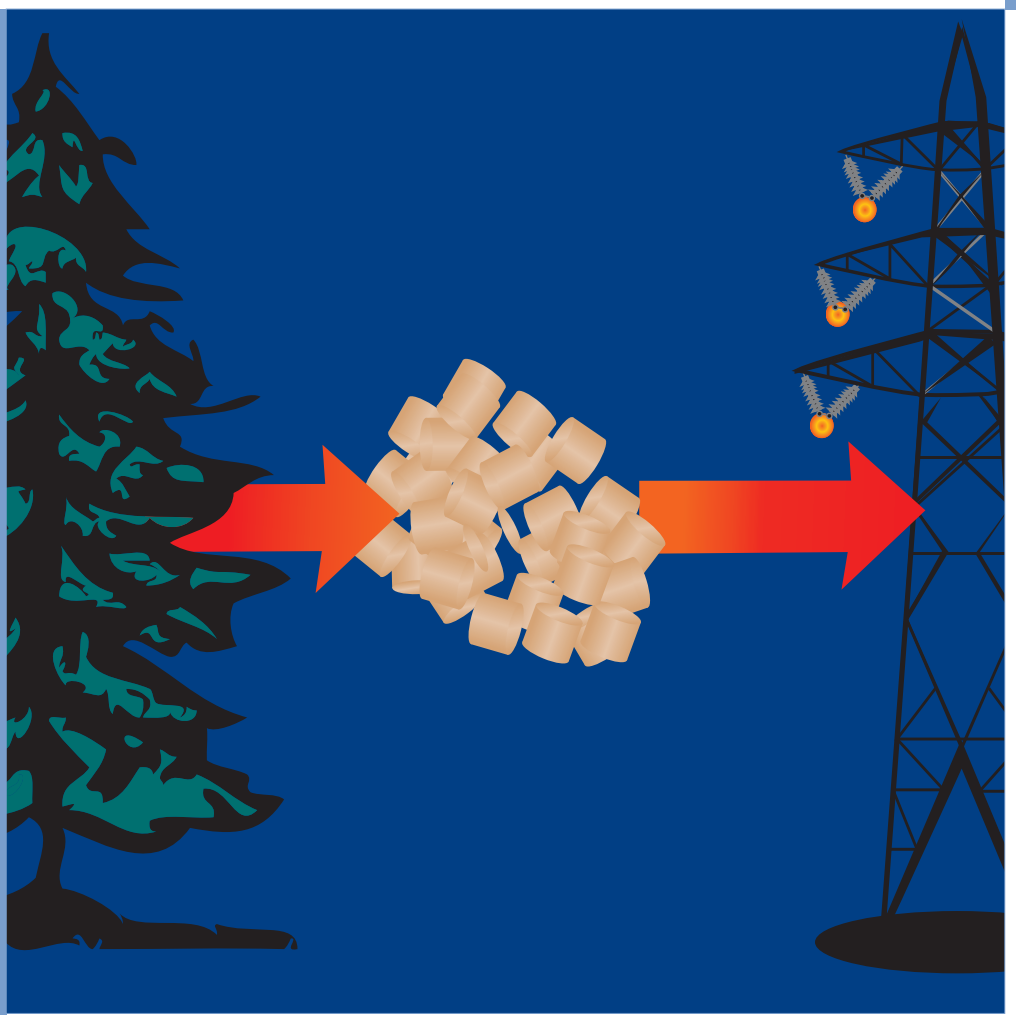
Livsløpsanalyse av kraft- og varmeproduksjon basert på biomasse

1
2008

OPPDRAGSRAPPORT A



Livsløpsanalyse av kraft- og varmeproduksjon basert på biomasse

Norges vassdrags- og energidirektorat
2008

Oppdragsapport A nr 1-2008

Livsløpsanalyse av kraft- og varmeproduksjon basert på bioenergi

Oppdragsgiver: NVE

Redaktør: Mari Hegg Gundersen

Forfattere: Stiftelsen Østfoldforskning (STØ), www.stø.no
v/ Andreas Brekke,
Hanne Lerche Raadal og
Ingunn Saur Modahl

NVEs prosjektgruppe Knut Hofstad, Ragnhild Børke, Maria Sidelnikova, Øivind Vessia, Karen Byskov Lindberg, Torodd Jensen og Mari Hegg Gundersen

Trykk: NVEs hustrykkeri

Opplag: 200

Forside: Illustrasjon. Rune Stubrud (NVE)

ISSN: 1503-0318

Sammendrag: Rapporten beskriver livsløpsvurderinger av kraft- og varmeproduksjon basert på bioenergi. Hensikten med rapporten har vært å øke innsikten i mulige miljøkonsekvenser ved bruk av bioenergi. Analysen omfatter fem bioenergianlegg med ulike størrelser og plasseringer. Videre er det lagt til grunn både nasjonale og importerte biomasseressurser. For de vurderte miljøpåvirkningskategoriene (drivhuseffekt, forsuring, overgjødsling og smogdannelse) viser analysen at for små anlegg kommer de største bidragene fra drift, infrastruktur og forbehandling, mens for de store anleggene er transport og forbehandling de livsløpsfasene som bidrar mest til de totale miljøbelastningene.

Resultatene viser også at kraft- og varmeproduksjon basert på biomasse har relativt god miljøprestasjon sammenlignet med kraft fra andre ikke fornybare energikilder.

Emneord: LCA, bioenergi, miljøvurdering, biomasseressurser

Norges vassdrags- og energidirektorat
Middelthunsgate 29
Postboks 5091 Majorstua
0301 OSLO
Telefon: 22 95 95 95
Telefaks: 22 95 90 00
Internett: www.nve.no

Januar 2008

Forord

På oppdrag for NVE har Stiftelsen Østfoldforskning (STØ) utført en livsløpsvurdering av kraft- og varmeproduksjon basert på bioenergi

NVE ønsker å sette økt fokus på miljøkonsekvenser og kostnader av kraftproduksjon fra ulike kilder og teknologier i årene fremover, og denne livsløpsvurderingen av miljøkonsekvenser av bioenergi er et første steg i den retning.

Arbeidet er blitt utført i perioden august til desember 2007.

Oslo, januar 2008

Marit Lundteigen Fossdal
avdelingsdirektør

Torodd Jensen
seksjonssjef

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 Innledning 6

2 Metodikk, systemer og datagrunnlag 8

2.1 Forutsetninger og systemgrenser 8
2.2 Følsomhetsberegninger 15

3 Miljøvurdering av alternative anlegg for produksjon av kraft og varme fra biomasse 16

3.1 Alternativ 1: 1mw el-anlegg lokalisert i Hedmark/Oppland 18
3.1.1 Drivhuseffekt 18
3.1.2 Forsuring 19
3.1.3 Overgjødsling (eutrofiering) 20
3.1.4 Smogdannelse 21
3.1.5 Sammenligning av Alternativ 1 mot bilkjøring 22
3.2 Alternativ 2: 10 mw_{el}-anlegg lokalisert i Hedmark/Oppland 22
3.2.1 Drivhuseffekt 22
3.2.2 Forsuring 23
3.2.3 Overgjødsling (eutrofiering) 24
3.2.4 Smogdannelse 25
3.2.5 Sammenligning av Alternativ 2 mot bilkjøring 25
3.3 Alternativ 3: 240 mw_{el}-anlegg lokalisert i Hordaland 26
3.3.1 Drivhuseffekt 26
3.3.2 Forsuring 27
3.3.3 Overgjødsling (eutrofiering) 27
3.3.4 Smogdannelse 28
3.3.5 Sammenligning av Alternativ 3 mot bilkjøring 29
3.4 Alternativ 4: 100 mw el-anlegg lokalisert i Oslo 29
3.4.1 Drivhuseffekt 29
3.4.2 Forsuring, overgjødsling og smogdannelse 30
3.4.3 Sammenligning av Alternativ 4 mot bilkjøring 30
3.5 Alternativ 5: 100 mw el-anlegg lokalisert i Skogn 31
3.5.1 Drivhuseffekt 31
3.5.2 Forsuring 32
3.5.3 Overgjødsling (eutrofiering) og smogdannelse 33
3.5.4 Sammenligning av Alternativ 5 mot bilkjøring 33
3.6 Oppsummering miljøvurderinger av de enkelte anlegg 33

4 Sammenligning mellom ulike anlegg og med andre energikilder 35

4.1 Drivhuseffekt 36
4.2 Forsuring 37

4.2.1 Overgjødsling (eutrofiering) 38
4.2.2 Smogdannelse 40
4.3 Vekting 41
4.3.1 En første rangering ut fra presenterte miljøbelastningskategorier 41
4.3.2 Rangering ut fra de oppgitte miljøbelastningskategorier og en form for normalisering 42
4.3.3 Vekting ut fra etablerte metoder 44
4.3.4 Oppsummering fra vekting 48
4.4 Ikke-kvantifiserbare og utelatte livsløpsfaser og miljøpåvirkningskategorier 48
4.4.1 Uttak fra skog og resirkulering av aske 48
4.4.2 Biodiversitet og toksisitet 49
4.5 Oppsummering miljøvurderinger 49
5 Følsomhetsberegninger 51
5.1 Oppsummering følsomhetsanalyser 54
6 Konklusjoner 56
6.1 Forslag til videre studier 57
7 Referanser 58
Vedlegg 1 LCA-metodikk 60
Vedlegg 2 Forutsetninger 62
V.2.1 Forutsetninger/datagrunnlag for Alternativ 1: Anlegg på 1 MWel lokalisert i Hedmark/Oppland 62
V.2.2 Forutsetninger/datagrunnlag for Alternativ 2: Anlegg på 10 MW el lokalisert i Hedmark/Oppland 63
V.2.3 Forutsetninger/datagrunnlag for Alternativ 3: Anlegg på 240 MWel lokalisert i Hordaland 64
V.2.4 Forutsetninger/datagrunnlag for Alternativ 4: Anlegg på 100 MWel lokalisert i Oslo 65
V.2.5 Forutsetninger/datagrunnlag for Alternativ 5: Anlegg på 240 MWel lokalisert i Skogn 66
Vedlegg 3 Kartlegging av tilgjengelige biomasseressurser 67
Vedlegg 4 Resultatgrafer 68
Vedlegg 5 Vektingsmetoder 72
Vedlegg 6 Datagrunnlag 74

1 Innledning

Med bakgrunn i NVEs arbeid med å få bedre innsikt i mulige miljøkonsekvenser ved bruk av ulike energikilder og energiteknologier, ble det i konkurransegrunnlag av 23.05.07 utlyst tilbudsgrunnlag for å gjennomføre livsløpsvurderinger for bruk av biomasse til kraft- og varmeproduksjon. STØ AS (Østfoldforskning) ble tildelt jobben, og arbeidet er gjennomført høsten 2007.

Målet med prosjektet har vært følgende:
Gjennomføre livsløpsvurderinger for kraft- og varmeproduksjon basert på biomasse.

Prosjektet har beregnet følgende miljøpåvirkningskategorier:

- Drivhuseffekt (CO_2-ekvivalenter)
- Forsuring (SO_2-ekvivalenter)
- Overgjødsling (PO_4^{3-}-ekvivalenter)
- Smogdannelse (bakkenær ozondannelse, H_2O_2-ekvivalenter)

Disse fire kategoriene er entydige med forholdsvis klare årsak-virkningsmekanismer mellom utslipp og miljøbelastninger. De aller fleste utslippene som bidrar i disse kategoriene blir også målt, hvilket ikke er tilfelle for alle miljøpåvirkningskategorier. Andre miljø- og ressursproblemstillinger som f. eks biologisk mangfold er vurdert kvalitativt.

Bruk av biomasse til energiformål har hatt økt fokus både nasjonalt og internasjonalt de senere årene, ikke minst på grunn av stor oppmerksomhet rundt klimaendringer som følge av utslipp av klimagasser. Da biomasse ved forbrenning slipper ut den samme mengden CO_2 som den har tatt opp i vekstfasen regnes utslippene å være i balanse, hvilket vil si at biomasse til energiformål ikke regnes å gi noe *økt* bidrag til drivhuseffekt. Dette forutsetter at ny biomasse erstatter den som tas ut for forbrenning slik at ikke den totale biomassens evne til å holde på CO_2 forringes.

