

Bioenergi: Udvikling, anvendelse og miljømæssige forhold

Bilag til Det Ethiske Råds redegørelse:

BIOENERGI, FØDEVARER OG ETIK I EN GLOBALISERET VERDEN

Niclas Scott Bentsen

Skov & Landskab
Det Biovidenskabelige Fakultet
Københavns Universitet

Forord

Effekten af CO₂ udledninger fra afbrænding af fossile brændstoffer, stigende oliepriser og begrænsede forsyningshorisonter har tiltrukket betydelig interesse til anvendelsen af biomasse til energiformål. Biomasse er en fornybar ressource og kan i princippet erstatte fossile kilder alle steder i samfundet; i energiproduktion såvel som til materialer.

Dette notat giver en generel introduktion til produktion og anvendelse af biomasse til energi primært under danske forhold. Derefter følger en beskrivelse af de mest udbredte eller mest lovende konverterings- og efterbehandlingsteknologier for biomasse i energisektoren. Sidst i notatet beskrives miljømæssige og etiske aspekter ved anvendelse af biomasse til energiformål med særligt fokus på bioenergiens påvirkning af begrænsede ressourcer, energi og land, samt på udledningen af drivhusgasser.

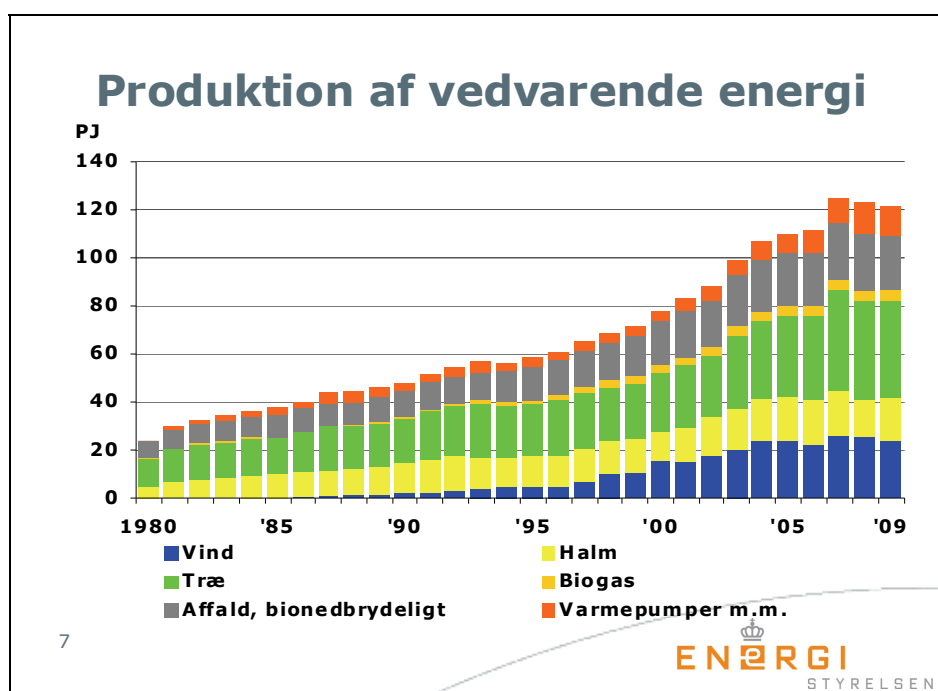
Notatet er rekvireret og finansieret af Det Ethiske Råd. Indhold, vurderinger og konklusioner er forfatterens egne og repræsenterer ikke nødvendigvis Det Ethiske Råds holdninger eller opfattelse af den faktuelle situation.

Indhold

1. Produktion og anvendelsen af bioenergi i Danmark	4
1.1. Bioenergiproduktion til 2020	5
1.2. Forsynings- og forbrugsmønstre.....	6
1.3. Handel med biomasse til energi	7
2. Ressourcer af biomasse til energi.....	9
2.1. Biomasse ressourcer	9
2.2. Bioenergi potentiale i Danmark.....	10
2.3. Bioenergi potentiale i EU	16
2.4. Globalt bioenergi potentiale	17
3. Bioenergi teknologier	18
3.1. Termokemisk konvertering	18
3.2. Biokemisk konvertering.....	18
3.3. Katalytisk-kemisk konvertering	20
3.4. Separationsteknologier	20
3.5. CCS/CCR.....	20
3.6. Teknologispor og økonomi	21
3.7. Sammenfatning - bioenergi teknologier	24
4. Miljømæssige og etiske aspekter ved bioenergi.....	26
4.1. Introduktion	26
4.2. Bioenergi og arealrelaterede miljøpåvirkninger	28
4.3. Bioenergi, energiforbrug og andre miljøpåvirkninger	32
4.4. Udvalgte teknologispor	36
5. Referencer	40

1. Produktion og anvendelsen af bioenergi i Danmark

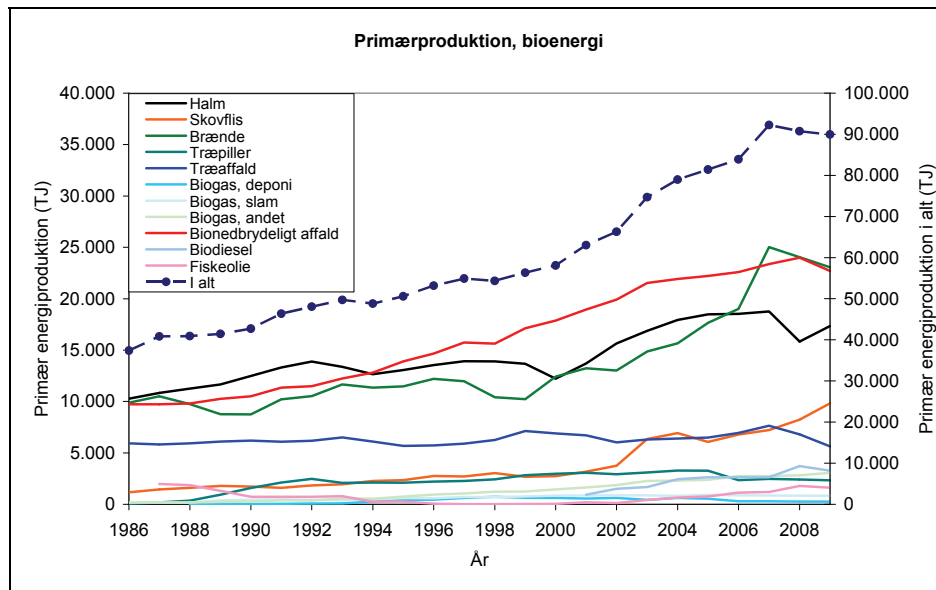
Over de seneste 30 år er der sket en markant stigning i produktionen af vedvarende energi i Danmark. Produktionen er steget fra 24 PJ¹ i 1980 til 122 PJ i 2009 [1] (figur 1). Vedvarende energi bidrager med 19,7 % af det endelige energiforbrug. Vedvarende energi defineres som energi baseret på vindkraft, vandkraft, solenergi, geotermi, varmepumper og forskellige former for biomasse og bionedbrydeligt affald. For alle vedvarende energiformer på nær vandkraft er der sket en stigning i produktionen siden 1980. I dag udgør biomasse 68 % af den vedvarende energiproduktion.



Figur 1. Produktion af vedvarende energi i Danmark 1980-2009. Fra Energistyrelsens årlige energistatistik [1].

Baseret på data fra den danske energistatistik [2] ses det at den danske produktion af biomasse til energi er steget fra ~15 PJ i 1986 til ~90 PJ i 2009 (figur 2). Bionedbrydeligt affald, brænde og halm har gennem hele den periode udgjort de største fraktioner i bioenergiproduktionen. I 2009 produceredes 23 PJ af hhv. bionedbrydeligt affald og brænde og 17 PJ halm. Skovflis og træaffald har hidtil også udgjort en væsentlig del med en produktion i 2009 i størrelsesordenen 6-10 PJ.

¹ Energi måles i joule (J). I energiopgørelser anvendes ofte størrelserne TJ = 10¹² Joule, PJ = 10¹⁵ Joule eller EJ = 10¹⁸ Joule.



Figur 2. Primærproduktion fra 1986 til 2009 af bioenergi i alt (højre Y-akse) samt produktion af individuelle biomasse ressourcer (venstre Y-akse). Baseret på data fra energistyrelsens energistatistik [2].

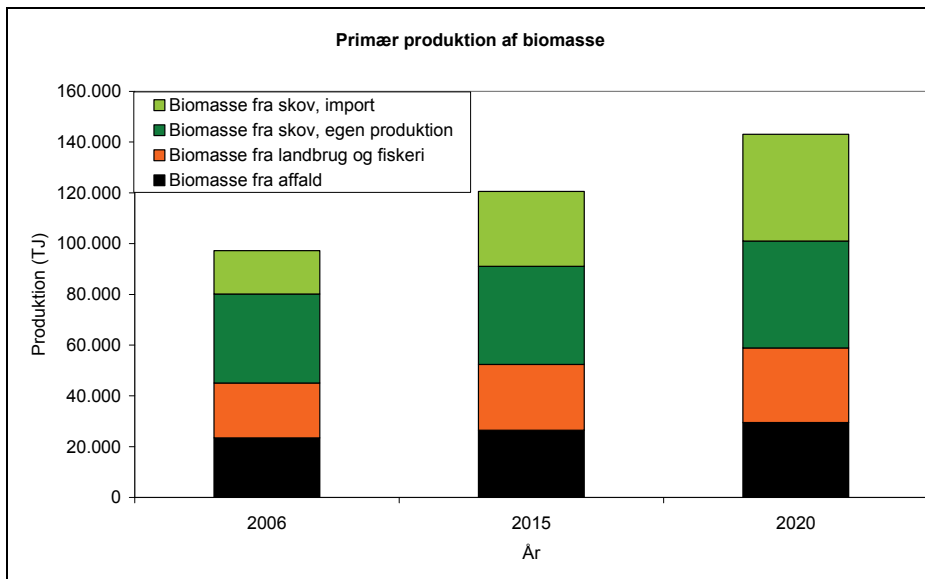
Samlet set udgjorde biomasse 9 % af den primære energiproduktion i 2009. I 2000 var andelen 5 %, mens biomasse udgjorde 14 % i 1986 [2]. Den beskrevne udvikling er dog primært et udtryk for udviklingen i primær energiproduktion, hvor produktionen af de to største ressourcer, råolie og naturgas, er øget væsentligt siden 1986.

1.1. Bioenergiproduktion til 2020

Med vedtagelsen af det såkaldte VE direktiv [3] i 2009 forpligter Danmark sig til at 30 % af energiforbruget skal være baseret på vedvarende kilder i 2020. Alle EU medlemmer har udarbejdet nationale handlingsplaner for hvorledes man vil nå målene i VE direktivet. Ifølge den danske handlingsplan vil den primære produktion af biomasse til energi stige fra 97 PJ i 2006 til 143 PJ i 2020 [4] (figur 3). Importerede træpiller forventes at komme til at stå for den største del af den øgede bioenergiproduktion; ca. 26 PJ ekstra i 2020 i forhold til 2006. Egenproducerede ressourcer forventes at bidrage med 20 PJ ekstra i forhold til 2006 fordelt på:

- Flerårige energiafgrøder (primært pil og poppel), 5 PJ ekstra i 2020 i forhold til 2006,
- skovflis, 2 PJ,
- halm, 1 PJ,
- gylle, 6 PJ, og
- affald, 6 PJ ekstra i 2020 i forhold til 2006.

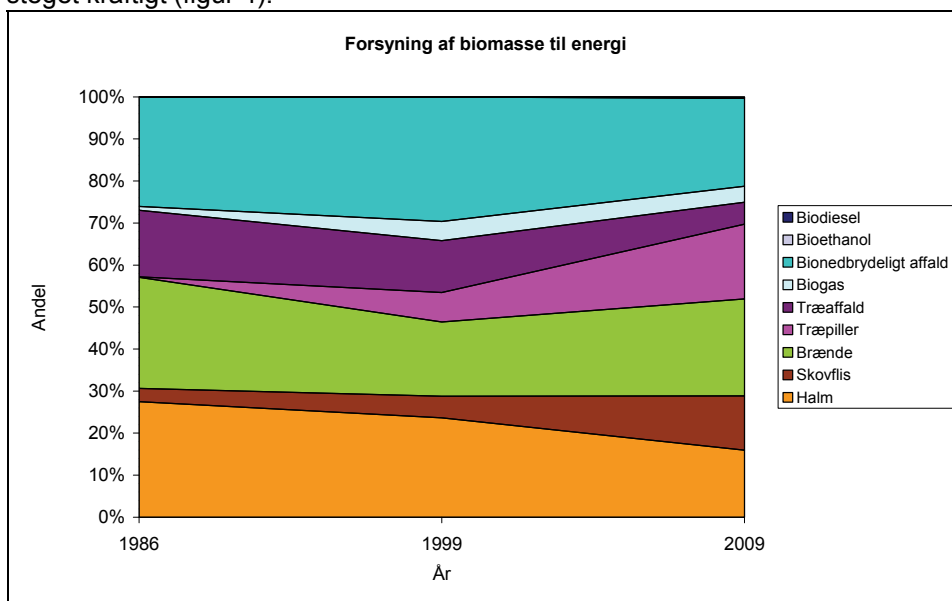
Andelen af bioenergi, der baseres på importerede råvarer forventes således stige fra 17 % i 2006 til 29 % i 2020.



Figur 3. Primær produktion af biomasse til bioenergi jf. den danske plan for fornybar energi [4] i relation til VE-direktivet.

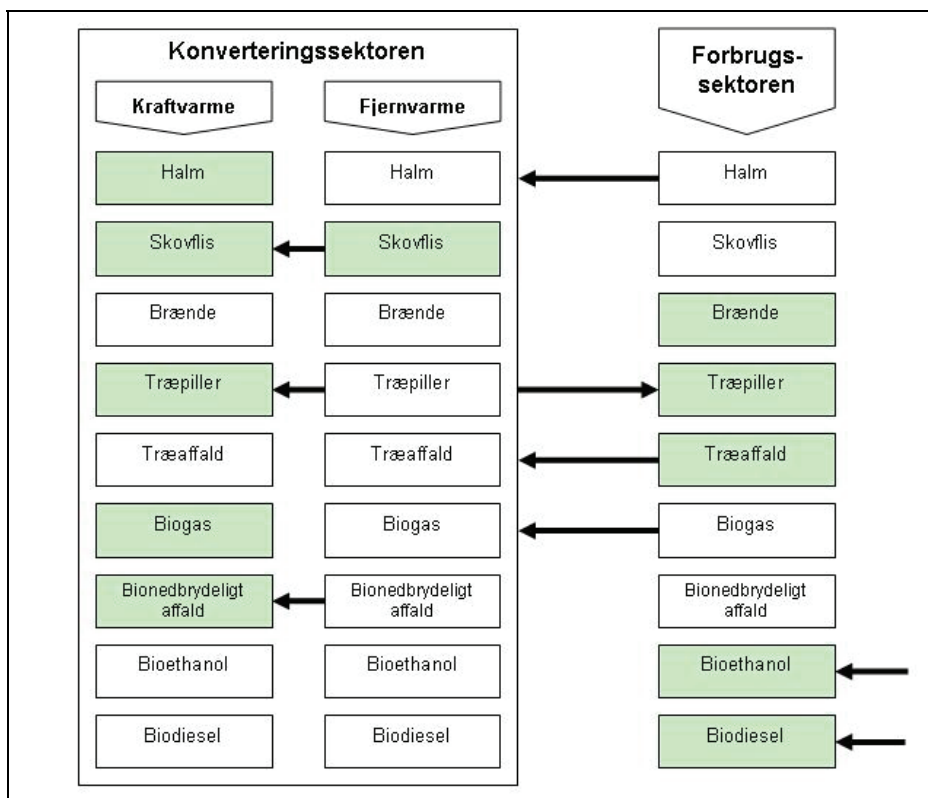
1.2. Forsynings- og forbrugsmønstre

I perioden fra 1986 til 2009 er der udover en øget produktion af bioenergi (figur 2) sket en ændring i sammensætningen af forsyningen af bioenergi. I 1986 var 80 % af bioenergiproduktionen baseret på halm, brænde og bionedbrydeligt affald næsten ligeligt fordelt. I 2009 udgjorde de 3 ressourcer 60 % af bioenergiproduktionen. Der er sket en begrænset nedgang i betydningen af brænde (fra 26 % til 23 %) og bionedbrydeligt affald (fra 26 % til 21 %), mens halmens andel af bioenergiproduktionen er faldet fra 27 % i 1986 til 16 % i 2009. Som modvægt er forsyningen med træflis (fra 3 % til 13 %) og træpiller (fra 0 % til 18 %) steget kraftigt (figur 4).



