthusgaser i flera led i processen. Vi identifierar här nedan ett antal faktorer som har avgörande betydelse för hur bra ett biodrivmedel presterar ur ett växthusgasperspektiv.

2.1 Utsläpp i odlingsledet

Ofta står odling av råvaran för en stor del av utsläppen när första generationens biodrivmedel produceras (om inte avfall eller restprodukter används som råvara). Odlingen kräver en mängd insatser, t.ex. maskiner, diesel, olja, handelsgödsel, bekämpningsmedel mm, 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 har en påverkan, 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 till exempel 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 klimatprestanda.

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 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 betydelse för resultaten. Omvandlingseffektivitet av grödans energiinnehåll till färdigt biodrivmedel och vilken typ av biprodukter som produceras är också viktigt.

2.3 Beräkningsmetodik

Ofta används livscykelanalys som metod för att fastställa växthusgasutsläppen för ett biodrivmedel. Metoden finns beskriven i ISO-standarden 14040 och 14044. I EU:s förnybarhetsdirektiv ges särskilda anvisningar för beräkningen av växthusgasutsläpp.

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

- Ett klassiskt exempel är val av data för elproduktion. Många LCA-utövare hävdar att om man studerar en förändring (d.v.s. i detta fall en ökad användning av biodrivmedel) 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.
- 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.
- Var systemgränserna sätts och hur biprodukter hanteras kan ha stor betydelse (se t.ex. Börjesson m.fl. (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. I EU:s direktiv har man fastslagit att allokering ska ske baserad på det lägre värmevärdet.

2.4 Den fossila referensen

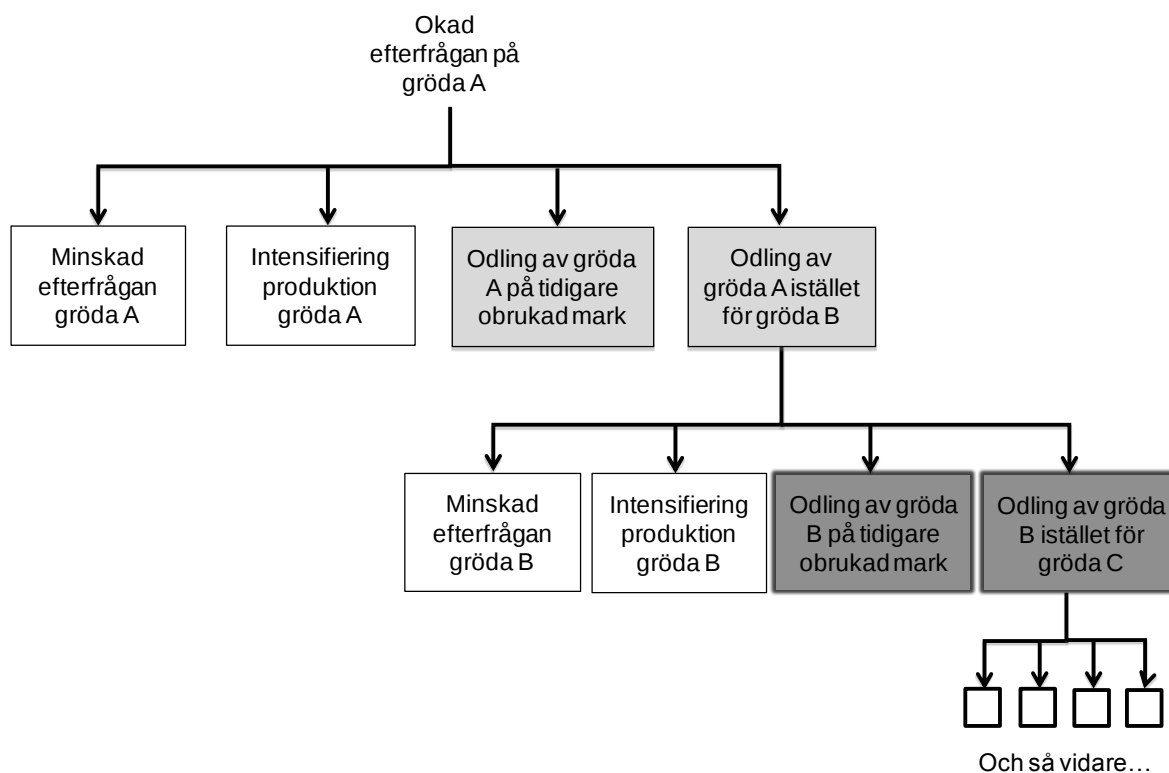
För att beräkna hur mycket utsläppen av växthusgaser minskar är det dock viktigt att bestämma vad den fossila referensen är. I EU:s förnybarhetsdirektiv anges 83,8 g CO₂-ekv/MJ för bensin och diesel, det kan dock vara ett relativt lågt antagande om det i framtiden blir en högre utnyttjandegrad av okonventionella oljekällor så som oljesand och förgasning av kol. Dessutom inkluderas nästan aldrig de indirekta kostnaderna av fossilenergianvändning. I en studie av Liska och Perrin (2009) kan utsläppen från bensin uppgå till 195 g CO₂-ekv/MJ om även alla de indirekta effekterna av de militära säkerhetsinsatserna i samband med oljeutvinning inkluderas.

3 FÖRÄNDRAD MARKANVÄNDNING

Utöver de växthusgaser som förknippas med biodrivmedelsproduktion beskrivna i föregående kapitel, har det under de senaste åren även pågått en diskussion om effekterna av förändrad markanvändning. När mark byter användning påverkas mängden levande biomassa ovan och under jord. De biologiska, kemiska och fysiska processerna i marken påverkas också. Som tidigare nämnts är bildning av lustgas särskilt viktigt i ett växthusgasperspektiv men även nedbrytning eller uppbyggandet av markens kolförråd är av vikt. Att bygga upp kolhalten ovan och under jord innebär att koldioxid binds in från atmosfären, medan en bortodling av kol innebär ett tillskott till atmosfären. Sammantaget kan det ha stor betydelse för ett drivmedels växthusgasbalans om förändrad markanvändning inkluderas eller ej.

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).

Vi illustrerar de olika begreppen med ett exempel, se Figur 1. En ökad efterfrågan av ett biodrivmedel leder till en ökad efterfrågan på gröda A. Om priset på gröda A blir tillräckligt högt kan det få till följd att konsumtionen av gröda A minskar. Detta är en effekt som har observerats i Mexico, där efterfrågan på majs till etanol drev upp priserna så mycket att befolkningen inte längre hade råd att köpa majstortillas, som är ett av baslivsmedlen (David, 2007). En annan tänkbar effekt är att lantbrukare reagerar på det ökade priset genom att öka avkastningen vid odling av gröda A genom ökad gödsling, bevattning etc.



Figur 1. Ökad efterfrågan av en gröda A kan få flera konsekvenser, ljusgrå rutor indikerar direkt ändrad markanvändning (dLUC), mörkgrå indirekt ändrad markanvändning (iLUC).

Ökad efterfrågan av biomassa för produktion av t.ex. biodrivmedel, livsmedel eller foder kan också tillgodoses genom att gröda A börjar odlas på tidigare obrukad mark. Gröda A kan också börja 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), som kan inträffa inom eller utanför landet där gröda A odlades. I exemplet i Figur 1 är det grödor som trängs undan, men andra markanvändningsaktiviteter kan påverkas, t.ex. betesproduktion för kött- och mjölkdjur. Kort sagt så är dLUC kopplat till fältet där gröda A odlas medan iLUC är ändrad markanvändning på annan plats på grund av ökad efterfrågan av gröda A.

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 oljevaxter. På det sättet minskar dranken behovet av mark för foderproduktion. Indirekt markanvändning behöver alltså inte *per se* vara negativ.

4 EKONOMISKA JÄMVIKTSMODELLER

Det är oerhört komplext att försöka fastställa vad som egentligen händer på marknaden 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 ekonomiska modeller.

Ekonomiska jämviktsmodeller används traditionellt för att förstå den aktuella ekonomiska situationen och den kommande utvecklingen. Generellt brukar man skilja mellan allmänna jämviktsmodeller som studerar hela ekonomin och partiella jämviktsmodeller som studerar enskilda marknader eller sektorer, till exempel jordbrukssektorn. 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 (Widell, 2009). Modellerna optimerar olika nyttor, i partiella modeller av jordbrukssektorn kan till exempel lantbrukarens vinst optimeras. I allmänna jämviktsmodeller kan det istället vara företagets vinst som maximeras.

Det finns flera olika partiella och allmänna jämviktsmodeller. Bland partiella jämviktsmodeller kan nämnas CAPRI, IMPACT, FAPRI-CARD och AGLINK-COSIMO. Bland de allmänna jämviktsmodellerna återfinns GTAP, GTAP-E, LEITAP, MIRAGE och IIASA World Food System Model. I Appendix A1 finns några av dessa modeller översiktligt beskrivna. De senaste åren har ett flertal av dessa modeller använts för att analysera hur en ökad efterfrågan på biodrivmedel påverkar den indirekta markanvändningen. Ingen av modellerna är dock från början tänkta att användas för att bestämma iLUC, det ursprungliga syftet kan t.ex. ha varit att utvärdera hur införandet av en handelspolitik påverkar matpriserna.

4.1 Ökad efterfrågan av biodrivmedel i ekonomiska modeller

Ett flertal modeller har använts för att analysera hur markanvändningen förändrar sig vid införandet av policy för biodrivmedel, t.ex. EU:s mål att 10% av transportsektorns energianvändning ska vara av förnybart ursprung till år 2020. I princip tillåter de flesta modeller att tre saker kan hända för att tillgodose det ökande behovet av råvaror (Ros m.fl., 2010):

- Intensifiering i odling
- Förändrad konsumtion av mat och/eller foder
- Ökad markanvändning

Alla modeller har olika antaganden om i vilken utsträckning dessa förändringar kan ske. De flesta, men inte alla modeller tar även hänsyn till effekten av de biprodukter som uppkommer vid produktion av biodrivmedel. Minskad konsumtion av foder är här inte liktydigt med minskad konsumtion av kött, det kan även betyda mer extensiv produktion d.v.s. mer betesmark eller i vissa modeller ändrad konsumtion till annan typ av kött.

Modellerna ger bara svar på den totala ökade markanvändningen kopplad till införandet av en biodrivmedelpolicy, men kan inte särskilja om denna nyodlade marken används för att odla

råvaror till biodrivmedel eller för att odla mat/foder/bete som blivit undanträngd av biodrivmedelsråvarorna. *Modellerna kan alltså inte göra någon skillnad på direkt och indirekt markanvändning!*

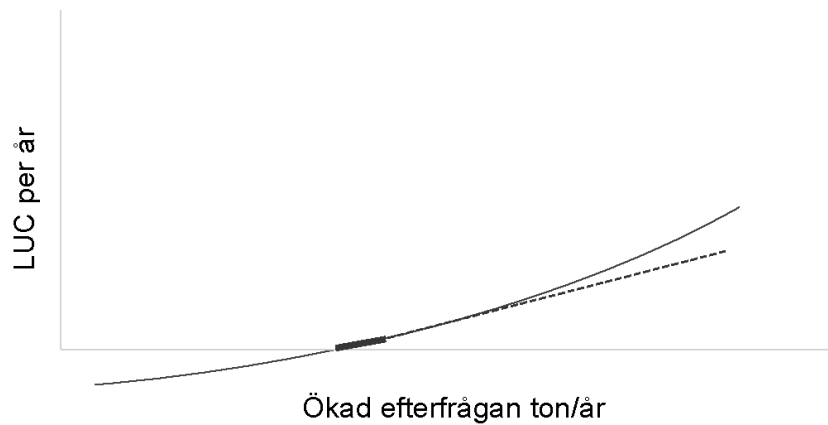
4.2 Statiska och dynamiska modeller

Vissa modeller är statiska i avseendet att de bara kan ge svar på ”före” och ”efter” införandet av en policy. Resultatet blir att man kan se en skillnad i markanvändning med eller utan införandet av en policy efter ett visst antal år. Eventuell ackumulation av kapital och därmed ändrad produktion kan därmed inte fångas av modellen. Vissa modeller har implementerat dynamiska element i utförandet, det vanligaste är då att jämvikten löses år för år, och att första årets output används som input för nästa år, osv. På det viset kan modellen visa en utveckling över tid (van Tongeren m.fl., 2001).

4.3 Elasticitet och linjäritet

Parametrarna som beskriver hur känslig en variabel är för förändringar i en annan variabel kallas för elasticitet och har ofta en avgörande betydelse i en ekonomisk modell. Till exempel beskriver efterfrågeelasticiteten hur mycket konsumtionen av en vara minskar när priset på varan stiger, respektive hur mycket konsumtionen ökar när priset faller. Det kan även förekomma korspriselasticitet mellan vissa varor, t.ex. om priset på kaffe stiger så ökar efterfrågan på te. Korspriselasticitet kan även finnas mellan komplementvaror som kaffe och socker, d.v.s. om priset på kaffe ökar, så minskar efterfrågan på socker. Elasticiteten är ofta kalibrerad till historiska data (van Tongeren m.fl., 2001). En annan viktig faktor är fördelningen mellan konsumtion av inhemska och utländska varor, som ofta beskrivs av Armingtons formel. Antagandet gör det möjligt att modellera efterfrågepreferenser för inhemskt producerade varor. I en modell utan Armingtonantagande kan inhemsk produktionen helt ersättas av utländsk. I en modell med Armingtons formel finns inte ett världsmarknadspris för en bestämd vara/produkt utan importpriserna kommer att variera från land till land.

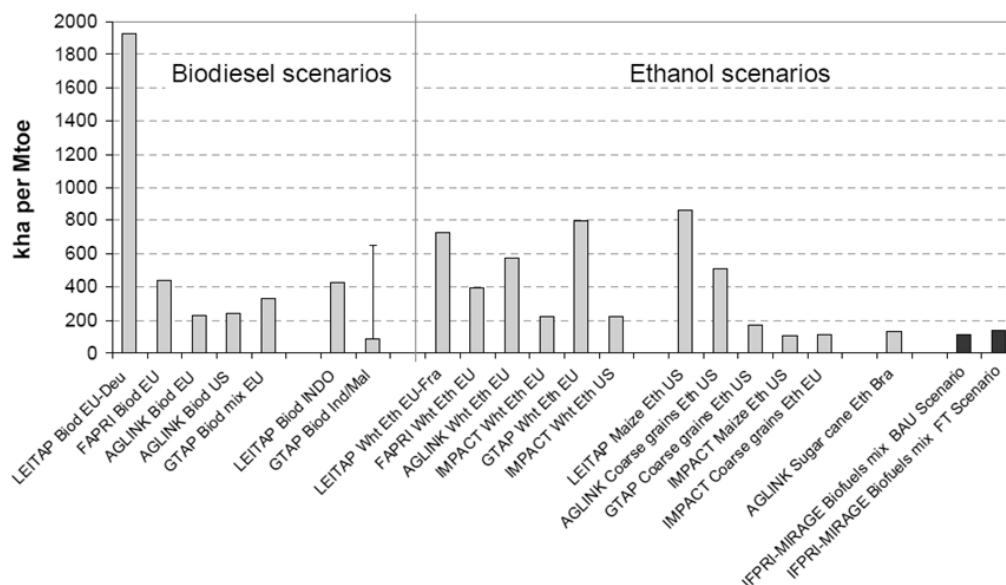
Vid modellering av iLUC vid ökad produktion av biodrivmedel är t.ex. förhållanden mellan spannmålspris, användning av insatsmedel, avkastning och markpriser viktiga faktorer (Edwards m.fl., 2010). En kritik som framförts är att elasticiteten ofta extrapoleras linjärt, vilket kan göra att iLUC-effekten undervärderas (Figur 2). Samma markförändring beräknas alltså ske per enhet biodrivmedel oavsett den totala mängden biodrivmedel. Detta kan ge missvisande resultat eftersom man i själva verket kan anta att bättre odlingsmarker kommer att tas i anspråk först, och när de bra markerna är utnyttjade måste mark med lägre avkastning börja användas.



Figur 2. Elasticiteten i de ekonomiska modeller som analyserar iLUC bygger på historiska data från en kortare tidsserie (tjock grå linje) som ofta extrapoleras linjärt (streckad grå linje). Det kan leda till att iLUC underskattas. I själva verket kan man ana att då marginalmarker tas i anspråk för odling så blir skördarna lägre, vilket bör påverka elasticiteten. Bilden och resonemanget är baserat på Edwards m.fl. (2010) som dock samtidigt skriver att denna avvikelse rörande elasticiteten inte är stor i relation till den mängd andra approximationer som förekommer de ekonomiska modellerna.

4.4 Resultat från några ekonomiska modeller

Alla modeller är alltså olika uppbyggda, har olika förutsättningar och olika syften. Att jämföra resultat från olika studier kan därför vara svårt. I ett projekt drivet av Joint Research Centre (JRC) sammanfördes ett antal personer som använder ekonomiska modeller. Syftet var bland annat att få fram jämförbara resultat från olika modeller (JRC, 2009). Resultatet redovisas i Edwards m.fl. (2010), här presenterade i Figur 3. Studien beskrivs närmare i Appendix A4.