Det finnes kompliserende faktorer slik som at trær og planter har ulik evne til å ta opp CO_2 avhengig av alder, jordsmonn er viktig for CO_2-lagring og biomasse som råtner under anaerobe forhold (uten lufttilførsel) danner metan som er en langt kraftigere klimagass enn CO_2. Likevel er det ingen tvil om at biomasse som energikilde gir langt mindre bidrag til klimaendring enn fossile brensler som olje, kull og gass; i hvert fall i selve energiproduksjonsfasen. Konklusjonen kan imidlertid endres dersom andre livsløpsfaser, som for eksempel transport av biomassen til forbrenningsanlegg, har store utslipp av klimagasser. I tillegg kan et for stort fokus på klimaeffekter gjøre at man står i fare for å løse et potensielt miljøproblem ved i stedet å skape andre. Det er derfor viktig å benytte et helhetlig perspektiv hva gjelder både hvilke faser i livsløpet og hvilke potensielle miljøproblemer som inkluderes når ulike energikilder vurderes opp mot hverandre.

En metode for å sikre et helhetlig perspektiv er livsløpsvurderinger (LCA), som denne rapporten er tuftet på. Det er allerede gjennomført en del livsløpsvurderinger av kraft- og varmeproduksjon fra biomasse hvorav både et dansk studie (anonym 2000) og et svensk (Vattenfall 2004) konkluderer begge med at biomasse til energiformål er forholdsvis god i miljøbelastningskategorier som drivhuseffekt, men kan ha uønskede belastninger i andre kategorier. Det er viktig i denne sammenheng å være klar over at biomasse er en kategori som favner flere ulike materialer med den felles karakteristikken at de alle er knyttet til planter eller trær som omdannes i et kort tidsperspektiv. Derfor spiller det en ganske stor rolle for resultatene om man ser på biomasse som er plantet med det formål å produsere energi eller om man ser på overskuddsbiomasse som ellers ikke ville bli benyttet.

Når det gjelder andre aspekter enn rent miljømessige har det vært gjort flere studier de senere årene knyttet til bruk av biomasse for energiformål med hensyn til tilgjengelighet av biomasse (Bernhard og Bugge 2007), teknologiske potensialer, økonomiske betraktninger (Isachsen, O. et al 2005; Trømborg et al 2007), og kombinasjoner av de forannevnte (Jørgensen og Bernhard 2004; Langerud et al 2007).

2 Metodikk, systemer og datagrunnlag

Det er benyttet livsløpsmetodikk basert på ISO-standardene 14040-48 for gjennomføring av miljøvurderingene. For nærmere beskrivelse av metodikken vises til vedlegg 1.

2.1 Forutsetninger og systemgrenser

Denne livsløpsvurderingen tar for seg fem alternative anlegg for kraftvarmeproduksjon fra biomasse. De fem alternativene varierer i dimensjoner som størrelse, ressursleveranser, lokalisering og produsert og utnyttet elektrisitet/varme. De viktigste grunnlagsforutsetningene er vist i Tabell 2.1 under.

Alt.	Lokaliser-ing	El. Effekt [MW]	El-Prod. [GWh]	El-virknings-grad [%]	Varme Prod. [GWh]	Varme-virknings-grad [%]	Innfyrt Energi/ Prod. energi	Ressurs-tilfang
1	Hedmark/ Oppland	1	4	16	16	64	1,25	Lokalt
2	Hedmark/ Oppland	10	40	20	120	60	1,25	Lokalt/ regionalt
3	Hordaland	240	1608	40	0	0	2,5	Canada Baltikum
4	Oslo	100	605	36	315	19	1,8	Canada Baltikum
5	Skogn	100	670	27	1 563	63	1,1	Canada Baltikum Nasjonalt

Tabell 2.1: *Hovedforutsetninger for de 5 analyserte alternativene.*

For ytterligere spesifikasjoner tilknyttet de ulike alternativene, vises til vedlegg 2.1-2.5.

Alternativene er definert i samarbeid med NVE med basis i at de skal være realistiske slik at de kan få frem forskjeller knyttet til anleggsstørrelser, transportavstander for biomasse, og varierende avsetning for varmeproduksjon.

Som følge av at alternativene representerer realistiske scenarier i forhold til at produsert mengde kraft og/eller varme også blir benyttet, er de totale miljøbelastningene fordelt på mengde energi ut fra anlegget (total mengde produsert varme og/eller elektrisitet). Analysene er således allokert på energibasis.

I følge Finansdepartementet (2004), går ca 60 % av det totale energiforbruket i Norge til oppvarming og 70 % av dette dekkes av elektrisitet[1]. I tillegg er mellom 15 og 20 % av husholdningenes elektrisitetsforbruk knyttet til oppvarming av varmtvann. Dette viser at energiforbruket i Norge i stor grad avhenger av elektrisitet som energiform med basis i oppbygget infrastruktur. I tillegg er det også en vesentlig kvalitetsforskjell mellom elektrisitet og varme; selv om begge kan gi oppvarming er det umulig å få varme til å lyse opp en lyspære eller drive elektriske apparater.

[1] Energi kan i prinsippet ikke forbrukes, bare gå over i andre mindre nyttbare former.

Derfor brukes ofte energikvalitetsbetraktninger eller pris som middel for å fordele utslipp mellom elektrisitet og varme i anlegg som produserer begge. For eksempel har man i livsløpsvurderingen av det danske energisystemet gått fra å allokere mellom el og varme i størrelsesforhold 2:1 til 1,25:1 (Energinet.dk, 2007) mens Setterwall et al (2004) anbefaler å allokere i forhold til alternative rene produksjonsformer for el og varme.

Det er dermed ikke entydig hvordan fordeling av utslipp skal gjennomføres for å få et mest mulig riktig bilde av elektrisitetens eller varmens miljøbelastninger. Fordelen med en energiallokering som benyttet her er at den gir enkelt forståelige resultater, ulempen er at det kan være problematisk å sammenligne resultatene med anlegg som produserer kun elektrisitet eller kun varme.

I det følgende gis en kort beskrivelse av de definerte anleggene:

Alternativ 1:

- Anlegg med elektrisk effekt 1 MW. Anlegget produserer både kraft og varme. Produksjonen styres av varmebehovet, det vil si at anlegget ikke går når det ikke finnes avsetning for varmen. Vi forutsetter at varmen fra anlegget brukes som grunnlast og at topplast dekkes av annen energiproduksjon. Antatt brukstid er da 4000 timer/ år. Anlegget benytter lokale ressurser. Siden Hedmark og Oppland er fylkene i Norge med størst antatt tilgjengelig biomasse er anlegget forutsatt å være plassert i et av disse fylkene uten nærmere spesifisering.

Alternativ 2:

- Anlegg med elektrisk effekt 10 MW. Anlegget produserer både kraft og varme. Forutsetningene er de samme som for alternativ A, bortsett fra at her er det behov for lengre frakt av biomasse. Som for alternativ 1 er også dette anlegget forutsatt å ligge i Hedmark eller Oppland uten nærmere spesifisering og med bruk av regionale ressurser.

Alternativ 3:

- Anlegg med elektrisk effekt 240 MW, kun el-produksjon. Brukstiden er satt til 6700 timer (basert på gjennomsnittlig brukstid for kullkraftverk). Vi regner det som mest sannsynlig med import av biomasse. Anlegget plasseres ved kysten i Hordaland og er et potensielt anlegg knyttet til elektrifisering av sokkelen.

Alternativ 4:

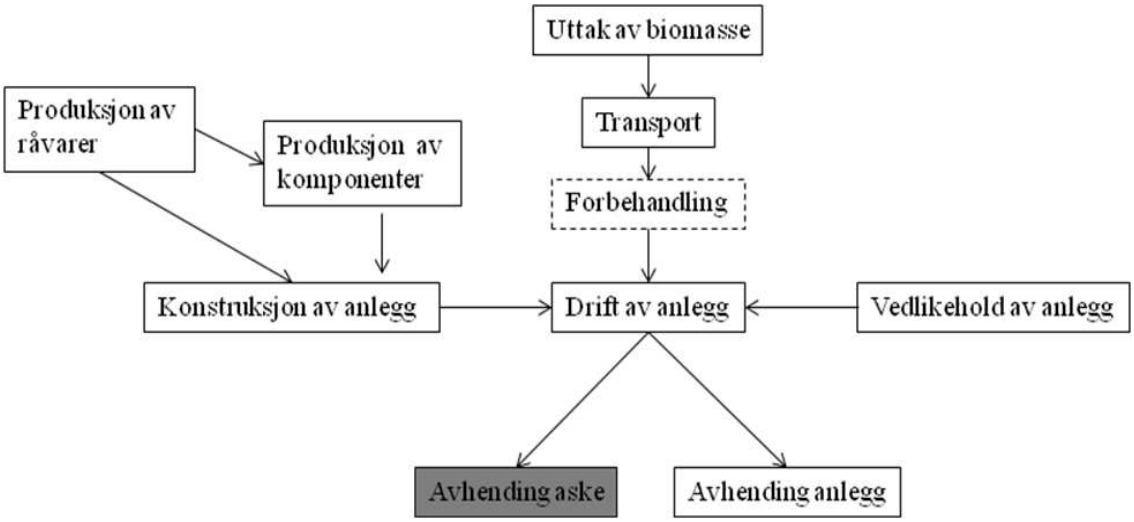
- Anlegg med elektrisk effekt 100 MW, både el- og varmeproduksjon. Her antar vi at anlegget dekker hele varmebehovet (både grunnlast og topplast) i for eksempel et fjernvarmenett. Brukstid med varmeproduksjon vil da være ca. 2000 timer. Når det ikke er avsetning for varmen, produseres det bare kraft. Total brukstid er 6700 timer. Med kun el-produksjon har anlegget en el-virkningsgrad på 40 % (av total mengde innfyrt energi). Dette tilsvarer 100 MW. Med varmeproduksjon er elektrisk effekt mindre enn 100 MW. Når anlegget også produserer varme, er el-andelen 30 % (av kjelkapasiteten, dvs etter at totalvirkningsgraden er tatt hensyn til). Anlegget bruker importert biomasse. Plassering må derfor være ved kysten, og samtidig slik at man kan få avsetning for varmen, det er derfor antatt at anlegget ligger i Osloområdet.

Alternativ 5:

- Anlegg med elektrisk effekt 100 MW, både el- og varmeproduksjon. Her antar vi at anlegget legges i tilknytning til industri med et stort varmebehov slik at varmen utnyttes hele tida. Brukstid er altså 6700 timer med både el- og varmeproduksjon hele tida. Vi kan anta at anlegget plasseres på Skogn hvor det kan være mulig å utnytte både nasjonale og importerte ressurser.

Alle anleggene er basert på drift med trebrensel. Trebrenslet forutsettes å komme fra ekstra uttak og økt bruk av restprodukter fra skogsdrift (GROT, hogstavfall). Det er derfor ikke tatt hensyn til miljøbelastninger knyttet til dyrking av skog. Denne forutsetningen benyttes for både nasjonale og internasjonale biomasseressurser, til tross for at det bare er for de nasjonale ressursene at det er gjennomført en kartlegging av tilgjengelig mengde biomasse.

I analysene inngår livsløpsfasene uttak, transport og forbehandling av biomasse, bygging og drift av anlegg (inkluderer både produksjon og vedlikehold), samt avhending av anlegg. Dette utgjør systemet som er analysert og er prinsipielt vist i figur 2.1.



Figur 2.1: *Prinsippskisse av systemet for kraftvarmeproduksjon som er analysert.*

Boksen med forbehandling er stiplet på grunn av forskjeller mellom anleggene. For de to minste anleggene (1 MW_{el} og 10 MW_{el}) forutsettes at flis utgjør brenselet, mens det for de tre største anleggene (240 MW_{el} og 100 MW_{el} x 2) forutsettes at pellets utgjør brenselet, noe som krever pelletsproduksjon som forbehandling. Håndtering av aske er skravert grå fordi det ikke er analysert kvantitativt, men er kvalitativt vurdert i kapittel 4.4.

I det følgende er de viktigste forutsetningene for de ulike aktivitetene som inngår i systemet beskrevet nærmere.