Figur 4. Forsyningsmønstre for bioenergi i 1986, 1999 og 2009. Figuren angiver forskellige biomasse råvarers andel af den samlede forsyning af biomasse til energi. Baseret på data fra energistyrelsens energistatistik [2].

Fra 1986 til 2009 der er også sket en ændring af forbrugsmønstret for bioenergi (figur 5). I 1986 var det generelle mønster, at halm, brænde, træaffald og biogas primært blev benyttet i forbrugssektoren², mens skovflis, træpiller og affald blev brugt i konverteringssektoren. Fra 1986 til 2009 er forbruget af halm, træaffald og biogas i væsentlig grad er flyttet fra forbrugssektoren til konverteringssektoren, mens en stor andel af træpilleforbruget er flyttet til forbrugssektoren. Siden 1986 er også de flydende biobrændstoffer kommet til som udelukkende anvendes i forbrugssektoren. Inden for sektorerne er der også sket ændringer af forbruget. Generelt set er biomasseforbruget flyttet fra produktion af fjernvarme til produktion af kraftvarme. Ændringerne i forbrugsmønstre inden for forbrugssektoren er ikke markante.



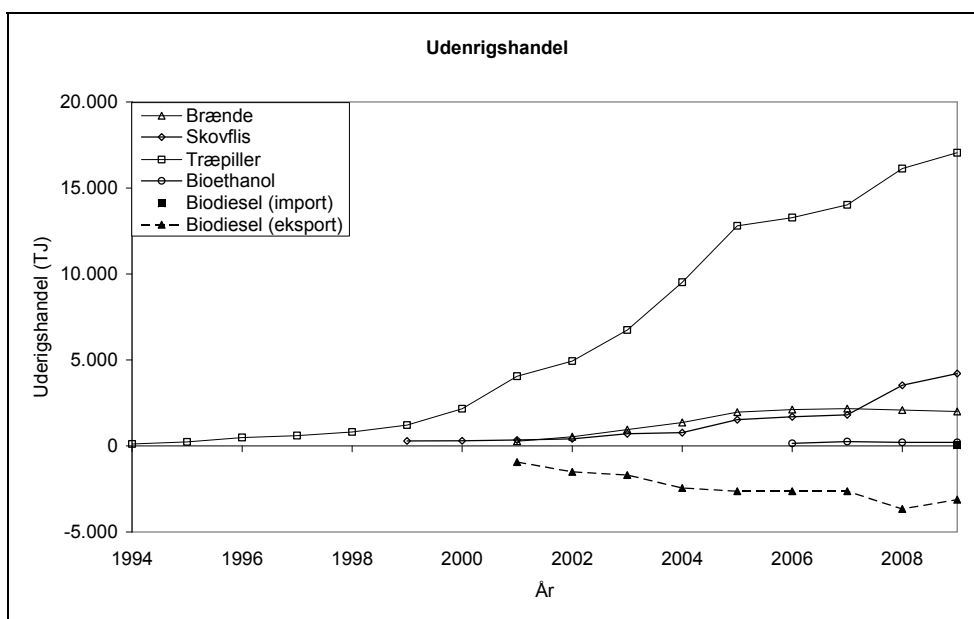
Figur 5. Generelle større ændringer i mønstret i forbruget af biomasse til energi fra 1986 til 2009. Grønne bokse angiver, hvor den primære del af de individuelle biomasseressourcer anvendes, f.eks. anvendes den største del af halm i energiproduktionen til produktion af kraftvarme. Baseret på data fra energistyrelsens energistatistik [2].

1.3. Handel med biomasse til energi

Handelen med biomasse til energi har fået stigende betydning i form af såvel import som eksport. Med henvisning til forpligtelserne i VE direktivet må den betydning forventes at stige yderligere frem til 2020. Træpiller udgør den største importvare, med en import i 2009 på 17 PJ eller 88 % af den samlede forsy-

² I energistatistikken er energiforbruget fordelt på en række sektorer og undersektorer. Konverteringssektoren omfatter forbruget til produktionen af kraftvarme, fjernvarme, elektricitet og bygas (ikke på biomasse). Forbrugssektoren omfatter forbruget til transport, i produktions- og serviceerhverv samt i private husholdninger.

ning³ af træpiller. I 2006 kom 50 % af de importerede træpiller fra de baltiske lande, 14 % fra Polen og 9 % fra Tyskland [4]. Andre importvarer er skovflis som med en import på 4,2 PJ udgør 30 % af forsyningen og brænde med 2 PJ importeret (8 % af forsyningen). Bioethanol udgør stadig en meget lille del af den samlede forsyning med bioenergi, 0,2 PJ, men 100 % er importeret. Dansk produktion af bioethanol er påbegyndt ved Inbicons 2. generations anlæg i Kalundborg. Produktionen figurerer dog ikke i energistatistikkerne endnu. På eksportsiden er biodiesel dominerende. Den danske produktion på 3,3 PJ udgør ca. 1800 % af det danske forbrug. 3,1 PJ biodiesel eksporteres. Af den danske produktion af biodiesel er ca. 60 % baseret på raps, mens resten produceres på restaffald fra døde dyr.



Figur 6. Import og eksport af biomasse råvarer til energiformål fra 1994 til 2009. Positive værdier angiver import, negative angiver eksport. Baseret på [2].

³ I dette notat anvendes følgende definition: Forsyning = dansk produktion + import - eksport.

2. Ressourcer af biomasse til energi

Der er lavet mange opgørelser af biomasseressourcer til energi på nationalt, regionalt og globalt niveau. Resultaterne fra disse opgørelser varierer meget, idet der ikke findes standardiserede retningslinjer for hvordan sådanne opgørelser skal laves.

2.1. Biomasse ressourcer

Måden ressourcepotentialer opgøres har stor betydning for resultatet. Oftest opgøres potentialet som a) teoretisk, b) teknisk, c) økonomisk, eller d) bæredygtigt. Undergrupperinger, der relaterer til tidsmæssige begrænsninger for at implementere ét af ovenstående potentialer forekommer også. Begreberne anvendes ikke entydigt i litteraturen, men kan ideelt defineres som [5, 6]:

- *Teoretisk potentiale* beskriver den fysiske grænse for energi der er til rådighed fra en given ressource. Det teoretiske potentiale tager ikke hensyn til begrænsninger i arealanvendelse eller i konverteringsteknologiers effektivitet.
- *Teknisk potentiale* er en fraktion af det teoretiske potentiale, der er til rådighed i forhold til tekniske og strukturelle begrænsninger. Der tages højde for f.eks. høst teknik, infrastruktur, arealtilgængelighed, arealmæssige begrænsninger i form af land udlagt til anden produktion eller på anden måde beskyttet land.
- *Økonomisk potentiale* er den fraktion af det tekniske potentiale, der kan udnyttes med profit under givne markedsmæssige og reguleringsmæssige vilkår.
- *Bæredygtigt potentiale* er en fraktion af ét af ovenstående potentialer, hvor der tages højde for forskellige dimensioner af bæredygtighed. Det kan være relationer til miljøet som kulstofmængden i jord, udvaskning af næringsstoffer, udledning af drivhusgasser; konkurrence om vand og fødevarer; beskyttelse af oprindelige folkeslag og brugs- og ejendomsret til jord m.m.

På grund af den manglende metodiske konsensus kan man ikke sammenligne opgørelser af én type potentiale i ét studie med en anden type potentiale i andre studier. Heller ikke udvikling i potential over tid bør sammenlignes fra studie til studie. Data fra forskellige analyser skal betragtes som forskellige og uafhængige mere eller mindre kvalificerede bud på nuværende og fremtidige biomasseressourcer.

2.1.1. Modeller

De fleste opgørelser af bioenergipotentialer bygger på mere eller mindre avancerede matematiske modeller. Da bioenergi historisk set overvejende har været baseret på restprodukter fra landbrugsafgrøder og skovbrug findes der kun meget få reelle statistikker over produktionen af bioenergi. Det gælder f.eks. også den danske statistik over halmproduktionen. Mængden af halm estimeres derfor som en funktion af udbyttet af korn, raps, ærter m.m. De anvendte modeller kan kategoriseres indenfor tre grupper [7, 8]:

- *Udbudsbaserede modeller* eller ressourcefokuserede modeller bruges som regel til opgørelse af teoretiske eller tekniske potentialer. De baseres ofte på officielle statistikker over arealer, afgrøder og udbytter (f.eks. FAOSTAT eller EUROSTAT) samt vækstmodeller. Udbudsbaserede modeller kan også baseres på spatiale data, f.eks. fra satellitter, jordtypekort, højdemodeller, nedbørsfordelinger m.m.
- *Efterspørgselsbaserede modeller* bruges som regel til opgørelse af økonomiske potentialer og undersøger bioenergisystemers konkurrenceevne i forhold til andre typer af energisystemer (fossil, nuklear eller alternative vedvarende energikilder). Priser, økonomisk udvikling, markeder og politiske incitament er vigtige input til efterspørgselsbaserede modeller.
- *Integrerede modeller* er særligt udviklet til at undersøge effekten af politiske tiltag. De inkluderer elementer fra både udbuds- og efterspørgselsbaserede modeller.

Herudover findes der også opgørelser af bioenergipotentialer baseret på evaluering af andre studier [7, 9].

Der er fordele og ulemper ved alle typer modeller. Ideelt set tilbyder integrerede modeller den bedste repræsentation af virkeligheden, men virkeligheden er vanskelig at modellere, da den ikke entydigt er styret af naturlove, rationelle beslutninger og fuldkommen information. Generelt stiger antallet af forudsætninger og antagelser, der skal inkluderes i beregningerne, når man går fra det teoretiske i retning af det bæredygtige potentiale. Med antallet af forudsætninger øges, alt andet lige, også variationen mellem forskellige estimater. Denne sammenhæng kan dog ikke entydigt eftervises da antallet af forskellige studier inden for hver potentialekategori ikke er ens.

2.2. Bioenergipotentialer i Danmark

2.2.1. Sammendrag

Der er gennemført en række studier af de potentielle danske ressourcer af bioenergi. Studierne angiver afvigende størrelser af de potentielle ressourcer og der kan derfor ikke gives et entydigt estimat for de danske bioenergiressourcer. Den seneste 'officielle' opgørelse af Danmarks bioenergiressourcer stammer fra 2006 og angiver et samlet potentiale på 165 PJ [10]. Værdier er baseret på biomassens nedre brændværdi (LHV⁴) (tabel 1). Det er ikke angivet hvilken type potentiale, der er tale om, men det vurderes, at være det **tekniske potentiale**.

⁴ Lower heating value eller nedre brændværdi angiver den varmemængde der udvikles ved forbrænding af et materiale. LHV inkluderer ikke den energimængde, der er til stede i det vanddamp, der dannes ved forbrænding. De fleste opgørelser af energiforbrug og produktion anvender nedre brændværdi. Kraftværker, der anvender røggaskondensation kan have en nominal konverteringseffektivitet over 100 % da de netop udnytter noget af den energi, der ikke opgøres i LHV. Higher heating value (HHV) eller øvre brændværdi. Adskiller sig fra LHV ved at inkludere den varme, der frigives ved kondensation af vanddamp dannet ved forbrænding. HHV svarer til entalpi og er en (fysisk) mere korrekt angivelse af et materiales energiindhold. HHV for et givent materiale er 5 - 18 % højere end LHV. Brintindholdet afgør forskellen. Jo mere brint des større forskel på LHV og HHV.

Tabel 1. Ressourcer af biomasse til energi i Danmark i 2006. Baseret på Energistyrelsen [10].

Kilde	Dansk potentiale (PJ/år)	Forbrug af danske ressourcer (PJ/år)	Relativ udnyttelse af danske ressourcer (%)
Halm	55	18,6	34
Træ	40	33,7	84
Biomasse til biogas	40	3,9	10
Bionedbrydeligt affald	30	31	103
I alt	165	87,3	53

I de følgende afsnit gives en mere detaljeret gennemgang af potentialet for specifikke biomassefraktioner. Tabel 2 præsenterer et sammendrag af de forskellige ressourceopgørelser for fem af de væsentligste biomassefraktioner til energi. De enkelte data i tabellen er yderligere specificeret og beskrevet i de følgende afsnit.

Tabel 2. Sammendrag af estimerede bioenergipotentialer for 2010 til efter 2040 opgjort i PJ/år. Tallene er yderligere specificeret i de følgende afsnit.

Periode	2010-2020			2020-2030			2030-2040			2040-		
	Teoretisk-teknisk	Teknisk-økonomisk	Bæredygtigt	Teoretisk-teknisk	Teknisk-økonomisk	Bæredygtigt	Teoretisk-teknisk	Teknisk-økonomisk	Bæredygtigt	Teoretisk-teknisk	Teknisk-økonomisk	Bæredygtigt
Halm	79	30-50		78	30		77	23		76	18	
Skovflis og brænde		8-17	4		7-16	8		4-16	8			
Andet træ og haveaffald		4-13										
Husdyrgødning		23										
Energiafgrøder	45	62	17	45		4	125-190		4	330		

2.2.2. Halm

Halm udgør en af de store fraktioner af biomasse til energi i Danmark, men der er potentiale til mere. Jørgensen et al. [11] har lavet en undersøgelse af det **tekniske potentiale** forudsat at en større del af den på nuværende tidspunkt ikke anvendte halm anvendes til energi (tabel 3).

Tabel 3. Bioenergi-potentiale fra halm i Danmark. Baseret på Jørgensen et al. [11].

Kilde	Potentiale (PJ)	Udnyttelse (PJ)	Relativ udnyttelse (%)
80 % af halmproduktionen fra korn, der ikke anvendes til foder og strøelse, til energi	26,8	18,5	69
80 % af halmproduktionen fra raps til energi	3,9	0,7	18
I alt	30,7	19,2	63

Et nyligt notat udarbejdet til Region Midtjylland finder, at i fremtiden kan mellem 2,2 og 2,7 millioner tons halm udnyttes til energiformål [12]. Det svarer til 31,9 – 39,2 PJ pr år. Bentsen [13] finder et rent **teoretisk-teknisk potentiale** for halm fra korn og raps på 80,5 PJ/år i 2010 faldende til 76,2 PJ/år i 2050. Denne mængde omfatter den totale produktion af halm og tager ikke højde for at en del af halmen i dag anvendes til foder og strøelse. Scarlat et al. [14] vurderer den danske halm ressource til 45 PJ/år, angivet som et **teknisk potentiale**. Ericsson et al. [15] vurderer at der **teknisk-økonomisk** realistisk er ca. 30 PJ/år i 2015-25 faldende til ca. 18 PJ/år efter 2050.