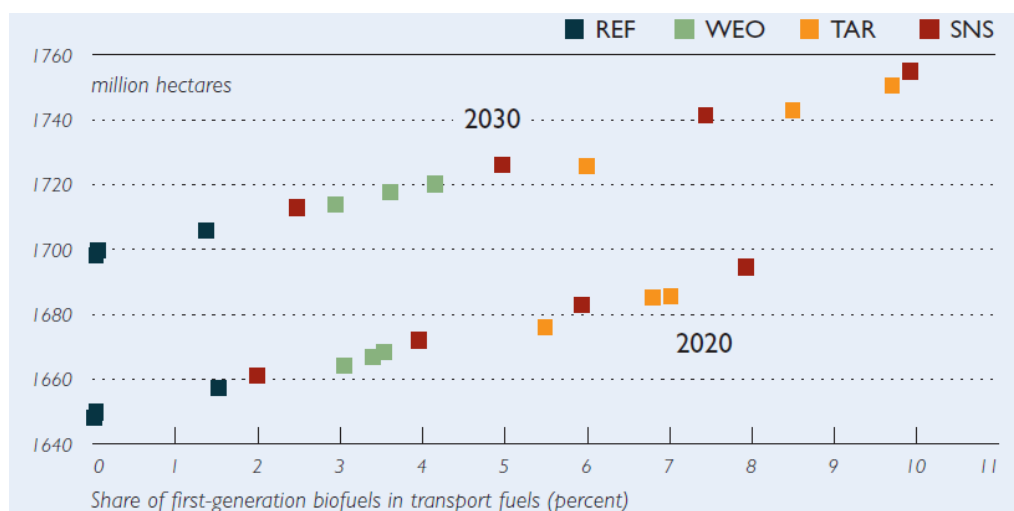


Figur 3. Markanvändning (kha) vid en ökad produktion av 1 Mtoe¹ bio-drivmedel. Resultat från en studie av JRC (Edwards m.fl., 2010). För beskrivning av modellerna, se Appendix A. De två mörkgrå staplar är från en studie som inte ingick i modellövningen utan är med som en jämförelse.

Resultaten är uttryckta som den ökande markanvändningen som sker vid en ökad produktion om 1 Mtoe¹ per år av ett specifikt biodrivmedel. När marken väl har konverterats kan den fortsätta att producera biodrivmedel. Det är alltså inte så att varje producerad Mtoe biodrivmedel leder till den angivna mängden iLUC, men för varje *ökad* efterfrågad Mtoe per år i produktion jämfört med nuvarande produktion behövs denna mängd mark. Man kan också betrakta det som den ökade markanvändningen vid införande av en ökad andel biodrivmedel i transportsektorn. För att upprätthålla en viss andel biodrivmedel i transportsektorn krävs alltså en viss areal, om vi vill öka den andelen behöver vi mer mark. Figur 4 visar resultat från BLS-modellen utvecklad av IIASA där man presenterar markanvändningen som den areal som behövs för en viss andel biodrivmedel på global nivå (för beskrivning av BLS-modellen se Appendix A1). Observera att skalan på y-axeln inte börjar på noll. För de simulerade scenarierna ger resultaten för år 2020 maximalt 45 miljoner hektar ökad markanvändning och för år 2030 som mest 55 miljoner hektar, vilket kan jämföras med dagens globala åkerareal om 1527 miljoner hektar (Hallström m.fl., 2011).

Som tidigare nämns görs ingen distinktion mellan direkt och indirekt markanvändning, det är bara den förändrade markanvändningen av införandet av en ny policy som beskrivs, vilket inkluderar både direkta och indirekta effekter.

¹ En Mtoe (million ton oil equivalents) motsvarar ca 42 miljoner GJ biodrivmedel (energianvändningen för vägtransporter i EU var år 2004 ca 290 Mtoe (Eurostat (2010)).



Figur 4. Miljoner hektar odlad åkermark globalt relativt andel biodrivmedel i transportsektorn, bilden hämtad från Fischer m.fl. (2009). IIASA har gjort modellkörningar för ett antal olika scenarier med olika nivåer av biodrivmedel. Två olika slutår beskrivs; 2020 och 2030. Två olika referensscenarier (REF) presenteras: ett med 0% biodrivmedel och ett med 1,5% biodrivmedel. Skillnaden i antal hektar vid 0% biodrivmedel år 2020 och 2030 beror på att åkermarken antas vara större år 2030 pga ökad konsumtion av mat och foder. De övriga scenarierna är WEO=world energy outlook, TAR=target scenario, SNS=sensitivity scenarios. Scenarierna har olika antaganden om andel biodrivmedel som uppnås och olika mixer av biodrivmedel (både första och andra generationens), varje punkt i figuren är resultatet från en simulering. Observera att skalan på y-axeln inte börjar på noll.

5 FRÅN HEKTAR TILL KOLDIOXIDEKVIVALENTER

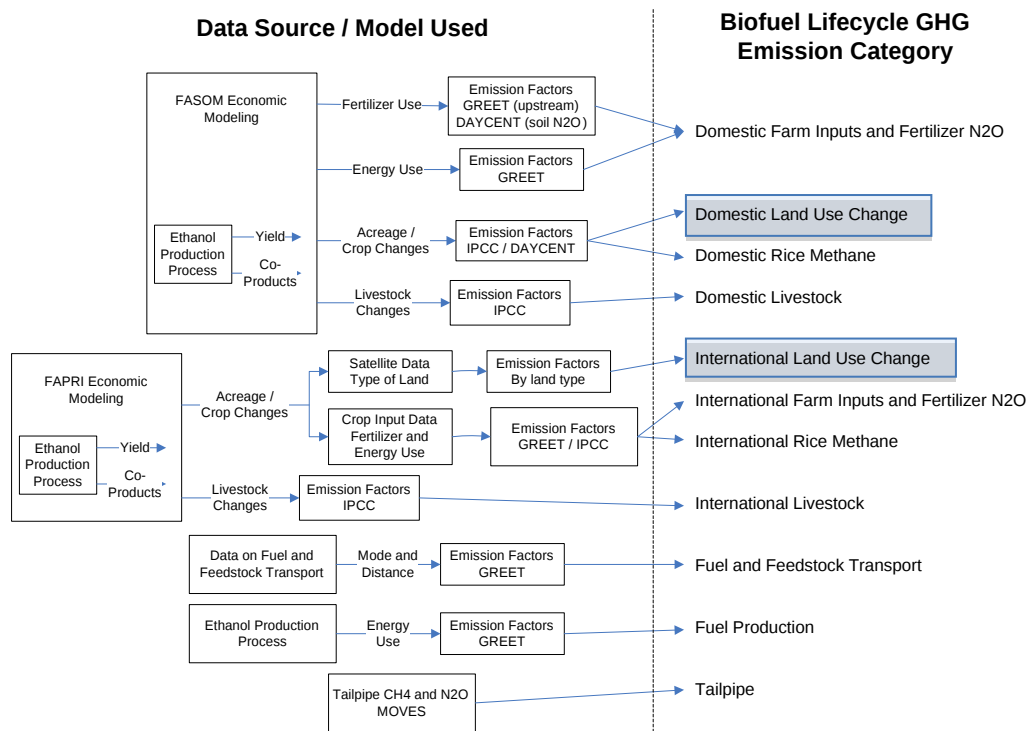
De flesta ekonomiska modellerna ger resultat som antal hektar mer mark som behövs vid införandet av en biodrivmedelspolicy, och i vilka regioner. Men de kan inte peka ut vilken typ av mark som kommer att påverkas. Här behövs alltså ytterligare antaganden om vilken mark som kommer att ändras, vilka växthusgaser som är förknippade med den förändrade markanvändningen, samt över hur många år som utsläppen ska fördelas. Även intensifiering i existerande odling har en påverkan på emissioner av växthusgaser, hittills har dock inga studier som tar hänsyn till detta påträffats.

5.1 Vilken typ av mark påverkas?

Några av de första studierna som använde ekonomiska modeller för att kvantifiera iLUC visade väldigt höga emissioner av växthusgaser. I t.ex. en studie av Searchinger m.fl. (2008) beräknades emissionerna orsakade av indirekt markanvändning motsvara 104 g CO₂/MJ majsetanol. I studien användes den partiella jämviktsmodellen FAPRI. Antagande om typ av mark som påverkas baserades på statistik över markanvändning under 1990-talet bearbetade av Winrock International (ICF, 2009), beräkning av kolförluster för de utpekade områdena gjordes sedan enligt IPCC:s (Intergovernmental Panel on Climate Change) riktlinjer. Studien har dock fått kritik då gammal data användes för extrapolering i framtiden samt för att biprodukternas värde som fodermedel underskattades i den ekonomiska modelleringen (Wang och Haq, 2008).

Naturvårdsverket i USA (US EPA) har som underlag för deras biodrivmedelspolicy (se även kapitel 7.1) beräknat växthusgasutsläpp för indirekt markanvändning. För modellering av

marknadsreaktioner inom USA användes en modell som heter FASOM, för modellering av resten av världen användes FAPRI-CARD (Figur 5). FAPRI-CARD ger dock inte svar på vilka typer av mark som tas i anspråk som ytterligare jordbruksmark, eller var inom varje land eller region expansionen kommer att äga rum. US EPA har valt att använda satellitbilder från en databas (MODIS) som visar markanvändningsmönster från 2001 till 2007, och antagit att framtida markförändringar kommer att följa samma mönster. För att beräkna växthusgasemissioner av markförändringen används utsläppsfaktorer från IPCC, utsläppen fördelas sedan över 30 år (USEPA, 2010).



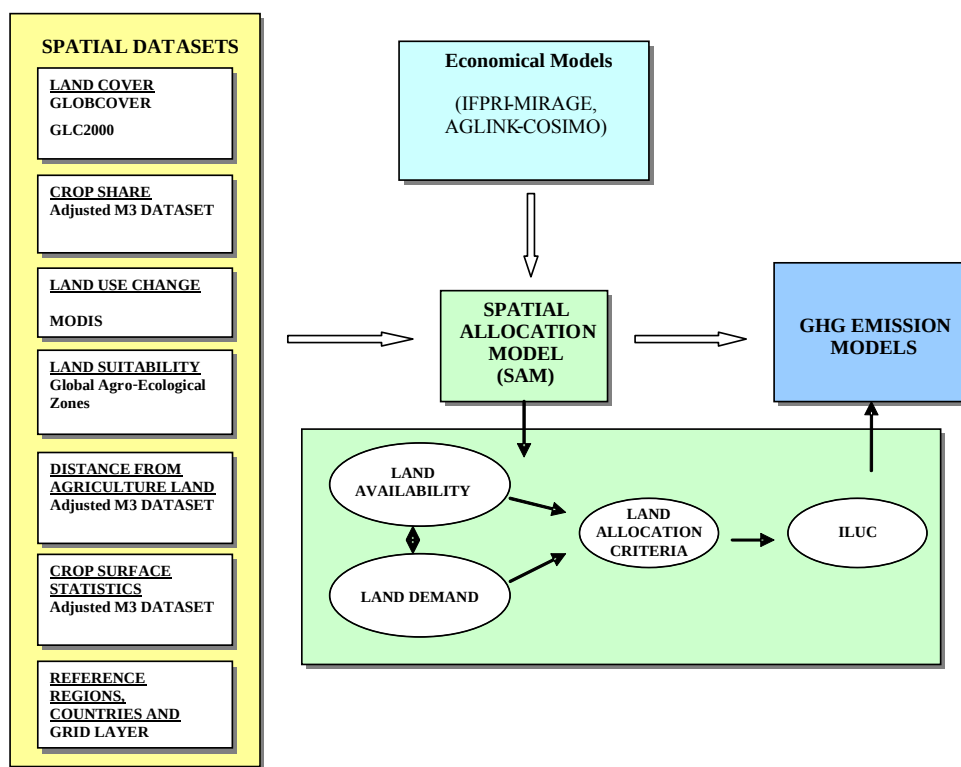
Figur 5. Schematisk beskrivning av USA:s naturvårdsverks modellering av växthusgasutsläpp för biodrivmedel (USEPA, 2010).

I en studie av Hiederer m.fl. (2010) användes en mer detaljerad metod för att bedöma vilken typ av land som kommer att påverkas av ökad biodrivmedelsanvändning. Tillsammans med output från en ekonomisk modell (både MIRAGE och AGLINK-COSIMO testades) bearbetades inputdata från flera olika databaser i en så kallad spatial allokeringmodell (Figur 6) för att bestämma typ av land. Den spatiala modellen jobbar i tre steg.

I det första steget bearbetas data från den ekonomiska modellen. Den ekonomiska modellen ger som output hur många extra hektar av varje gröda som behövs, men inte på vilken typ av mark. Genom att använda data från satellitdatabasen MODIS som underlag fördelas odlingen av varje gröda på fyra typer av mark enligt den trend som kan utläsas historiskt för varje gröda. De fyra typerna av mark är skog, buskmark, savann och gräsmark.

I steg två delas all mark in i ett rutnät. I varje ruta anges typ av mark och hur lämplig den är för olika grödor. Flera olika databaser används för att ange lämpligheten med avseende på

t.ex. klimat och markegenskaper. I steg tre fördelas grödorna från steg ett i rutnätet enligt de uppställda kriterierna för varje ruta.



Figur 6. Illustration av sammankopplad ekonomisk modell med spatial allokerings- och växthusgasmodell (Hiederer m.fl., 2010)

5.2 Växthusgaser vid ändrad markanvändning

När mark ändrar användning, antingen för odling av biodrivmedelsgrödor (direkt förändrad markanvändning) eller för undanträngda aktiviteter (indirekt förändrad markanvändning), kan utsläppen av växthusgaser påverkas när (IEA, 2010):

- vegetation eldas på fält för att röja för ny markanvändning (land-clearing)
- användningen av marken ändras så att kollager i mark och vegetation ändras
- intensiteten i odlingen ändras

Förändringen kan innebära både en nettofrigörelse eller en nettoinbindning av kol till/från atmosfären, jämfört med hur marken användes innan den nya användningen.

Många studier som försöker kvantifiera iLUC använder IPCC:s riktlinjer för dessa beräkningar. EU:s förnybarhetsdirektiv för beräkning av direkt ändrad markanvändning baserar sig också på denna metodik. IPCC:s metodik är ursprungligen utvecklad för att på nationell nivå beräkna utsläpp av växthusgaser för rapportering inom Kyotoprotokollet. Metodiken kan tillämpas på olika nivåer ("Tiers") där Tier 1 är standardmetodik baserad på

inputdata som IPCC uppger i sina inventeringslistor och Tier 2 och 3 är mer avancerade modeller där länderna kan använda egna data och delmodeller (IPCC, 2006).

I stora drag kan man säga att IPCC:s riktlinjer för beräkning av ändrad markanvändning består av två delar; kolförändringar i levande och död biomassa samt kolförändringar i marken. För att bestämma kolförändringarna i levande och död biomassa behöver man veta vilken klimatzon, vilken landtyp och vilken sorts biomassa som påverkas. För markkololet behöver man dessutom bestämma jordart, samt hur odlingen sköts (gödsling, bearbetning, om halmen lämnas etc).

Utsläppen beräknas som skillnaden mellan totala kolinnehållet före och efter förändringen, och slås ut över 20 år. Anledningen till att 20 år väljs är för att IPCC anser att det är ett bra medelvärde för när en ny steady-state kan uppnås efter en förändring. Att det ska vara just 20 år ifrågasätts dock, och en debatt kring detta förs idag (Sanderman och Baldock, 2010). I vissa iLUC-studier fördelas utsläppen över t.ex. 30 år.

I studien av Hiederer m.fl. (2010) (Figur 6) blev resultatet av simuleringarna 34-64 g CO₂-ekv/MJ biodrivmedel för indirekt markanvändning. Vid förlust av markkol kan kväve mineraliseras och en del avgå som lustgas. Studien tar hänsyn till dessa utsläpp av lustgas vid ändrad markanvändning, vilket kan anses som unikt i sammanhanget. Bidraget av lustgas visade sig dock vara relativt litet, 2-3% av de totala växthusgasutsläppen från förändrad markanvändning. Minskning av markkol stod för 15-20%, men klart dominerande var minskad biomassa ovan och under jord.

I en annan studie av Börjesson och Tufvesson (2011) har dock andra slutsatser nåtts. Studien undersökte GHG emissioner kopplade till dLUC vid odling av grödor för biodrivmedel. Resultaten visade att vid en omläggning från gräsmark till odling av grödor kan utsläppen av lustgas faktiskt stå för en betydande del, vid t.ex. odling av vete beräknades lustgasen stå för 41% av dLUC-utsläppen och det biogena kololet för 59%. I vissa situationer kan dock lustgasutsläppen till och med minska jämfört mot tidigare markanvändning, t.ex. när man övergår från att plöja ner halm till att skörda halm. Inbindningen av kol i marken minskar dock samtidigt vilket innebär att halmskördning ändå innebär ett nettoutsläpp av växthusgaser från marken.