Tilgjengelige biomasseressurser
Alle biomasseressursene som inngår som brensel i anleggene forutsettes å komme fra ekstra avvirkning/uttak og økt bruk av restprodukter fra skogsdrift (f. eks GROT). Kartleggingen av tilgjengelige nasjonale biomasseressurser er basert på følgende:

- Potensial før økt avvirkning basert på balansekvantum minus eksisterende avvirkning for de aktuelle regioner (Hedmark, Oppland, Nord- og Sør-Trøndelag)
- Potensial for hogstavfall basert på økt avvirkning
- Potensial for økt uttak av stubbe/GROT (grener og topper)

Vedlegg 3 viser grunnlaget for beregningene av tilgjengelige nasjonale biomasseressurser hvor data for beregningene er hentet fra Hobbelstad (2007) og SSB (2002). Kartleggingen viser at det er tilgjengelig totalt 1 662 fm3 fra økt uttak, 498 fm3 fra hogstavfall og 1 722 fm3 fra GROT. Mengdene fordeles seg som følger for de kartlagte fylker:

Potensial økt uttak	Potensial økt uttak	Hogstavfall	GROT
	1000 fm3	1000 fm3	1000 fm3
Hedmark og Oppland	989	401	1 400
Sør- og Nord-Trøndelag	672	96	322
Sum	1 662	498	1 722

Tabell 2.2: *Tilgjengelige biomasseressurser fordelt på økt uttak, hogstavfall og GROT*

Det er regnet med 40 % fukt i trevirket fra det fraktes ut av skogen til det går inn i henholdsvis kraft- og varmeproduksjon (for de to minste anleggene) eller pelletsproduksjon (for de to største anleggene). Fuktigheten i trevirke er relativt til tørrvekt ca 35 % i kjerneved og 120 - 130 % i ytre del av stammen, mens fibermetningspunktet er på 28 % (Treteknisk 2007). Ved kraft- og varmeproduksjonen ved Alholmen i Finland er fuktprosenten på biomassen som kommer inn til anlegget i området 10 – 65 % (Flynn og Kumar 2005). Ulike tresorter har ulik brennverdi og her er regnet med brennverdien for furu (2138 kWh/fm^3 ved 40 % fukt). Dette er gjort både fordi brennverdien til furu ligger omtrent midt mellom brennverdien til gran og brennverdien til løvtrær og fordi furu er den tresorten med mest tilgjengelig biomasse fra alle de undersøkte opprinnelsessteder (Norge, Baltikum, og Canada). Forutsetningene om fukt og brennverdi er altså de samme uavhengig av hvor biomassen kommer fra.

Uttak av biomasse
Uavhengig av opprinnelsessted er det forutsatt at det er behov for den samme type og mengde ressursforbruk og utslipp knyttet til uttak av en gitt mengde biomasse. Det er kun inkludert miljøbelastninger som følge av bruk av maskiner til hogst og transport i skog. Det er altså ikke beregnet effekter selve uttaket vil ha som følge av transformering av landskap og uttak av næringsstoffer. Slike effekter, som for eksempel tap av biodiversitet, er likevel diskutert kvalitativt under avsnittene om utelatte miljøeffekter og askehåndtering (kapittel 4.4).

Transport av biomasse
De to minste anleggene (alternativ 1 og 2) er basert på drift med biomasseressurser hentet fra nærområdene i Hedmark og Oppland. I tillegg forutsettes alternativ 5 (100 MW i Skogn), som underalternativ, å benytte nasjonale biomasseressurser fra omkringliggende fylker.

For beregning av transportavstander forutsettes at all tilgjengelig biomasse er jevnt fordelt over arealet i de kartlagte fylker. Videre er det er gjennomført to alternative analyser for å vurdere betydningen av transport av biomasse, basert på følgende to hovedforutsetninger:

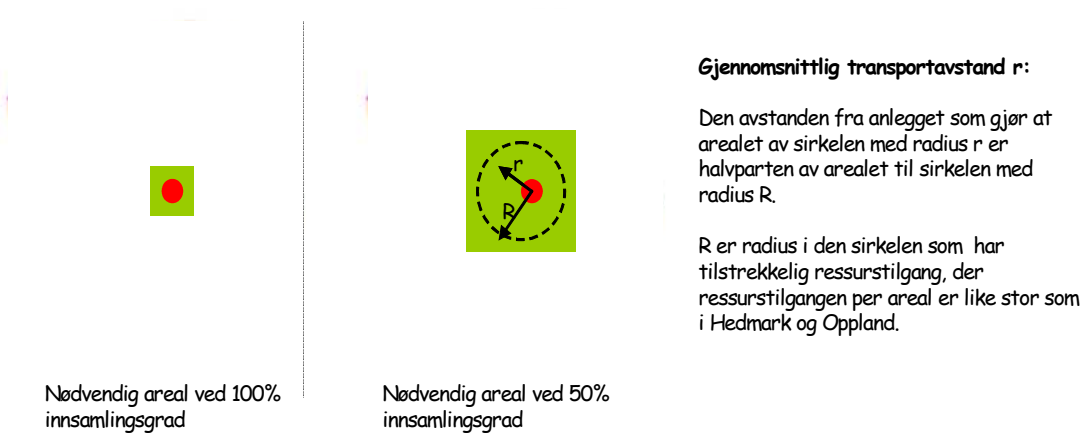
1. <u>All tilgjengelig kartlagt biomasse</u> kan samles inn og benyttes til brensel i anlegget. Det medfører at transportavstandene beregnes med basis i kortest mulig avstand ut i fra en sirkulær geografisk utforming av regionen
2. <u>Kun 50 % av potensielt økt uttak og hogstavfall</u> samles inn og GROT benyttes ikke i det hele tatt (av f. eks økonomiske eller konkurransemessige årsaker). Det medfører at transportavstanden som skal til for å samle inn den samme mengde biomasse øker som følge av at området som det skal samles inn biomasse fra øker i areal.

Tabell 2.3 viser gjennomsnittlige transportavstander som er beregnet for innsamling av biomasseressurser til de ulike anlegg med basis i ulike innsamlingsgrader.

	Alternativ 1 (1 MWel, Hedmark/Oppland)	Alternativ 2 (10 MWel, Hedmark/Oppland)	Alternativ 5 (100 MWel, Skogn)
Transportavstand ved 100 % innsamlingsgrad	6 km	17 km	96 km
Transportavstand ved 50 % innsamlingsgrad	17 km	47 km	303 km

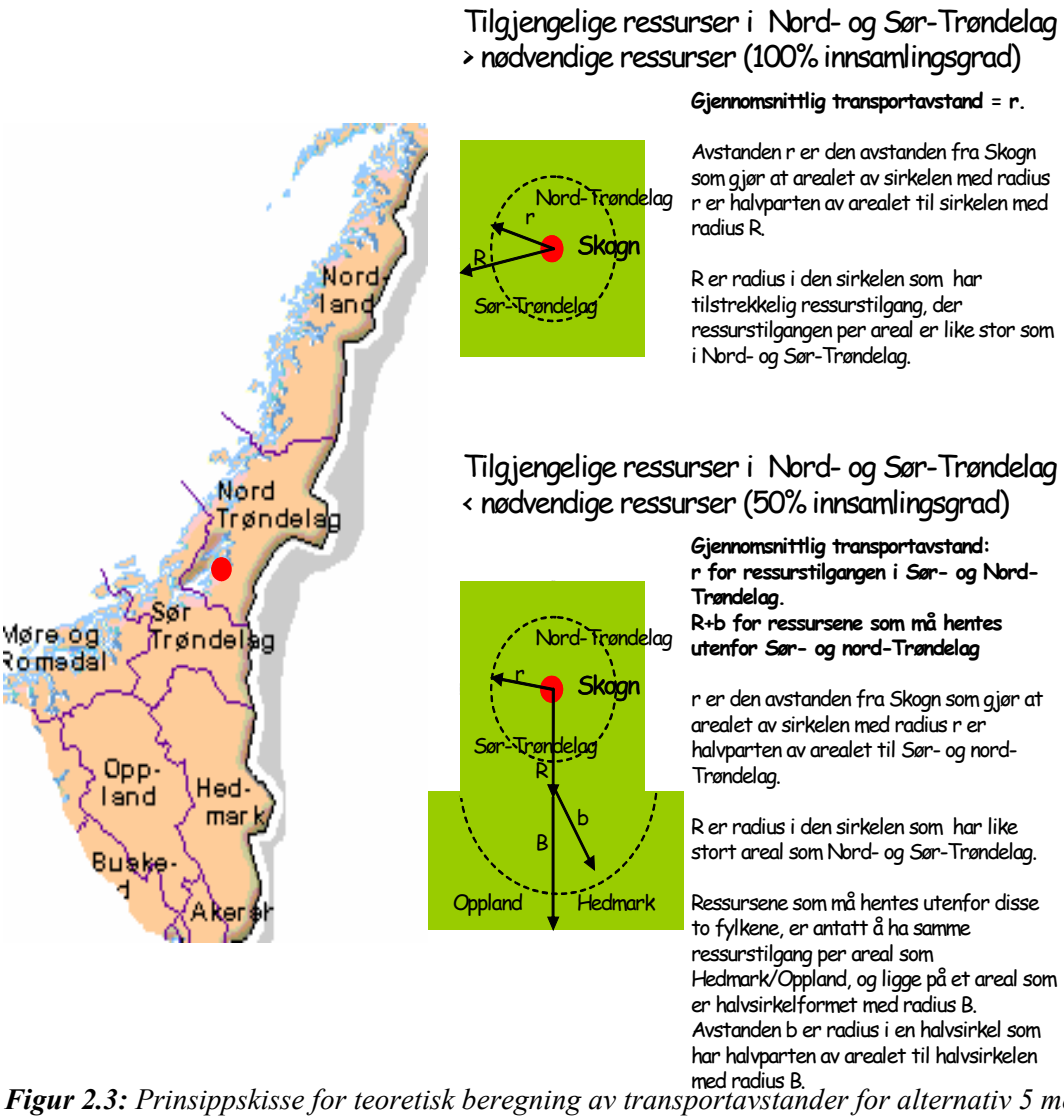
Tabell 2.3: *Gjennomsnittlig transportavstand (km) for transport av nasjonale biomasseressurser til de ulike anlegg.*

Figur 2.2 viser prinsipielt hvordan gjennomsnittlige transportavstander er teoretisk beregnet for alternativ 1 og 2 (henholdsvis 1 og 10 MWel-anlegg, lokalisert i Hedmark og Oppland) ved henholdsvis 100 % og 50 % innsamlingsgrad av biomasseressurser. Det presiseres at avstandsberegningene for transport er gjennomført svært teoretisk og forenklet. Hovedmålet har vært å få frem i hvor stor grad ulike transportavstander bidrar i det totale miljøregnskapet mer enn å beregne "riktige" transportavstander for de ulike alternativene.



Figur 2.2: *Prinsippskisse for teoretisk beregning av gjennomsnittlige transportavstander for alternativ 1 og 2 for bruk av lokale biomasseressurser*

Figur 2.3 viser prinsipielt hvordan gjennomsnittlige transportavstander er beregnet for alternativ 5 (100 MWel-anlegg, lokalisert i Skogn) ved henholdsvis 100 % og 50 % innsamlingsgrad av biomasseressurser.



Figur 2.3: *Prinsippskisse for teoretisk beregning av transportavstander for alternativ 5 med nasjonale biomasseressurser*

For biomasse importert fra Canada er det forutsatt at dette baseres på økt uttak og at det transporteres 100 km med trailer fra skog til havn. Denne forutsetningen er basert på studier av gjennomsnittlige transportavstander i Canadisk tømmernæring (Transport Canada 2007; Kumar et al 2005). Utskipingshaven er Halifax på østkysten som ligger nær områder for skogsdrift. Videre forutsettes båttransport av tømmer til respektive kaier i Norge. Detaljene er presentert i tabell 2.4.

	Transport med lastebil til havn	Transport fra havn i Canada til kai i Norge
Alternativ 3, Hordaland	100 km	5070 km
Alternativ 4, Oslo	100 km	5500 km
Alternativ 5, Skogn	100 km	5320 km

Tabell 2.4: *Transportavstand (km) for bil- og båttransport av importerte biomasseressurser fra Canada.*

For biomasse importert fra Baltikum er det forutsatt at også dette baseres på økt uttak og at det transporteres 60 km med bil til kai. Denne forutsetningen er hentet fra Veggum og Rubach (2000).

Videre forutsettes båttransport av tømmer til respektive kaier i Norge, med transportavstand beregnet som et gjennomsnitt av avstandene fra havner i Tallin, Riga og Vilnius. Detaljene er presentert i tabell 2.5 under.

	Transport med lastebil til havn	Transport fra havn i Baltikum til kai i Norge
Alternativ 3, Hordaland	100 km	1660 km
Alternativ 4, Oslo	100 km	1310 km
Alternativ 5, Skogn	100 km	2210 km

Tabell 2.5: *Transportavstand (km) for bil- og båttransport av importerte biomasseressurser til de ulike anlegg.*

Forbehandling av biomasse
For de to minste anleggene (alternativene 1 og 2) er det regnet med et visst dieselforbruk for transformasjon til flis. De tre største anleggene er forutsatt å ha pelletsproduksjon som forbehandling til forbrenningsanlegget. Pellets er beregnet å ha 10 % fukt og en brennverdi på 2845 kWh/m^3. Pelletsproduksjon er i analysen beregnet å foregå i tilknytning til anlegget for kraft- og varmeproduksjon. Transport av pellets gir mindre transportarbeid ettersom energiinnholdet per kubikk er større enn for flis.