2.2.3. Skovflis og brænde

Det Europæiske Miljøagentur vurderer det **bæredygtige bioenergi-potentiale** fra de danske skove til 4,2 PJ/år i 2010 og 8,4 PJ/år i 2020 og 2030 [16]. Dette omfatter kun hugstaffald og tyndingstræ.

Med varierende udhugningsdiameter, aflægningsgrænse og allokering af træ til energi har Nord-Larsen et al. [17] undersøgt 60 forskellige scenarier for potentialet for skovflis og brænde fra danske skove. Potentialet for bioenergi fra skovflis i den nuværende periode (2010 - 2019) ligger et sted mellem 4 og 12,3 PJ pr år. Tilsvarende ligger brændepotentialet mellem 4,1 og 4,9 PJ pr år. I perioden 2020 - 2029 falder bioenergi-potentialet fra skovflis til et sted mellem 3 og 11,2 PJ pr år for igen at stige i den sidste periode (2030 - 2039) til mellem 4,1 og 11,3 PJ pr år. De potentielle energimængder fra brænde falder en smule og ligger i sidste periode på 4,0 - 4,6 PJ pr år. Det beregnede potentiale kan betegnes som **teknisk-økonomisk**.

Dertil skal lægges potentialet for træbaserede energibærere fra kilder uden for skovbruget, altså træplantninger under 0,5 ha, haver, hegn, banestrækninger og frugtplantager. Nord-Larsen et al. [17] skønner det samlede potentiale til mellem 4 og 5,5 PJ pr år.

Jørgensen et al. [11] vurderer det nuværende **tekniske potentiale** fra skove, haver, hegn m.m. til 31,8 PJ/år (tabel 4).

Tabel 4. Bioenergipotentiale fra skovbrug, haver og hegn. Baseret på Jørgensen et al. [11].

Kilde	Potentiale (PJ)	Udnyttelse (PJ)	Relativ udnyttelse (%)
75 % af tyndingshugst anvendes til energi	19,1	12,7	66
100 % udnyttelse af tynding i mindre skove, haver og hegn	12,7	12,7	100
I alt	31,8	25,4	80

Der er store afvigelser mellem opgørelser over brændeforbrug fra Energistyrelsen [2, 18], brændeproduktion fra Danmarks Statistik [19] og estimerede energimængder fra brænde [17]. Afvigelserne mellem opgørelsen mellem brænde-hugst (Danmarks Statistik) og brændeproduktion (Energistyrelsen) begrundes med at der foregår en del brænde-hugst i skovene som ikke registreres. Afvigelserne mellem den opgjorte brændeproduktion (Energistyrelsen) og estimerede energimængder fra brænde (Nord-Larsen et al.) kan skyldes, at der anvendes forskellige metoder. Brændeproduktionen er baseret på en spørgeskemaundersøgelse udført af Force Technology [18]. Brændepotentialet er beregnet på baggrund af vækstmodeller og data fra den Nationale Skovsstatistik [17]. Herudover indeholder Energistyrelsens statistik energi fra råvarer (affald fra træindustrier m.m.) som ikke kan betegnes som stammende fra dansk primærproduktion (tabel 5). Det må konkluderes, at der er meget stor usikkerhed omkring forbruget og potentialet for brænde i Danmark.

Tabel 5. Forsyning, produktion og potentialer af brænde i Danmark i 2009 baseret på forskellige opgørelser. Det antages at brænde solgt som brændetårne stammer udelukkende fra import, samt at resten af importen tillægges brændehandlere [18]. Kategorierne "Træindustriaffald" og "Div. træaffald" henregnes ikke til primærproduktion. Ydermere kan det være baseret på både dansk og importeret træ.

PJ/år	Brændeforsyning...	...heraf dansk primærproduktion	Brænde-hugst i Danmark	Potentiale i Danmark
Reference	[2, 18]	[18]	[19]	[17]
Produktion	23,1			
import	2,0			
Oprindelse				
Haver og hegn	12,4	12,4		4,0 - 5,5
Træindustriaffald	0,7			
Skov direkte	5,6	5,6	3,5	4,1 - 4,9
Brændehandlere	4,3	3,7		
Brændetårne	1,4	0		
Div. træaffald	0,7			

2.2.4. Husdyrgødning

Jørgensen et al. [11] anslår, at, teknisk set, kan 75 % af husdyrgødning fra stalde anvendes til produktion af biogas og derved udgøre et **teknisk energipotentiale** på 20,2 PJ/år, hvilket er en kraftig stigning i forhold til den nuværende produktion på 1,1 PJ/år. Opgørelsen baserer sig på den nuværende husdyrproduktion. Restriktioner på anvendelse af fiberfraktionen fra den afgassede gylle har tidligere forhindret at denne blev anvendt til energiformål. Disse restriktioner er lempet og fiberfraktionen anslås at kunne bidrage med yderligere 2,5 PJ/år (tabel 6).

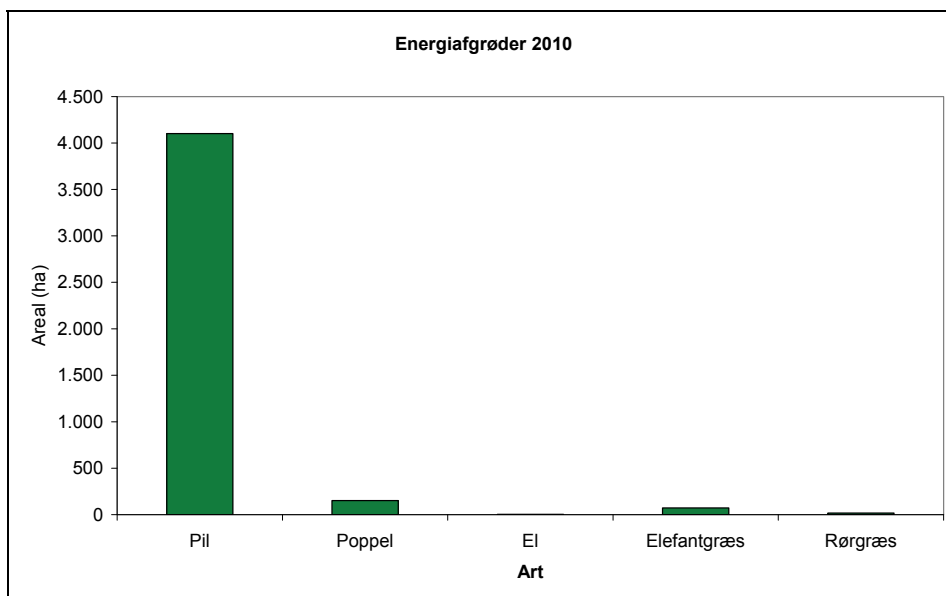
Tabel 6. Bioenergi potentiale fra husdyrgødning. Baseret på Jørgensen et al. [11].

Kilde	Potentiale (PJ)	Udnyttelse (PJ)	Relativ udnyttelse (%)
75 % af husdyrgødning på stald anvendes til biogas	20,2	1,1	5
75 % af fiberfraktion fra afgasset gylle til energi	2,5	0,0	0
I alt	22,7	1,1	5

2.2.5. Energiafgrøder

Blandt forskellige opgørelser over bioenergi potentialet i Danmark er der generel enighed om at dedikerede energiafgrøder besidder et af de væsentligste energipotentialer. Dette forudsætter dog en væsentlig omlægning af det danske

landbrug. Ifølge ansøgninger om støtte i henhold til enkeltbetalingsordningen dækkede afgrøder som normalt anses for energiafgrøder i 2010 omkring 4.300 ha [20] (figur 7). Pil er langt den mest dominerende art og også den art hvor arealet er udvidet mest i løbet af de seneste 5 år.



Figur 7. Tilplantning med energiafgrøder i Danmark i henhold ansøgninger om landbrugsstøtte efter enkeltbetalingsordningen. Baseret på data fra FødevarerErhverv [20].

Krasuska et al. [21] finder, at der på grund af bl.a. stigende produktivitet i landbruget kan frigøres ca. 250.000 ha til bioenergi afgrøder i Danmark i 2020 stigende til ca. 400.000 ha i 2030. Ericsson et al. [15] vurderer at, hvis 10 % af Danmarks dyrkbare areal (ca. 250.000 ha) omlægges til energiafgrøder vil det have et **teknisk energipotential** på 45 PJ/år, hvis 25 % af det dyrkbare areal omlægges bliver potentialt 125-190 PJ/år og hvis det danske landbrug kun skal sikre dansk selvforsyning af mad stiger potentialt til 330 PJ/år. Det Europæiske Miljøagentur er noget mere forsigtig idet de vurderer det **bæredygtige potential** for energiafgrøder i Danmark til 16,7 PJ/år i 2010 faldende til 4,2 PJ/år i 2020 og 2030 [16]. Jørgensen et al. [11] peger på nogle muligheder for at øge bioenergi produktionen i Danmark. Udnyttelse af hele rapsarealet til energi mod i dag ca. 75 %, høst af græs fra 75 % af lavbundsarealerne, dyrkning af energiafgrøder på 50 % af udtagne højbundsarealer, samt omlægning af 15 % af arealet med korn til modenhed til energiafgrøder tilsammen vil tilbyde et **teknisk bioenergi potential** på 61,7 PJ/år (tabel 7).

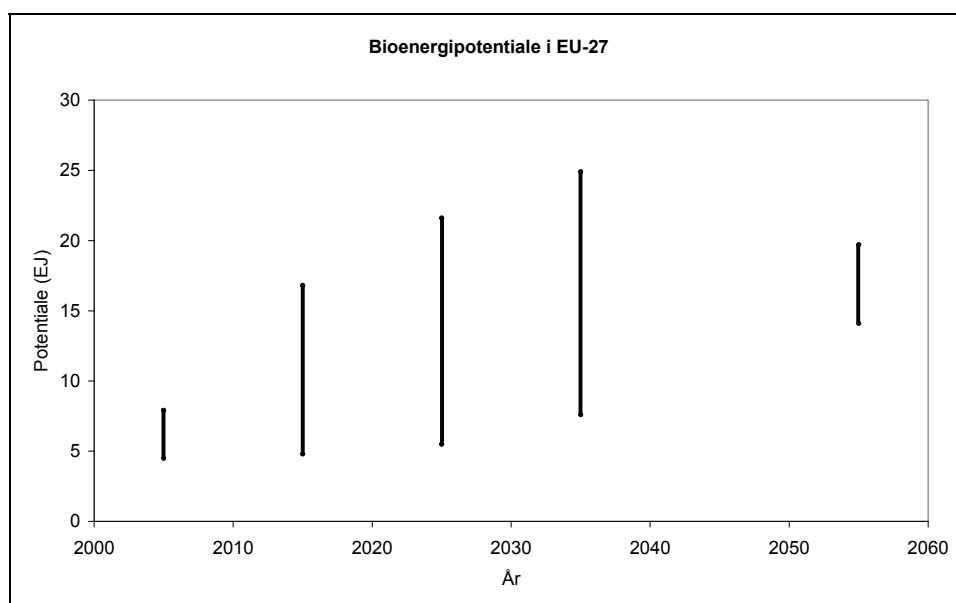
Efter braklægningsforpligtelsen bortfaldt i 2008 er det udtagne areal reduceret kraftigt. Indtil 2007 udgjorde det udtagne areal ca. 200.000 ha. I 2009 udgjorde arealer med braklægning, med øvrige afgrøder og udyrket mark, samt uden afgrøde i alt 76.000 ha.

Tabel 7. Bioenergipotentiale fra energiafgrøder. Baseret på Jørgensen et al. [11].

Kilde	Potentiale (PJ)	Udnyttelse (PJ)	Relativ udnyttelse (%)
100 % af rapsareal til energi	4,5	3,4	76
75 % af lavbundsarealer med græs høstes til energi	5,1	0,0	0
50 % af udtagne arealer på højbund til energiafgrøder	9,1	0,5	5
15 % af kornareal konverteres til energiafgrøder	43,0	0,0	0
I alt	61,7	3,9	6

2.3. Bioenergipotentiale i EU

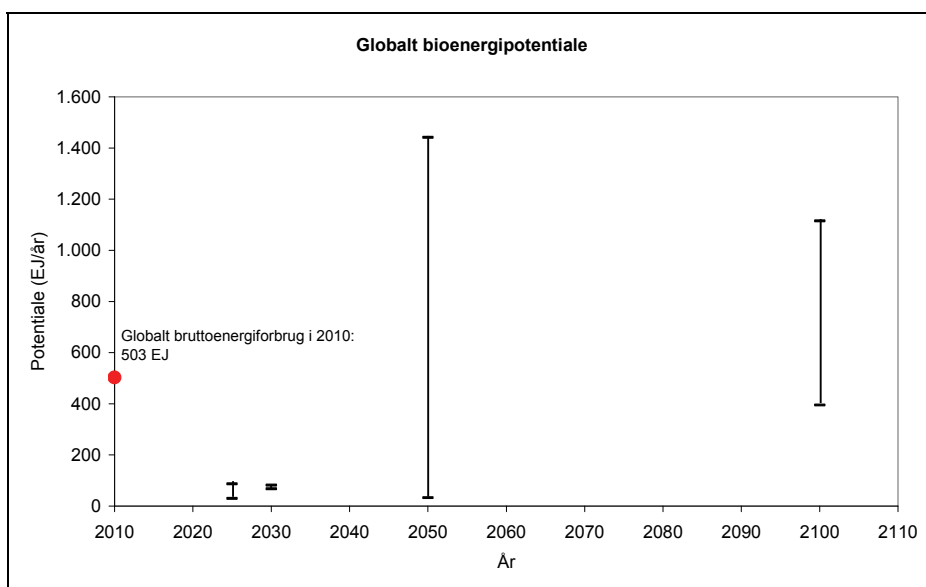
Adskillige estimer for det europæiske bioenergipotentiale er publiceret over de seneste 20 år. Da studierne omfatter forskellige geografiske områder i Europa og forskellige tidsperioder og anvender, som beskrevet i afsnit 3.1, forskellige metoder og definitioner af potentialet, som beskrevet i afsnit 3.1, kan man ikke umiddelbart sammenligne data fra forskellige kilder. Estimer over fremtidige bioenergipotentialer undersøger som regel effekten af forskellige politiske tiltag, økonomisk udvikling og klimaforandringer. De angivne potentialer er således ikke mængder af bioenergi, der vil være til rådighed i fremtiden, men mængder af bioenergi, der *kan* være til rådighed såfremt givne politiske tiltag iværksættes og den forventede økonomiske og klimatiske udvikling rent faktisk opstår.



Figur 8. Totale bioenergipotentialer i EU for perioden 2000-2010 til efter 2050. Estimerne omfatter tekniske potentialer. Baseret på [15, 16, 22-25]

2.4. Globalt bioenergipotentiale

Estimer af bioenergipotentialer på globalt niveau er også talrige og tolkningen af dem er underlagt samme restriktioner som beskrevet ovenfor. Der er en generel tendens til at variationen mellem forskellige estimater stiger når der ses langt ud i fremtiden. Variationen, som fremgår af figur 8 og 9 er også et resultat af at der ikke er det samme antal estimater for hver tidsperiode. Det ses af figur 9, at gennemførelse af de rette politikker kan føre til at biomasse kan dække store dele af globale energiforbrug i 2050. I en nylig analyse anslår IPCC, at biomasse kan dække 80 % af energiforbruget i 2050 [26].



Figur 9. Overvejende tekniske bioenergipotentialer på globalt niveau fra 2025 til 2100. Baseret på [27-29].