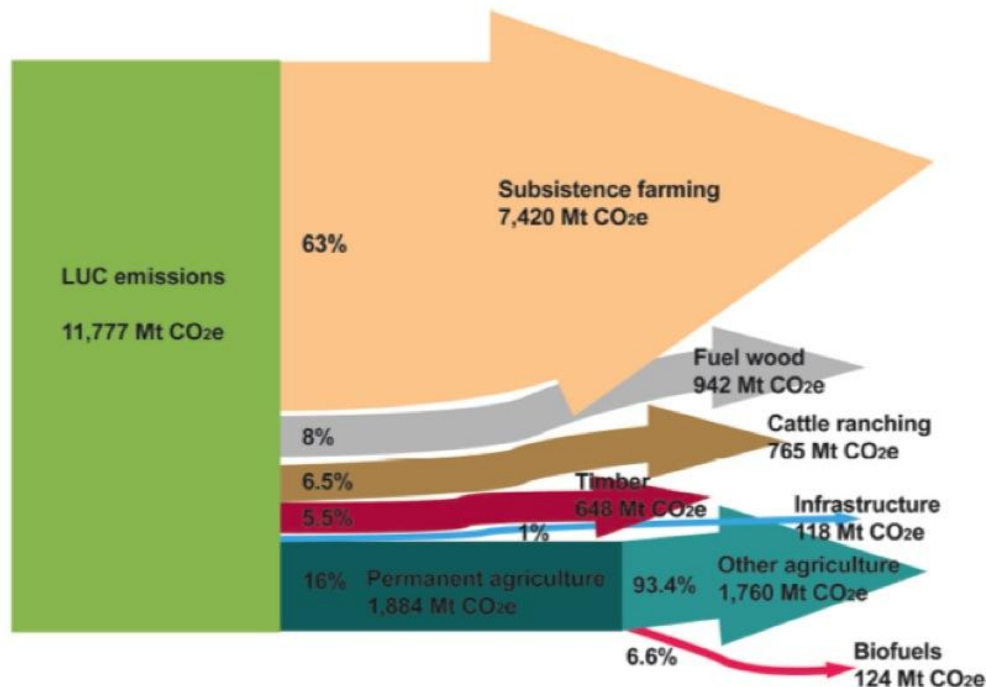
6 FÖRENKLADE MODELLER

Att använda sig av ekonomiska modeller, och eventuellt också flera markfördelnings- och markkolsmodeller för beräkning av växthusgasutsläpp är relativt komplicerat. Ett flertal alternativ till de ekonomiska modellerna har utvecklats, ett urval presenteras i följande kapitel.

6.1 Ecometrica

I en rapport av Ecometrica och Greenenergy (Tipper m.fl., 2009) beräknas iLUC med hjälp av en top-down-approach för åren 2000-2005. Baserat på data om avskogning från FAO och IPCC:s faktorer för kolförluster per enhet avskogning, beräknades de totala utsläppen till 11 777 Mton CO₂-ekvivalenter under denna period på grund av avskogning (Figur 7). I nästa steg i beräkningarna bestäms hur stor andel av denna avskogning som ska tillskrivas permanent jordbruk, här använde man en FAO-rapport från 1980 där jordbruket stod för 16% av emissionerna. Andelen av emissionerna från jordbruket som sedan tillskrivs biodrivmedel baserades på andel av grödor som användes som råvara för biodrivmedel mellan år 2000-

2005. Omräknat leder detta beräkningsförfarande till att varje kg extra gröda bör belastas med 286 g CO₂-ekv. För etanol blir detta en iLUC-faktor på 22 g CO₂-ekv per MJ (allokering mellan etanol och drank gjordes baserad på lägre värmevärde vilket ger etanol 60% av utsläppen).



Figur 7. Top-down approach för bestämning av iLUC (Tipper m.fl., 2009).

6.2 Öko-institut

I en studie av det tyska Öko-institut har iLUC beräknats genom att studera historiska data (Fritsche m.fl., 2010). I studien antas att dagens mönster för import/export av jordbruksgrödor kommer att se ungefär lika ut den närmsta framtiden. Vi kan alltså använda historiska data för att få en proxy av framtida markanvändning. Vidare identifieras några nyckelregioner för handel med jordbruksvaror: Argentina, Brasilien, EU, Indonesien/Malaysia, och USA. Dessa regioner står sammantaget för 80% av den globala handeln av majs, sojabönor och vete.

Nästa steg är att bestämma vilken typ av land som kommer att användas i vart och ett av dessa länder, samt vilka utsläpp denna markanvändning ger upphov till. Genom att kombinera utsläppen med den relativa andel av den globala handeln som regionen står för (share in world mix) kan ett globalt medelvärde per hektar beräknas (Figur 8). Utsläppen fördelas på 20 år för att beräkna iLUC-faktorn per år. Detta blir faktorn om varje hektar som upptas för biodrivmedel ger upphov till ett hektar nyodling. Det är emellertid mer rimligt att anta att en del av det ökade behovet även tillfredsställs av intensifiering av odling och minskad konsumtion av mat och/eller foder (även foderbiprodukter från biodrivmedelstillverkning borde spara in en del mark, detta nämns inte explicit i rapporten med borde vara medräknat). Därför anges iLUC för olika nivåer, där 100% anger 1 till 1 hektar. För 25% iLUC menas alltså att 1 hektar som upptas av biodrivmedel leder till 0,25 hektar markanvändning någon annan stans. Med antaget utbyte av 100 GJ biodrivmedel per hektar ger 25% av max iLUC

upphov till 34 g CO₂-ekv/MJ och 50% av max iLUC 68 g CO₂-ekv/MJ som ett globalt medelvärde.

region, crop, previous land use	assumption on C for LUC, based on IPCC				share in world mix
	above ground [t C/ha]	below ground [t C/ha]	total [t C/ha]	emission [t CO ₂ /ha]	
EU, rapeseed, arable land	5	50	55	202	2%
EU, rapeseed, grassland	6	63	69	254	2%
AR/BR, soybean, grassland	6	63	69	254	20%
ID, oil palm, trop. forest	165	100	265	972	3%
EU, wheat, arable land	5	50	55	202	4%
EU, wheat, grassland	6	63	69	254	2%
US, maize, arable land	5	50	55	202	20%
US, maize, grassland	6	63	69	254	26%
BR, sugarcane, arable land	5	50	55	202	7%
BR, sugarcane, grassland	6	63	69	254	9%
BR, sugarcane, savannah	66	68	134	491	5%
weighted world mix based on domestic land shares for export				270	t CO ₂ /ha
theoretical 100% iLUC factor, per hectare per year				13.5	t CO ₂ /ha/a

Source: own calculations based on IPCC (2006), and FAOSTAT (for world mix); red shading: high GHG emissions from LUC due to carbon-intense land

Figur 8. Tabell från Fritsche m.fl. (2010) för beräkning av global medelvärde av emissioner från indirekt markanvändning.

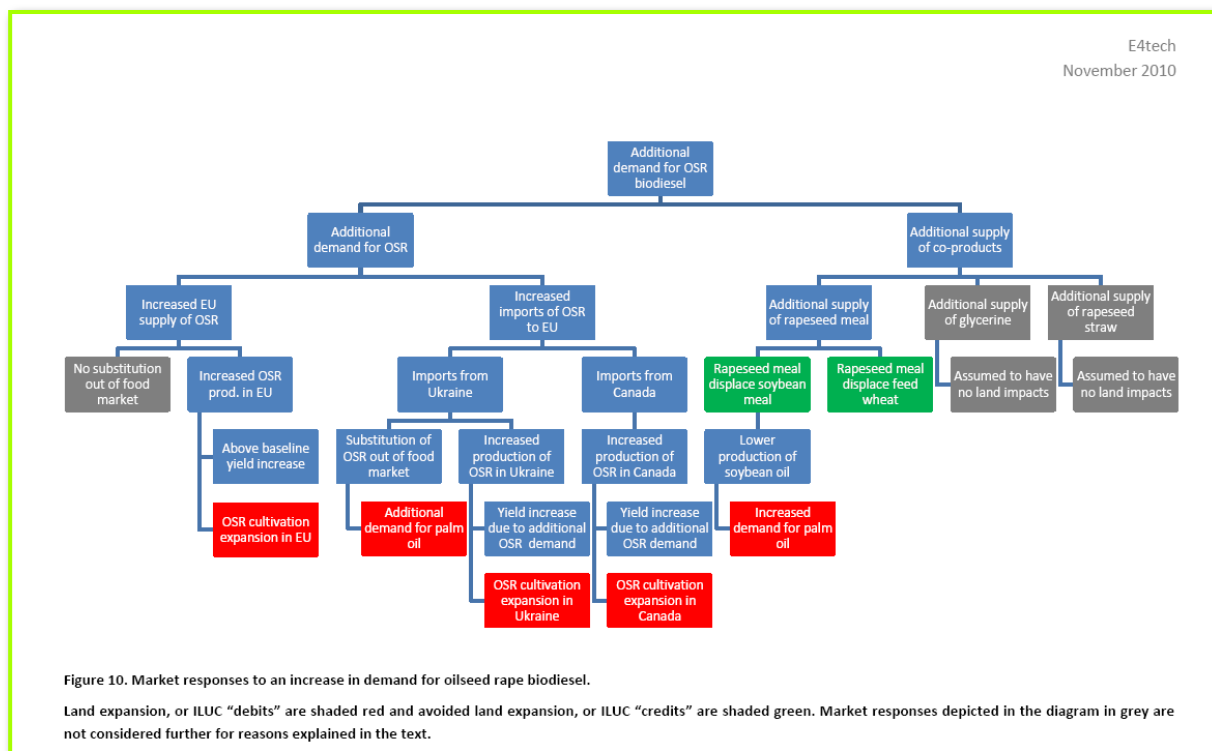
6.3 Scott Wilson

Konsultfirman Scott Wilson har för frivilligorganisationen Friends of the Earth utarbetat ett spreadsheet för beräkning av iLUC (Scott Wilson, 2009). Beräkningarna är mycket förenklade. Man antar här att 1 ha mark som används ger upphov till 0,1 ha iLUC. Vidare antas att iLUC inträffar på sex olika sorters mark i lika proportion, oavsett gröda eller typ av bränsle. De typer av mark som uppges är tropisk skog i Asien, tropisk regnskog på torvmark i Asien, Cerrado, gräs-Cerrado samt övergiven åkermark. Bruket av dessa marker ger upphov till förluster av markkol som i beräkningarna fördelas över 20 år. Resultatet redovisas som minskade utsläpp i procent jämfört med en fossil referens. Omräknat ger detta för t.ex. rapsbaserad biodiesel producerad på åkermark i Tyskland en iLUC-faktor på 93 g CO₂-ekv/MJ.

6.4 E4tech

Konsultfirman E4tech har på uppdrag av Storbritanniens departement för transporter utfört en studie för att bestämma iLUC-faktorer för ett antal olika biodrivmedel (Bauen m.fl., 2010). De använder sig av ett ”orsaksbeskrivande tillvägagångssätt” (casual descriptive approach). Steg nummer ett i modelleringen består av att beskriva ett scenario år 2020 med samma biodrivmedelanvändning som år 2008. Efterfrågan på mat, foder och fiber antas dock öka, data tas från projektioner gjorda av FAPRI (Food and Agricultural Policy Research Institute). Steg två är att beskriva ett scenario år 2020 med samma ökning av mat, foder och fiber men också ökad efterfrågan på ett biodrivmedel. Skillnaden i markanvändning mellan de två scenarierna tillskrivs då det studerade biodrivmedlet.

Markanvändningen för scenarier med ökad biodrivmedelsanvändning bestäms genom att rita upp flödesscheman för alla tänkbara effekter i samråd med en expertgrupp (se exemplet för RME i Figur 9). Flödena kvantifieras sedan genom litteraturstudier och bearbetning av statistik, som de tre främsta källorna för indata uppges vara FAOSTAT, World Agricultural Outlook Database samt Production, Supply and Distribution (PSD) Online database.



Figur 9. Flödesschema för tänkbara effekter av en ökad efterfrågan på RME (rapsbaserad biodiesel) (Bauen m.fl., 2010).

För att bestämma vilken typ av mark som påverkas användes data från Winrock International baserad på analys av satellitbilder mellan år 2000 och 2007 (samma underlag som US EPA använder, se kapitel 5.1). Markkolsförändringar baseras också på Winrock, som i sin tur använt data från IPCC.

För biodiesel baserad på raps beräknas en iLUC-faktor mellan 15-35 g CO₂-ekv/MJ. För vetebaserad etanol blir iLUC-faktorn mellan -53 och -5,1 g CO₂-ekv/MJ. Anledningen till att iLUC-faktorn för etanol är mindre än noll är att biprodukten drank antas användas som djurfoder vilken ersätter odling av soja, där man antagit stora besparingar av växthusgaser.

7 ILUC I LAGSTIFTNING OCH CERTIFIERING

7.1 USA

I USA har man under de senaste decennierna från politiskt håll styrt mot en ökad produktion och användning av biodrivmedel, särskilt inhemsk produktion av majsbaserad etanol har fått mycket stöd, den främsta drivkraften har varit att minska beroendet av importerad fossil olja. På senare tid har dock krav på hållbarhet även färgat debatten. I Renewable Fuel Standard

(RFS) fastslås inte bara de mängder biodrivmedel som ska uppnås, men även krav på minskade växthusgasutsläpp. I version 2 av standarden som utkom i februari 2010 fastslås reduktion om 20-60% för olika biodrivmedel jämfört med en fossil referens. De flesta biodrivmedelsystem har fått beräknade standardutsläpp, där även indirekt markanvändning ingår, och en viss typ av biodrivmedel kan av EPA bedömas ifall de uppfyller de kriterier som krävs för att räknas med som förnybart (USEPA, 2010b).

I Kalifornien, USA, har man författat egna mål och krav på hållbarhet för biodrivmedel. I stora drag går det ut på att återförsäljare av drivmedel måste minska koldioxidutsläppen på mixen av de drivmedel de säljer med 10% år 2020 jämfört med år 2006. För beräkning av koldioxidutsläpp används en lista med standardvärden för biodrivmedel (carbon intensity values lookup table) där även utsläpp kopplade till indirekt markanvändning ingår. De värden som används i regleringen finns redovisade i Tabell 1, se ARB (2009).

7.2 EU

Inom EU antogs i december 2008 direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor (ofta omnämnt som EU:s förnybarhetsdirektiv) (Europaparlamentet, 2009). I direktivet fastslås att alla medlemsstater år 2020 ska ha 10% förnybara drivmedel i transportsektorn. Motivet för införandet av direktivet är framförallt att minska utsläppen av växthusgaser och att trygga energiförsörjningen. För att räknas som förnybart har man dock ställt vissa krav, så kallade hållbarhetskriterier. Dessa innefattar bland annat att vissa sociala kriterier måste uppfyllas i produktionsleden (t.ex. inget barnarbete, rätt till facklig organisation), skydd av områden med hög biologisk mångfald, men också krav på bevis att biodrivmedlet verkligen minskar utsläppet av växthusgaser jämfört med en fossil referens.

Metoden för hur utsläppen ska beräknas finns beskriven i direktivet men det är varje ekonomisk operatörs skyldighet att visa att biodrivmedlet klarar utsläppsgränsen (i Sverige har Energimyndigheten som är tillsynsmyndighet bestämt att de redovisningsskyldiga ekonomiska operatörerna är försäljare av biodrivmedel, d.v.s. i de flesta fall de stora oljebolagen). Koldioxidutsläpp till följd av direkt förändrad markanvändning måste tas med i beräkningarna. Just nu förs en diskussion om huruvida utsläpp kopplade till indirekt markanvändning även ska inkluderas.

Frågan om hur indirekt markanvändning ska hanteras i EU:s förnybarhetsdirektiv har varit ute på remiss i två omgångar. Kommissionen kom i december 2010 ut med en rapport där forskningsläget och resultatet av remisserna sammanställs. Kommissionen kommer fram till att det finns fyra olika sätt att hantera iLUC-frågan i förnybarhetsdirektiv (EC, 2010):

- (1) ta inga åtgärder just nu, men fortsatt att övervaka
- (2) öka minimumkravet för GHG-reduktion för biodrivmedel
- (3) introducera ytterligare hållbarhetskrav för vissa kategorier biodrivmedel
- (4) lägg på en mängd GHG-emissioner som motsvarar den uppskattade indirekta markeffekten (d.v.s. introducera en iLUC-faktor)

De fyra alternativen utreds nu i en sk impact assessment, där effekterna vid ett eventuellt införande ska utredas. Kommissionen ska återkomma med en ny rapport i ärendet i juli 2011.

Kommissionens arbete med iLUC-frågan har nyligen fått hård kritik i en rapport gjord av Öko-Institut på uppdrag av EU parlamentet. Enligt rapporten finns det tillräckligt med

vetenskapligt underlag för att kvantifiera iLUC för olika biodrivmedel och slutsatsen är att en iLUC-faktor genast bör införas oavsett vad kommissionen kommer fram till i sin utredning (Fritsche och Wiegmann, 2011).

7.3 Certifiering

Utöver de lagstadgade kraven på hållbarhet för biodrivmedel, pågår parallellt ett arbete med att ta fram certifieringssystem och standarder för hållbarhet som kan användas vid t.ex. märkning av ett biodrivmedel i marknadsföringssyfte. Det finns ett flertal olika certifieringssystem, här kan nämnas arbete av SEKAB (som är en stor importör av etanol från Brasilien till Sverige), Svanen, Statoil, WWF, Global Bioenergy Partnership (GBEP), Green Gold Label, The Council for Sustainable Biomass Production, The Roundtable on Sustainable Biofuels, CEN/ISO mfl. En bra sammanfattning av olika certifieringssystem finns i Scarlat och Dallemand (2011). Många av dessa certifieringssystem har krav på minskning av växthusgasutsläpp som ett av kriterierna för att ett biodrivmedel ska kunna märkas som hållbart.