Det eksisterer i dag få store anlegg for kraft og varmeproduksjon basert på biobrensler, og ingen som utelukkende er fyrt med biomasse. Avedøre kraftvarmeverk i Danmark fyrer med pellets for å få en jevnere forbrenning og bedre kontroll på en del miljøforhold knyttet til kraft- og varmeproduksjon fra biomasse, som askeproduksjon og korrosjon (Jensen og Ottosen, 2004). Verdens største biomassefyrte kraftverk i Alholmen i Finland fyrer med flis i kombinasjon med torv og kull. Det er dermed ikke entydig at man behøver pellets for store anlegg. Forutsetningen om pelletsfyring for de tre største anleggene er derfor undersøkt i en følsomhetsanalyse (se kapittel 5).

Bygging og riving av anlegg
Det er regnet med en driftstid på anleggene på 20 år, selv om det sannsynligvis vil være en noe kortere gjennomsnittlig driftstid på et lite anlegg enn på et stort (antar at levetid i større grad er knyttet til eierforhold enn til komponenters levetid). Alle data for nødvendige komponenter og bygningsmasse er hentet fra EcoInvent-databasen i SimaPro (EcoInvent) og oppskalert for de større anleggene.

Anleggene forutsettes å bli revet og komponenter og materialer tatt hånd om tilsvarende for dagens situasjon. For de tre største anleggene er også bygninger og maskiner for pelletsproduksjon inkludert.

Drift av anlegg (produksjon og vedlikehold)
For de to minste anleggene (alternativene 1 og 2) er det benyttet erfaringstall fra ulike anlegg i Norden og Europa (EcoInvent, Nielsen og Illerup 2003). Det eksisterer i dag få anlegg på størrelse med de tre største alternativene, og utslippstall knyttet til selve forbrenningen og nødvendige innsatsfaktorer er derfor basert på en kombinasjon av tilgjengelige data fra noen få anlegg og teoretiske betraktninger (Alholmen, 2007). I praksis vil det si at anlegget med størrelse 10 MW_{el} er oppskalert, virkningsgraden er justert og det er regnet med litt bedre kontroll av utslippene.

Miljøbelastninger eller eventuelle miljøgevinster knyttet til askehåndtering er ikke undersøkt kvantitativt, men inngår i diskusjonen i kapittel 4.4.

2.2 Følsomhetsberegninger

En følsomhetsberegning er egnet både til å fortelle noe om robustheten i dataene som er brukt, med andre ord hvor stor forandring i dataene som må til for at konklusjonene skal endres. Den kan også benyttes til å få frem forhold som gir grunnlag for diskusjon av analysen.

For å undersøke konsekvensene av forutsetningen om pelletsproduksjon i forkant av kraft- og varmeproduksjon for de tre største anleggene, er det gjennomført analyser av de samme anleggene fyrt med flis. Det vil her si at pelletsproduksjonen er fjernet uten at data for selve forbrenningsprosessen er endret, altså uten at det er justert for hvilke effekter flis i stedet for pellets kan ha for virkningsgrad og utslipp.

Det er også undersøkt konsekvensene av å legge pelletsproduksjonen nær opprinnelsesstedet for importert biomasse i stedet for i tilknytning til anlegget for kraft- og varmeproduksjon for å se hvilke utslag det har å si for miljøbelastninger som følge av transportarbeid.

3 Miljøvurdering av alternative anlegg for produksjon av kraft og varme fra biomasse

Resultatene er presentert for følgende miljøpåvirkningskategorier:

- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Overgjødsling (eutrofiering)
- Smogdannelse (bakkenær ozondannelse)

Tabell 3.1 gir en beskrivelse av ovennevnte miljøpåvirkningskategorier, eksempel på utslipp tilhørende de ulike kategorier og potensielle miljøeffekter fra disse.

Miljøpåvirknings-kategori	**Eksempel på utslipp**	**Potensielle miljøeffekter**
Drivhuseffekt (global klimaendring/ GWP) [CO_2-ekvivalenter]	CO_2 N_2O CH_4 CF_4/C_2F_6	Temperaturøkning i nedre delen av atmosfæren som kan gi klimaendringer, noe som videre kan føre til alvorlige konsekvenser for hele jorda i form av endret og mer ekstremt klima, økt ørkendanning, hevet vannstand pga isbresmelting, osv.
Forsuring [SO_2-ekvivalenter]	SO_2 HCl NO_x	Fiskedød, skogsdød, korrosjonsskader, skader på bygninger, utløsing av tungmetaller med virkning på dyr, vegetasjon og helse.
Overgjødsling (eutrofiering) [PO_4^{3-}-ekvivalenter]	Tot N til vatn Tot P til vatn NO_x	Økt algevekst som følge av tilførsel av næringsstoffer kan føre til oksygenmangel og lokale gjengroingseffekter i innsjøer og hav.
Smog-dannelse (Bakkenær ozondannelse) [C_2H_2-ekvivalenter]	VOC CO NO_x CH_4	Akutt toksisk effekt, negativ effekt på fotosyntese.

***Tabell 3.1**: Sammenheng mellom miljøpåvirkningskategori, utslipp og potensielle miljøeffekter*

Disse fire miljøbelastningskategoriene er valgt fordi de alle er forholdsvis entydige i forhold til hvilke effekter de medfører, alle fire rommer et begrenset utvalg av utslipp som er målt eller beregnet for de fleste prosesser. Andre miljøbelastningskategorier er også potensielt viktige og noen av disse er identifisert ved hjelp av etablerte vektingsmetoder (se kapittel 4.3). Noen av disse har spesiell relevans for anlegg basert på biomasse, og disse er diskutert i kapittel 4.4.

Kapittel 3.1-3.5 presenterer resultatene for de 5 alternative anlegg/systemer og miljøpåvirkningskategorier, fordelt over systemenes aktivitet/livsløpstrinn.

Aktivitet/ Livsløpstrinn	**Beskrivelse**
Uttak av biomasse	Miljøbelastninger fra bruk av hogstmaskiner og skogstransport
Transport	Miljøbelastninger fra alle transportaktiviteter knyttet til frakt av biomasse fra skogsvei til anlegg. Interne transporter på anlegg er knyttet til de aktuelle aktivitetene.
Infrastruktur	Miljøbelastninger fra produksjon, bygging, riving og avhending av anlegg over en definert levetid
Forbehandling	Miljøbelastninger fra aktuell forbehandling (produksjon av flis/pellets)
Produksjon av el (og varme)	Miljøbelastninger fra selve biobrenselanlegget fra produksjon av el (og varme), i hovedsak utslipp fra forbrenningsprosessen, men også produksjon og bruk av tilsatsstoffer.
Vedlikehold	Miljøbelastninger fra vedlikehold av anleggene over en definert levetid
Total	Totalt miljøregnskap for de alternative systemene for de respektive miljøpåvirkningskategoriene.

***Tabell 3.2**: Beskrivelse av hva som inkluderes i de ulike aktivitetene (livsløpstrinn).*

For å gjøre resultatene for hvert anlegg noe mer forståelige er de relatert til utslippstall for bilkjøring. Miljøbelastningene for hvert anlegg er multiplisert med gjennomsnittlig bruk av energikilder per person i Norge og sammenlignet med miljøbelastningen knyttet til gjennomsnittlig antall personkilometer per person i Norge. Det vil si at størrelsesforholdet mellom en gjennomsnittlig persons miljøbelastninger for energibruk, gitt at all energien kommer fra bioenergi, og en gjennomsnittlig persons miljøbelastninger for bilbruk blir presentert. Tallgrunnlaget og antakelsene for disse sammenligningene er gitt nedenfor.

Utslippene knyttet til miljøbelastningene i alle kategoriene for 1 personkm med en standard personbil er hentet fra EcoInvent og gjelder for gjennomsnittlige europeiske forhold. Her er infrastruktur inkludert, både veien bilen kjører på og anlegg nødvendige for fremstilling av bil og drivstoff. Tabell 3.3 beskriver belastningene for personbilen for 1 personkm.

Miljøpåvirkningskategori	Enhet	Verdi per personkm	Verdi per 10.300 personkm
Drivhuseffekt	CO_2-ekvivalenter	197,0 g	2030,0 kg
Forsuring	SO_2-ekvivalenter	0,47 g	4,9 kg
Overgjødsling	PO_4^{3-} -ekvivalenter	0,85 g	8,7 kg
Smogdannelse	C_2H_2-ekvivalenter	0,12 g	1,3 kg

Tabell 3.3: *Potensielle miljøpåvirkninger for 1 personkilometer bilkjøring og for gjennomsnittlig antall personkilometer per person i Norge.*

I SSB (2007) er det oppgitt at 51.489 millioner personkilometer ble utført med personbil (hvor drosjebiler er ekskludert) i 2006. Ved å regne 5 millioner nordmenn får man da et gjennomsnitt på 10.300 personkm per person per år.[2]

I følge Bøeng (2005) var gjennomsnittlig energibruk i husholdninger på 10.000 kWh per person i 2003, hvor elektrisitet sto for 7.000 kWh. Da denne rapporten ser på biomasseanlegg som produserer både kraft og varme er den totale energibruken og ikke bare elektrisitetsforbruket benyttet i beregningene. Finansdepartementet (2004) oppgir den totale energibruken i husholdningene til å være 35 TWh og forutsetter videre at det finnes 2 millioner husholdninger med et gjennomsnitt på 2,5 personer per husholdning. Det gir en gjennomsnittlig energibruk på 9.000 kWh per person per år. For å gi et konservativt bilde av biomasseanleggenes miljøprestasjon er verdien fra Bøeng (2005) på 10.000 kWh per person per år brukt i sammenligningene mellom miljøbelastninger knyttet til gjennomsnittlig energibruk og gjennomsnittlig bilbruk.

For å unngå å presentere en forvirrende mengde informasjon er bilkjøring bare sammenlignet med det anlegget som har høyest miljøbelastning innen hvert alternativ for kraft- og varmeproduksjon fra bioenergi, altså med biomasseanleggene hvor transportbidraget er størst.

3.1 Alternativ 1: 1mw el-anlegg lokalisert i Hedmark/Oppland

Alternativ 1 representerer et 1 MW el-anlegg som årlig produserer 4 GWh elektrisitet og 16 GWh varme. De totale miljøbelastningene blir således fordelt over den totale energimengden fra anlegget (20 GWh elektrisitet og varme).

3.1.1 Drivhuseffekt

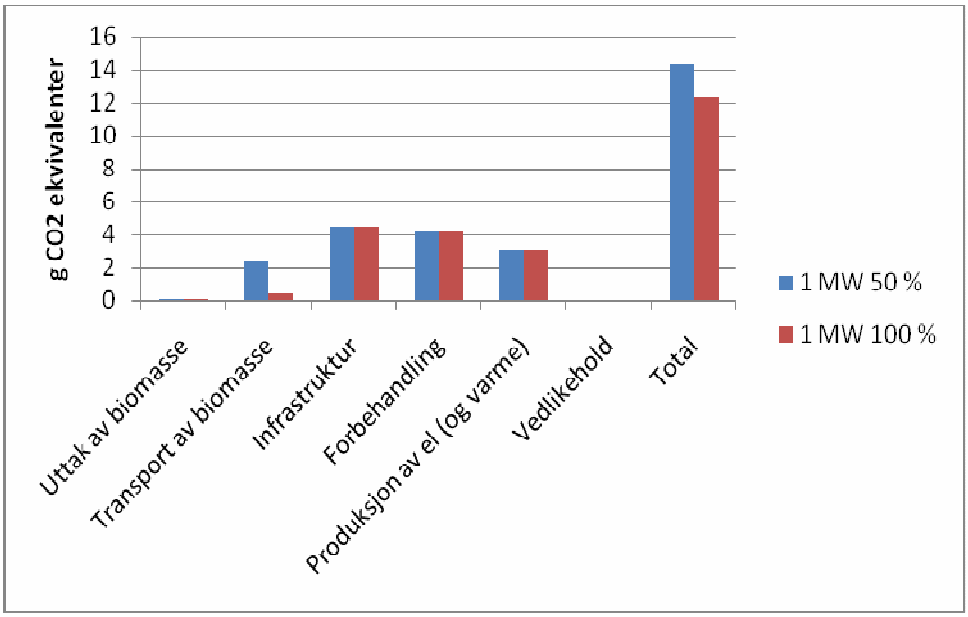
Figur 3.1 viser bidrag til drivhuseffekt (g CO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 1, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse:

[2] Det er i virkeligheten om lag 4,7 millioner mennesker bosatt i Norge, men da energistatistikk er oppgitt som om det skulle være 5 millioner, er også tallene for transport regnet ut med dette antallet.