3. Bioenergiteknologier

For at omsætte biomasse til energiservice skal det konverteres på en eller anden måde. De mange forskellige konverteringsteknologier kan overordnet set kategoriseres som termokemiske, biokemiske eller katalytisk kemiske alt efter den primære katalysator for konverteringsprocesserne.

3.1 Termokemisk konvertering

Ved termokemisk konvertering af biomasse er varme den primære katalysator. Termokemisk konvertering omfatter forbrænding (ved stoichiometrisk iltoverskud), forgasning (begrænset ilttilførsel) og pyrolyse (ingen ilttilførsel). Ved forbrænding konverteres den kemisk bundne energi i biomassen til varme. Forgasning omsætter biomassen til en gas, kaldet producergas, bestående af brint, kulilte, kuldioxid, metan, kvælstof og tjære, samt til koks [30]. Ved pyrolyse konverteres biomasse til varierende fraktioner af bioolie, producergas og koks [31]. Bioolie er en kompleks blanding af kulbrinter og vand, som kan anvendes i stationære anlæg eller videreforarbejdes til nemmere håndterbare forbindelser.

Ved konventionel forbrænding til produktion af el og varme er den totale virkningsgrad⁵ på 90-105 % i forhold til biomassens lavere brændværdi (LHV) [32]. Højeste elvirkningsgrad⁶ nås ved anvendelse af træ som brændsel, laveste ved anvendelse af halm. På grund af et højere mineralindhold i halm udvikles ved forbrænding en række korroderende gasser, hvorfor halmfyrede kraftvarmeverker opererer med lavere damptemperatur og dermed lavere virkningsgrad end træfyrede. Elvirkningsgrad ved kondensdrift (kun el produktion) er op til ca. 45 %. Ved maksimal varmeproduktion er elvirkningsgraden typisk 25-35 %. Forgasning af biomasse kombineret med gasmotor leverer en elvirkningsgrad på 35-45 % og en total virkningsgrad på 103-105 % [32]. Højere elvirkningsgrader kan opnås ved at kombinere forgasning af biomasse og gasturbine idet man her udnytter biomassens potentielle varmearbejde og volumenændringsarbejde. Det Internationale Energiagentur angiver potentielle elvirkningsgrader på 40-50+ % [33]. Fjernvarmeproduktion baseret på forbrænding af træ har en virkningsgrad på 108 % [32].

3.2 Biokemisk konvertering

Biokemisk konvertering forudsætter tilstedeværelsen af biologiske organismer som katalysator for konverteringsprocesserne. De biologiske organismer er som regel bakterier, gær eller svampe. Biokemisk konvertering anvendes i kommerciel skala til produktion af biogas eller bioethanol. På forsøgsbasis arbejdes med nye mikroorganismer, som kan konvertere biomassen direkte til mere effektive diesel og jetfuels.

3.2.1. Biogas

Biogasproduktion er særligt interessant ved konvertering af råvarer med et højt vandindhold som gylle og grøde, samt afgrøder, der høstes grønne som eks. græs.

⁵ Den andel af den kemisk bundne energi i biomasse, der omsættes til andre former for energi. I denne sammenhæng varmeenergi og elektrisk energi.

⁶ Den andel af den kemisk bundne energi i biomassen, der konverteres til elektrisk energi.

Biogasprocessen er anaerob (iltfri) nedbrydning af organisk stof til en gas bestående primært af metan (CH₄) og kuldioxid (CO₂). Nedbrydningen foretages af forskellige bakterier i tre trin. Hydrolyse, som omdanner polymerer kulhydrater, proteiner og fedtstoffer til monomerer; fermentering, som omdanner monomererne til eddikesyre og kuldioxid; og metanogenese, der omdanner eddikesyre og kuldioxid til metan [34]. Ingen af processerne er fuldkomne, så der sker ikke en fuldstændig omsætning af alt organisk stof til biogas. Omkring 60 % af det organiske stof konverteres til biogas. Stivelse er lettest omsætteligt (94 % omsættes), herefter kommer cellulose, hemicellulose og fedtstoffer (65-69 %) og proteiner (47 %) [34]. Lignin omsættes ikke.

Metan udgør 55-70 % af biogassen afhængig af hvilket organisk materiale, der omsættes. Metanudbyttet er højest fra flotationslam fra rensningsanlæg og mave-tarm affald fra slagterier. Lavere fra majs, græs, hønsemøg og minkgylle og lavest fra kvæggylle og dybstrøelse [34].

Elvirkningsgraden i centraliserede biogasanlæg med gasmotor er 40-45 % [32].

3.2.2. Bioethanol

Ethanol og kuldioxid dannes ved fermentering af sukker. Fermenteringsprocessen er anaerob, men kan også finde sted under aerobe forhold. I kommercielle anlæg anvendes gær som biologisk organisme, ofte arten *Saccharomyces cerevisiae*, men der arbejdes eksperimentelt med at anvende andre mikroorganismer.

Inden for forskningen, men også i den almene debat anvendes begreberne 1. eller 2. generation (1G eller 2G) om forskellige industrielle opsætninger af ethanolproduktion, uden at der i øvrigt nødvendigvis menes det samme. I den offentlige debat relateres 1. generation til omsætning af fødevarer til brændstof og 2. generation til omsætning af ikke-fødevarer. I videnskabelige kredse relaterer 1. generation sig til ethanolproduktion baseret på sukker eller stivelse og 2. generation på produktion baseret på cellulose eller hemicellulose, sammenfattet som lignocellulose da, der som regel indgår lignin i plantevæv med cellulose eller hemicellulose. Alle sammen sukke i forskellige grader af polymerisering.

Konverteringseffektiviteten i selve bioraffinaderiet, vurderet af Turkenburg et al. [35], er 50 % for 1. generations (baseret på stivelse) bioethanol og 60-70 % for 2. generation (baseret på lignocellulose). Studier af energibalancer som ovenstående skal tolkes med stor forsigtighed, da den rolle man tillægger råvareinputtet har stor betydning for resultatet. I mange internationale studier af 2. generations bioethanol opfattes råvaren (halm, træaffald m.m.) netop som affald eller rester, der ikke har (energi)værdi. I Danmark, hvor halm og affald i høj grad udnyttes til energiproduktion har råvaren en (energi)værdi som skal indregnes. I en analyse af bioethanol baseret på hvede helsæd (1+2G) eller på hvede halm (2G) fandt Bentsen et al. [36] en virkningsgrad for 2G på 40-50 % og for 1+2G på 70-80 %, altså den modsatte konklusion af Turkenburg et al. Dette skyldes bl.a., at behovet for procesenergi er væsentlig højere ved 2. generations teknologi end ved 1. generation [36]. Det skal understreges, at alle konverteringsprocesser, af fossile såvel som fornybare ressourcer, forbruger energi. Efterhånden som teknologierne udvikles og optimeres er det sandsynligt, at bioraffinaderier

opnår en konverteringseffektivitet på niveau med de nuværende fossile teknologier.

Den globale produktion af bioethanol er helt overvejende baseret på 1G teknologi. Den største producent, USA, samt Kina baserer produktionen på majsstivelse. I Brasilien anvendes sukkerrør. Bioethanolproduktion i Europa er fortrinsvist baseret på hvede. Der forskes og udvikles i 2G teknologier i mange lande, men kommerciel produktion eksisterer endnu ikke. Inbicons demonstrationsanlæg i Kalundborg, der konverterer halm til ethanol er så vidt vides det største 2G anlæg i verden i reel drift.

3.3. Katalytisk-kemisk konvertering

Ved katalytisk-kemisk konvertering af biomasse til energi anvendes forskellige ikke-levende materialer som katalysator. Det kan være syrer, baser, metaller, enzymer m.m. Katalytisk-kemisk konvertering indgår som regel i en sammenhæng med andre konverteringsteknologier. Undtagelsen herfra er produktionen af raps biodiesel (RME⁷) (figur 11). Katalytisk-kemisk konvertering i relation til bioenergi omfatter bl.a. 1) hydrolyse af polymeriserede sukker til simple sukker ved hjælp af syrer eller enzymer, 2) konvertering af metanol til el og varme i brændselsceller, hvor forskellige metaller virker som katalysator, 3) reformering af syntesegas til produkter som metanol, ethanol, metan eller FT-diesel⁸, hvor også metaller virker som katalysator, eller 4) transesterificering af rå planteolie til metyl-estere, hvor metanol medvirker til metylering og baserne natriumhydroxid eller kaliumhydroxid fungerer som katalysator [37]. Også for katalytisk-kemisk konvertering gælder, at der ikke findes fuldstændige teknologier og processer. I praksis er der altid et tab af energi ved konvertering.

3.4. Separationsteknologier

En lang række separationsteknologier indgår i konverteringen af biomasse til energiservice. Separation omfatter f.eks. tørring, ekstraktion af olie, filtrering, destillation, gasrensning.

3.5. CCS/CCR

Efterbehandling af røggasser for at opfange og nyttiggøre CO₂ har vundet stigende interesse. En måde at nyttiggøre CO₂ er ved at undgå emission til atmosfæren. CCS (Carbon Capture and Storage) sigter mod at opfange og ekstrahere CO₂ fra kraftværkers røggas og gemme det i stabile geologiske formationer, evt. tømte olielagre i undergrunden [38]. CCS er oprindeligt tænkt som en måde at reducere CO₂ udledningerne fra den fossile energiindustri, men i kombination med bioenergi kan CCS fungere som et permanent reservoir for atmosfærisk kulstof og således reducere atmosfærens indhold af CO₂ [39]. Der er selvfølgelig en energimæssig og økonomisk omkostning ved anvendelsen af CCS. Man kan kun opfange ca. 90 % af CO₂ i røggasserne [39, 40]. Ekstraktion, kompression og transport af CO₂ antages at reducere den termiske effektivitet i kraft/varmeværker med 10 % -point. I el produktion falder virkningsgraden fra

⁷ Raps Methyl Ester

⁸ Fischer-Tropsch Diesel blev opfundet i Tyskland i 1923. Processen omdanner ved en katalytisk-kemisk reaktion metan (f.eks. fra biogas) eller brint og kulilte (f.eks. fra termisk forgasning af biomasse) til diesellignende kulbrinter.

40 til 30 % i varmeproduktion fra 90 til 80 % [39]. Gibbins et al. [38] angiver tilsvarende effektivitet for fossile energisystemer.

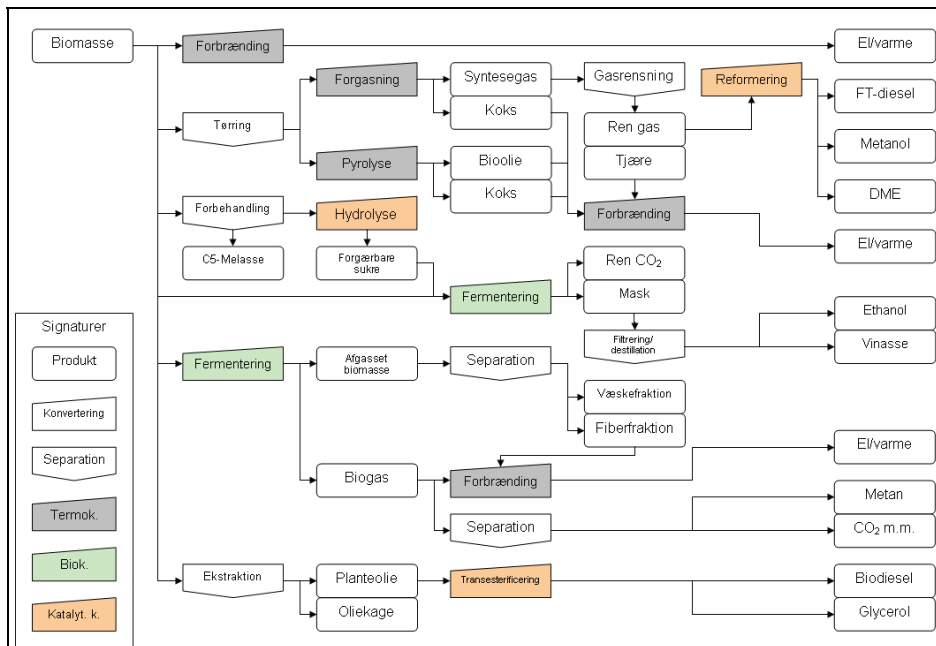
En anden form for nyttiggørelse af CO₂ sigter mod genbrug også kaldet Carbon Capture and Recycling (CCR) [40]. CCR bygger grundlæggende på samme teknologi som CCS, men i stedet for at gemme CO₂ hydrogeneres det til nye materialer. CO₂ kan hydrogeneres til metan [41] eller til metanol [42]. Begge reaktioner er exotermiske (afgiver varme/energi), men forudsætter tilstedeværelsen af rent brint. Ren brint forekommer ikke naturligt, men kan bl.a. produceres ved elektrolyse af vand. En mulighed er at anvende overproduktion af elektricitet fra f.eks. vindmøller til at lave elektrolyse og derved sikre genbrug af kulstof i energisektoren.

For både CCS og CCR gælder, at den væsentligste energiomkostning følger af ekstraktion af CO₂ fra røggas. Olah et al. [40] vurderer energiomkostningen til 11 - 80 kWh(e)/lb. CO₂ ekstraheret, svarende til 24,3 - 176,7 kWh el pr kg CO₂. CO₂ kan også ekstraheres fra atmosfæren og CCS/CCR er ikke nødvendigvis knyttet til afbrænding eller konvertering af fossilt eller biologisk materiale. Det er dog en teknologisk udfordring, at CO₂ koncentrationen i atmosfæren er meget lavere end i røggasser [40].

Centi et al. [41] vurderer, at genbrug af CO₂ i energisektoren rummer store muligheder for at reducere CO₂ belastningen af atmosfæren. Udviklingen på dette område er endnu på teoretisk eller laboratoriestadie. Der kan derfor ikke gives nogen konkrete tal for energieffektivitet og reduktion i udledning af drivhusgasser for CCS/CCR anvendt i forbindelse med bioenergi. Tænketaenken Concito har udsendt en rapport om CCR [43], der argumenterer for, at den bedste anvendelse af begrænsede biomasseressourcer opnås ved forgasning efterfulgt af hydrogenering og anvendelse af de producerede kulbrinter i kraftværker eller som transportbrændsel. Der gives dog ingen estimater for energibalancen i et sådant energisystem. Anvendes kulbrinterne i kraftværker kan CO₂'en i princippet recirkuleres 10 gange da, der normalt kan ekstraheres 90 % af CO₂ i røggas. Med den nuværende udviklingstendens retter interessen for CCS/CCR sig primært mod store og stationære installationer som kraftværker og industrier. Indsamling af CO₂ fra små individuelle emissioner (fx. boliger) og transportsektoren synes ikke økonomisk eller teknisk realistisk [40]. Der er også andre kilder til CO₂ i høj koncentration. Ved fermentering af biomasse til ethanol dannes ren CO₂ og ethanol i forholdet næsten 1:1. Da denne CO₂ forekommer i ren form vil energiforbruget til CCS/CCR følgelig være lavere. Også fermentering til biogas resulterer i en gas med CO₂ i høj koncentration, 30-45 % [34].

3.6. Teknologispor og økonomi

De fleste teknologispor fra biomasse til energiservice omfatter flere forskellige konverterings og separationstrin. I figur 10 er skitseret en simplificeret repræsentation af typiske teknologispor for biomasse til energi. Hver enkelt konverteringsteknologi kan opdeles yderligere i forskellige konstruktions- og driftsprincipper, og udviklingstrin.



Figur 10. Simplificeret repræsentation af typiske teknologspor for biomasse til energi.

Termok. = termokemisk konvertering; Biok. = biokemisk; Katalyt. k. = katalytisk kemisk.