Huruvida man tänker inkludera indirekt markanvändning i certifiering återstår att se. Vid besök av de olika initiativens hemsidor framkommer en mycket varierande bild, vissa organisationer ger ingen information alls om hur minskning av växthusgaser ska beräknas, medan andra ger ett mer öppet och seriöst intryck. I en presentation av The Roundtable on Sustainable Biofuels i november 2010 sägs att en metodik för att inkludera iLUC i certifiering av biodrivmedel håller på att utvecklas i samarbete med WWF och Ecofys (Kopse, 2010).

8 SYNTES

Indirekt förändrad markanvändning bygger på komplexa samband och är inte direkt observerbar. Det är svårt att bevisa att en lantbrukares aktiviteter i ett land hänger samman med markanvändning i ett annat land. Ett försök att empiriskt bevisa iLUC har nyligen publicerats av (Kim och Dale, 2011). Genom att studera markanvändningsstatistik försökte samband mellan etanolproduktion i USA och ändrad markanvändning fastställas. Studien kunde dock inte visa några sådana samband, författarna drar slutsatsen att antingen har ingen iLUC uppkommit eller så är metoden inte tillräckligt känslig nog för att kunna fastställa iLUC. Tills vidare är vi alltså beroende av modeller för att kvantifiera iLUC.

8.1 Sammanställning av studier

I Tabell 1 sammanställs resultaten från ett antal olika studier, uppdelat per biodrivmedel och råvara. Variationerna är stora. För etanol baserad på majs varierar utsläppen kopplade till iLUC i en studie mellan 10 och 340 g CO₂-ekv/MJ (Plevin m.fl., 2010). Detta var en studie där Monte Carlo simulering användes för att studera osäkerheten i resultat hos andra studier. Om studien av Plevin m.fl. (2010) exkluderas varierar resultaten mellan 2 och 208 g CO₂-ekv/MJ.

För etanol baserad på vete varierar resultaten mellan -53 och 176 g CO₂-ekv/MJ, för sockerörsetanol är variationen -4 till 159 g CO₂-ekv/MJ. Biodiesel från soja varierar mellan 1 och 188 g CO₂-ekv/MJ, raps varierar mellan 1 och 222 g CO₂-ekv/MJ.

Tabell 1. Sammanställning av olika studier som beräknat iLUC kopplat till biodrivmedel, g CO₂-ekv/MJ.

Referens	Beskrivning (<i>kursivt anger antal år som kolförlusterna fördelas på</i>)	iLUC etanol g CO ₂ -ekv/MJ			iLUC biodiesel g CO ₂ -ekv/MJ		iLUC ospec bränsle g CO ₂ -ekv/MJ
		Majs	Vete	Sockerrör	Soja	Raps	--
USEPA (2010b)	Partiell jämviktsmodell FAPRI CARD + MODIS +IPCC 30 år	18-42 (medel 32)		-4-12 (medel 4)	6-64 (medel 41)		
ARB (2009)	Allmän jämviktsmodell GTAP + GREET 30 år	30		46	62		
JRC (Hiederer m.fl., 2010)	Allmän jämviktsmodell MIRAGE + landallokeringsmodell + IPCC 20 år						34-41
JRC (Hiederer m.fl., 2010)	Allmän jämviktsmodell AGLINK COSIMO + landallokeringsmodell + IPCC 20 år						63
ATLASS (Al-Riffai m.fl., 2010)	Allmän jämviktsmodell MIRAGE + AEZ + MODIS + IPCC 20 år	54-79	16-37	18-19		51-54	
Edwards m.fl. (2010)	Partiell jämviktsmodell FAPRI CARD + GreenAgSiM 20 år		16*			222*	
Edwards m.fl. (2010)	Allmän jämviktsmodell GTAP 20 år +JRC	62*	155*				
Edwards m.fl. (2010)	Allmän jämviktsmodell LEITAP 20 år +JRC	113-208	96-176				
Edwards m.fl. (2010)	Allmän jämviktsmodell AGLINK 20 år +JRC	67-123	75-138	18-32	32-58	30-55	
Edwards m.fl. (2010)	Allmän jämviktsmodell IMPACT 20 år +JRC	14-26	29-54				
Searchinger m.fl. (2008)	Partiell jämviktsmodell FAPRI CARD + statistik markanv 1990-talet + IPCC 30 år	104					
Hertel m.fl. (2010)	Allmän jämviktsmodell GTAP-BIO, antagna värden för markkol oklart 30 år	27					
Tyner m.fl. (2010)	Allmän jämviktsmodell GTAP-BIO-ADV 30 år	15-23					
Dumortier m.fl. (2010)	Partiell jämviktsmodell CARD + GreenAgSiM 30 år	21-91**					
Melillo m.fl. (2009)	Allmän jämviktsmodell EPPA + terrestrial ecosystem model TEM 30 år						181-190

Tabell 1 forts. Sammanställning av olika studier som beräknat iLUC kopplat till biodrivmedel, g CO₂-ekv/MJ.

Referens	Beskrivning (<i>kursivt anger antal år som kolförlusterna fördelas på</i>)	iLUC etanol g CO ₂ -ekv/MJ			iLUC biodiesel g CO ₂ -ekv/MJ		iLUC ospec bränsle g CO ₂ -ekv/MJ
		Majs	Vete	Sockerrör	Soja	Raps	--
Ecometrica (Tipper m.fl., 2009)	Förenklad modell (Marginalvärden) 25 år	21	22	45	21	10	
Ecometrica (Tipper m.fl., 2009)	Förenklad modell (Medelvärden) 25 år	2	2	4	2	1	
Öko-institut (Fritsche m.fl., 2010)	Förenklad modell 20 år		79-139	-1-120	92-188	73-134	34-68
ScottWilson (2009)***	Förenklad modell 20 år			6-15	1-28	1-93	
E4tech (Bauen m.fl., 2010)	Förenklad modell 30 år		-53-(-5,1)	8-27	9-66	15-35	
Lahl (2010)	Förenklad modell 20 år		0,5-13	22-159	44-136	2	
Overmars m.fl. (2011)	Förenklad modell 20 år						Etanol: 26-154 (medel 79) Biodiesel: 30-204 (medel 97)
Plevin m.fl. (2010)	Monte Carlo simulering för test av osäkerhet i ekonomiska modeller 15-45 år	10-340 ****					

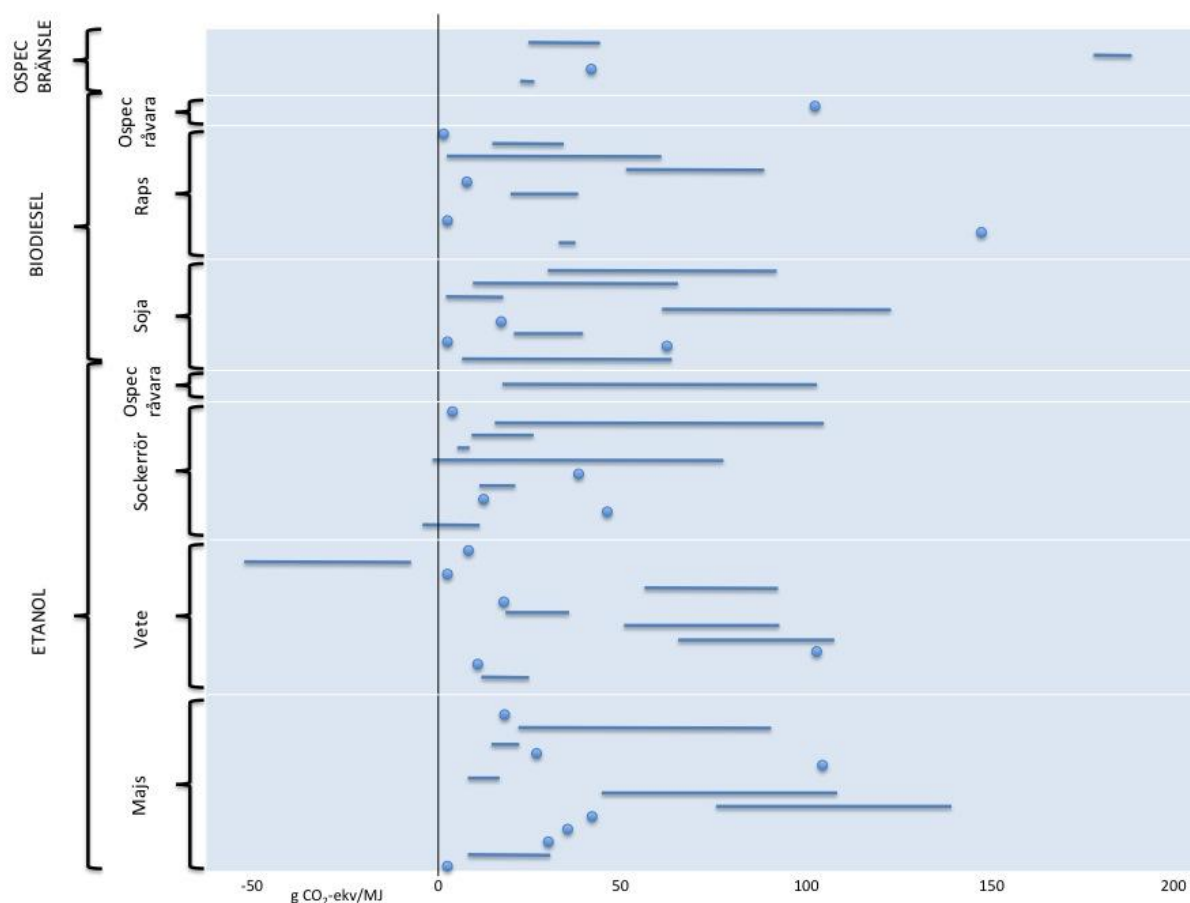
* Resultat av FAPRI-CARDS egna uträkningar. I de övriga resultaten från Edwards m.fl. (2010) har omräkning mellan hektar och växthusgaser beräknats av JRC själva. I vissa scenarier har Edwards m.fl. (2010) även lagt på extra emissioner för odling på torvmark. Särskilt för biodiesel kan detta ge ytterligare stora emissioner, mellan 15-252 g CO₂-ekv/MJ rapporteras. För etanol kan odling på torvmark leda till ytterligare 1-15 g CO₂-ekv/MJ. Odling på torvmark är inte inkluderad i resultaten i Tabell 1.

** Ett scenario gav 118 g CO₂-ekv/MJ men bedömdes av Dumortier m.fl. (2010) som orealistiskt pga för höga antagande om avskogning

*** Beräknade resultat, baserat på data angivna i referensen

**** Med 95% konf int: 21-142 g CO₂-ekv/MJ

I Figur 10 visas resultaten i grafisk form, här är vissa studier omräknade så alla visar resultat där växthusgaserna är fördelade över 30 år.



Figur 10. Resultat av litteraturgenomgång av studier om iLUC kopplad till produktion av biobränsle, kategoriserade efter råmaterial och drivmedel, uttryckt som g CO₂-ekvivalenter per MJ biobränsle. Vissa studier redovisar resultaten enbart som ett exakt värde (i figuren illustrerat med punkter) andra studier anger ett intervall (i figuren illustrerade med streck). För jämförbarhet har utsläppen av växthusgaser omräknats så de är fördelade över 30 år i alla studier (bearbetad data från Tabell 1). Användning av fossilt drivmedel genererar ca 84 g CO₂-ekvivalenter per MJ, men kan enligt vissa studier uppgå till 195 g CO₂-ekvivalenter per MJ om alla indirekta utsläpp inkluderas (se kapitel 2.4).

8.2 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 förenklad metod används. Det är också så att det är 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 förenklade 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 (Cornelissen m.fl., 2009; DGEnergy, 2010; Khanna och Crago, 2011; Nassar m.fl., 2011; O'Connor, 2011; Prins m.fl., 2010; Yeh och 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. Förhållandet mellan biodiesel och 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. Vissa modeller tillåter även att 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 (Armingtons samband) 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. Baserad på historiska data antar vissa modeller att skördarna ökar över tid tack vare allmän teknikutveckling även utan införande av 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 de förenklade 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 naturligtvis ger väldigt olika utsläpp av växthusgaser (Andersson, pers komm).
- Hur biomassa ovan och under jord påverkas och hur markkolet förändras
- Om biogen lustgas beaktas
- Antal år som utsläppen fördelas över
- Vilken LCA-metodik som används (se kapitel 8.4)

8.3 Vilken är den bästa modellen?

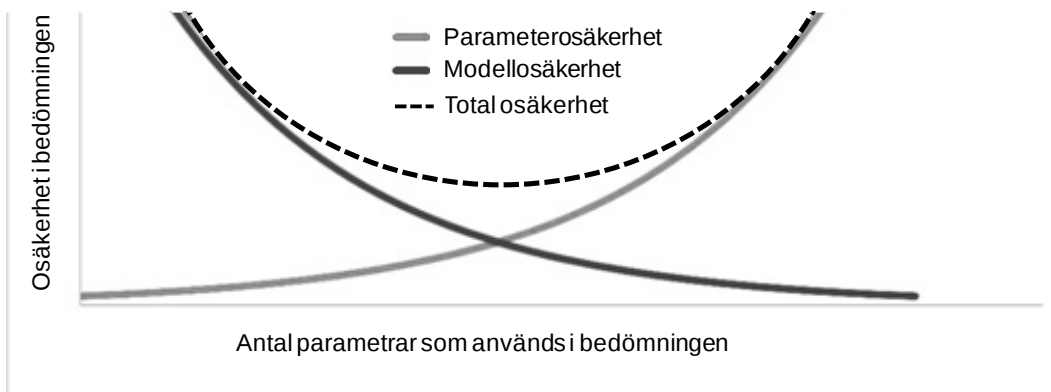
Det finns alltså ett stort antal modeller att välja bland som alla ger varierande resultat. Lagstiftare i USA och EU har tittat mycket på ekonomiska modeller som underlag för beslut. Man tillkännager dock att modellerna är väldigt osäkra och inte täcker in alla aspekter, och EU har bland annat uttryckt att man vill avvakta att lagstifta tills modellerna har utvecklats så de kan ge mer tillförlitliga resultat (EC, 2010). Prins m.fl. (2010) har listat ett antal faktorer som kännetecknar en modell som är bra som beslutsunderlag:

- inkluderar markanvändning i alla världens regioner
- inkluderar de huvudsakliga biprodukterna
- inkluderar de ekonomiska komplikationerna relevanta för intensifiering, expansion av jordbruksmark och ändringar i konsumtionsmönster

De modeller som anses klara dessa kriterier är enligt Prins m.fl. (2010) GTAP, LEITAP, AGLINK/COSIMO och FAPRI, men även dessa anses behöva utvecklas vidare. Frågan är dock, kommer de ekonomiska modellerna någonsin att bli så pass säkra att de kan fungera som underlag till politiker och lagstiftare? En del av skillnaderna i modellresultat kan förklaras med att vissa modeller är mer utvecklade än andra, men som nämnts i föregående kapitel beror mycket av skillnaderna i resultat inte på att modellerna är outvecklade utan att de helt enkelt har olika världsuppfattning och har olika antaganden, och det är svårt att säga att ett antagande är bättre än ett annat.

Skillnaden i resultat mellan olika modeller, och mellan ekonomiska och förenklade modeller kan i viss utsträckning förklaras genom osäkerheterna som uppkommer med olika grad av komplexitet (Figur 11). En modell med många parametrar är mer flexibel och borde generellt sett kunna beskriva verkligheten bättre, modellosäkerheten minskar alltså. Samtidigt innebär ett stort antal parametrar att osäkerheten kan öka, eftersom osäkerheten hos varje parameter kan ackumuleras (Snowling och Kramer, 2001). Vilken modell som är lämpligast är alltså en avvägning mellan modellosäkerhet och parameterosäkerhet. Detta är dock en mycket generell

slutsats, i varje unikt fall kan det finnas omständigheter som ändrar denna avvägning, t.ex. om det finns tillgång till data med låg osäkerhet behöver det inte vara en nackdel med ett stort antal parametrar.



Figur 11. Avvägning mellan parameter- och modellosäkerhet. En detaljerad modell med många parametrar kan antas ge en sannare bild av verkligheten än en förenklad modell, modellosäkerheten minskar. Med ett stort antal parametrar ökar dock även den totala osäkerheten eftersom osäkerheten i varje enskild parameter ackumuleras (Birkved, pers komm).

8.4 Integrera iLUC i LCA av biodrivmedel

När det gäller direkt förändrad markanvändning så har denna börjat integreras i större utsträckning i LCA av biodrivmedel (se t.ex. Börjesson och Tufvesson (2011), Cherubini och Stromman (2011), Gnansounou m.fl. (2009)). Däremot så saknas i princip LCA-studier som inkluderar iLUC.

Skillnaden mellan direkt och indirekt förändrad markanvändning är inte alltid lätt att definiera. En grödas indirekta markanvändning är ju en annan grödas direkta markanvändning. Det är egentligen först när man studerar ett definierat system och börjar räkna på dess miljöeffekter som det är relevant att prata direkt och indirekt markanvändning. Det är också viktigt att tänka på att de ekonomiska modellerna inte kan särskilja mellan direkt och indirekt markanvändning, d.v.s. det går inte att direkt använda dessa GHG-resultat i en LCA.

Vidare borde den miljöpåverkan som uppstår till följd av omfördelning av grödor eller intensifiering i produktion inkluderas i LCA-beräkningar, men några sådana studier har hittills inte påträffats.