- 100 % innsamlingsgrad = all tilgjengelig kartlagt biomasse i regionen kan benyttes (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 6 km)
- 50 % innsamlingsgrad = halvparten av potensielt økt uttak og hogstavfall, men ikke GROT i regionen kan benyttes (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 17 km)

Det presiseres at tilgjengelig kartlagt biomasse representerer ubenyttet biomasse (økt uttak, økt bruk av hogstavfall og økt bruk av GROT), jfr. nærmere beskrivelse i kapittel 2.



Figur 3.1: *Bidrag til drivhuseffekt vist som g CO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 1 (1 MW_{el}-anlegg).*

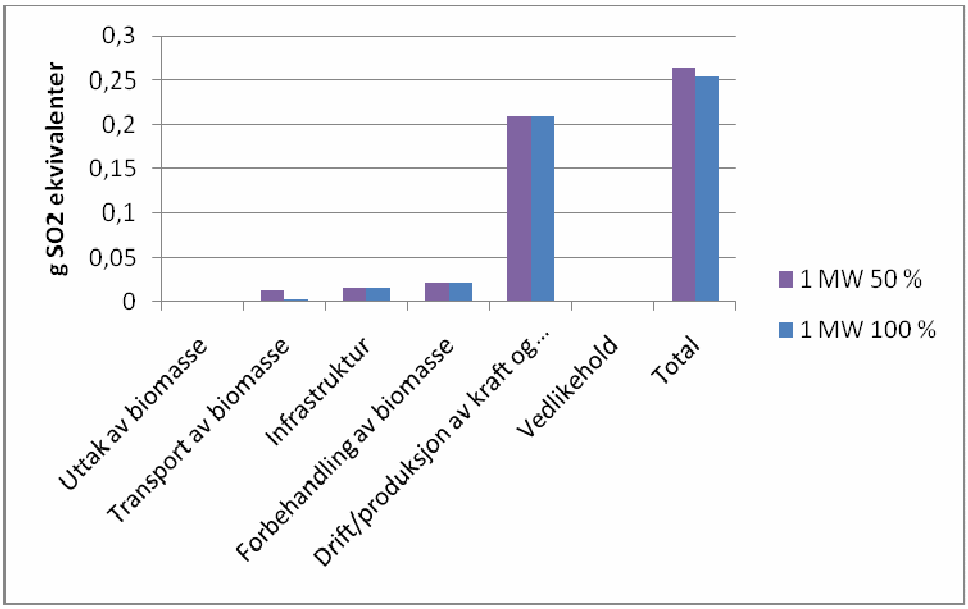
Figuren viser at infrastruktur og forbehandling medfører de største bidragene til drivhuseffekt. Videre ses at produksjonsfasen også bidrar til klimautslipp til tross for at brenselet er fornybart og utslipp direkte fra dette ikke inngår i regnskapet. Utslippene fra produksjonsfasen kommer som en følge av innsatsfaktorene som inngår i produksjonen (kalk etc.).

I scenariet med 100 % innsamlingsgrad (gjennomsnittlig transportavstand 6 km) gir transporten neglisjerbare bidrag til det totale klimaregnskapet. Redusert innsamlingsgrad (50 %), og således lengre transportavstand (17 km), medfører høyere transportbelastninger, og det totale klimaregnskapet økes med i underkant av 20 % i forhold til scenariet med 100 % innsamlingsgrad.

3.1.2 Forsuring

Figur 3.2 viser bidrag til forsuring (g SO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 1, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse, på samme måte som for drivhuseffekt (100 % = 6 km transportavstand, 50 % = 17 km transportavstand), se beskrivelse i kapittel 3.1.1.

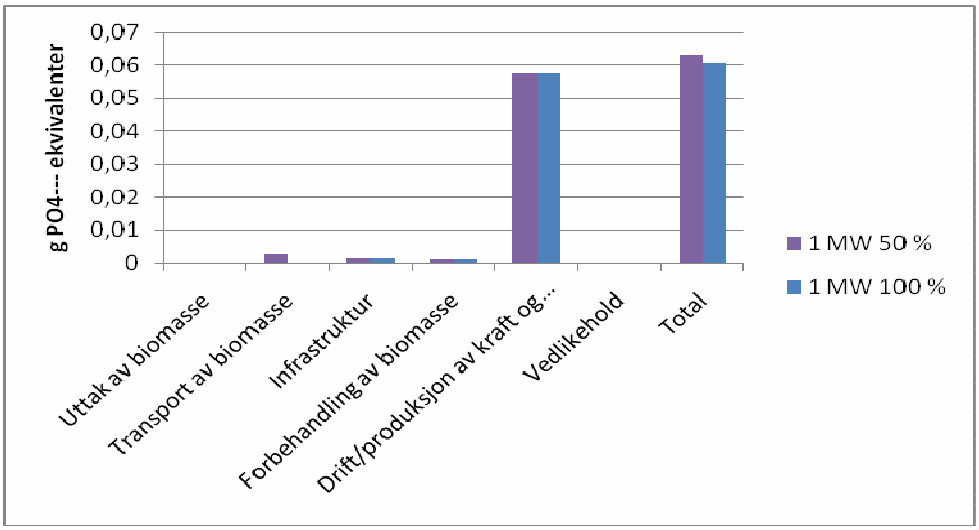


Figur 3.2: *Bidrag til forsuring vist som g SO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 1 (1 MW_{el}-anlegg).*

Figuren viser at bildet for forsuring har enn annen fordeling av miljøbelastninger enn drivhuseffekt da drift/produksjon av anlegget overskygger alle andre livsløpsfaser. Det medfører at transportbelastningene også blir relativt beskjedne uavhengig av de ulike vurderte innsamlingsgradene av biomasse (kort/lang transportavstand).

3.1.3 Overgjødsling (eutrofiering)

Figur 3.3 viser bidrag til overgjødsling (g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi) for alternativ 1, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.
Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse, på samme måte som for drivhuseffekt og forsuring (100 % = 6 km transportavstand, 50 % = 17 km transportavstand). Se beskrivelse i kapittel 3.1.1.



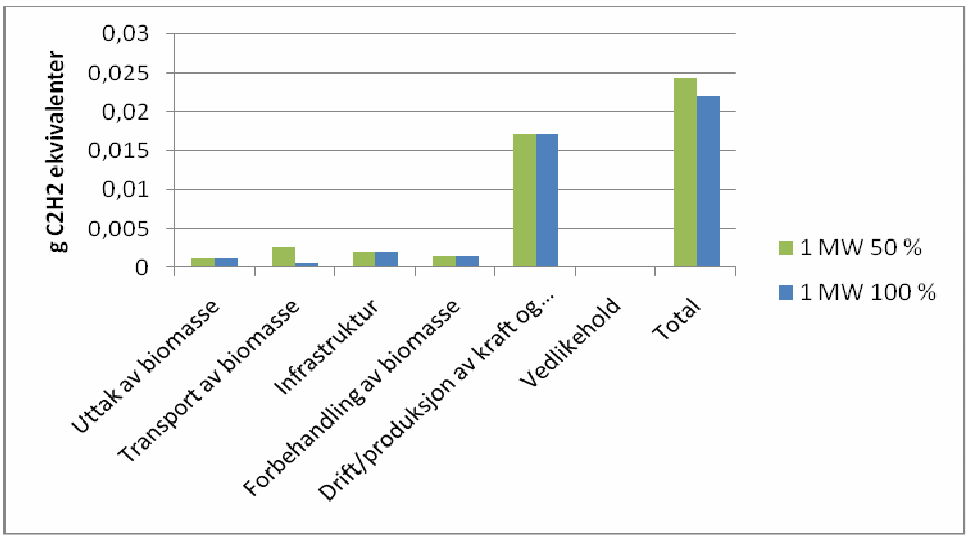
Figur 3.3: *Bidrag til overgjødsling vist som g PO_4^{3-}-ekv /kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 1 (1 MW_{el}-anlegg).*

Figuren viser at bildet for overgjødsling er tilsvarende som for forsuring: drift/produksjon av anlegget er den viktigste livsløpsfasen for miljøkategorien.

3.1.4 Smogdannelse

Figur 3.4 viser bidrag til smogdannelse (g C_2H_2-ekv/kWh energi) for alternativ 1, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse, på samme måte som for drivhuseffekt, forsuring og overgjødsling (100 % = 6 km transportavstand, 50 % = 17 km transportavstand). Se beskrivelse i kapittel 3.1.1.



Figur 3.4*: Bidrag til smogdannelse vist som g C_2H_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 1 (1 MW_{el}-anlegg).*

Figuren viser at bildet for smogdannelse er tilsvarende som for forsuring og overgjødsling: drift/produksjon av anlegget er den viktigste livsløpsfasen for miljøkategorien.

3.1.5 Sammenligning av Alternativ 1 mot bilkjøring

Tabell 3.4 presenterer en sammenligning av miljøbelastninger mellom gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for en person i Norge (hvor all energien leveres fra det presenterte anlegget).

Miljøpåvirkningskategori	Bilkjøring	Alt 1 – 50 %	Energibruk i prosent av bilkjøring
Drivhuseffekt	2030,0 kg	143,2 kg	7 %
Forsuring	4,9 kg	0,2 kg	5 %
Overgjødsling	8,7 kg	2,6 kg	30 %
Smogdannelse	1,3 kg	0,6 kg	48 %

Tabell 3.4: *Sammenligning av miljøpåvirkninger fra gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for alternativ 1.*

Miljøbelastningene drivhuseffekt og forsuring som følge av kraft- og varmeproduksjon fra dette bioenergianlegget er 1/20, overgjødsling 1/3 og smogdannelse ½ av tilsvarende kategorier for bilbruk.

3.2 Alternativ 2: 10 mw $_{el}$-anlegg lokalisert i Hedmark/Oppland

Alternativ 2 representerer et 10 MW el-anlegg som årlig produserer 40 GWh elektrisitet og 120 GWh varme. De totale miljøbelastningene blir således fordelt over den totale energimengden fra anlegget (160 GWh elektrisitet og varme).

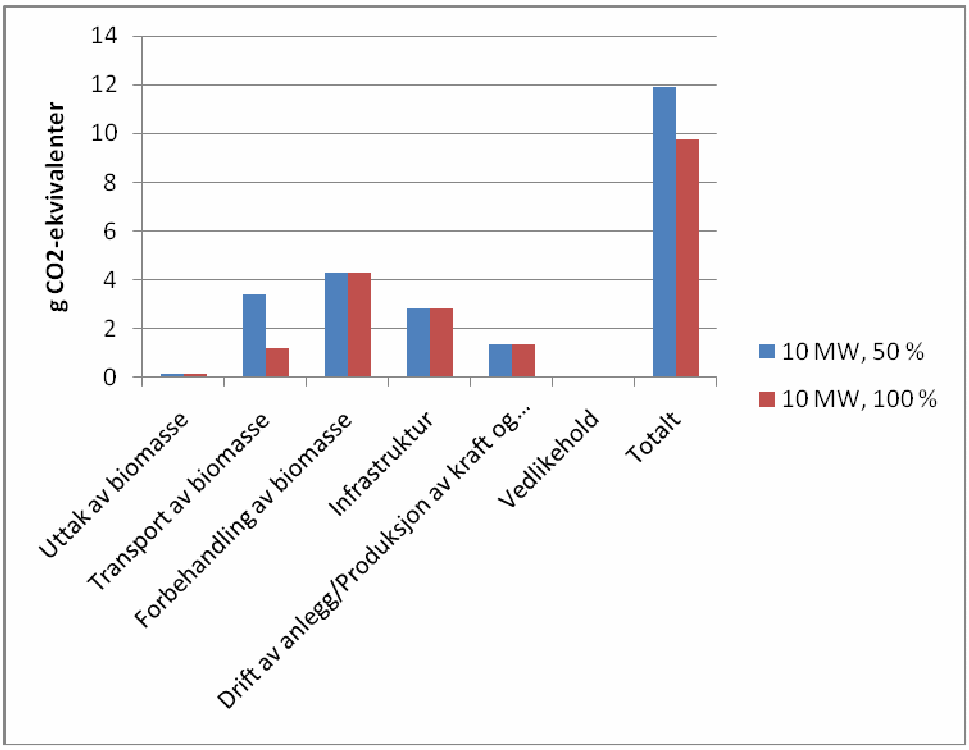
3.2.1 Drivhuseffekt

Figur 3.5 viser bidrag til drivhuseffekt (g CO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 2, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse:

- 100 % innsamlingsgrad = all tilgjengelig kartlagt biomasse i regionen kan benyttes (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 17 km)
- 50 % innsamlingsgrad = halvparten av potensielt økt uttak og hogstavfall, men ikke GROT i regionen kan benyttes (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 47 km)

Det presiseres at tilgjengelig kartlagt biomasse representerer ubenyttet biomasse (økt uttak, økt bruk av hogstavfall og økt bruk av GROT), jfr. nærmere beskrivelse i kapittel 2.