3.6.1. Økonomi

Visse af de biomasseteknologier, der er til rådighed for energisektoren er teknologisk modne. Andre er endnu på et tidligt udviklingsstadium. Dette afspejles sig dels i aktuelle priser, dels i den forventede udvikling i pris. Tabel 8. angiver aktuelle priser og forventet prisudvikling for en række stationære bioenergiteknologier. Data er baseret på Energistyrelsens opgørelser [32].

Tabel 8. Investerings og driftsomkostninger for stationære bioenergiteknologier i 2010, 2020 og 2030. Baseret på [32].

		Investering	Faste driftsomk.	Variable driftsomk.	Total driftsomk.
Teknologispor	Biomasse	Mio kr./MW	Kr./MW*år	Kr./MWh	Kr./MWh
2010					
Kraft-varme, damp turbine	Skovflis	11,10	215.180	23,70	
Kraft-varme, damp turbine	Halm	20,00	281.960	45,30	
Trinvis forgasning, downdraft	Skovflis, træpiller	25,20	578.760	133,60	
Forgasning, up-draft	Skovflis, træpiller	26,70	1.335.600	133,60	
Centralt biogas, 300 t/dag	Gylle og industriaffald	43,80			245
Centralt biogas, 800 t/dag	Gylle og industriaffald	25,20			223
Fjernvarme	Skovflis	3,70			174.370 (Kr./MW*år)
2020					
Kraft-varme, damp turbine	Skovflis	11,10	215.180	23,70	
Kraft-varme, damp turbine	Halm	-	-	-	-
Trinvis forgasning, downdraft	Skovflis, træpiller	19,30	400.680	118,70	
Forgasning, up-draft	Skovflis, træpiller	-	-	-	-
Centralt biogas, 300 t/dag	Gylle og industriaffald	38,60			245
Centralt biogas, 800 t/dag	Gylle og industriaffald	23,00			223
Fjernvarme	Skovflis	3,70			174.370 (Kr./MW*år)
2030					
Kraft-varme, damp turbine	Skovflis	11,10	215.180	23,70	
Kraft-varme, damp turbine	Halm	-	-	-	-
Trinvis forgasning, downdraft	Skovflis, træpiller	19,30	400.680	118,70	
Forgasning, up-draft	Skovflis, træpiller	-	-	-	-
Centralt biogas, 300 t/dag	Gylle og industriaffald	38,60			245
Centralt biogas, 800 t/dag	Gylle og industriaffald	23,00			223
Fjernvarme	Skovflis	3,70			174.370 (Kr./MW*år)

COWI har for Energistyrelsen udarbejdet en analyse over alternative drivmidler til transportsektoren, herunder indgår aktuelle priser og forventet prisudvikling [44] (tabel 9). Priserne er angivet i kr. pr GJ mekanisk energi (= transportarbejde).

Tabel 9. Aktuelle og forventede totalomkostninger og brændstofomkostninger for alternative biomassebaserede drivmidler til transportsektoren i 2006 og 2025.

		2006		2025	
		To- talomk.	...heraf brænd- stofomk	Totalomk.	...heraf brænd- stofomk
		Kr./GJ mek.	Kr./GJ mek.	Kr./GJ mek.	Kr./GJ mek.
Teknologispor	Biomasse				
Konventionel diesel		2.884	436	2.798	369
Konventionel benzin		2.948	618	2.751	421
1G Bioethanol	Korn, majs	3.294	964	2.989	659
2G bioethanol	Halm	-	-	2.918	588
Biodiesel (RME)	Raps	3.046	601	2.935	506
Methanol	Træ	20.252	631	3.924	467
FT-diesel	Træ	3.741	925	3.530	730

3.7. Sammenfatning - bioenergiteknologier

Kendetegnende for almindeligt anvendte kraftværksteknologier er at de omsætter den kemisk bundne energi i biomasse til elektrisk energi via konvertering til varme. I termodynamisk sammenhæng er varme ikke en effektiv energibærer hvilket afspejler sig i erfarede elvirkningsgrader på 25-45 %. Der skal altså bruges ~2-4 gange så meget energi som biomasse til at tilfredsstille en given efterspørgsel på elektricitet. Konvertering af biomasse til elektricitet på andre måder sker f.eks. i brændselsceller, der i teorien kan opnå højere elvirkningsgrader. Der forestår dog meget udvikling endnu både i effektivitet og holdbarhed. Samtidig med at brændselsceller er mere effektive, er de dog også mere selektive overfor brændsel, hvorfor der også på langt sigt må forventes at skulle anvendes mange forskellige teknologier i bioenergisektoren.

Omkostninger ved produktion af bioenergi på stationære anlæg forventes ikke at udvikle sig væsentligt, bortset fra at udviklingen af forgasningsteknologi vil reducere omkostningerne her. Det er særligt inden for produktion af flydende brændstoffer at prisreduktioner på 5-10 % i 2025 forventes. Særligt produktionen af methanol fra træ ventes at falde meget i pris (81 %).

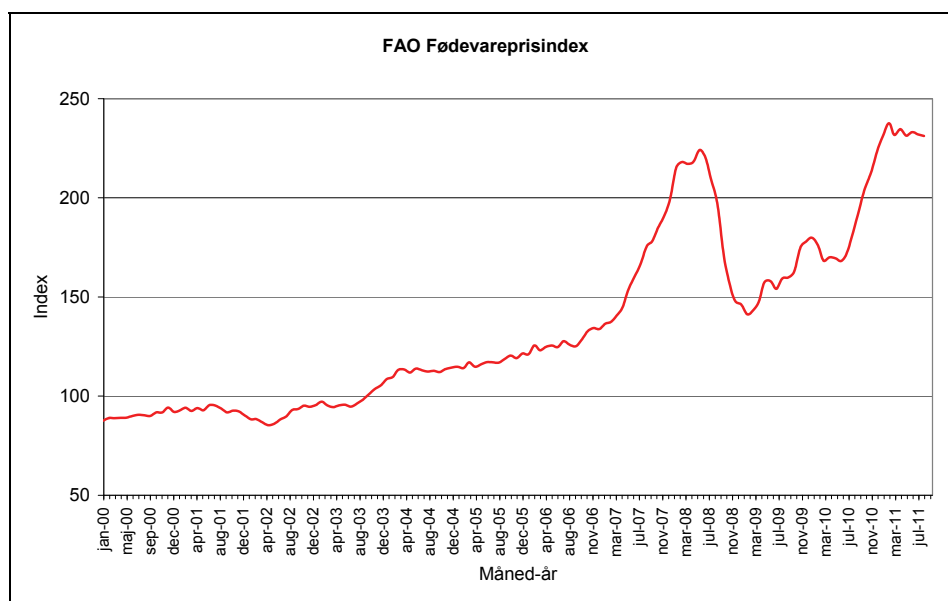
Efterbehandlingsteknologier som CCS og CCR kan have store potentialer i fremtiden, hvis udfordringerne omkring energiforbruget til ekstraktion af CO₂ fra røggas kan løses. Med kombinationen af bioenergi og CCS vil det i princippet være muligt at reducere indholdet af CO₂ i atmosfæren. Med anvendelsen af

CCR vil man recirkulere CO₂ og på den måde delvist afkoble kulstof fra biomasse. Den fremtidige udvikling af energisystemet som f.eks. beskrevet af Klimakommissionen [45] peger på at biomasse i nogen eller overvejende grad skal benyttes i transportsektoren, hvor CCS og CCR ikke er muligt. Disse teknologier kan således ikke betragtes adskilt fra resten af energisystemet og kan ikke forbindes til den samlede bioenergiproduktion.

4. Miljømæssige og etiske aspekter ved bioenergi

4.1 Introduktion

Der har længe været fokus på miljømæssige og etiske problemer i relation til brug af biomasse til energi. Fokus i den vestlige verden har overvejende været på flydende biobrændstoffer og debatten tog i særlig grad fart, da priserne på landbrugsprodukter steg voldsomt fra indeks 134 i begyndelsen af 2007 til det toppede i juni 2008 ved indeks 224 (figur 11). Siden har prisindekset været ned omkring 140-150, men har i hele 2011 ligget over 200. Der ses ikke en umiddelbar sammenhæng mellem produktionen af biobrændstof og fødevarerpriser. Den globale produktion af flydende biobrændstoffer er konsekvent steget det seneste tiår (figur 12), mens fødevarerpriserne er både faldet og steget (figur 11).



Figur 11. FAO's fødevarerprisindex⁹ fra januar 2000 til august 2011. Index 100 er gennemsnittet fra 2002-2004. Data fra www.fao.org.

At der er en sammenhæng mellem biobrændstoffer og fødevarerpriser synes dog oplagt, men der er betydelig uenighed omkring hvor stor indflydelse produktionen af biobrændstof har på verdens fødevarerpriser og dermed på konkurrencen mellem brændstof og fødevarer. IFPRI¹⁰ [46] har for Europa-Kommissionen udarbejdet en analyse af effekten på fødevarerpriser forårsaget af EU's 2020 mål om biobrændstof i transportsektoren og finder, at effekten på fødevarerpriser vil være begrænset, med maksimalt 0,5 % stigning i Brasilien og 0,14 % stigning i Europa. IIASA¹¹ [47] har for OFID¹² analyseret en række scenarier for produktion af biobrændstoffer og finder globale prisstigninger for korn og andre

⁹ Citat fra www.fao.org: "The FAO Food Price Index is a measure of the monthly change in international prices of a basket of food commodities. It consists of the average of five commodity group price indices (representing 55 quotations), weighted with the average export shares of each of the groups for 2002-2004".

¹⁰ International Food Policy Research Institute.

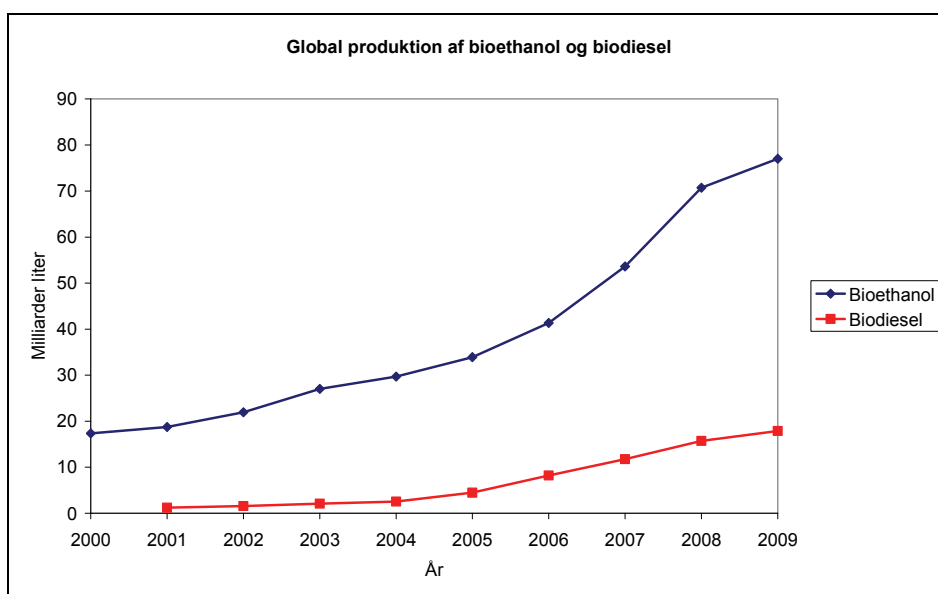
¹¹ International Institute for Applied Systems Analysis

¹² OPEC Fund for International Development

afgrøder mellem ~10 % og ~35 % i 2020 og 2030 som følge af biobrændstofproduktion. I lighed med IFPRI vurderer IIASA, at øget produktion af biobrændstoffer vil medføre prisfald på proteinafgrøder som f.eks. soja. I 2008 udsendte Verdensbanken en rapport, der anslog, at 70-75 % af den prisstigning i fødevarer, der var konstateret fra 2002 til 2008 skyldtes produktion af biobrændstoffer [48]. Den Engelske nødhjælpsorganisation Oxfam vurderede i 2008 [49], at stigningen i fødevarerpriser for 30 % vedkommende skyldtes biobrændstoffer. En Verdensbank rapport fra 2010 [50] finder, at mange tidligere estimater af biobrændstoffernes indflydelse på fødevarerpriser var overdrevne. Nok havde biobrændstoffer en rolle i de stigende fødevarerpriser i 2006-08, men kun marginalt. Andre årsager til stigende fødevarerpriser, der peges på, er svindende lagre af fødevarer og følgende økonomisk spekulation i råvaremarkedet, en svag dollar, høje oliepriser samt økonomiske og politiske støtteordninger i den vestlige verden inden for landbrug og energi.

I flere rapporter peges der også på, at bioenergistrategier rummer økonomiske udviklingsmuligheder for fattige lande. F.eks. strategier, der understøtter den fattige befolknings efterspørgsel, hvilket for det meste ikke er bioethanol eller biodiesel [49], eller produktion af forædlede energiprodukter frem for produktion af råvarer [47].

Et engelsk modstykke til Det Ethiske Råd, Nuffield Council on Bioethics udsendte i april 2011 en rapport om etiske aspekter ved biobrændstoffer [51]. Heri formuleres seks etiske principper som bør gælde for flydende biobrændstoffer. Det første princip siger: "Biofuels development should not be at the expense of people's essential rights (including access to sufficient food and water, health rights, work rights and land entitlements)". Der er altså også her fokus på potentielle konflikter bl.a. mellem biobrændstoffer, mad og land.



Figur 12. Global produktion af bioethanol og biodiesel. USA er største producent af bioethanol. USA, Brasilien og Kina står for ca. 75 % af den globale bioethanol produktion. 56 % af verdens biodiesel produceres i Europa. Tyskland og Frankrig er de største producenter med i alt 53 % af den europæiske biodieselproduktion. Data fra [52].

4.2. Bioenergi og arealrelaterede miljøpåvirkninger

Produktion af biomasse er forbundet med forbrug af areal. Brug af areal til f.eks. landbrug medfører alt andet lige, at der er mindre plads til hvad vi normalt vil betegne som natur. Der er en indbygget konflikt mellem ønsket om at begrænse vores arealmæssige fodaftryk samtidig med at vi efterspørger ekstensivere skovbrug og landbrugsdrift, og også gerne vil anvende mere biomasse til energiproduktion. Billedlig talt skal der ske en afvejning mellem størrelsen og dybden af vores areal- og miljømæssige fodaftryk.

Produktion af bioenergi er ligeledes forbundet til forbrug af land eller areal. Ligesom konvertering af energi fra en form til en anden i praksis er forbundet med tab af energi. Produktion af bioenergi påvirker flere begrænsede ressourcer: areal, energi, vand, næringsstoffer¹³. Udledningen af drivhusgasser er nært forbundet både med anvendelsen af energi og af areal [53, 54].