8.4.1 Typ av LCA

Man brukar generellt skilja mellan två typer av livscykelanalys, bokförings- och konsekvens-LCA. En bokförings-LCA används ofta för att bokföra utsläppen av existerande produktionssystem, medan en konsekvens-LCA generellt används för att kvantifiera miljöpåverkan vid en förändring. Vissa principiella metodskillnader kan identifieras, t.ex. används ofta allokering av utsläppen mellan en huvudprodukt och en biprodukt i bokförings-LCA. Allokeringen kan vara baserad på t.ex. ekonomiskt värde eller fysiska egenskaper. I en konsekvens-LCA används istället ofta systemexpansion då biprodukter uppstår, d.v.s. man utreder vilka konsekvenser på marknaden som biprodukten ger upphov till och de förknippade utsläppen av växthusgaser. Om t.ex. en ny fabrik öppnar där överskottsvärme bildas, så kan den värmen konkurrera ut oljebaserade system vilket alltså leder till en minskning av utsläpp.

Vidare brukar indata till en bokförings-LCA vara medelvärden medan konsekvens-LCA ofta använder marginaldata (Baumann och Tillman, 2004). Det finns dock inte alltid en klar linje mellan de två typerna av LCA, ofta kan t.ex. systemexpansion förekomma även i bokförings-LCA. Tufvesson (2010) påpekar att indelning i olika typer av LCA inte är avgörande, utan huvudsaken är att mål och syfte med studien uppfylls. I detta sammanhang när vi talar generellt om iLUC och LCA-metodik, är det dock motiverat att hålla isär de olika typerna.

Som tidigare nämnts (kapitel 4.1) försöker de ekonomiska modellerna ge svar på vad som händer med markanvändningen vid en ökad efterfrågan på biodrivmedel, alltså är det frågan om konsekvensbaserad metodik. I princip borde det alltså vara förenligt med konsekvens-LCA metodik att inkludera indirekt markanvändning. De flesta konsekvens-LCA-studier tar faktiskt hänsyn till att biprodukter ersätter fodermedel, men tar inte med den indirekta effekten av att biodrivmedelsråvaran tas från marknaden, d.v.s. att mer grödor måste produceras på annan plats för att tillgodose efterfrågan. Eftersom bokförings-LCA av tradition används för att bokföra utsläpp som redan skett, kan det diskuteras om det är förenligt med metodiken att inkludera indirekt markanvändning.

Ekonomiska modeller använder ofta medelvärden för skördar över stora geografiska områden. Detta är mer förenligt med bokföringsmetodik än med konsekvensmetodik. Nämnas bör dock att vissa ekonomiska modeller (men långt ifrån alla) tar hänsyn till skillnaderna mellan skördenivåerna på marginalmark och medelavkastningen i ett geografiskt område. Vidare är resultaten från en ekonomisk modell ett medelvärde per MJ biodrivmedel vid införandet av en viss policy, vilket ju i princip inte är förenligt med LCA av ett specifikt produktionssystem.

Både bokföring- och konsekvens-LCA brukar klassificeras som process-LCA, det vill säga de studerar en specifik process, ett väldefinierat system. De ekonomiska modellerna är å andra sidan globala i sin karaktär vilket tyder på att resultaten från en ekonomisk modell inte är anpassade för att direkt integreras i en LCA. De flesta modellerna är dock linjära (se kapitel 4.3) vilket tyder på att resultaten kan vara giltiga både när man t.ex. studerar en enskild produktionsanläggning och när man studerar EU:s drivmedelsanvändning.

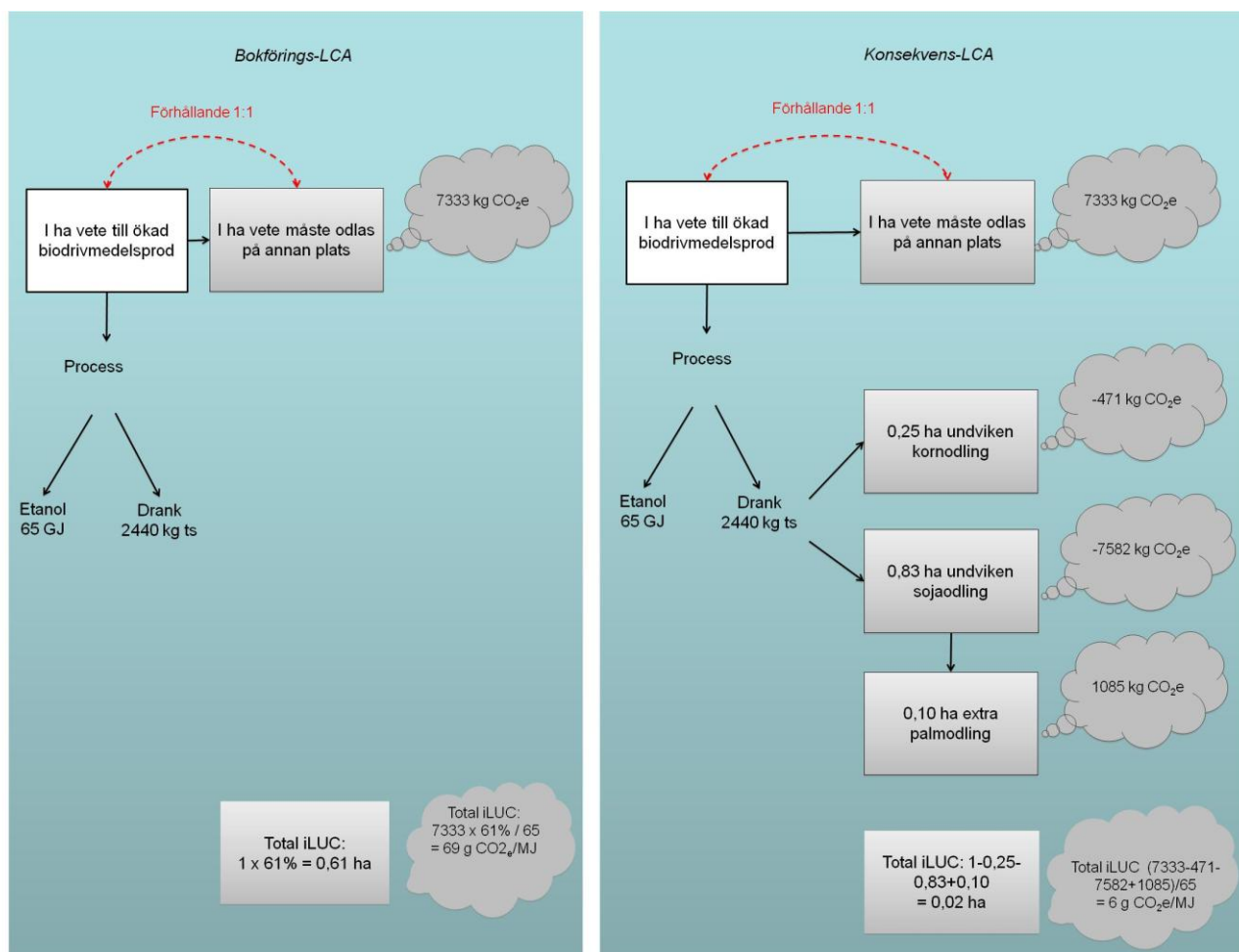
Input/output-LCA (EIO-LCA) är till skillnad från process-LCA byggd på nationalräkenskaper och kan genom att koppla samman utsläpp med ekonomiska flöden beräkna miljöpåverkan av en sektor och genom vissa antaganden per produktgrupp. Att koppla resultat från en ekonomisk modell skulle därför kunna te sig lämpligare för en EIO-LCA. I en EIO-LCA beräknas dock utsläpp som redan har skett, medan de ekonomiska modellerna försöker förutspå framtida utsläpp.

8.4.2 Fördelning av utsläpp över tid

När användning av jordbruks- och skogsmark ändras kan markkol förloras eller byggas in. I vissa fall, t.ex. vid omläggning från skog eller permanent betesmark till ettåriga grödor kan en förändrad markanvändning leda till stora initiala kolförluster. Då marken kommer att fortsätta producera grödor i flera år, bör kolförlusterna fördelas över tid. I de flesta studier (se Tabell 1) fördelas kolförlusterna på 20 eller 30 år. Detta härstammar sannolikt från IPCC:s beräknade medelvärde för mark att nå ett nytt steady-state (Schmidt, pers komm) alternativt den beräknade medellivslängden på en bioenergianläggning (Khanna m.fl., 2011). Frågan är dock om det inte är mer relevant att diskutera hur många år vi tror marken kommer att fortsätta att producera råvaror till biodrivmedel för att bestämma en lämplig fördelningstid. Alternativt kan man relatera utsläppen till vilken tidsram den aktuella studien har, t.ex. när man utnyttjar biomassa från skogar med lång omloppstid där tidsramen bör likställas med odlingssystemets totala omloppstid.

8.4.3 Exempel vete-etanol

Vi studerar här ett exempel på etanoltillverkning baserad på vete. Veteodling, här exemplifierat som 1 ha, kan t.ex. ske i Sverige. Två fall skissas upp, ett baserat på bokförings-LCA och ett baserat på konsekvens-LCA (Figur 12). Från 1 hektar vete blir utbytet 65 GJ etanol och 2440 kg ts drank per år (Tufvesson och Börjesson). I bokföringsexemplet antas allokering baserad på lägre värmevärdet vilket gör att etanolen får ta 61% av belastningen (Börjesson och Tufvesson, 2011).



Figur 12. Inkludering av iLUC i bokförings- och konsekvens-LCA. Förhållandet mellan odling av vete för biodrivmedel och hur mycket vete som måste produceras på annan plats är här för enkelhetens skull satt som 1:1.

Ett viktigt steg vid uppskattning av iLUC är att bestämma hur många hektar odling på annan plats som orsakas av att vi upptar 1 hektar veteodling till biodrivmedel. I detta exempel har vi antagit ett 1:1 förhållande d.v.s. att ett hektar vete till etanol i t.ex. Sverige leder till 1 hektar vete i en annan del av världen, och kolförlusterna är där satta till 40 ton C/ha (vilket utslaget på 20 år motsvarar 7333 kg CO₂-ekv/ha och år). Det är dock ett mycket förenklat antagande. I själva verket kommer förmodligen en del av det ökade behovet av vete tillgodoses av intensifiering i odling samt förändrad eller minskad konsumtion av vete eller andra grödor. Här kan resultat från en ekonomisk eller förenklad modell användas. OBS! Eftersom

ekonomiska modeller inte kan skilja på dLUC och iLUC kan man inte använda resultat direkt från sådana studier utan att först granska dessa i detalj.

I konsekvensfallet är det också viktigt att bestämma vad som händer då drank börjar säljas som proteinfoder. Här antar vi att dranken ersätter korn och sojamjöl (Börjesson och Tufvesson, 2011). De besparingar som sker då korn ersätts är bara kornodling, ingen markkol är inräknad. Man kan kanske tänka sig att där kornodling tidigare skedde så kan nu skog planteras, då blir besparing större. Däremot antar vi här att sojaodlingen bidrar till avskogning, samma värde d.v.s. 40 ton C/ha beräknas för denna LUC. Genom att ersätta sojamjöl undviker vi alltså avskogning, därför blir besparingen större än för korn. Vid tillverkning av sojamjöl produceras även sojaoilja. Den minskade produktionen av sojaoilja måste därför ersättas, här har vi antagit att den ersätts av palmolja. Beräkningar och indata för konsekvensexemplet beskrivs närmare i Appendix B.

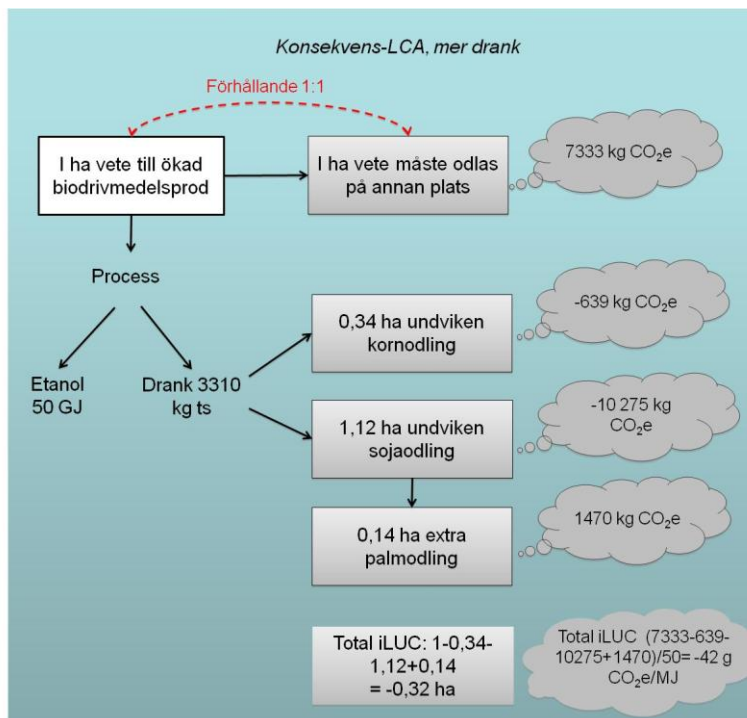
I bokföringsexemplet blir de resulterande iLUC-emissionerna 69 g CO₂-ekv/MJ och i konsekvensexemplet 6 g CO₂-ekv/MJ. Naturligtvis har val av data stor betydelse, men vi kan se detta som ett exempel för att visa på hur olika metoder för att integrera iLUC i LCA kan påverka resultatet.

I vissa studier summeras arealerna ihop först och man får en total iLUC i antal hektar. Sedan antas en faktor för kolförluster som multipliceras med arealen och divideras med mängden producerad biodrivmedel för att beräkna en iLUC-faktor. Skulle detta förfarande användas i vårt konsekvensfall ovan (Figur 12) skulle det innebära att iLUC-faktorn som tidigare var 69 g CO₂-ekv/MJ, blir 2 g CO₂-ekv/MJ:

$$(0,02 \text{ ha}_{iLUC} \text{ ha}_{vete}^{-1}) \times (7333 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}_{iLUC}^{-1}) / (65 \text{ GJ ha}_{vete}^{-1}) = 2 \text{ g CO}_2\text{-ekv/MJ}$$

En liknande approach används av Edwards m.fl. (2010) men här räknas istället behovet av råvaror ut först i ton, sedan antas ett globalt medelvärde på skördenivå och en markkolsfaktor läggs på (se beskrivning i Appendix A4). Med en antagen skördenivå på 3,7 ton/ha (antagande enl Edwards m.fl., 2010) skulle en sådan metodik för vårt konsekvensexempel i Figur 12 ge en iLUC-faktor på 134 g CO₂-ekv/MJ.

I en bokförings-LCA med energiallokering spelar det ingen roll för etanolens klimatprestanda om utbytet av etanol minskar, om utbytet av biprodukter samtidigt ökar i motsvarande grad. För en konsekvens-LCA har dock utbytet påverkan på resultatet (Figur 13). I det givna exemplet med lägre utbyte av etanol blir iLUC-emissionerna till och med lägre än noll. Det är visserligen så att det är proteinhalten i dranken som avgör hur mycket soja som kan ersättas och detta exempel är mycket förenklat. Det visar dock på vilka stora skillnader i resultat man kan få beroende på olika antaganden.



Figur 13. Inkludering av iLUC i konsekvens-LCA, exempel med lägre utbyte av etanol och därmed högre produktion av drank.

Alltså, beroende på val av metodik för hur förändrad markanvändning integrerades i vårt LCA-exempel blev iLUC emissionerna 2, 6, 69 eller 134 g CO₂-ekv/MJ. Vid ett ändrat antagande om utbyte av etanol beräknades iLUC-emissionerna i vårt exempel bli -42 g CO₂-ekv/MJ.

8.4.4 Slutsatser av iLUC i LCA

→ Om man gör en konsekvens-LCA är det i princip förenligt med metodiken att inkludera indirekt förändrad markanvändning. Det kvarstår dock flera metodologiska frågetecken eftersom ekonomiska modeller t.ex. ofta använder medelvärden på avkastning över stora geografiska områden medan man i en konsekvens-LCA i första hand vill belysa de marginella förändringarna.

→ Om man gör en bokförings-LCA är det i princip oförenligt med metodiken att inkludera iLUC. Det finns dock inte alltid en klar gräns mellan bokförings- och konsekvens-LCA studier.

→ Om ekonomiska modeller används som underlag för iLUC-beräkningarna bör man vara medveten om att effekten av att ersätta foderprodukter redan kan vara inkluderad så att detta inte blir dubbelräknat. Man bör också kontrollera antaganden om skördenivåer och utbyte av biodrivmedel och vara medveten om att variationen i resultat är stor beroende på dessa och flera andra antaganden samt typ av modell. Man bör också kontrollera hur omräkning från hektar till utsläpp är gjorda samt hur många år markkolsförluster är fördelade över.

→ Om ekonomiska modeller ska användas som underlag bör de därför anpassas så att resultaten kan användas i LCA. Det innebär att resultatet från de ekonomiska modellerna framförallt måste redovisa förhållandet mellan hur mycket mark som behövs för att ersätta mark för biodrivmedel, exklusive biprodukternas inverkan (den streckade pilen i Figur 12). Detta är dock en komplexitet i sig eftersom marknadsreaktionerna förmodligen inte kan modelleras på ett korrekt sätt utan att biprodukternas effekt tas med.

→ Att beräkna iLUC för ett biodrivmedel med hjälp av ekonomiska modeller innebär att man analyserar effekterna av att införa en policy snarare än effekterna av ett enskilt produktionssystem.