Figur 3.5: *Bidrag til drivhuseffekt vist som g CO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 2 (10 MW_{el}-anlegg).*

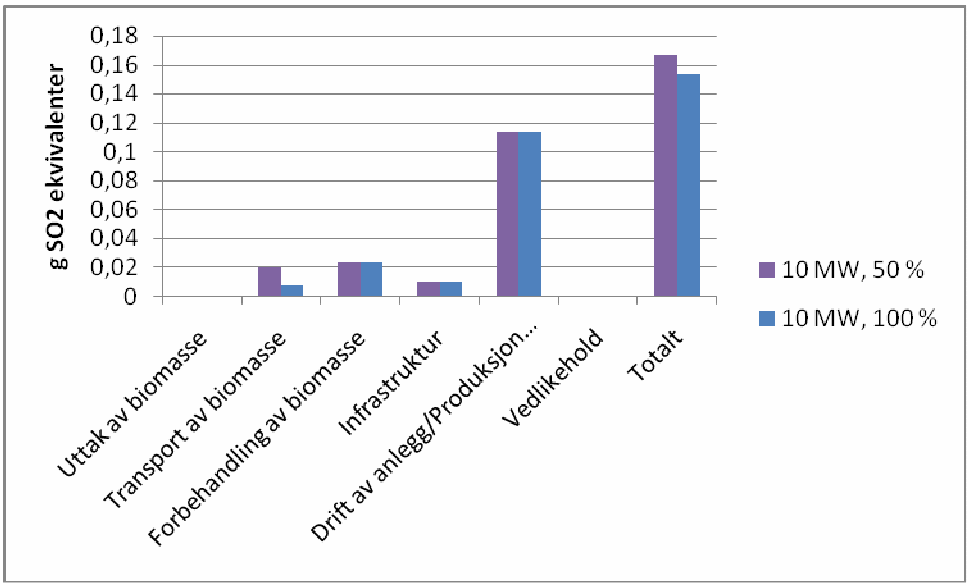
Figuren viser at forbehandling medfører det største bidraget til drivhuseffekt. Videre ses at både infrastruktur og produksjonsfasen relativt sett bidrar med lavere klimautslipp enn 1 MW-anlegget. Årsaken til lavere utslipp fra infrastruktur er at det produseres mer energi over livsløpet til anlegget og det blir således mer miljøeffektivt. Når det gjelder drift, er virkningsgraden for 10 MW-anlegget forutsatt å være noe bedre enn 1 MW-anlegget, og utslippene per produsert kWh blir således noe mindre.

Fra figuren sees også at transportarbeidet bidrar i større grad til totalregnskapet enn for 1 MW-anlegget (som følge av lengre transportavstander ved større biomassemengder), og i 50 % -scenariet utgjør transportarbeidet tilnærmet like mye som forbehandlingsfasen. Dette medfører at det totale klimaregnskapet økes med ca 20 % i forhold til scenariet med 100 % innsamlingsgrad.

3.2.2 Forsuring

Figur 3.6 viser bidrag til forsuring (g SO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 2, fordelt over de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse, på samme måte som for drivhuseffekt (100 % = 17 km transportavstand, 50 % = 47 km transportavstand). Se beskrivelse i kapittel 3.2.1.



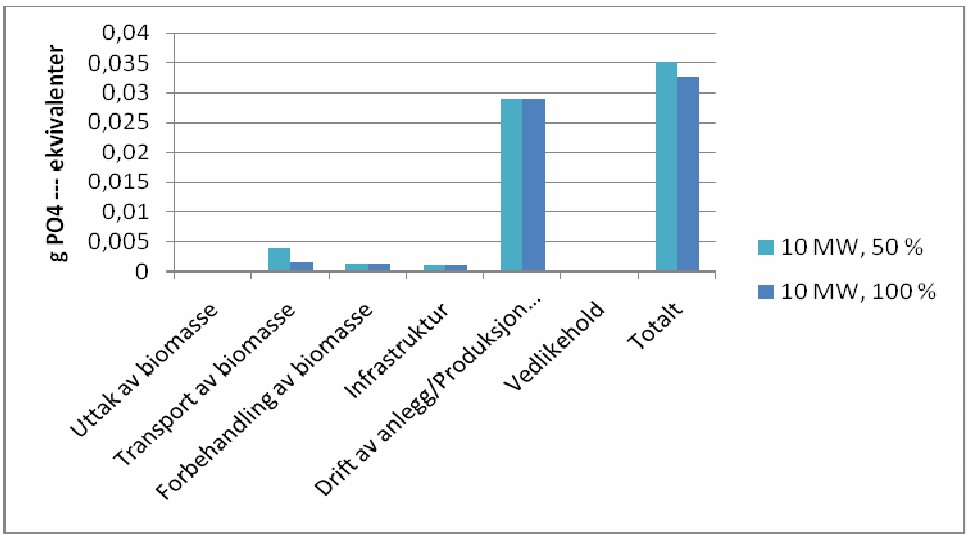
Figur 3.6: *Bidrag til forsuring vist som g SO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 2 (10 MW_{el}-anlegg).*

Bildet for forsuring er det samme for 10 MW-anlegget som for 1 MW-anlegget: drift/produksjon av anlegget medfører det desidert største bidraget til det totale forsuringsregnskapet.

3.2.3 Overgjødsling (eutrofiering)

Figur 3.7 viser bidrag til overgjødsling (g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi) for alternativ 2, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse, på samme måte som for drivhuseffekt og forsuring (100 % = 17 km transportavstand, 50 % = 47 km transportavstand). Se beskrivelse i kapittel 3.2.1.

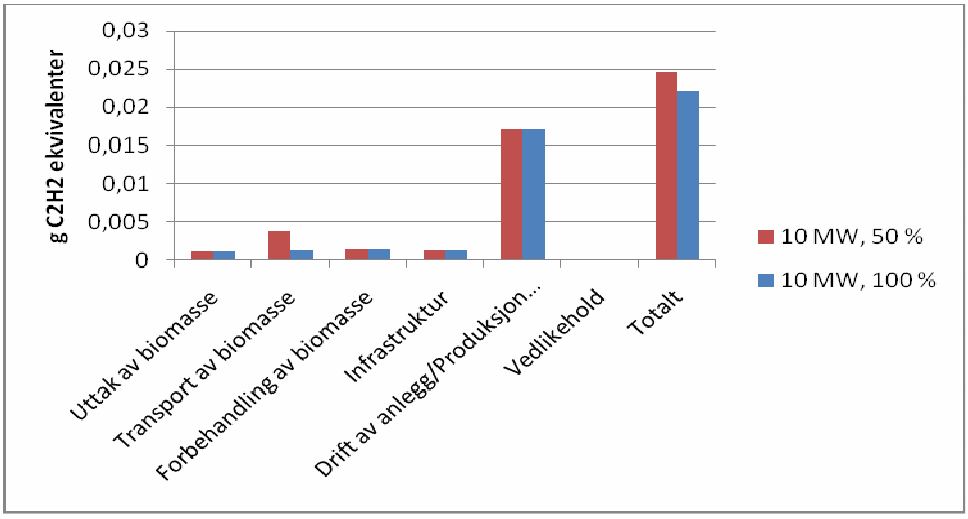


Figur 3.7*: Bidrag til overgjødsling vist som g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 2 (10 MW_{el}-anlegg).*

Figuren viser at bildet for overgjødsling er tilsvarende som for forsuring: drift/produksjon av anlegget er den viktigste livsløpsfasen for miljøkategorien. Dette er tilsvarende bildet som for 1 MW-anlegget.

3.2.4 Smogdannelse

Figur 3.8 viser bidrag til smogdannelse (g C2H2-ekv/kWh energi) for alternativ 2, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.
Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse, på samme måte som for drivhuseffekt, forsuring og smogdannelse (100 % = 17 km transportavstand, 50 % = 47 km transportavstand). Se kapittel 3.2.1.



***Figur 3.8**: Bidrag til smogdannelse vist som g C2H2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 2 (10 MW_{el}-anlegg).*
Figuren viser at bildet for smogdannelse er tilsvarende som for forsuring og overgjødsling: drift/produksjon av anlegget er den viktigste livsløpsfasen for miljøkategorien. Dette er tilsvarende bildet som for 1 MW-anlegget.

3.2.5 Sammenligning av Alternativ 2 mot bilkjøring

Tabell 3.5 presenterer en sammenligning av miljøbelastninger mellom gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for en person i Norge (hvor all energien leveres fra det presenterte anlegget).

Miljøpåvirkningskategori	Bilkjøring	Alt 2 – 50 %	Energibruk i prosent av bilkjøring
Drivhuseffekt	2030,0 kg	119,0 kg	6 %
Forsuring	4,9 kg	0,2 kg	5 %
Overgjødsling	8,7 kg	1,7 kg	19 %
Smogdannelse	1,3 kg	0,4 kg	27 %

***Tabell 3.5**: Sammenligning av miljøpåvirkninger fra gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for alternativ 2.*

Miljøbelastningene drivhuseffekt og forsuring som følge av kraft- og varmeproduksjon fra dette bioenergianlegget er 1/20, overgjødsling 1/5 og smogdannelse litt over 1/4 av tilsvarende kategorier

for bilbruk. Belastningene innen hver kategori er altså lavere for alternativ 2 sammenlignet med bilbruk enn hva tilfellet var for alternativ 1.

3.3 Alternativ 3: 240 mw $_{el}$-anlegg lokalisert i Hordaland

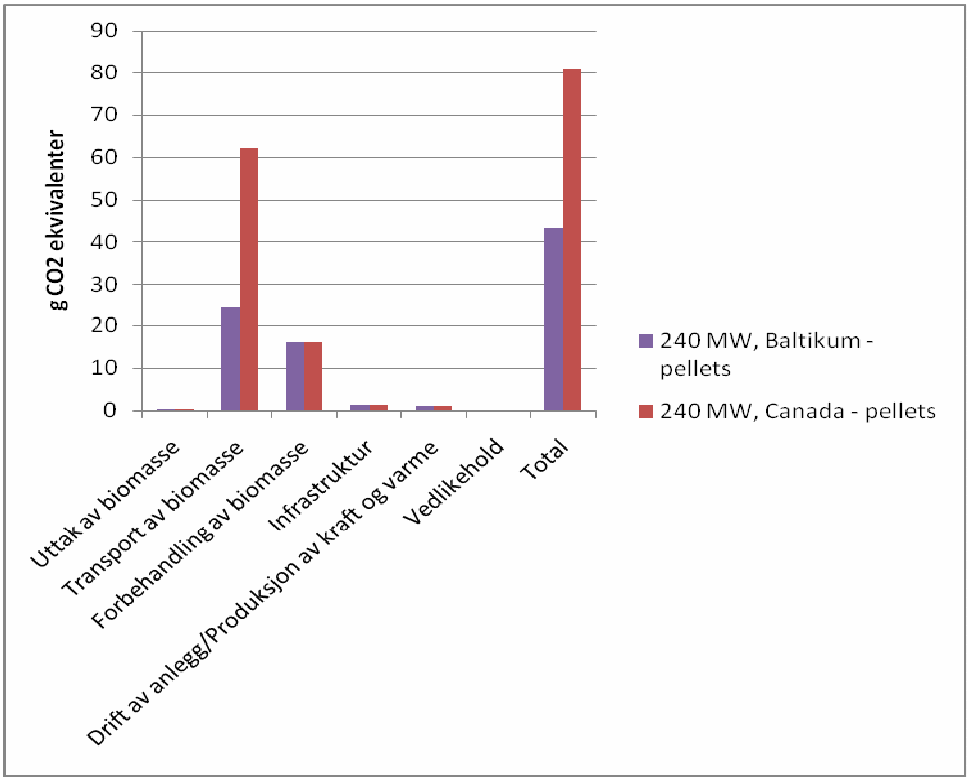
Alternativ 3 representerer et 240 MW el-anlegg som årlig produserer 1608 GWh elektrisitet. Det forutsettes at varmeproduksjonen fra anlegget ikke blir utnyttet. De totale miljøbelastningene blir således fordelt over den totale energimengden fra anlegget (1608 GWh elektrisitet).