Når produktionen af biomasse er knyttet til forbruget af areal, er det kun i meget få tilfælde, at forbruget af en given biomasse til energiformål ikke på en eller anden måde påfører konkurrence på andre former for arealanvendelse. Bio-nedbrydeligt affald er formentlig den eneste biomassefraktion, der ikke påvirker arealanvendelse væsentligt, men der er ikke affald nok til at forsyne Danmark med energi. Anvendelse af halm, gylle og hugstaffald fra skove har kun en lille direkte indflydelse på arealanvendelse, men der kan være afledte konsekvenser på langt sigt. Hvis et øget udtag af halm fra markerne reducerer kulstofindholdet i jord over tid og hvis reduktionen af kulstof medfører reduceret udbytte fra markerne, skal der med tiden kultiveres et større areal for at kompensere for udbyttenedgangen. Anvendelsen af halm kan også virke modsat. Hvis halm konverteres til bioethanol er et af biprodukterne et melasseprodukt, der kan anvendes til foder og dermed reducere behovet for andet foder. Forudsat at halmen i første omgang ikke var tåltænkt som foder vil øget anvendelse af halm til bioethanol medføre en reduktion i det kultiverede areal. Også ved første generations bioethanolproduktion er der både positive og negative effekter at tage højde for. Produktionen forbruger en råvare, der ellers kunne være brugt til fødevarer eller foder, altså en negativ arealpåvirkning. Et biprodukt fra produktionen er kornbærme¹⁴ som har et højt proteinindhold og dermed kan overflødiggøre anden landbrugsproduktion som kan være mere arealintensiv end den råvare, der i første omgang anvendtes til ethanol, f.eks. sojabønner [36]. Det endelige arealregnskab er meget afhængig af de forudsætninger, der lægges til grund.

Energiafgrøder som græs, elefantgræs, pil eller poppel i kort omdrift fremhæves ofte for deres evne til at kunne dyrkes på marginaliserede jorder og dermed ikke påføre fødevarerproduktionen konkurrence. En del af de marginale jorder i Danmark er værdifulde og beskyttede naturtyper som heder og overdrev. Beskyttelsen af disse er nok ikke foreneligt med rationel bioenergiproduktion. Jørgensen et al. [11] opgør landbrugsarealet med marginale udbytter på lavbund i 2006 til 100.000 - 120.000 ha. På marginale jorder vil udbyttet af, og dermed indtjeningen på energiafgrøder være mindre end på gode jorder. I et frit marked

¹³ Dette er ikke eksklusivt for bioenergi. Også produktionen af fossil energi og andre vedvarende energiformer påvirker begrænsede ressourcer.

¹⁴ Kornbærme refereres ofte til som DDG eller DDGS, Distillers Dried Grain with Solubles

vil det være prisrelationen mellem fødevarer og energifgrøder samt prisrelationen mellem god landbrugsjord og marginal jord, der afgør om energifgrøder vil konkurrere med fødevarer om land. Det må således anses for nødvendigt at iværksætte økonomiske incitament og/eller politisk regulering, hvis det skal sikres, at dedikeret energiproduktion på landbrugsjord ikke kommer til at konkurrere med fødevarer.

Dette notats forfatter finder, at debatten om konkurrence mellem fødevarer og brændstof generelt er forsimplet (se f.eks. kronik i Politiken 6. december 2010). Der fokuseres meget ensidigt på biobrændstoffers påvirkning af arealanvendelse og fødevarerpriser, og sjældnere på den interne konkurrence i fødevarersektoren. Sektoren producerer en række nærings- og nydelsesmidler som øl, vin, spiritus, læskedrikke, kaffe, te, kager, slik, chokolade, kød og animalske produkter, der også lægger beslag på ressourcer og areal og dermed påvirker fødevarerpriser, og som biobrændstoffer konsumeres i større mængder i den vestlige verden end i udviklingslande (tabel 10).

Tabel 10. Fødevarerforsyning af udvalgte varegrupper i 5 geografiske regioner i 2007. Stimulanser omfatter kaffe, te og kakao. Data fra [55].

	Europa	Nordamerika	Sydamerika	Afrika	Asien
	kcal pr capita pr dag				
Vegetabiliske produkter i alt	2464	2711	2253	2269	2266
Animalske produkter i alt	942	1017	632	186	402
Sukker og sødestoffer	395	616	391	146	162
Stimulanser	27	21	9	3	3
Alkoholiske drikke	190	151	83	42	46

En rapport fra FAO¹⁵ fra 2006 [56] beskriver, at husdyrhold er en vigtig faktor i fødevarerforsyning for mange fattige da husdyrene kan kompensere for variationer i høstudbytte. Derudover anslås det på globalt niveau, at husdyrhold årligt aftager 77 Mton protein og leverer 58 Mton protein, samt at 18 % af den menneskeskabte udledning af drivhusgasser stammer fra husdyrhold og foderforsyning.

4.2.1. Arealforbrug i Danmark

I relation til den nuværende produktion af energi fra dansk jordbrug retter fokus sig særligt mod raps og pil. Det vurderes, at 70-80 % af den danske rapsproduktion anvendes til biodiesel [11]. I perioden 2007-2010 har 160.000-180.000 ha været dyrket med raps [57]. Hvis ovenstående vurdering er korrekt, har i omegnen af 120.000-135.000 ha være udlagt til dedikeret bioenergiproduktion. Hertil skal lægges arealet med pil og andre typiske energifgrøder; ca. 4.000 ha (fig. 7). Biprodukter fra produktionen af rapsolie og biodiesel er presseresten (rapskage) og glycerol fra transesterificering af rapsolie til biodiesel. Begge produkter kan anvendes som dyrefoder og substituere anden foderproduktion. Den

¹⁵ FN's fødevarerorganisation.

reelle arealpåvirkning er således potentielt mindre end de 120.000-135.000 ha der anvendes til bioenergi.

Den øvrige produktion af biomasse til energi sker i et samspil med andre produktioner, halm som et biprodukt fra korndyrkning, træflis fra tyndinger og hugstaffald, træpiller af tørt træ fra træforarbejdende industrier, biogas fra gylle fra husdyrproduktion m.m. Disse produktioner har ikke direkte indflydelse på arealanvendelse i Danmark eller udlandet, men som beskrevet ovenfor kan der være afledte effekter på arealanvendelse, der bør tages i betragtning. Den reelle arealpåvirkning fra anvendelse af en given biomassefraktion til energiformål er afhængig af specifikke forhold omkring teknologi, lokalitet og tid. Der kan ikke angives generelle værdier.

Til opfyldelse af VE-Direktivet forudsætter Klima og Energiministeriet, at der i 2020 skal produceres 5 PJ/år ekstra i form af energiafgrøder [4] (jf. afsnit 1.1). Hvis energiafgrøder netto kan levere 150 GJ/ha*år [11] svarer det til at ~33.000 ha skal kultiveres med dedikerede energiafgrøder inden 2020. I et længere perspektiv forventer Klimakommissionen [45] at 520.000 ha vil blive frigjort til bioenergiproduktion i 2050 på grund af øget produktivitet i landbruget. Denne markante ændring i arealanvendelsen vil dog ikke have indflydelse på landbrugsproduktionen, da denne forudsættes konstant på 2008 niveau.

I vurderingen af bioenergiens påvirkning af arealforbrug bør man foretage både en kvantitativ og en kvalitativ vurdering; hvor meget areal bruges til eller skal bruges til bioenergi og hvad er kvaliteten af den arealanvendelse. Hvis øget anvendelse af bioenergi resulterer i at naturlige økosystemer (særligt skov) konverteres vil den reduktion i CO₂ udledninger som bioenergien kan bidrage med blive modsvaret af en ekstra CO₂ udledning fra selve arealkonverteringen som det kan tage op til adskillige hundrede år at kompensere [53]. Ved konvertering af naturlige økosystemer opbygges en stor kulstofgæld. Er det i stedet marginale jorder, midlertidig brak eller landbrugsjord i omdrift, der konverteres til bioenergiproduktion, vil kulstofgælden være væsentlig mindre. Hvilken type land, der i et konkret tilfælde vil blive konverteret for at tilfredsstille en konkret øget efterspørgsel på bioenergi afhænger af mange faktorer. Jordpriser, afgrødeudbytte, afgrøders salgspris, transportafstande, reguleringsmæssige begrænsninger, landbrugsstøtteordninger er blot nogle af de faktorer, der er i spil.

Forskellige afgrøder har forskellige karakteristika og medfører forskelligt pres på miljøet. Det Europæiske Miljøagentur har karakteriseret en række afgrøder i forhold til den risiko dyrkningen af pågældende afgrøde udgør for en række parametre [16]. Tabel 11 gengiver risikoprofiler for afgrøder med umiddelbar relevans for Danmark.

Tabel 11. Risikoprofiler for afgrøder, der normalt dyrkes i Danmark eller er oplagte som energiafgrøder. A = lav risiko, B = medium risiko, C = høj risiko. Uddrag fra det Europæiske Miljøagentur [16].

	Hvede	Andet korn	Raps	Majs	Pil/poppel
Erosion	A	A	B	C	A
Jord komprimering	A	A	A	B	A
Næringsstofudvaskning	A	A	B/C	C	A
Pesticidbelastning	B	A	C	C	A
Vandforbrug	B	A	-	A/B	B
Biodiversitet	B	B	B/C	C	A/B

I forhold til hvede og andet korn, som udgør en meget stor del af den danske landbrugsproduktion vil konvertering til raps eller majs som energiafgrøde generelt medføre øget pres på miljøet mens konvertering til pil eller poppel i kort omdrift vil reducere presset på miljøet. Denne sammenligning tager dog ikke højde for andre 'miljøpåvirkninger', som det også er relevant at medtage; f.eks. påvirkninger af rekreative muligheder og visuelle kvaliteter.

Der kan være et dilemma mellem en given afgrødes pres på miljøet og potentialet for at erstatte fossile brændstoffer. Under amerikanske forhold har Miller [58] forsøgt at afveje forskellige afgrøders arealintensitet og kvælstofintensitet til en samlet score. Resultatet for afgrøder, der også dyrkes i Danmark er vist i tabel 12. Visse afgrøder har et enormt produktionspotentiale (lav arealintensitet), men det sker på bekostning af et højt kvælstofforbrug, f.eks. dyrkede alger (ikke vist). Træer har generelt den modsatte profil. Sukkerrør, pil og elefantgræs har i denne undersøgelse fået de bedste vægtede scorer. Kun sojabønner placerer sig dårligere en raps. Enhver vægtning af denne type skal tolkes varsomt, da vægtningen mellem to forskelligartede kategorier i sig selv fordrer et vist niveau af subjektivitet.

Tabel 12. Areal og kvælstofintensitet, samt samlet vægtet score for en række potentielle energiafgrøder under amerikanske forhold. Lav samlet vægtet score er bedst. Uddrag fra [58].

	Arealintensitet (Land use intensity)	Kvælstofintensitet (Nitrogen intensity)	Samlet vægtet score
	Ha/TJ primær energi	Kg N/TJ primær energi	
Pil	5,3	90	0,03
Elefantgræs	5,2	201	0,03
Sukkerroer	1,9	460	0,03
Poppel	7,2	160	0,04
Majs	4,9	490	0,05
Raps	16,5	1400	0,15

Tilsvarende angiver Jørgensen et al. [11] nettoenergiudbyttet¹⁶ pr arealenhed for en række potentielle energiafgrøder til:

- Pil eller helsædskorn: 150 GJ/ha (= 6,7 Ha/TJ)

¹⁶ Energiforbrug til dyrkning og konvertering er trukket fra energiudbyttet i form af biomasse/biobrændstof.

- Biogas fra kløvergræs: 60 GJ/ha (= 16,7 Ha/TJ)
- Bioethanol og lignin fra helsæd: 45 GJ/ha (= 22,2 Ha/TJ)
- Bioethanol fra hvedekerner: 20 GJ/ha (= 50 Ha/TJ)
- Biodiesel fra raps: 15 GJ/ha (= 66,7 Ha/TJ)

Data fra Jørgensen et al. [11] er ikke direkte sammenlignelige med tabel 12, men antyder en sammenlignelig rangorden.

Fernando et al. [59] har undersøgt en række potentielle bioenergi afgrøder i Europa og finder også en samlet vægtet miljøpåvirkning omfattende afgrødernes potentielle påvirkning af jord, mineraler og vand, produktion af affald, biodiversitet og landskab. Samlet set placerer afgrøder som pil, poppel, elefantgræs og rørgæs (*Phalaris*) sig i den gode ende; og kartofler, sukkerroer og hvede placerer sig i den dårlige ende.

4.3. Bioenergi, energiforbrug og andre miljøpåvirkninger

Fødevareministeriet udsendte i 2008 en rapport om samspillet mellem fødevarer, foder og energi [60]. Heri er lavet en analyse af de forventede effekter på drivhusgasbalancen, næringsstofftab, kulstof i jord, pesticidforbrug, grundvandsdannelse, natur og lugt ved produktion eller anvendelse af forskellige former for biomasse fra landbruget (tabel 13). Det ses, at alle former for bioenergi har en positiv indflydelse på udledningen af drivhusgasser, men i øvrigt er der fordele og ulemper ved alle teknologier. Kun ekstensivt græs synes kun at have positive eller ingen effekter. Dog er potentialet for ekstensivt græs meget begrænset, kun omkring 5 PJ/år.

Tabel 13. Potentielle effekter på miljøet ved anvendelse af forskellige produkter og bi-produkter fra landbruget til energiproduktion. + angiver positive effekter, - angiver negative effekter. Uddrag fra [60].

	Drivhusgas balance	Næringsstofftab	Kulstof i jord	Pesticidforbrug	Grundvandsdannelse	Natur	Lugt
Halm	+	0	-	0	0	0	0
Husdyrgødning	++	+	-	0	0	0	+
Enårige energiafgrøder	+	0	-	(+)	0	0	0
Flerårige energiafgrøder	++	+	+	+	-	+	0
Ekstensivt græs	++	+	+	++	0	++	0

Som bidrag til Danmarks dokumentationsforpligtelse i relation til VE direktivet har Århus Universitet for Fødevareministeriet udarbejdet en opgørelse af drivhusgasudledninger fra produktion af hhv. vinterhvede til bioethanol og vinter-raps til biodiesel [61]. Rapporten finder en samlet drivhusgasudledning på 2,3-2,4 kg CO₂eq/ha for raps og 2,1-2,2 kg CO₂eq/ha for hvede. For begge afgrøder gælder at ~40 % af udledningerne stammer fra lattergasemission fra jorden og

ligeledes ~40 % fra produktionen af kunstgødning. Vinterhvede og raps bruges til forskellige biobrændstoffer og har forskellige bi-produkter, hvorfor sammenligning af de to afgrøder på arealniveau ikke kan stå alene. I forhold til energiindholdet i biobrændstofferne og med delvis allokering af drivhusgasemissioner til bi-produkter finder Elsgaard [61], at bioethanol fra vinterhvede udleder 20,1-24,2 kg CO₂eq/GJ og biodiesel fra raps udleder 23,7-28,2 kg CO₂eq/GJ.

Rettenmaier et al. [62] har lavet en livscyklusvurdering af 120 europæiske bioenergiteknologispor baseret på energiafgrøder. Analysen sammenligner teknologispor baseret på biomasse med fossile teknologispor, der leverer samme energiservice. I tabel 14 er vist et udsnit af teknologisporerne.

Tabel 14. LCA profiler for en række teknologispor for forskellige veje fra biomasse til energi i forhold til fossilt reference teknologispor, der leverer samme produkt. + = bedre end den fossile reference. Jo flere plusser, des større forbedring. - = dårligere end den fossile reference. Jo flere minusser, des større forringelse. FT-diesel = diesellignende brændstof produceret ved Fischer-Tropsch processen. Uddrag fra [62].

Produkt	Råvare	Generation	Fossilt energiforbrug	Drivhusgasudledning	Forsuring	Næringsstofbelastning	Smog dannelse	Ozon dannelse	Human toksicitet
Bioethanol	Sukkerafgrøder	1.	++	+	-	-	0	-	-
Bioethanol	Urteagtige afgrøder	2.	++	++	-	-	+	-	-
Bioethanol	Træafgrøder (kort omdrift)	2.	+	+	-	-	0	-	-
Biodiesel	Raps	1.	+	0	0	-	0	--	0
FT-diesel	Urteagtige afgrøder	2.	++	+	0	-	0	-	0
FT-diesel	Træafgrøder (kort omdrift)	2.	+	0	0	0	0	0	0
Kraft-varme	Træafgrøder (kort omdrift)		++	+	0	0	0	0	0
Kraft-varme	Urteagtige afgrøder		+++	++	0	-	0	-	0

Det ses at alle former for bioenergi kan reducere forbruget af fossile energiresourcer. I forhold til reduktion af drivhusgasudledninger fremstår bioethanol og kraftvarme fra urteagtige afgrøder som gode anvendelser, mens biodiesel fra raps og FT-diesel fra træbaserede energiafgrøder ikke giver noget bidrag overhovedet.