→ Det är mer korrekt att räkna ut iLUC genom att addera utsläppen istället för att addera antal hektar eller ton råvara och sedan räkna om till utsläpp baserad på en enda siffra. En hektar sparad kornodling ger till exempel inte lika mycket utsläppsreduktion som en hektar sparad sojaodling. Detta förenklade sätt att räkna förekommer i flera studier.

8.5 Införa iLUC-faktor i EU:s förnybarhetsdirektiv

En av de framkomliga vägar som diskuteras av EU-kommissionen för att hantera markfrågan är att införa en iLUC-faktor för beräkning av biodrivmedels klimatnytta inom förnybarhetsdirektivet (se kapitel 7.2).

I förnybarhetsdirektivet används till största del bokförings-LCA för beräkningarna. Det är t.ex. fastställt att allokering mellan huvudprodukt och biprodukt ska göras baserat på det lägre värmevärdet. Det innebär att man inte får räkna med de indirekta positiva effekter som biprodukterna ger när de till exempel ersätter annat foder. Men när det gäller iLUC har EU kommissionen valt en annan approach, och i de underlagsrapporter som lagts fram på EU:s hemsida om iLUC, så ingår enbart ekonomiska modeller och det talas om vikten av att inkludera biprodukternas påverkan på markanvändningen i modelleringen (EU, 2011).

Om en iLUC-faktor införs blir det alltså en faktor beräknad utifrån konsekvensanalys som kommer att adderas till de andra resultaten som är beräknade enligt bokföringsmetodik. Problemet med att blanda bokföring- och konsekvens-LCA i direktivet beskrivs närmare i Brander m.fl. (2009). Vidare finns en risk för dubbelräkning då ekonomiska modeller ofta inkluderar både direkt och indirekt ändrad markanvändning.

Minskningen av växthusgaser jämfört en fossil referens ska vara minst 35% idag och ökande till 50% år 2017. För nya anläggningar som tas i drift efter januari 2017 ska minskningen vara minst 50% och ökande till 60% år 2018. Många biodrivmedel ligger redan nära gränsen om en 35%-ig reduktion. Införandet av en iLUC-faktor kan alltså till stor del hämma dagens biodrivmedelsindustri, vilket kan göra det svårt att nå upp till målet om 10% förnybart i transportsektorn till år 2020. I förlängningen kan även utvecklingen av andra generationens biodrivmedel som baseras på annan biomassa än jordbruksgrödor också drabbas, då denna utveckling är till stor del integrerad med dagens biodrivmedelsproduktion.

8.6 Andra sätt att hantera iLUC-frågan

Även om debatten går het om huruvida en iLUC-faktor ska införas eller ej i lagstiftning, så är det viktigt att påpeka att en iLUC-faktor inte är den enda vägen till att minska risken för expansion av odling på känslig mark med stora biogena kollager. I själva verket är det ett ganska trubbigt instrument och det är oklart huruvida införandet av en iLUC-faktor kommer att minska förändrad markanvändning (se t.ex. Khanna m.fl. (2011)). Enligt Zilberman m.fl. (2010) är det dessutom i grunden fel att reglera indirekta markeffekter, då det enligt samhällsekonomiska principer är den som direkt orsakar utsläpp som ska vara ansvarig, och en iLUC faktor skulle vara det samma som att beskatta en bonde för en annan bondes aktiviteter.

Ökad markanvändning drivs av många faktorer, inte bara ökad efterfrågan av biodrivmedel. Lika viktigt är till exempel den ökande världsbefolkningens efterfrågan på mat, inte minst

ökad efterfrågan på kött, och bioenergi för andra ändamål än drivmedel. Vidare påverkar ökad markanvändning inte bara utsläppen av växthusgaser. Oro finns även för bland annat förlust av biodiversitet, ökat tryck på lokala vattenresurser, konflikter kring markrättigheter och ökade livsmedelspriser. Det finns alltså ett behov av att ha ett vidare perspektiv på frågan.

I litteraturen finns flera olika förslag för hur samhället kan hantera iLUC, här listas några (Gallagher, 2008; IEA, 2010; Khanna m.fl., 2011; McCormick och Athanas, 2010; Yeh och Witcover, 2010):

- 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 en iLUC-faktor).
- 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.

Ecofys (2010) har förslagit användande av den så kallade RCA-metoden (responsible cultivation areas) som utgår från vad man kan göra på projektnivå för att minimera oönskade direkta och indirekta effekter vid odling av bioenergi. Utifrån ett antal givna kriterier kan hållbara odlingar identifieras. De kriterier som används för att utvärdera hållbarheten är biodiversitet, markkol, markens legala status, hur pass lämplig marken är för bioenergiodling i ett produktionsperspektiv samt risken för indirekta effekter. Risken för indirekta effekterna anses låg om ett projekts samlade output inte minskar vid införandet av bioenergiodling (Ecofys, 2010).

En annan strategi skulle kunna vara att inte enbart inrikta sig på att minska omfattningen av ändrad markanvändning, men att också försöka påverka vilken typ av ändrad markanvändning som ger minst påverkan på miljön och tillåta expansion där (Wicke, 2011).

9 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER

→ Indirekt ändrad markanvändning från ökad biodrivmedelsproduktion är inte observerbar, och för att kvantifiera dessa potentiella effekter måste modeller användas. Ett flertal olika modeller kan användas, i denna studie har vi gjort en uppdelning mellan två olika typer av modeller; ekonomiska och förenklade modeller.

→ Ekonomiska modeller har många ingående parametrar, är mer komplexa och har förutsättning att kunna beskriva verkligheten bättre än en förenklad modell. Samtidigt innebär ett stort antal parametrar att osäkerheten kan öka, eftersom osäkerheten hos varje parameter

kan ackumuleras. Vilken modell som är lämpligast är alltså en avvägning mellan modellosäkerhet och parameterosäkerhet och beror till hög grad på syftet med studien.

→ De beräknade iLUC-emissionerna från modellerna varierar kraftigt mellan olika studier. I den litteraturgenomgång som gjordes i denna studie fann vi att iLUC för majsbaserad etanol varierar mellan 2 och 208 g CO₂-ekv/MJ, för etanol baserad på vete är variationen -53 och 176 g CO₂-ekv/MJ, för sockerrörsetanol är variationen -4 till 159 g CO₂-ekv/MJ. Biodiesel från soja varierar mellan 1 och 188 g CO₂-ekv/MJ och för raps mellan 1 och 222 g CO₂-ekv/MJ. Detta kan jämföras med utsläpp från fossila drivmedel som är ca 84 g CO₂-ekv/MJ.

→ Variationerna i resultat från olika iLUC-studier är så stora att det inte går att rangordna olika biodrivmedel eller dra några generella slutsatser.

→ Skillnaderna i resultat beror på ett flertal faktorer. En viktig orsak är att det råder osäkerhet kring hanteringen av direkt och indirekt förändrad markanvändning. De ekonomiska modellerna kan inte skilja dessa åt, de försöker bara modellera den totala ändrade markanvändningen efter en viss tidsperiod vid en ökad efterfrågan av biodrivmedel. Vissa av resultaten kan alltså inkludera både dLUC och iLUC. Skillnaderna i resultat beror också på olika antaganden för parametrar som priser, elasticitet, avkastning, utbyte av biodrivmedel m.m. och systemgränser t.ex. om modellen beaktar biprodukter, förändrade konsumtionsmönster, intensifiering vid odling m.m.). Vidare är det avgörande vilken typ av mark som antas påverkas, dess utsläpp av växthusgaser och hur många år de emissioner som uppstår vid ändrad markanvändning fördelas över.

→ Det är i princip oförenligt att inkludera iLUC i en bokförings-LCA. För konsekvens-LCA finns inga principiella hinder, men om resultat från iLUC-modeller ska integreras med LCA-modellen bör man vara medveten om att effekten av att ersätta foderprodukter redan kan vara inkluderad så att detta inte blir dubbelräknat. Samma sak gäller direkt förändrad markanvändning. Man bör också noga kontrollera hur omräkning från hektar till utsläpp av växthusgaser är gjorda, eller helst göra dessa beräkningar själv.

→ Inom EU diskuteras just nu huruvida iLUC ska inkluderas i reglering av biodrivmedels GHG-utsläpp. EU-direktivet bygger dock på bokförings-LCA så ett införande av en iLUC-faktor är egentligen principiellt felaktigt. Dessutom är variationen i resultat från de olika modellerna så stor att det förmodligen blir en politisk förhandling om vilka värden som ska antas för iLUC och inte en vetenskaplig diskussion.

→ Det finns också många andra argument mot införandet av en iLUC-faktor, t.ex. finns en oro för att det kan hämma utvecklingen av biodrivmedel på ett negativt sätt, även andra generationens drivmedel som inte använder jordbruksgrödor som råvara. Det finns andra alternativ för att hantera iLUC som kan vara mer lämpliga, t.ex. införande av internationella regler kring markanvändning, införande av CO₂-skatt som inbegriper biogent markkol, handel av utsläppsrätter, gynnande av biodrivmedel med låg risk för iLUC, gynnande av ökad intensifiering i produktionen m.m.

→ Sammanfattningsvis kan sägas att iLUC är en fråga som fått kraftigt ökat intresse de senaste åren, och som kan ha mycket stor betydelse för hur vi värderar biodrivmedel i framtiden. Dock kvarstår många frågor kring vilka modeller och vilka antaganden som är lämpliga samt hur iLUC-modeller och livscykelanalysberäkningar kan integreras. De vetenskapliga diskussionerna kring iLUC är alltså fortfarande i sin linda och behöver fördjupas och mogna. Resultaten från modellerna är intressanta och kan fungera som underlag för fortsatta diskussioner. Att ansätta iLUC-faktorer för att detaljreglera biodrivmedel på detta stadium är däremot inte försvarbart ur ett vetenskapligt perspektiv.

10 REFERENSER

- Al-Riffai P, Dimaranan B , Laborde D (2010). Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate. Final Report March 2010. ATLASS Consortium. Study by IFPRI for the Directorate General for Trade of the European Commission.
- Andersson, Kjell, pers komm. Informationssekreterare Svebio, 3/5 2011
- ARB (2009). Final Regulation Order. Subchapter 10. Climate Change Article 4. Regulations to Achieve Greenhouse Gas Emission Reductions Subarticle 7. Low Carbon Fuel Standard. California Air Resources Board.
<http://www.arb.ca.gov/regact/2009/lcfs09/lcfscombofinal.pdf>.
- 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. E4tech.
- Baumann H , Tillman A-M (2004). The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application, Lund, Sweden, Studentlitteratur.
- Birkved, pers komm. Adjunkt, Danmarks Tekniske Universitet. Presentation på avd miljö- och energisystem, LTH, 30/3 2011
- Blanco Fonseca M, Burrell A, Gay H, Henseler M, Kavallari A, M'Barek R, Pérez Domínguez I , Tonini A (2010). Impacts of the EU biofuel target on agricultural markets and land use: a comparative modelling assessment. JRC-IPTS Report EUR 24449 EN - 2010.
- Brander M, Tipper R, Hutchison C , Davis G (2009). Consequential and Attributional Approaches to LCA: a Guide to Policy Makers with Specific Reference to Greenhouse Gas LCA of Biofuels. Ecometrica press. Technical Paper TP- 090403- A, April 2009.
- 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, pp 108-120.
- CEPII (2011). MIRAGE, a Computable General Equilibrium Model for Trade Policy Analysis. <http://www.cepii.fr/anglaisgraph/workpap/summaries/2002/wp02-17.htm>
- Cherubini F (2010). GHG balances of bioenergy systems - Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. Renewable Energy, Vol. 35, pp 1565-1573.
- Cherubini F , Strømman A H (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. Bioresource Technology, Vol. 102, pp 437-451.
- Cornelissen S, Dehue B , Wonink S (2009). Summary of approaches to account for and monitor indirect impacts of biofuel production. PECPNL084225 / Ecofys
- David B (2007). Boosting biofuel crops could threaten food security. The Lancet, Vol. 370, pp 923-924.
- 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.
- Dumortier J, Hayes D J, Carriquiry M, Dong F, Du X, Elobeid A, Fabiosa J F , Tokgoz S (2010). Sensitivity of Carbon Emission Estimates from Indirect Land-Use Change. Working Paper 09-WP 493, July 2009. Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University.

- EC (2010). Report from the commission on indirect land-use change related to biofuels and bioliquids. European Commission, Brussels, 22.12.2010 COM(2010) 811 final.
- Ecofys (2010). Responsible Cultivation Areas. Identification and certification of feedstock production with a low risk of indirect effects. Version 1.0 September 2010.
- Edwards R, Mulligan D , Marelli L (2010). Indirect Land Use Change from increased biofuels demand. Comparison of models and results for marginal biofuels production from different feedstocks. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 24485 EN - 2010.
- 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, pp 161-171.
- Europaparlamentet (2009). Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG av den 23 april 2009 om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor och om ändring och ett senare upphävande av direktiven 2001/77/EG och 2003/30/EG. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:sv:PDF>.
- EU (2011). Hemsida om iLUC http://ec.europa.eu/energy/renewables/studies/land_use_change_en.htm
- Eurostat, 2010. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Transport_energy_consumption_and_emissions
- FAPRI (2011). FAPRI U.S. and World Agricultural Outlook. <http://www.fapri.iastate.edu/outlook>
- Fischer G, Hizznyik E, Prieler S, Shah M , van Velthuisen H (2009). BIOFUELS and FOOD SECURITY. The OPEC Fund for International Development (OFID) and International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) Land Use Change and Agriculture Program.
- Flysjö A, Cederberg C , Strid I (2008). LCA-databas för konventionella fodermedel - miljöpåverkan i samband med produktion (Version 1). SIK-rapport Nr 772 2008. Göteborg.
- Fritsche U R, Hennenberg K , Hünecke K (2010). Sustainability Standards for internationally traded Biomass. The “iLUC Factor” as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change - Working Paper. Energy & Climate Division, Öko-Institut, Darmstadt Office.
- Fritsche U R , Wiegmann K (2011). Indirect Land Use Change and Biofuels. European Parliament. Directorate General for Internal Policies. Policy Department A: Economic and Scientific Policy. Environment, Public Health and Food Safety. IP/A/ENVI/ST/2010-15. February 2011. PE 451.495.
- Gallagher E (2008). The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production. July 2008. Renewable Fuels Agency, UK.
- Gnansounou E, Dauriat A, Villegas J , Panichelli L (2009). Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances. Bioresource Technology, Vol. 100, pp 4919-4930.
- Hallström E, Ahlgren S , Börjesson P (2011). Challenges and opportunities for future production of food, feed and biofuel. A land use perspective. Report no 74. Avd för miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola. Lund.
- 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, pp 223-231.

- Hiederer R, Ramos F, Capitani C, Koeble R, Blujdea V, Gomez O, Mulligan D , Marelli L (2010). Biofuels: a New Methodology to Estimate GHG Emissions from Global Land Use Change A methodology involving spatial allocation of agricultural land demand and estimation of CO₂ and N₂O emissions. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 24483 EN.
- ICF (2009). Emissions from Land Use Change due to Increased Biofuel Production. Satellite Imagery and Emissions Factor Analysis. Peer Review Report. July 31, 2009 Prepared by: ICF International.
- IEA (2010). Bioenergy, Land Use Change and Climate Change Mitigation. Lead authors: Göran Berndes (Chalmers University of Technology) Contributing authors: Neil Bird (Joanneum Research) and Annette Cowie (National Centre for Rural Greenhouse Gas Research). IEA Bioenergy ExCo: 2010:03.
- IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- JRC (2009). Review and inter-comparison of modelling land use change effects of bioenergy 29 – 30 January 2009, Paris, France. JRC-EEA-OECD Report EUR 24137 EN - 2009.
- Kasimir-Klemedtsson Å (2001). Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas: underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen. Naturvårdverket Rapport 5170.
- 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. March 18, 2011. 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, pp 233-247.
- 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.
- Koppe A (2010). GHG Emissions Accounting and the RSB Standard. Roundtable on Sustainable Biofuels. TSPN Conference: Standards for Sustainable Agriculture and the Mitigation of Climate Change. Bern, 17-18 November 2010.
- Lahl U (2010). An Analysis of iLUC and Biofuels Regional quantification of climaterelvant land use change and options for combating it. BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH.
- Liska A J , Perrin R K (2009). Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: regulations vs science. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, Vol. 3, pp 318-328.
- Lywood W, Pinkney J , Cockerill S A M (2009). Impact of protein concentrate coproducts on net land requirement for European biofuel production. GCB Bioenergy, Vol. 1, pp 346-359.
- McCormick N , Athanas A (2010). Reducing the risk of Indirect Land Use Change: credible landscape planning as one meaningful approach. Discussion paper. IUCN, International Union for Conservation of Nature.
- Melillo J M, Reilly J M, Kicklighter D W, Gurgel A C, Cronin T W, Paltsev S, Felzer B S, Wang X D, Sokolov A P , Schlosser C A (2009). Indirect Emissions from Biofuels: How Important? Science, Vol. 326, pp 1397-1399.
- 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, pp 224-232.