3.3.1 Drivhuseffekt

Figur 3.9 viser bidrag til drivhuseffekt (g CO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 3, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse:

- Import av tømmer fra Canada
- Import av tømmer fra Baltikum



***Figur 3.9**: Bidrag til drivhuseffekt vist som g CO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 3 (240 MW_{el}-anlegg).*

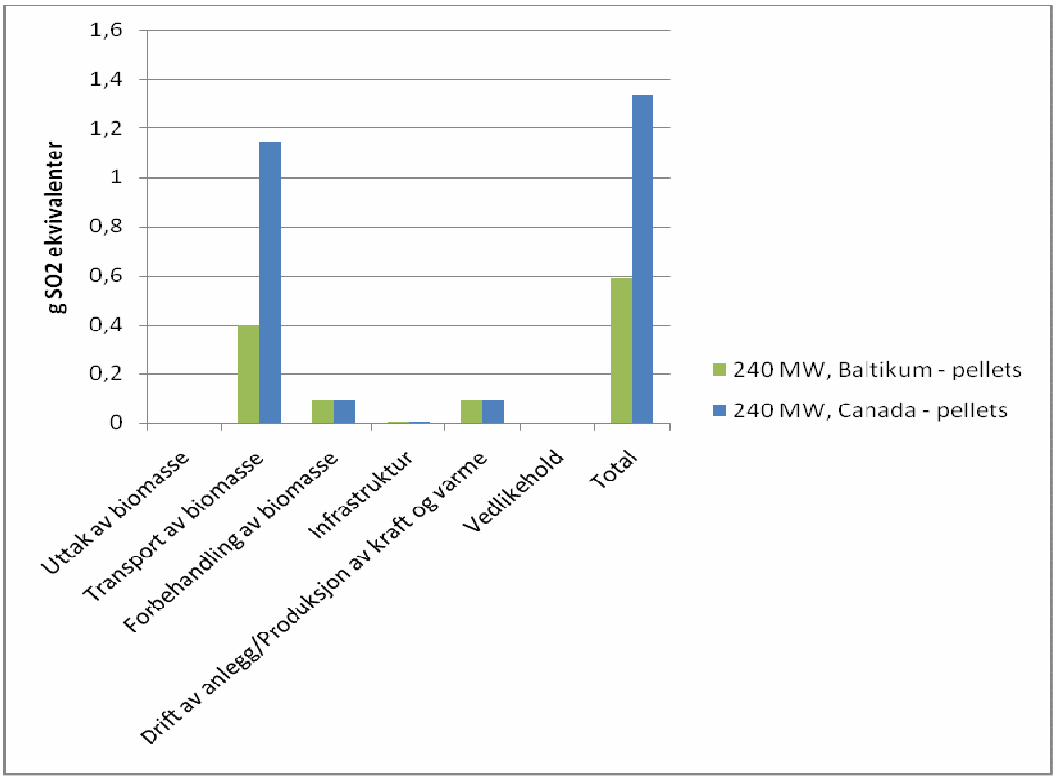
Figur 3.9 viser at det ved denne anleggsstørrelsen er transport som gir det største enkeltbidraget til drivhuseffekt da det utgjør fra ca 50 % til 80 % av det totale utslippet av klimagasser (avhengig av transportavstand). Transport fra Canada utgjør mer enn dobbelt så stort transportbidrag enn transport

fra Baltikum som følge av ca tre ganger så lang transportavstand med båt og litt over halvannen ganger så lang transportavstand med trailer.

Ved siden av transport er det forbehandling (pelletering) som utgjør et vesentlig bidrag til det totale klimaregnskapet.

3.3.2 Forsuring

Figur 3.10 viser bidrag til forsuring (g SO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 3, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.



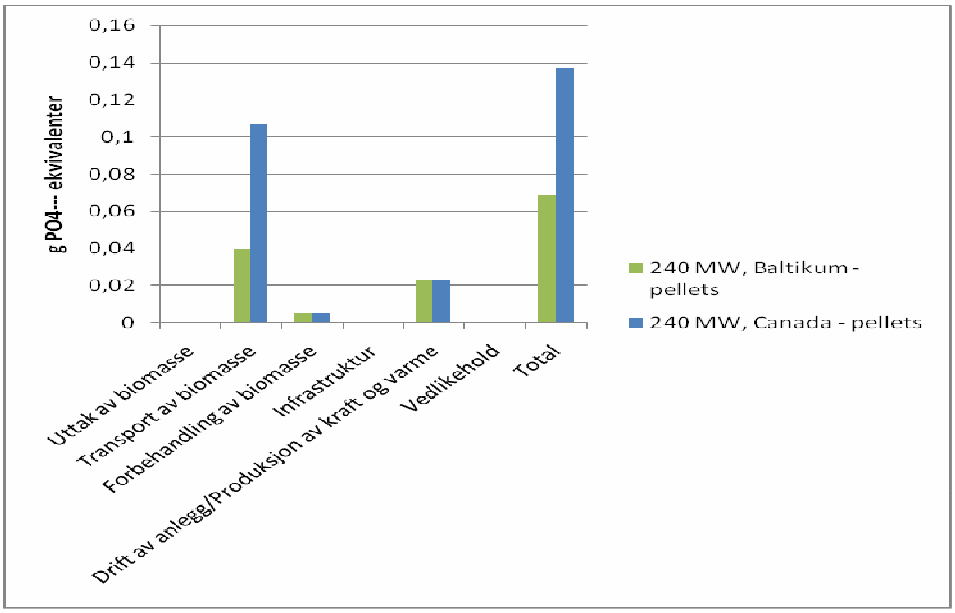
***Figur 3.10**: Bidrag til forsuring vist som g SO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 3 (240 MW_{el}-anlegg).*

Figur 3.10 viser at det, tilsvarende som for drivhuseffekt, er transport som gir det største enkeltbidraget til det totale forsuringsregnskapet, og at transport fra Canada utgjør nesten tre ganger så stort transportbidrag enn transport fra Baltikum.

Ved siden av transport er det forbehandling (pelletering) og drift av selve anlegget som utgjør vesentlige bidrag til det totale forsuringsregnskapet.

3.3.3 Overgjødsling (eutrofiering)

Figur 3.11 viser bidrag til overgjødsling (g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi) for alternativ 3, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

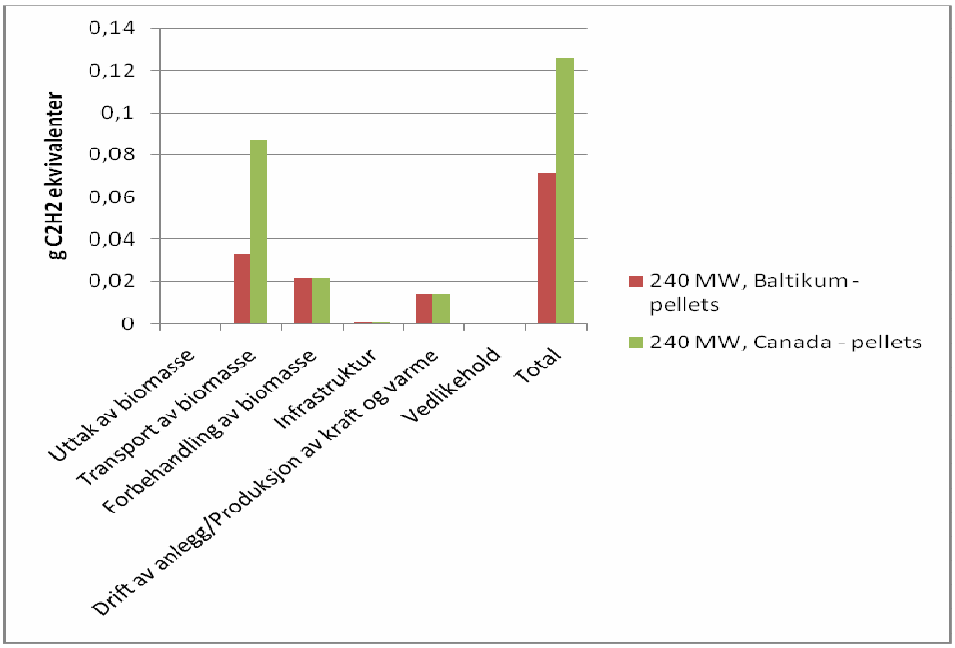


***Figur 3.11**: Bidrag til overgjødsling vist som g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 3 (240 MW_{el}-anlegg).*

Figuren viser at bildet for overgjødsling er tilsvarende som for drivhuseffekt og forsuring vedr at transport er den viktigste livsløpsfasen for miljøkategorien. I tillegg sees at selve driften av biokraftanlegget også medfører et vesentlig bidrag til totalregnskapet for overgjødsling.

3.3.4 Smogdannelse

Figur 3.12 viser bidrag til smogdannelse (g C2H2-ekv/kWh energi) for alternativ 3, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.



***Figur 3.12**: Bidrag til smogdannelse vist som g C2H2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 3 (240 MW_{el}-anlegg).*

Figuren viser at bildet for smogdannelse er tilsvarende som for de ovenfor presenterte miljøkategorier vedr at transport er den viktigste livsløpsfasen for totalregnskapet. I tillegg sees at forbehandling (pelletering) og selve driften av biokraftanlegget også medfører et vesentlig bidrag til totalregnskapet for smogdannelse..

3.3.5 Sammenligning av Alternativ 3 mot bilkjøring

Tabell 3.6 presenterer en sammenligning av miljøbelastninger mellom gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for en person i Norge (hvor all energien leveres fra det presenterte anlegget).

Miljøpåvirkningskategori	Bilkjøring	Alt 3 – Canada	Energibruk i prosent av bilkjøring
Drivhuseffekt	2030,0 kg	810,2 kg	40 %
Forsuring	4,9 kg	1,3 kg	26 %
Overgjødsling	8,7 kg	13, 4 kg	153 %
Smogdannelse	1,3 kg	1,4 kg	105 %

***Tabell 3.6**: Sammenligning av miljøpåvirkninger fra gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for alternativ 3.*

Miljøbelastningen drivhuseffekt som følge av kraft- og varmeproduksjon fra dette bioenergianlegget er 2/5, forsuring ¼, overgjødsling 3/2 og smogdannelse litt over tilsvarende kategorier for bilbruk. Her er altså ikke bildet entydig. I to kategorier er miljøbelastningene for energibruk større enn tilsvarende for bilkjøring.

3.4 Alternativ 4: 100 mw el-anlegg lokalisert i Oslo

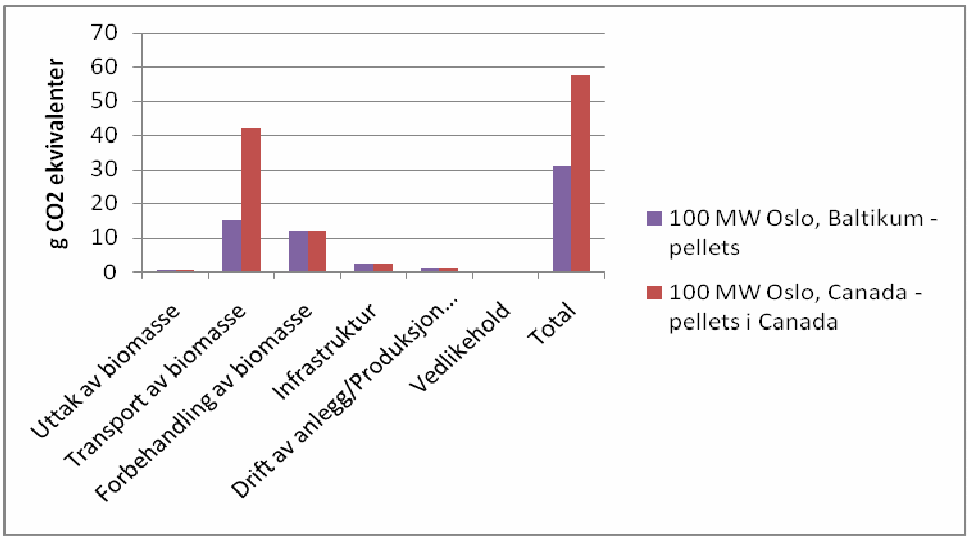
Alternativ 4 representerer et 100 MW el-anlegg som årlig produserer 605 GWh elektrisitet og 315 GWh varme. De totale miljøbelastningene blir således fordelt over den totale energimengden fra anlegget (920 GWh elektrisitet og varme).

3.4.1 Drivhuseffekt

Figur 3.13 viser bidrag til drivhuseffekt (g CO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 4, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 2 ulike scenarier for tilgang på biomasse:

- Import av tømmer fra Canada
- Import av tømmer fra Baltikum



***Figur 3.13**: Bidrag til drivhuseffekt vist som g CO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 4 (100 MW_{el}-anlegg i Oslo).*

Figur 3.13 viser tilsvarende trend for resultatene som resultatene for alternativ 3: Ved store anlegg er det transport og forbehandling som gir de største enkeltbidragene til drivhuseffekt, og transportbidraget er svært følsom for transportavstander.