Cherubini et al. [63] har analyseret det samlede energibehov (Cumulative primary Energy Requirement, CER) fordelt på hhv. fossil (FER) og fornybar (RER) energi, der kræves i forbindelse med produktion af flydende biobrændstoffer (tabel 15). Resultaterne herfra understøtter det tidligere beskrevne at 1G bioethanol kræver mindre procesenergi end 2G. Det øgede energiforbrug i 2G ba-

seres dog i højere grad på biomasse. Tilsvarende resultat vises for produktion af biodiesel.

Tabel 15. Kumulativt energiforbrug fordelt på fossile og fornybare ressourcer for teknologispor til flydende brændstoffer. Uddrag fra [63].

Teknologispor			Samlet energibehov (CER)	Fossilt energibehov (FER)	Fornybart energibehov (RER)
Produkt	Råvare	Generation	MJ/km	MJ/km	MJ/km
Bioethanol	Sukkerrør	1.	12-13	0,2-0,3	11,8-12,8
Bioethanol	Majs, hvede	1.	3,5-5,5	0,7-1,5	2,8-4,0
Bioethanol	Lignocellulose	2.	6,1-9,3	0,1-0,8	6,0-8,5
Biodiesel	Raps, soja	1.	3,5-4,5	0,8-1,8	2,5-3,3
FT-diesel	Træ	2.	4,4-4,8	0,1-0,2	4,2-4,6
Benzin			1,7-2,4	1,7-2,4	< 0,001
Diesel			1,3-1,9	1,3-1,9	< 0,001

Det Europæiske Miljøagentur har på baggrund af en omfattende LCA beregnet potentielle reduktioner af drivhusgasser ved forskellige teknologispor til flydende biobrændstoffer [64] (tabel 16). Ved substitution af benzin med bioethanol opnås størst drivhusgasfortængning ved 2G processer. Tilsvarende ses for biodiesel. Der opstår således et dilemma mellem at minimere forbruget af biomasse eller minimere irreversible udledninger af drivhusgasser.

Tabel 16. Potentielle reduktioner i drivhusgasudledninger ved fortrængning af fossile brændstoffer med biomassebaserede. Uddrag fra Det Europæiske Miljøagentur [64].

Teknologispor				Drivhusgas reduktion i forhold til reference
Produkt	Råvare	Generation	Reference	
Bioethanol	Sukkerroer	1.	Benzin	26 %
Bioethanol	Hvede	1.	Benzin	22-48 %
Bioethanol	Halm, SRF ¹⁷	2.	Benzin	74-81 %
Biodiesel	Raps	1.	Diesel	59-90 %
BtL-diesel ¹⁸	Træ	2.	Diesel	100-138 %

4.3.1. Biomasseudtag og produktivitet

Der er forsket intensivt i hvordan fjernelse af biomasse fra økosystemer påvirker økosystemernes produktivitet, sundhed, stabilitet, resiliens m.m.

¹⁷ SRF, Short Rotation Forestry. Træer dyrket i kort omdrift, ofte 2-10 år.

¹⁸ Biomass-to-Liquids dækker over en række forskellige teknologispor fra biomasse til flydende brændstof. FT-Diesel er én af dem, andre processer kan bruges til produktion af metanol, DME (dimethyl ether), DMF (dimethyl furan) m.m.

I den videnskabelige litteratur kan man finde estimater for hvor stor en del af halm og afgrøderester, der kan fjernes fra marken uden at kompromittere jordbrugets langsigtede produktivitet varierende fra intet [65] til alt [66]. Der er dog en overvægt af studier med generelle antagelser om at 25-60 % kan fjernes [14, 67-71]. Mængden eller andelen af afgrøderester der bæredygtigt kan fjernes bygger på en vekselvirkning mellem klima, jordbund, sædskifte og jordbrugs-mæssig historie. Fjernelse af afgrøderester i tropiske og aride/semiaride tempererede dyrkningssystemer har en tendens til at reducere kulstofindholdet i jorden, mens samme praksis i kolde og fugtige klimater ikke har samme effekt på jordens kulstofindhold [72]. Der er i mange tilfælde fundet en positiv sammenhæng mellem jordens kulstofindhold og produktivitet [73-76], men sammenhængen er ikke entydig. En analyse lavet for Miljøstyrelsen af sammenhængen mellem kulstof i jord og udbytter i de danske landsforsøg kunne ikke finde en sammenhæng (Bruun et al. ikke publiceret endnu). Andre studier har vist, at forskelle i udbytte induceret af forskelle i jordens kulstofindhold ofte kan overkommes ved passende anvendelse af mineralsk gødning [77, 78]. Vekselvirkningen mellem fjernelse af afgrøderester, kulstofindhold i jord og udbytte er så kompleks, at konkrete estimater ikke kan gives for mere end markblok eller markniveau [79].

Da træ, globalt såvel som i Danmark, er den største bidragyder til produktion af bioenergi er der videnskabeligt fokus på effekterne af at fjerne (mere) biomasse fra skovene til energiformål. Under Danske forhold har Nord-Larsen [80] undersøgt effekten på produktivitet i rødgran ved forskellige former for udtag af biomasse i forbindelse med tidlige tyndinger. Resultaterne antyder, at når biomasse udtages på en sådan måde at mange primære næringsstoffer (N, P og K) fjernes er resultatet en produktivitetnedgang på 5-18 % i forhold til andre former for udtag. Når hele træer fjernes fra skoven umiddelbart efter skovning sker der et stort udtag af næringsstoffer i form af nåle og kviste. Hvis træerne bliver efterladt i skoven til at tørre inden udtag bliver de fleste næringsstoffer i skoven og vækstreduktion undgået. Tilsvarende resultatet er fundet for rødgran under boreale forhold [81] særligt med fokus på, at udtag af kvælstof (N) fra skovøkosystemer medfører vækstreduktion. Forsøgene viser også stor variation indenfor og mellem forsøgslokaliteter, hvilket vanskeliggør konkrete anbefalinger af generel værdi.

Et nyligt større internationalt review understøtter ovenstående erfaring [82] og finder desuden, at høst af hele træer (stamme, grene og toppe) som alternativ til stammehøst (grene og toppe efterlades) kan medføre en reduktion i skovjordens kulstofindhold. Dog kun på skovjorder, der i forvejen har et lavt kulstofniveau. Thiffault et al. [82] konkluderer også, at der ikke kan angives universelle retningslinjer for hvor meget biomasse, der bæredygtigt kan udtages af skov, da det er en vekselvirkning mellem klima, jordbund, næringsstofftilgængelighed og træarternes autoøkologi¹⁹.

Som det også er vist for udtag af biomasse fra landbrugsarealer finder Helmisaari et al. [81], at den vækstreduktion der følger af udtag af for meget kvælstof i form af biomasse kan udgås ved kompenserende gødskning med kvæl-

¹⁹ Autoøkologi beskriver individuelle arter eller individers samspil med miljøet.

stof. Kompensationsgødskning med akse fra træflisfyrede varmeværker er visse steder anvendt. Der er forholdsvis få erfaringer med tilbageførsel af flisaske. Erfaringerne tyder på, at flisaske kan være med til at opretholde biomasseproduktion på langt sigt, men ikke øge produktionen [83]. Aske indeholder forholdsvis lidt kvælstof, som er den begrænsende faktor for mertilvækst i danske skove.

4.4. Udvalgte teknologispør

Det Ethiske Råd har identificeret en række teknologispør af særlig relevans for dansk produktion af bioenergi, som beskrives og vurderes i et livscyklusperspektiv i det følgende. Beskrivelserne sammendrager dokumentation præsenteret i de foregående afsnit.

4.4.1. Livscyklusvurdering

Livscyklusvurdering (LCA) er et redskab til analyse og vurdering af potentielle miljøpåvirkninger fra produkter og processer. LCA adskiller sig fra andre analysemetoder ved ikke kun at vurdere et givent produkt, men også at inddrage produktets fortid og fremtid. Dette indebærer, at råstofekstraktion, materialeproduktion og transport, som er nødvendige forudsætninger for at producere et givent produkt, såvel som anvendelsen og bortskaffelsen af produktet inkluderes i analysen. Data, som ligger til grund for en LCA er identifikation og kvantificering af stofstrømme i den kæde af processer, der udgør et produkts nutid, fortid og fremtid, samt karakterisering af disse stofstrømmes effekt på potentielle recipienter. LCA kan udføres på mange måder, men ofte følges den internationale standard, ISO 14040 serien. Der er gennemført mange livscyklusvurderinger af bioenergi produkter med meget variable resultater. Variationen skyldes, at studierne bygger på forskellige antagelser om de enkelte energiprodukter og det produktsystem hvori de indgår. Der kan således ikke angives universelle og eksakte værdier for den potentielle miljøpåvirkning fra forskellige teknologispør. I det følgende angives i overvejende grad relationer til andre lignende produkter eller processer.

4.4.2. Rapsproduktion til biodiesel

Raps produceres på 160-180 kha, hvoraf 70-80 % skønnes at gå til produktion af biodiesel. I Danmark produceres biodiesel i øvrigt også på restprodukter fra dyr. I regnskabsåret 2008-09 producerede Daka Biodiesel 45 millioner liter biodiesel svarende til 1,5 PJ (www.dakabiodiesel.dk).

Biodiesel baseret på raps (RME) anvendes ikke eller kun i meget begrænset omfang i Danmark og produktionen eksporteres. Når RME ikke anvendes i Danmark skyldes det, at RME ikke er fritaget for brændstofafgift som det er i bl.a. Tyskland.

Som afgrøde betragtet anses raps for at øge risikoen for udvaskning af næringsstoffer, for at øge pesticidbelastningen og for emission af lattergas fra marken sammenlignet med kornafgrøder. Som råvare til biodiesel har raps en høj arealintensitet, der kræves således et stort areal for at levere en given mængde flydende brændstof.

Anvendelse af raps til biodiesel må forventes at konkurrere med fødevarerproduktion idet rapsolie traditionelt har været anvendt i fødevarersektoren.

Drivhusgasudledningen fra produktion af raps til biodiesel er under danske forhold anslået til 23,7-28,2 kg CO₂eq/GJ biodiesel. Det Europæiske Miljøagentur anslår, at substitution af fossil diesel med RME kan reducere drivhusgasudledningen med 59-90 %. Produktionen af biodiesel kræver i sammenligning med anden produktion af flydende brændstoffer lille input af proces energi.

Danmarks forbrug af dieselolie var i 2009 88 PJ [2], Rapsproduktion anslås med den nuværende arealfordeling i landbruget, at kunne levere 4,5 PJ biodiesel.

4.4.3. Biogasproduktion fra husdyrgødning

Biogasproduktion støttes økonomisk i Danmark såvel som i andre Europæiske lande. I Danmark vil et biogasanlæg, der leverer til et decentralt kraftvarmewærk kunne opnå støtte på 2,5-2,7 kr./m³ metan [84]. Den forholdsvis høje støtte er betinget af at biogassen bruges til samproduktion af el og varme.

Der synes ikke at være direkte arealmæssige konsekvenser ved øget anvendelse af husdyrgødning til biogas. Der kan dog forventes afledte effekter. Generelt vil udbringning af rå gylle på landbrugsjord øge jordens kulstofindhold. Udbringning af afgasset gylle medfører ingen eller svagt fald i kulstofindhold, mens udbringning af separeret afgasset gylle medfører et større fald i kulstofindhold [60]. Reduktionerne er små i forhold til jordens samlede kulstofpulje og på kort sigt forventes ikke nogen effekt på udbyttet. Hvis et fald i kulstofindhold på sigt reducerer udbyttepotentialet medfører det en arealmæssig effekt og dermed en arealkonflikt.

På nuværende tidspunkt bliver ca. 5 % af husdyrgødning fra stald anvendt til biogasproduktion. Det skønnes teknisk muligt at anvende 75 %, hvilket potentielt vil øge energiproduktionen til 20,2 PJ/år.

Biogas fra husdyrgødning skønnes at have et stort potentiale for fortrængning af drivhusgasudledninger og også for udvaskning af næringsstoffer.

4.4.4. Halm til kraft-varme

Anvendelse af halm i den danske energiproduktion er væsentligst sikret med biomasseaftalen fra 1993, der fastsætter, at fra år 2000 og frem skal anvendes 1,2 millioner ton halm i elforsyningen. Lov om fremme af vedvarende energi (VE-loven, nr. 1392 af 27/12/2008) sikrer et tilskud på 15 øre/kWh når halm eller anden biomasse anvendes ved forbrænding til produktion af elektricitet.

Som bi-produkt til primært kornproduktion har anvendelsen af halm ikke direkte arealmæssige konsekvenser. Indirekte konsekvenser er dog mulige som beskrevet under biogasproduktion. Mængden af halm, der uden langsigtede konsekvenser kan fjernes fra marken anslås som tommelfingerregel til mellem 1/3 og 1/2. Disse er dog meget generelle retningslinjer, der på ingen måde kan anvendes til planlægning på mark eller bedriftsniveau.

Da halm er et bi-produkt er ressourcepotentialet for halm knyttet til produktionen af afgrøder, der også producerer halm. I Danmark er det overvejende korn, men også raps og ærter. Den årlige produktion ligger på 5-6 millioner tons. Halm har også andre anvendelser i dansk landbrug. Anvendelsen varierer lidt fra år til år,

men i perioden 2006-2010 blev 20-25 % af halm fra korn anvendt til foder, 12-15 % blev anvendt til strøelse og 27-39 % blev ikke bjerget [57]. Resten blev brugt til energi.

Som brændsel i kraftværker er halm ikke attraktivt. Det relativt høje mineralindhold medfører dannelse af korroderende gasser ved forbrænding. For at reducere generne opererer halmfyrede kraftværker generelt ved lavere damptemperatur end f.eks. træfyrede kraftværker [85]. For elproduktion er det kritisk idet elvirkningsgraden stiger med damptemperaturen. I fjernvarmeproduktion er det mindre betydende. Udviklingen af nye materialer medfører, at forskellen i damptemperatur mellem halm- og træfyrede værker til stadighed minimeres.

Fødevarerministeriet angiver, at anvendelsen af mere halm til energiproduktion vil have en positiv indflydelse på Danmarks udledning af drivhusgasser. Med et teknisk/økonomisk potentiale i omegnen af 30-50 PJ og antages elvirkningsgraden at være 35 % skal halm bidrage med 10,5-17,5 PJ el til en nuværende bruttoproduktion på 107 PJ [2] fra kraft-varmeverker.

4.4.5. Halm til bioethanol

Halm anvendt til ethanol opnår i modsætning til halm anvendt til elektricitet ikke støtte. Kommerciel produktion af bioethanol fra halm foregår udelukkende på Inbicons anlæg i Kalundborg. Halm kan også konverteres til flydende brændstof via forgasning og kemisk-katalytisk konvertering. DONG har igangsat et såkaldt lavtemperatur forgasningsanlæg (www.dongenergy.com/pyroneer/Pages/index.aspx) der skulle være særligt egnet til forgasning af biomasse med højt mineralindhold.