- O'Connor D (2011). Issues with GTAP iLUC Modelling. Presentation at seminar: Indirect land use change related to biofuels and bioliquids: what option would you chose? Organised by Copa-Cogeca, Brussels 3rd May 2011.
- Overmars K P, Stehfest E, Ros J P M , Prins A G (2011). Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption: an analysis based on historical data. *Environmental Science & Policy*, Vol. 14, pp 248-257.
- PBL (2011). Demand for food (animals and crops) products (LEITAP) http://themasites.pbl.nl/en/themasites/image/model_details/agricultural_economy/Demandforfoodanimalsandcropsproducts.html PBL Netherlands Environmental Assessment Agency [Online].
- Plevin R J, O'Hare M, Jones A D, Torn M S , Gibbs H K (2010). Greenhouse Gas Emissions from Biofuels. Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated. *Environmental Science & Technology*, Vol. 44, pp 8015-8021.
- Prins A G, Stehfest E, Overmars K P , Ros J (2010). Are models suitable for determining ILUC factors?
- Ros J P M, Overmars K P, Stehfest E, Prins A G, Notenboom J , van Oorschot M (2010). Identifying the indirect effects of bio-energy production. Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), PBL publication number 500143003.
- Rosegrant M W (2008). Biofuels and Grain Prices: Impacts and Policy Responses. International Food Policy Research Institute. Testimony for the U.S. Senate Committee on Homeland Security and Governmental Affairs. May 7, 2008.
- Rosegrant M W, Ringler C, Msangi S, Sulser T B, Zhu T , Cline S A (2008). International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT): Model Description. International Food Policy Research Institute.
- Sanderman J , Baldock J A (2010). Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters*, Vol. 5, pp 034003.
- Scarlat N , Dallemand J-F (2011). Recent developments of biofuels/bioenergy sustainability certification: A global overview. *Energy Policy*, Vol. 39, pp 1630-1646.
- Schmidt, pers komm. Docent Aalborg Universitet. Presentation på kurs "Life Cycle Assessment with focus on bioenergy", Sveriges lantbruksuniversitet 15/10 2010.
- ScottWilson (2009). Friends of the Earth - Developing a spreadsheet model for the calculation of the emissions from indirect land use change (ILUC) as a result of biofuel production-explanatory note.
- Searchinger T, Heimlich R, Houghton R A, Dong F, Elobeid A, Fabiosa J, Tokgoz S, Hayes D , Yu T-H (2008). Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science*, Vol. 319, pp 1238-1240.
- Snowling S D , Kramer J R (2001). Evaluating modelling uncertainty for model selection. *Ecological Modelling*, Vol. 138, pp 17-30.
- Tipper R, Hutchison C , Brander M (2009). A Practical Approach for Policies to Address GHG Emissions from Indirect Land Use Change Associated with Biofuels. *Ecometrica and Greenenrgy*. Technical Paper - TP-080212-A.
- Tufvesson L (2010). Environmental Assessment of Green Chemicals - LCA of Bio-Based Chemicals Produced Using Biocatalysis. Doctoral Thesis, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University
- Tyner W E, Taheripour F, Zhuang Q, Birur D , Baldos U (2010). Land Use Changes and Consequent CO2 Emissions due to US Corn Ethanol Production: A Comprehensive Analysis. July 2010. Department of Agricultural Economics, Purdue University.

- USEPA (2010). Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis. Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality U.S. Environmental Protection Agency. EPA-420-R-10-006 February 2010.
- USEPA (2010b). Part II Environmental Protection Agency 40 CFR Part 80 Regulation of Fuels and Fuel Additives: Changes to Renewable Fuel Standard Program; Final Rule March 2010.
- van Meijl H, van Rheenen T, Tabeau A , Eickhout B (2006). The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 114, pp 21-38.
- van Tongeren F, van Meijl H , Surry Y (2001). Global models applied to agricultural and trade policies: a review and assessment. *Agricultural Economics*, Vol. 26, pp 149-172.
- Wang M , Haq Z (2008). Letter to Science. Center for Transportation Research Argonne National Laboratory/Office of Biomass Program, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy U.S. Department of Energy.
http://www.transportation.anl.gov/pdfs/letter_to_science_and_doe_03_14_08.pdf
- Wicke B (2011). Improved modeling & mitigation of iLUC. Presentation at Seminar: iLUC related to biofuels and bioliquids. Copa-Cogeca, Brussels, 3 May 2011.
- Widell L M (2009). Ekonomiska modeller för jordbrukssektorn – en redogörelse för deras uppbyggnad, funktion och förmåga att beskriva svenska förhållanden. Jordbruksverket Rapport 2009:23.
- Yeh S , Witcover J (2010). Indirect Land-Use Change from Biofuels: Recent Developments in Modeling and Policy Landscapes. International Food & Agricultural Trade Policy Council. Downloaded March 2011
http://www.agritrade.org/events/documents/Yeh_Witcover_iLUCfromBiofuels.pdf.
- Zilberman D, Hochman G , Rajagopal D (2010). Indirect Land Use: One Consideration Too Many in Biofuel Regulation. *Agricultural and Resource Economics UPDATE*. University of California, Vol. 13, pp 1-4.
- Åfors, Marie, pers komm. Säljare Agroetanol, 30/3 2010.

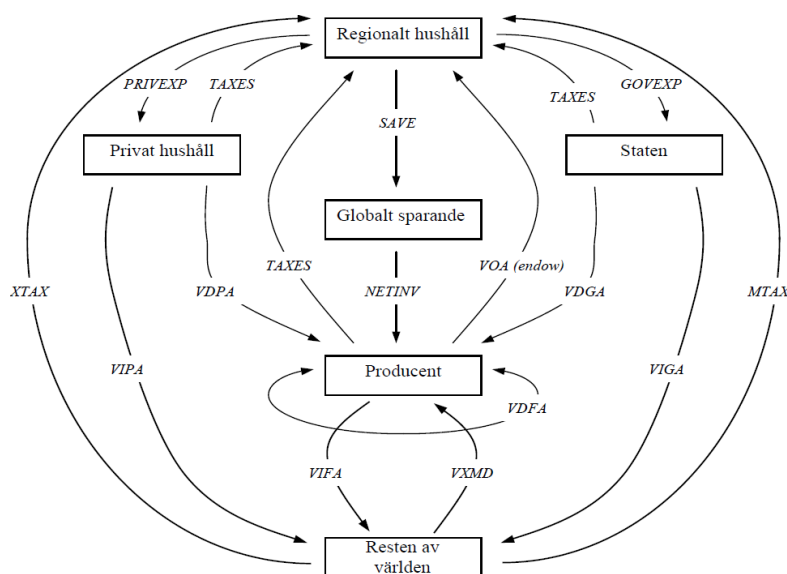
APPENDIX A. BESKRIVNING AV EKONOMETRISKA MODELLER FÖR BERÄKNING AV ILUC

Generellt brukar man skilja mellan partiella jämviktsmodeller som enbart studerar jordbrukssektorn, och allmänna jämviktsmodeller som studerar hela ekonomin. Det finns flera olika partiella och allmänna jämviktsmodeller, som alla ursprungligen haft olika ändamål. De senaste åren har ett flertal modeller använts för att analysera markanvändning kopplad till biodrivmedel. Ingen av modellerna är dock från början tänkta att användas för att bestämma iLUC. Nedan beskrivs översiktligt ett urval av olika ekonomiska modeller.

A1. Allmänna jämviktsmodeller

GTAP och GTAP-E

GTAP (Global Trade Analysis Project) är ett nätverk av forskare som leds av Purdue universitet. I projektet har en databas och flera modeller utvecklats med syfte att analysera hur internationell handelspolitik beslut påverkar den globala ekonomin. I GTAP-basmodellen antas en perfekt marknad råda, att alla sektorer är fullt sysselsatta och att det inte finns någon arbetslöshet. Modellen täcker hela världsekonomin, uppdelad i olika regioner. Man kan välja att studera ett enskilt land som en region eller en grupp av länder, t.ex. EU som en region. Alla regioner i världsekonomin antas vara lika, d.v.s. alla sektorer och alla varor produceras i varje region. Modellen analyserar pengaflödet inom regionen och flöden mellan regionen och resten av världen (Figur A1). De så kallade agenterna i modellen är privata hushåll, stat och företag (producenter). Dessa agenter förs samman till en enhet som kallas det regionala hushållet och ett sådant hushåll antas finnas inom varje region i modellen. Det regionala hushållet fördelar de regionala intäkterna till de privata hushållen, staten samt till sparande, så att summan av intäkterna är lika med slutlig efterfrågan. Investeringar i modellen drivs av sparande ("Globalt sparande"), och sparande är alltid lika med investeringarna (Widell, 2009).



A1. Schematisk beskrivning av GTAP-modellen (Widell, 2009). Flöden inom regionen och till/från resten av världen är här beskrivna med olika kodnamn som används i modellen. Det studerade regionala hushållet kan vara ett land eller en grupp av länder, t.ex. EU

GTAP-E är en vidareutveckling av basmodellen, där den globala ekonomin studeras i koppling till energianvändning och miljö. GTAP-E har använts bland annat till att mäta kostnaderna i samband med minskning av växthusgaser (Hamasaki och Truong, 2001) och är ofta den version som används till att studera indirekt markanvändning kopplad till biodrivmedel.

LEITAP

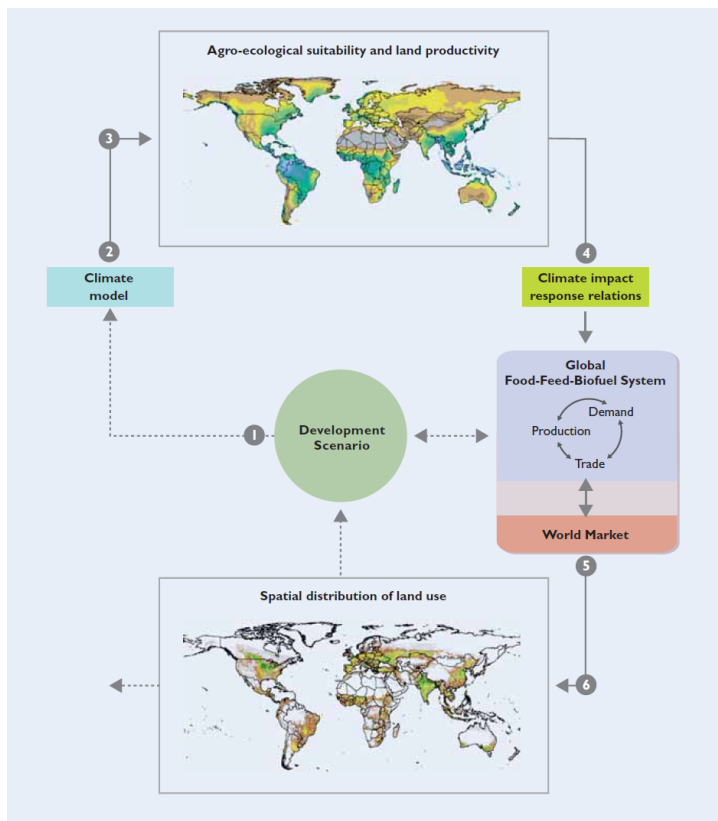
Baserad på GTAP-modellen har Wageningen universitet tillsammans med det nederländska naturvårdsverket utvecklat LEITAP för att kunna analysera effekten av EU:s biodrivmedelspolicy på jordbruksmarknaden. Man har byggt på flera förlängningar (bland annat från en biofysisk modell vid namn IMAGE) på GTAP-modellen. Output från GTAP används av IMAGE-modellen för att beräkna avkastningen, efterfrågan på mark, fodereffektivitet och miljöindikatorer, IMAGE-resultaten matas sedan tillbaka till GTAP (Edwards m.fl., 2010, PBL, 2011, van Meijl m.fl., 2006). IMAGE-modellen arbetar med kopplingen mellan markanvändning och markpris. I länder där det finns mycket mark antas åkermark kunna expandera utan att markpriset höjs så mycket, medan i länder med ont om mark inte kan expandera åkerarealen i samma utsträckning vilket leder till högre markpriser och därmed högre produktionskostnader för grödorna. Modellen tar även hänsyn till skillnad i produktivitet mellan olika typer av mark (DGEnergy, 2010).

MIRAGE

MIRAGE (Modelling International Relationships in Applied General Equilibrium) är en multi-region, sektorsövergripande allmän jämviktsmodell, utvecklad av det franska forskningsinstitutet CEPII för handelspolitisk analys (CEPII, 2011). Den kan hantera imperfekt konkurrens, produktdifferentiering på sort och kvalitet, och utländska direktinvesteringar. Indata tas från GTAPs databas. Den är dynamisk med avseende på att resultatet från en simulering används som indata till nästa simuleringsrunda osv.

BLS+AEZ

IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) har en modell som kallas world food system model, ofta benämnd som BLS (Basic Linked System). Modellen är av karaktär generell jämvikt då den tar hänsyn till hela världsekonomens sektorer, men fokus ligger på jordbrukssektorn, resten av ekonomin är förenklat beskriven som allt icke jordbruksrelaterat. Jämvikten löses för varje år. Modellen är flitigt använd för att utvärdera jordbrukspolitiska följder. Modellen har även används för att utvärdera markanvändning kopplad till biodrivmedelspolicy, då tillsammans med en agro-ekologisk zon (AEZ) modell (Figur A2).



Figur A2. Schematisk beskrivning av modellarbete utfört av IIASA (Fischer m.fl., 2009). Ett antal scenarier utarbetas (1) där bland annat olika nivåer av biodrivmedel beskrivs. Scenarierna bearbetas av en klimatmodell och data från klimatmodellen (2) används för att utarbeta indata (3) till en agro-ekologisk zonmodell (AEZ). AEZ-modellen ger svar på skördenivåer för de olika scenarierna. Resultaten från AEZ-modellen (4) går in i en ekonomisk modell. Resultaten från den ekonomiska modellen (5) används för att kvantifiera förändringar i markanvändning (6).

A2. Partiella jämviktsmodeller

CAPRI

CAPRI (Common Agricultural Policy Regional Impact) är en modell som analyserar effekten på jordbruksmarknaden vid förändringar i EU:s jordbruks- eller handelspolitik (med EU avses här EU27, Norge, västra Balkan och Turkiet). Modellen är statisk och indelad i två kopplade moduler; en del som analyserar produktionen i EU uppdelad på regional nivå (NUTS2) och en del som analyserar den globala marknaden. CAPRI kan analysera ca 50 olika jordbruksvaror, både primära och sekundära, i 28 aggregerade handelsblock i världen (Blanco Fonseca m.fl., 2010, Edwards m.fl., 2010).

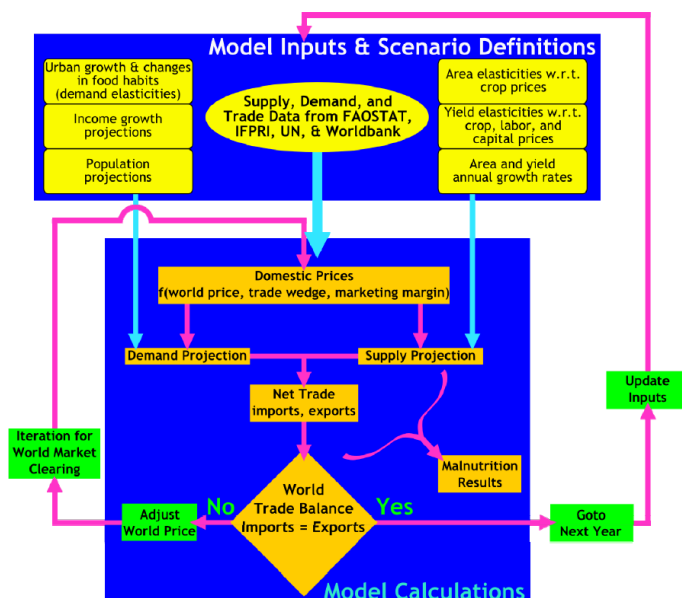
Modellen jämför skillnaden mellan ett basscenario och ett scenario med den studerade politiken införd. För att studera effekten av att t.ex. införande av en biodrivmedelspolicy modelleras ett scenario där policyn inte införs, och ett där det införs. Skillnaden i markanvändning kan därmed tillskrivas biodrivmedelspolicyn. Ingen gradvis skillnad från år till år kan utläsas utan enbart slutresultatet ett visst årtal.

CAPRI antar att det finns en fix mängd jordbruks- och gräsmark i EU. För att möta behovet av en ökad efterfrågan av biodrivmedel antar modellen att en omfördelning av odlade grödor kan ske, intensifieringen i odlingen kan öka (utöver en antagen allmän produktionsökning),

expanding av odlingen inom de givna mängder mark som finns tillgänglig inom EU, eller att import av grödor kan öka. Biprodukterna från biodrivmedeltillverkningen inkluderas men handel med biodrivmedel modelleras ej.

IMPACT

IMPACT modellen (International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade) är utvecklad av IFPRI (International Food Policy Research Institute). IMPACT är en partiell jämviktsmodell som jämför ett basscenario och ett alternativt scenario. Modellen analyserar globalt behov av mat, produktion, handel, inkomster och befolkningsutveckling (Figur A3). Påverkan på matpriser och antalet undernärda barn kan bedömas för olika fall (Edwards m.fl., 2010, Rosegrant m.fl., 2008). En utmärkande del av IMPACT är att den är kopplad till en hydrologisk modell. IMPACT modellerar alltså tillgång och efterfrågan på vatten och har tillgång på vatten som en restriktion för odling. Modellen har tidigare bland annat använts för att förutse hur den ökade efterfrågan på biodrivmedel påverkar säkerheten i livsmedelsförsörjningen (Rosegrant, 2008).