Da halm ikke umiddelbart kan fermenteres til ethanol skal det forbehandles inden fermentering. En forbehandling, der kræver en del energi. Således er processenergibehovet større ved produktion af bioethanol fra halm (2G) end fra korn (1G). Det Europæiske Miljøagentur angiver, at anvendelse af halm til bioethanol kan reducere drivhusgasudledninger med 74-81 % i forhold til fossil benzin.

Af et samlet energiforbrug i transportsektoren på 209 PJ udgør vejtransport med 77 % (160 PJ) og udenrigs lufttransport med 16 % (33 PJ) de to største elementer. For vejtransportens vedkommende vurderer bla. Klimakommissionen, at der skal ske en høj grad af elektrificering i fremtiden. For lufttransporten synes der ikke at være alternativer til flydende brændstoffer, og der arbejdes for tiden dels med raffineret olie udvundet fra alger og petroleumslignende brændstoffer fra Fischer-Tropsch processen.

4.4.6. Pil og poppel til bioenergi

Elproduktion baseret på afbrænding af pil og poppel er omfattet af samme støt-teordning som halm, 15 øre/kWh elektricitet.

Som energiafgrøde er der mest erfaring med pil, men der synes at være stigende interesse for at plante poppel. Udbyttet fra energipil er meget varierende. Opgørelser af udbytter fra 26 lokaliteter i Danmark giver udbytter fra 3-25 ton tørstof/ha*år (Lisbeth Sevel, pers. med.).

Pil som afgrøde er fra et samfundsmæssigt synspunkt på mange måde attraktiv. Som flerårig afgrøde vurderes den at have positiv effekt på næringsstofudvaskning, pesticidbelastning, på kulstofopbygning i jord og på naturindhold i landbrugslandet. Negative karakteristika er pils store vandforbrug og dermed påvirkning af grundvandsdannelsen og de potentielle visuelle effekter. Set fra producentside er pil en ny og uafprøvet afgrøde med usikkerhed om de langsigtede udbytter, samt en afgrøde med reduceret fleksibilitet i forhold til enårige afgrøder.

Da pil kun i ringe omfang ses som afgrøde i dag vil øget produktion af pil medføre arealkonkurrence med andre arealanvendelser. Pil kan dyrkes på fugtig bund hvor korndyrkning er mindre egnet. Dyrkes pil på god jord vil det konkurrere direkte med fødevareproduktion. Der er så vidt vides ingen lovmæssig regulering, der sikrer at energipil ikke dyrkes på gode jorder.

Anvendes pil og poppel til kraft-varme produktion vurderes det at have meget stort potentiale for reduktion i drivhusgasudledning. Anvendelse til flydende brændstoffer, enten via forgasning eller fermentering har et mindre fortrængningspotentiale.

5. Referencer

1. Energistyrelsen, *Energistatistik 2009*. 2010, Energistyrelsen: København. p. 60.
2. Energistyrelsen, *Energistatistik 2009, Tidsserier og tabeller*. 2011, Energistyrelsen.
3. European Parliament and the Council, *Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC, in 2009/28/EC*, T.E.P.a.t. Council, Editor. 2009.
4. Klima og Energiministeriet, *National Action Plan for renewable energi in Denmark 2010*, Klima og Energiministeriet: Copenhagen.
5. Rettenmaier, N., et al., *Status of Biomass Resource Assessments, Version 3*. 2010, University of Freiburg, Department of Remote sensing and Landscape Information Systems: Freiburg, Germany.
6. Schubert, R., et al., *Future Bioenergy and Sustainable Land Use*. 2009, German Advisory Council on Global Change.
7. Berndes, G., *The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies*. Biomass and Bioenergy, 2003. **25**(1): p. 1-28.
8. Smeets, E.M.W., et al., *Methods & Data Sources for Biomass Resource Assessments for Energy, Version 3*. 2010, University of Freiburg, Department of Remote Sensing and Landscape Information Systems: Freiburg, Germany.
9. Offermann, R., et al., *Assessment of global bioenergy potentials*. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2011. **16**(1): p. 103-115.
10. Energistyrelsen, *Biomasseressourcer*. 2011.
11. Jørgensen, U., et al., *Energi fra biomasse - Ressourcer og teknologier vurderet i et regionalt perspektiv*, in *DJF Markbrug*. 2008, University of Aarhus: Tjele, Denmark.
12. Elsgaard, L., et al., *Anvendelsesmuligheder for halm til energiformål*. 2011, Århus Universitet: Århus.
13. Bentsen, N.S., *Biomass resources in Denmark 2000-2050. CEESA project report*. 2011, University of Copenhagen.
14. Scarlet, N., M. Martinov, and J.-F. Dallemand, *Assessment of the availability of agricultural crop residues in the European Union: Potential and limitations for bioenergy use*. Waste Management, 2010. **30**(10): p. 1889-1897.
15. Ericsson, K. and L. Nilsson, *Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach*. Biomass and Bioenergy, 2006. **30**(1): p. 1-15.
16. European Environment Agency, *How much bioenergy can Europe produce without harming the environment?*, in *EEA Report*. 2006, European Environment Agency: Copenhagen.
17. Nord-Larsen, T. and K. Suadicani, *Træbrændselsressourcer fra danske skove over ½ ha – opgørelse og prognose 2010*. 2010, Skov & Landskab: Hørsholm. p. 34.

18. Evald, A., *Brændeforbrug i Danmark 2009*. 2010, Force Technology: Lyngby.
19. Statistikbanken, *Hugsten i skove og plantager i Danmark efter område, tid og træsort*. 2011, Danmarks Statistik.
20. Fødevarerhverv, *Enkeltbetaling i tal: Arealstatistik 2010*. 2011, Fødevarerhverv.
21. Krasuska, E., et al., *Potential land availability for energy crops production in Europe*. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2010. **4**(6): p. 658-673.
22. de Wit, M. and A. Faaij, *European biomass resource potential and costs*. *Biomass and Bioenergy*, 2010. **34**(2): p. 188-202.
23. Ganko, E., et al., *Biomass resources and potential assessment. Final report, RENEW project, WP 5.1*. 2008, EC Baltic Renewable Energy Centre and Institute for Fuels and Renewable Energy: Warsaw, Poland. p. 23.
24. Siemons, R., et al., *Bio-energy's Role in the EU Energy Market: A View of Developments until 2020*. 2004, Biomass Technology Group (BTG), Energy for Sustainable Development, Centre for Renewable energy (CRES): Enschede, the Netherlands. p. 170.
25. Thrän, D., et al., *Sustainable Strategies for Biomass Use in the European Context*. 2006, Leipzig Institute for Energy Leipzig, Germany.
26. Edenhofer, O., et al., *Summary for Policy Makers*, in *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*, O. Edenhofer, et al., Editors. 2011, Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
27. Doornbosch, R. and R. Steenblik, *Biofuels: Is the cure worse than the disease?*, in *Round Table on Sustainable Development*. 2007, Organisation for Economic Co-operation and Development. p. 57.
28. Hoogwijk, M., *Exploration of the ranges of the global potential of biomass for energy*. *Biomass and Bioenergy*, 2003.
29. Smeets, E., et al., *A bottom-up assessment and review of global bio-energy potentials to 2050*. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2007. **33**(1): p. 56-106.
30. Bridgwater, A.V., *The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation*. *Fuel*, 1995. **15**(5): p. 631-653.
31. Bridgwater, A.V., *Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass*. *Chemical Engineering Journal*, 2003. **91**(2-3): p. 87-102.
32. Danish Energy Agency, *Technology Data for Energy Plants*. 2010, Danish Energy Agency / Energinet.dk: Copenhagen, DK.
33. International Energy Agency, *Energy Technology Perspectives 2008*. 2008, International Energy Agency: Paris, France.
34. Jørgensen, P.J., *Biogas – grøn energi*. 2009, University of Aarhus: Århus, Denmark.
35. Turkenburg, W.C., et al., *Renewable Energy Technologies*, in *World Energy Assessment*, J. Goldemberg, Editor. 2000, United Nations Development Programme: New York, NY.
36. Bentsen, N.S., B.J. Thorsen, and C. Felby, *Energy, feed and land-use balances of refining winter wheat to ethanol*. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2009. **3**(5): p. 521-533.

37. Demirbas, A., *Progress and recent trends in biofuels*. Progress in Energy and Combustion Science, 2007. **33**(1): p. 1-18.
38. Gibbins, J. and H. Chalmers, *Carbon capture and storage*. Energy Policy, 2008. **36**(12): p. 4317-4322.
39. Azar, C., et al., *Carbon Capture and Storage From Fossil Fuels and Biomass – Costs and Potential Role in Stabilizing the Atmosphere*. Climatic Change, 2006. **74**(1): p. 47-79.
40. Olah, G.A., G.K.S. Prakash, and A. Goepfert, *Anthropogenic Chemical Carbon Cycle for a Sustainable Future*. Journal of the American Chemical Society, 2011: p. null-null.
41. Centi, G. and S. Perathoner, *CO2-based energy vectors for the storage of solar energy*. Greenhouse Gases: Science and Technology, 2011. **1**(1): p. 21-35.
42. Jessop, P.G., T. Ikariya, and R. Noyori, *Homogeneous Hydrogenation of Carbon Dioxide*. Chemical Reviews, 1995. **95**(2): p. 259-272.
43. Wenzel, H., *Breaking the biomass bottleneck of the fossil free society*. 2010, Concito: Copenhagen.
44. COWI, *Alternative drivmidler til transportsektoren - Supplerende alternative drivmidler analyse*. 2010: København.
45. Danish Commission on Climate Change Policy, *Green energy - the pathway to a Danish energy system without fossil resources [In Danish: Grøn energi - vejen mod et dansk energisystem uden fossile brændsler]*. 2010, Danish Commission on Climate Change Policy: Copenhagen, Denmark.
46. Al-Riffai, P., B. Dimaranan, and D. Laborde, *Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate*. 2010, International Food Policy Research Institute: Washington.
47. Fischer, G., et al., *Biofuels and Food Security*. 2010, The OPEC Fund for International Development / International Institute for Applied Systems Analysis: Vienna, Austria.
48. Mitchell, D., *A Note on Rising Food Prices*, in *World Bank Policy Research Working Paper Series*. 2008, World Bank: Washington, US.
49. Bailey, R., *Another Inconvenient Truth: How biofuel policies are deepening poverty and accelerating climate change*, in *Oxfam Briefing Paper*. 2008, Oxfam International: Oxford, UK.
50. Baffes, J. and T. Haniotis, *Placing the 2006/08 Commodity Price Boom into Perspective*, in *World Bank Policy Research Working Paper Series*. 2010, World Bank: Washington, US.
51. Nuffield Council on Bioethics, *Biofuels: ethical issues*. 2011, Nuffield Council on Bioethics: London.
52. U.S. Energy Information Administration, *International Energy Statistics*. 2011, U.S. Department of Energy.
53. Fargione, J., et al., *Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt*. Science, 2008. **319**(5867): p. 1235-1238.
54. Searchinger, T., et al., *Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change*. Science, 2008. **319**(5867): p. 1238-1240.
55. FAOSTAT, *Food Balance Sheets*. 2010, Food and Agriculture Organisation of the United Nations.

56. Steinfeld, H., et al., *Livestock's long shadow*. 2006, Food and Agriculture Organisation of the United Nations: Rome, IT.
57. Danmarks Statistik, *Statistikbanken.dk*. 2011, Danmarks Statistik.
58. Miller, S.A., *Minimizing Land Use and Nitrogen Intensity of Bioenergy*. *Environmental Science & Technology*, 2010. **44**(10): p. 3932-3939.
59. Fernando, A.L., et al., *Environmental impact assessment of energy crops cultivation in Europe*. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2010. **4**(6): p. 594-604.
60. Fødevarerministeriet, *Jorden - en knap ressource*. 2008, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri: København.
61. Elsgaard, L., *Greenhouse gas emissions from cultivation of winter wheat and winter rapeseed for biofuels*. 2010, University of Aarhus: Aarhus, DK.
62. Rettenmaier, N., et al., *Life cycle assessment of selected future energy crops for Europe*. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2010. **4**(6): p. 620-636.
63. Cherubini, F., et al., *Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations*. *Resources, Conservation and Recycling*, 2009. **53**(8): p. 434-447.
64. European Environment Agency, *Maximising the environmental benefits of Europe's bioenergy potential*, in *EEA Report*. 2008, European Environment Agency: Copenhagen.
65. Patzek, T.W., *Thermodynamics of the Corn-Ethanol Biofuel Cycle*. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2004. **23**(6): p. 519 - 567.
66. Somerville, C., *The Billion-Ton Biofuels Vision*. *Science*, 2006. **312**(5778): p. 1277-.
67. Ericsson, K. and L.J. Nilsson, *Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach*. *Biomass and Bioenergy*, 2006. **30**(1): p. 1-15.
68. Fischer, G., et al., *Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures, Part II: Land use scenarios*. *Biomass and Bioenergy*, 2010. **34**(2): p. 173-187.
69. Kadam, K.L. and J.D. McMillan, *Availability of corn stover as a sustainable feedstock for bioethanol production*. *Bioresource Technology*, 2003. **88**(1): p. 17-25.
70. Kätterer, T., O. Andrén, and J. Persson, *The impact of altered management on long-term agricultural soil carbon stocks – a Swedish case study*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004. **70**(2): p. 179-188.
71. Yamamoto, H., K. Yamaji, and J. Fujino, *Evaluation of bioenergy resources with a global land use and energy model formulated with SD technique*. *Applied Energy*, 1999. **63**(2): p. 101-113.
72. Rasmussen, P.E., et al., *Long-Term Agroecosystem Experiments: Assessing Agricultural Sustainability and Global Change*. *Science*, 1998. **282**(5390): p. 893-896.
73. Bauer, A. and A.L. Black, *Quantification of the Effect of Soil Organic Matter Content on Soil Productivity*. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1994. **58**(1): p. 185-193.

74. Díaz-Zorita, M., D.E. Buschiazzo, and N. Peinemann, *Soil Organic Matter and Wheat Productivity in the Semiarid Argentine Pampas*. *Agron. J.*, 1999. **91**(2): p. 276-279.
75. Janzen, H. and G. Schaalje, *Barley response to nitrogen and non-nutritional benefits of legume green manure*. *Plant and Soil*, 1992. **142**(1): p. 19-30.
76. Quiroga, A., et al., *Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina*. *Soil and Tillage Research*, 2006. **90**(1-2): p. 63-68.
77. Edmeades, D.C., *The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003. **66**(2): p. 165-180.
78. Loveland, P. and J. Webb, *Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review*. *Soil and Tillage Research*, 2003. **70**(1): p. 1-18.
79. Wilhelm, W.W., et al., *Crop and Soil Productivity Response to Corn Residue Removal*. *Agron. J.*, 2004. **96**(1): p. 1-17.
80. Nord-Larsen, T., *Stand and site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.)*. *Biomass and Bioenergy*, 2002. **23**(1): p. 1-12.
81. Helmisaari, H.-S., et al., *Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth*. *Forest Ecology and Management*, 2011. **261**(11): p. 1919-1927.
82. Thiffault, E., et al., *Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests — A review*. *Environmental Reviews*. **19**: p. 278-309.
83. Vesterdal, L., K. Raulund-Rasmussen, and M. Ingerslev, *Askens indflydelse på tilvæksten*, in *Skoven*. 2011, Dansk Skovforening. p. 318-319.
84. Energistyrelsen, *Støtte til biogas i Danmark versus i Tyskland*, Energiforsyning, Editor. 2010, Energistyrelsen: København.
85. Sander, B. and T. Skøtt, *Bioenergy for electricity and heat - experiences from biomass-fired CHP plants in Denmark*. 2007, DONG Energy.