Figur A3. Schematisk beskrivning av IMPACT-modellen

FAPRI-CARD

Modellen har utvecklats av Food and Agricultural Policy Research Institute (FAPRI) och Center for Agriculture and Rural Development (CARD) på Iowa State University. I själva verket är modellen ett sammansatt nätverk av många olika partiella jämviktsmodeller t.ex. finns en modell vardera för socker, spannmål, oljeväxter, mjölk etc. Prognoser görs 10 eller 15 år framåt men modellen löser jämvikt för varje år (jämvikt uppnås när tillgång och efterfrågan är lika). Modellen är i sin struktur lika som FAPRI:s basmodeller som används för att ge data till den årligen publicerade "Agricultural Outlook" (FAPRI, 2011).

A4. Jämförelse av ekonomiska modeller, studie av JRC

Eftersom iLUC har blivit en samhällelig och politiskt viktig fråga inom EU, så beställde kommissionen ett flertal arbeten med syfte att utreda iLUC. Ett av målen var att jämföra resultat från olika modeller. Ganska snart framkom dock, att eftersom modellerna har olika syften och har vitt skilda förutsättningar, så skulle en jämförelse bli svår. I ett försök att överkomma detta samlade JRC (Joint Research Centre) ett antal modellerare för att samordna körningar för att utvärdera EU:s mål om 10% biodrivmedel år 2020 (Edwards m.fl., 2010, JRC, 2009). I resten av detta kapitel beskrivs resultatet av detta arbete.

I Figur A4 visas resultaten av de samlade körningar som gjordes. Resultatet (staplarna längst ner i orange) är uttryckt som den förändrade markanvändning då 1 Mtoe mer biodrivmedel produceras. I de övriga diagrammen ovanför visas några av de olika förutsättningarna som använts i modellerna och några av de underliggande delresultaten.

Längst upp i blått visas hur många ton råvara som antas behövas för att producera 1 Mtoe biodrivmedel. Nästa stapeldiagram visar hur mycket av de extra råvarorna som sparas av de producerade biprodukterna. Som exempel, i FAPRI-CARD scenario EU vete till etanol (stapel nr 7) behövs 5.4 ton vete för att producera 1 Mtoe biodrivmedel. Uppkomna biprodukter beräknas av modellen spara 31% av råvarubehovet eftersom de ersätter andra grödor som därmed inte behöver produceras. Som synes tar vissa modeller ingen hänsyn till biprodukter.

I tredje diagrammet uppfifrån (gula staplar) visas hur mycket grödor som beräknas minskas till följd av minskad konsumtion. Detta kan förklaras på följande sätt: om en ökad produktion av biodrivmedel leder till högre priser kan konsumtionen av råvaran eller konsumtionen av en annan gröda minska. De största effekterna ses dock på minskad konsumtion av foder. I vissa modeller minskar dock inte mängden kött, men produktionen blir mer extensiv.

I fjärde diagrammet (staplar i orange) visas vilken genomsnittlig skörd de olika modellerna har antagit. I femte diagrammet (mörkblå staplar) visas hur mycket areal som beräknas ”sparas” då inte all ökad råvaruproduktion kommer från ny mark, utan en del antas komma från intensifiering av odling. I det sjätte diagrammet visas hur mycket mark som sparas eller ökas på grund av omfördelning av hur grödor odlas (inom ett land men framförallt mellan olika länder med olika skördenivåer).

Beräkningsgången blir med FAPRI-CARD modellens EU vete till etanol scenario (stapel 7 räknat från vänster i figur A4) som exempel visas i tabell A1.

Tabell A1. Beräkning av iLUC med FAPRI-CARD modellen med scenario EU vete till etanol som exempel (se stapel 7 från vänster i figur x nedan). Hämtat från Edwards m.fl. (2010) s.89 (1 toe= 1 ton oil equivalent vilket motsvarar ca 42 GJ)

Råvarubehov (ton vete/toe etanol): 5.4
Minskning pga biprodukter: 31%
→ 3.73 ton
Minskning pga minskad konsumtion (el extensifiering av köttprod): 34%
→ 2.46 ton
Medelskörd (ton/ha): 3.7
→ 0.66 ha
Areal sparad pga intensifiering i odling (ha): 0.07
Areal sparad pga omfördelning av grödor (ha): 0.20
→ 0.39 ha iLUC per toe ökad biodrivmedel

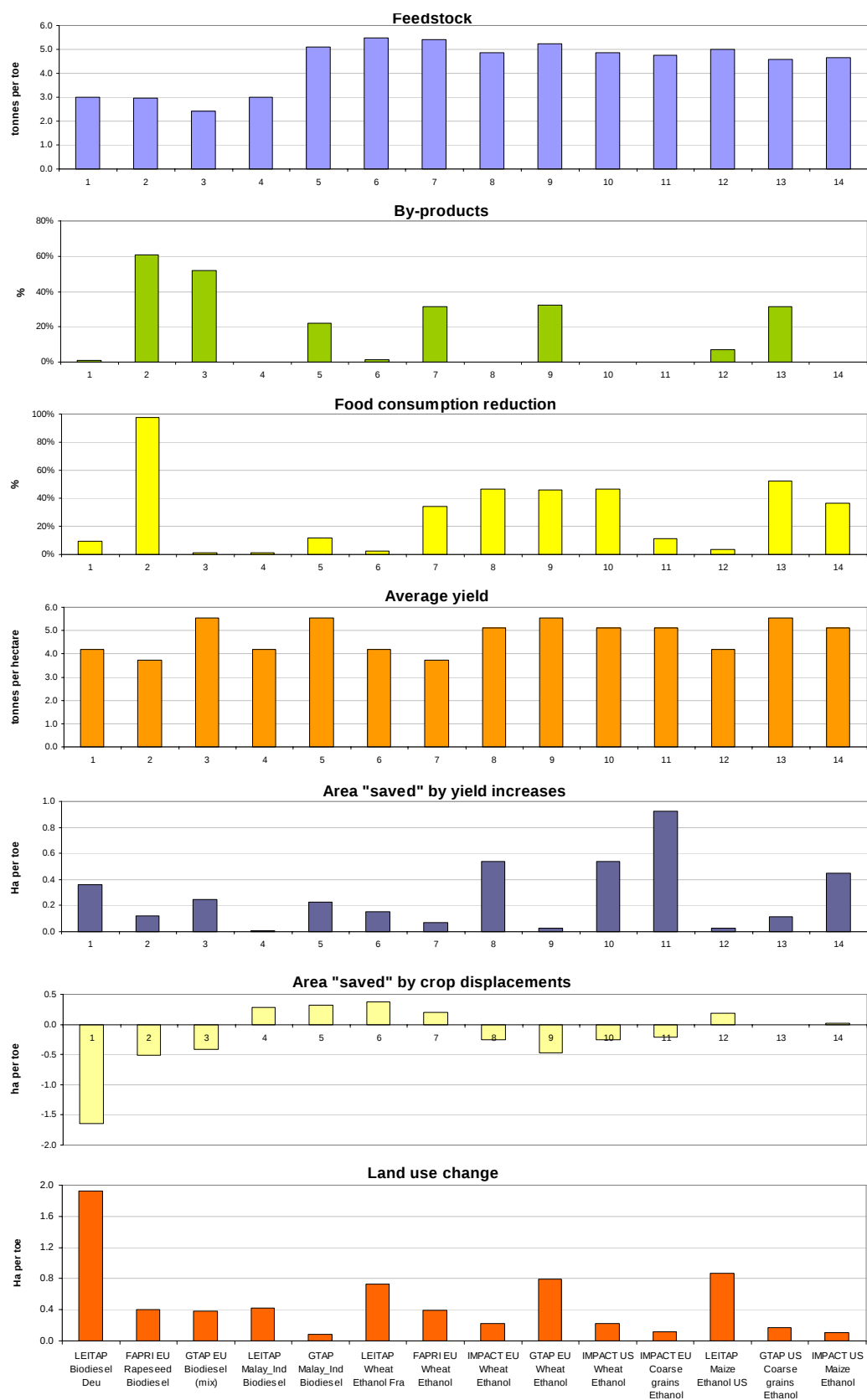
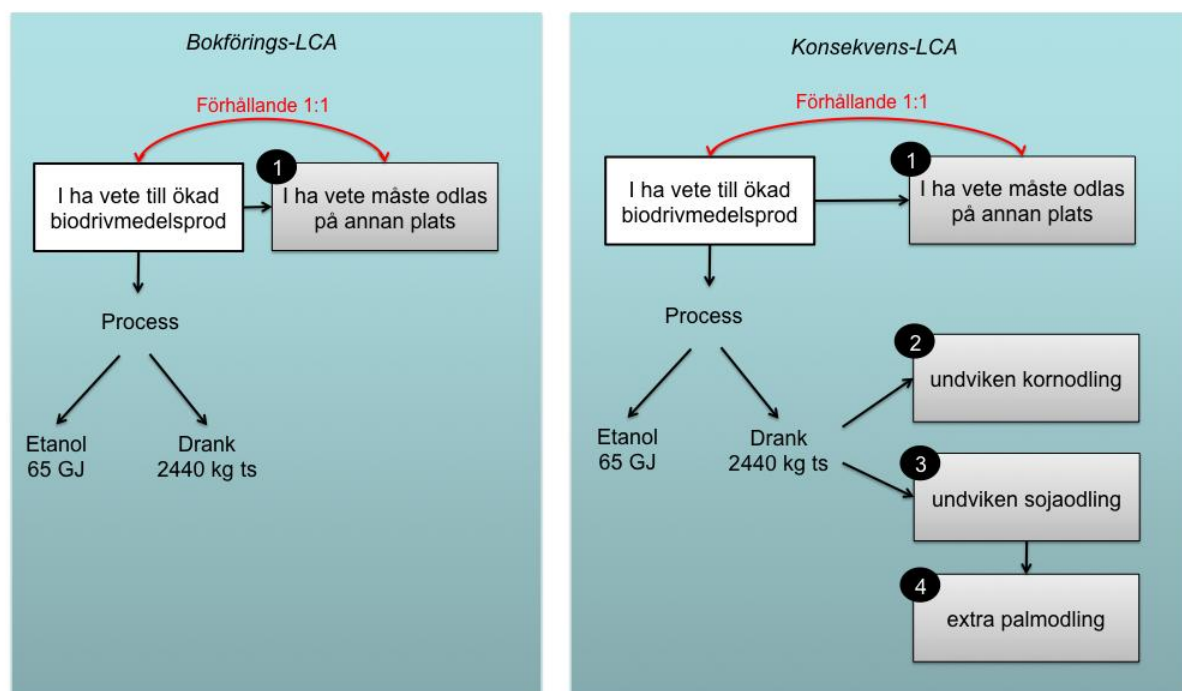


Figure 21 Key model parameters for all models

Figur A4. Förändrade markanvändning då 1 Mtoe mer biodrivmedel produceras samt några av de olika förutsättningarna de i ekonomiska modeller studerade av (Edwards m.fl., 2010).

APPENDIX B. LCA och ILUC exempelberäkningar

Nedan redogörs för beräkning av de emissioner som presenteras i Figur 12. I Figur B1 nedan visas samma bild mer schematiskt illustrerad. Siffrorna representerar olika processteg i beräkningarna och redovisas i Tabell B1.

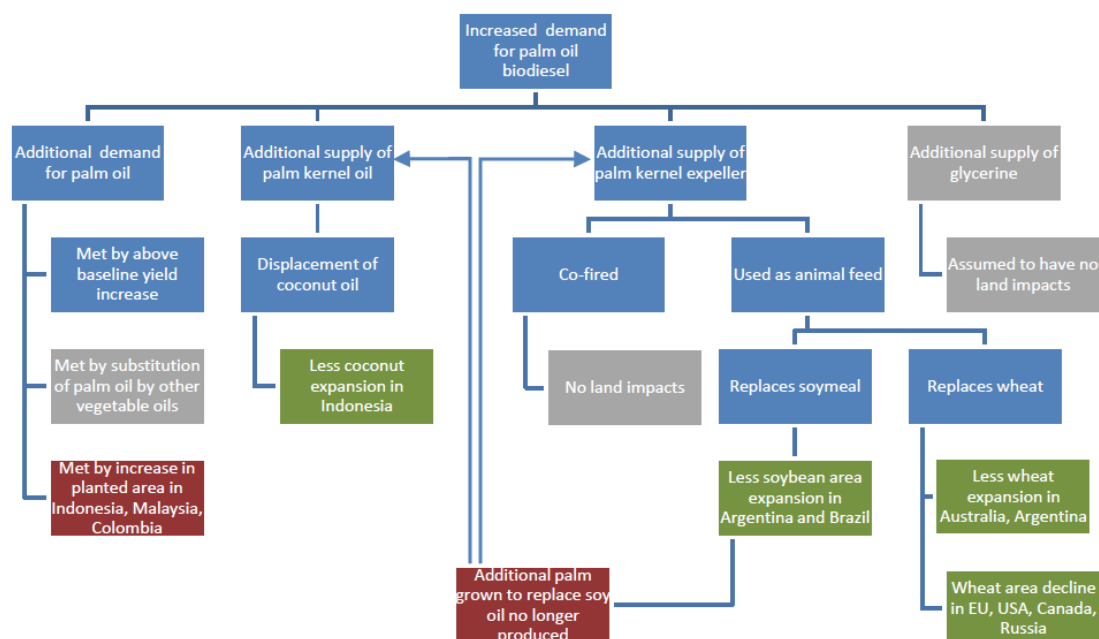


Figur B1. Schematisk beskrivning av de olika processtegen som ingår i beräkningarna i Figur 12.

Tabell B1. Underlag för beräkning av emissioner i Figur 12.

			Enhet	Referens/not
Allmänna indata	Skörd vete	6400	kg ts/ha	Börjesson & Tufvesson, 2011
	Skörd korn	3842	kg ts/ha	Flysjö et al., 2008
	Skörd sojabönor	2213	kg ts/ha	Flysjö et al., 2008
	Skörd palmolja	127	GJ/ha	Lywood et al., 2009
	Emissioner, odling av korn exkl markkol	1884	kg CO ₂ /ha	Börjesson & Tufvesson, 2011; Flysjö et al., 2008
	Emissioner, odling av sojabönor exkl markkol	1835	kg CO ₂ /ha	Flysjö et al., 2008
	Emissioner, odling av palmolja	82	kg CO ₂ /GJ	Bauen et al., 2010
	Producerad etanol	65	GJ/ha vete	Börjesson & Tufvesson, 2011
	Producerad drank	2440	kg ts/ha vete	Börjesson & Tufvesson, 2011
	Odling av vete på annan plats	1	ha vete/ha vete till etanol	Antagande
	Kolförluster vid ändrad markanvändning	40	ton C/ha	Edwards et al., 2010
	Kolförluster vid ändrad markanvändning	7333	kg CO ₂ /ha år	Fördelade över 20 år
Bokförings-LCA	1 Allokering till etanol baserad på lägre värmevärdet	0,61		Börjesson & Tufvesson, 2011
	Summa iLUC odling av vete på annan plats	0,61	ha/ha vete till etanol	1*0,61
	Summa iLUC	69	g CO ₂ /MJ etanol	7333*0,61/65
Konsekvens-LCA	1 Odling av vete på annan plats	7333	kg CO ₂ /ha vete till etanol och år	1*7333
	2 Undviken kornodling	0,4	kg ts korn ersatt/kg ts drank	Börjesson & Tufvesson, 2011
		0,25	Undviken ha/ha vete till etanol	0,4*2440/3842
		471	Undvikna kg CO ₂ /ha vete till etanol och år	0,25*1884
	3 Undviken sojaodling	0,6	kg ts sojamjöl ersatt/kg ts drank	Börjesson & Tufvesson, 2011
		0,8	kg ts mjöl/kg ts sojabönor	Flysjö et al., 2008
		0,827	Undviken ha/ha vete till etanol	(0,6*2440)/(0,8*2213)
		7582	Undvikna kg CO ₂ /ha vete till etanol och år	0,827*(1835+7333)
	4 Utökad palmodling	0,195	kg sojaolja/kg ts sojabönor	Flysjö et al., 2008
		37	MJ/kg sojaolja	Lywood et al., 2009
		13233	MJ utökad palmolja/ha etanol till vete	0,195*37*0,827*2213
		0,10	Utökad ha/ha vete till etanol	13233/(127*1000)
1 + 2 + 3 + 4 Summa iLUC		1085	Utökade kg CO ₂ /ha vete till etanol och år	13233*82/1000
1 + 2 + 3 + 4 Summa iLUC		0,02	ha/ha vete till etanol och år	1-0,25-0,83+0,10
1 + 2 + 3 + 4 Summa iLUC		6	g CO ₂ /MJ etanol	(7333-471-7582+1085)/65

Observera att markanvändningen för att producera palmolja kommer att vara mindre än 0,10 ha då även palmexpeller produceras vilket har flera efterföljande konsekvenser bland annat minskad produktion av vete och soja (Figur B2). Denna minskning är inte medtagen i våra räkneexempel. Utsläppen förknippade med palmodling (inklusive iLUC) i vårt räkneexempel är satta till 82 g baserat på Bauen m fl (2010).



Figur B2. Markanvändningseffekter vid en ökad efterfrågan på palmolja. Röda rutor indikerar ökad markanvändning, gröna minskad. Gråa rutor innebär att påverkan inte tagits med i beräkningarna (Bauen m.fl., 2010).