3.4.2 Forsuring, overgjødsling og smogdannelse

For miljøpåvirkningskategoriene forsuring, overgjødsling og smogdannelse, viser resultatene at miljøbelastningene fordeler seg over livsløpet på tilnærmet tilsvarende måte som resultatene presentert for alternativ 3. Grafene for dette er derfor presentert i vedlegg 4.

For nærmere presentasjon av forskjellene mellom de ulike anleggene, vises til kapittel 4.

3.4.3 Sammenligning av Alternativ 4 mot bilkjøring

Tabell 3.7 presenterer en sammenligning av miljøbelastninger mellom gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for en person i Norge (hvor all energien leveres fra det presenterte anlegget).

Miljøpåvirkningskategori	Bilkjøring	Alt 4 – Canada	Energibruk i prosent av bilkjøring
Drivhuseffekt	2030,0 kg	636,8 kg	31 %
Forsuring	4,9 kg	1,0 kg	21 %
Overgjødsling	8,7 kg	10,7 kg	123 %
Smogdannelse	1,3 kg	1,1 kg	87 %

***Tabell 3.7**: Sammenligning av miljøpåvirkninger fra gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for alternativ 4.*

Miljøbelastningen drivhuseffekt som følge av kraft- og varmeproduksjon fra dette bioenergianlegget er 1/3, forsuring 1/5, overgjødsling 5/4 og smogdannelse 9/10 av tilsvarende kategorier for bilbruk.

Overgjødsling er den eneste av kategoriene presentert her hvor belastningen er høyere knyttet til energibruk enn bilkjøring.

3.5 Alternativ 5: 100 mw el-anlegg lokalisert i Skogn

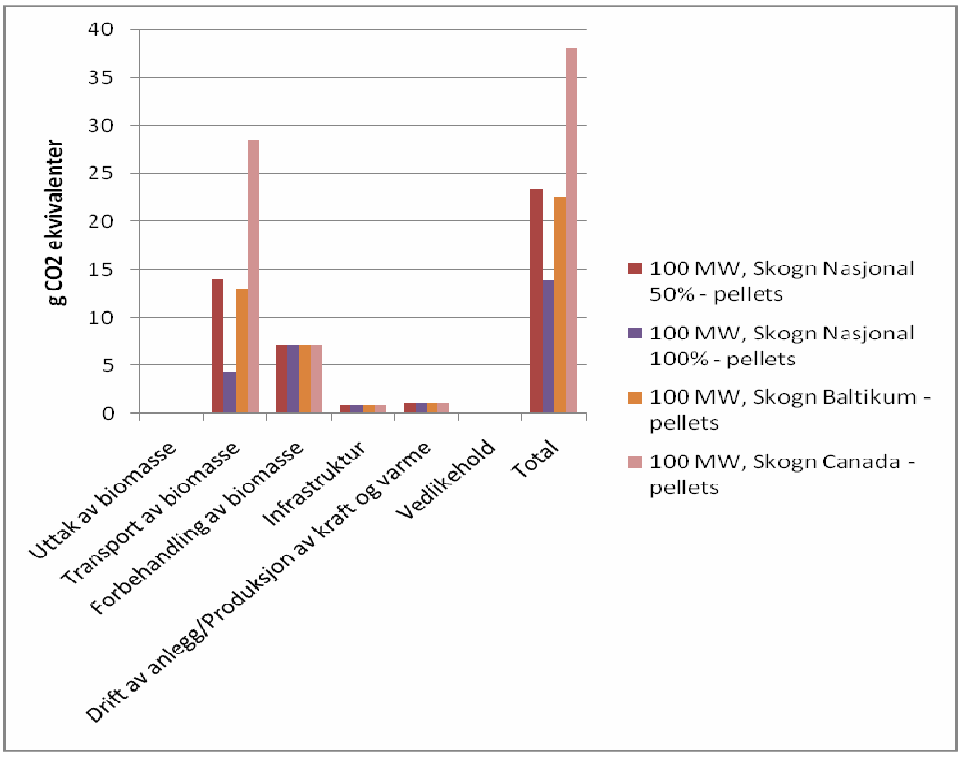
Alternativ 5 representerer et 100 MW el-anlegg som årlig produserer 670 GWh elektrisitet og 1563 GWh varme. De totale miljøbelastningene blir således fordelt over den totale energimengden fra anlegget (2233 GWh elektrisitet og varme).

3.5.1 Drivhuseffekt

Figur 3.14 viser bidrag til drivhuseffekt (g CO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 5, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 4 ulike scenarier for tilgang på biomasse:

- Nasjonale ressurser, forutsetter 50 % innsamlingsgrad = halvparten av potensielt økt uttak og hogstavfall, men ikke GROT i Nord- og Sør-Trøndelag + deler av Hedmark/Oppland (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 303 km)
- Nasjonale ressurser, forutsetter 100 % innsamlingsgrad = all tilgjengelig kartlagt biomasse i regionen (Nord- og Sør-Trøndelag) kan benyttes (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 96 km)
- Import av tømmer fra Canada
- Import av tømmer fra Baltikum



***Figur 3.14**: Bidrag til drivhuseffekt vist som g CO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 5 (100 MW_{el}-anlegg i Skogn).*

Figur 3.14 viser tilsvarende trend som resultatene fra alternativ 3 og 4: Transport og forbehandling (pelletering) gir de største enkeltbidragene til drivhuseffekt.

Utnyttelse av nasjonale tilgjengelige ressurser (100 % innsamlingsgrad) med en gjennomsnittlig transportavstand på ca 96 km, medfører best miljøprofil for anlegget som følge av lavest klimautslipp fra transport.

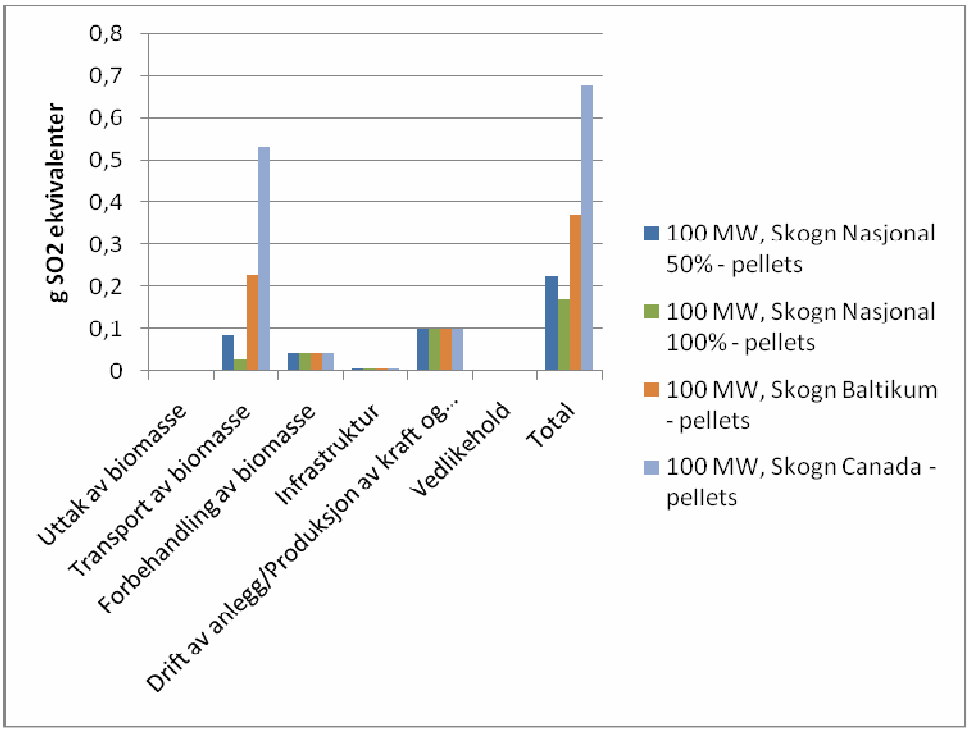
Import av biomasseressurser fra Baltikum medfører tilnærmet like transportbelastninger som innsamling av nasjonale biomasseressurser med gjennomsnittlig transportavstand 303 km, mens import av biomasseressurser fra Canada medfører desidert dårligst miljøprofil som følge av lengst transportavstand og dermed høyest miljøbelastninger fra transport.

3.5.2 Forsuring

Figur 3.15 viser bidrag til forsuring (g SO_2-ekv/kWh energi) for alternativ 5, fordelt på de ulike aktiviteter/livsløpstrinn.

Resultatene er presentert for 4 ulike scenarier for tilgang på biomasse:

- Nasjonale ressurser, forutsetter 50 % innsamlingsgrad = halvparten av potensielt økt uttak og hogstavfall, men ikke GROT i Nord- og Sør-Trøndelag + deler av Hedmark/Oppland (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 303 km)
- Nasjonale ressurser, forutsetter 100 % innsamlingsgrad = all tilgjengelig kartlagt biomasse i regionen (Nord- og Sør-Trøndelag) kan benyttes (gjennomsnittlig transportavstand fra vei: 96 km)
- Import av tømmer fra Canada
- Import av tømmer fra Baltikum



***Figur 3.15**: Bidrag til forsuring vist som g CO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 5 (100 MW_{el}-anlegg i Skogn).*

Figur 3.15 viser tilsvarende trend som resultatene for alternativ 3 og 4: Transport, forbehandling og drift av anlegget medfører de største enkeltbidragene til forsuring.

Utnyttelse av nasjonale tilgjengelige ressurser (100 % og 50 % innsamlingsgrad) med en gjennomsnittlig transportavstand på ca 96 henholdsvis 303 km, medfører best miljøprofil for anlegget som følge av lavest klimautslipp fra transport.

Import av biomasseressurser fra henholdsvis Baltikum og Canada medfører dårligere miljøprofil for forsuring enn bruk av nasjonale ressurser som følge av lengre transportavstander, med import fra Canada som desidert dårligst totalregnskap.

3.5.3 Overgjødsling (eutrofiering) og smogdannelse

For miljøpåvirkningskategoriene overgjødsling og smogdannelse, viser resultatene at miljøbelastningene fordeler seg over livsløpet på tilnærmet tilsvarende måte som resultatene presentert for alternativ 3 og 4. Grafene for dette er derfor presentert i vedlegg 4.

For nærmere presentasjon av forskjellene mellom de ulike anleggene, vises til kapittel 4.

3.5.4 Sammenligning av Alternativ 5 mot bilkjøring

Tabell 3.8 presenterer en sammenligning av miljøbelastninger mellom gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for en person i Norge (hvor all energien leveres fra det presenterte anlegget).

Miljøpåvirkningskategori	Bilkjøring	Alt 5 – Canada	Energibruk i prosent av bilkjøring
Drivhuseffekt	2030,0 kg	380,8 kg	19 %
Forsuring	4,9 kg	0,7 kg	14 %
Overgjødsling	8,7 kg	6,7 kg	77 %
Smogdannelse	1,3 kg	0,8 kg	59 %

Tabell 3.8*: Sammenligning av miljøpåvirkninger fra gjennomsnittlig bilkjøring og gjennomsnittlig energibruk for alternativ 5.*

Miljøbelastningen drivhuseffekt som følge av kraft- og varmeproduksjon fra dette bioenergianlegget er 1/5, forsuring 1/6, overgjødsling 4/5 og smogdannelse 3/5 av tilsvarende kategorier for bilbruk.

3.6 Oppsummering miljøvurderinger av de enkelte anlegg

Resultatene for de ulike anleggene med fokus på hvilke livsløpsfaser som har vært bestemmende viser en vesentlig forskjell på de relativt små anleggene (<10 MW) og de store anleggene (100 MW, 240 MW). I forhold til miljøpåvirkningskategorien ”Drivhuseffekt” har de førstnevnte sine største bidrag (per kWh produsert) i drift, samt infrastruktur og forbehandling mens de sistnevnte har sine i transport og forbehandling. Transportfasen gir også det høyeste bidraget til kategoriene ”Forsuring”, ”Overgjødsling” og ”Smogdannelse” for de tre største anleggene, mens det for de to minste anleggene er driftsfasen som har størst belastning i forhold til disse kategoriene.

I forhold til gjennomsnittlig bilkjøring viser resultatene for energibruk (hvor all energien er levert fra de presenterte anleggene) gjennomgående lavere belastninger i alle kategorier. Et unntak er alternativ 3 hvor resultatene ikke er entydige. I neste kapittel er bioenergialternativene sammenlignet med andre energikilder for å si mer om deres miljøprestasjon.

4 Sammenligning mellom ulike anlegg og med andre energikilder

I dette kapittelet vil miljøprofilen for de analyserte alternativene 1-5 (presentert i kapittel 3) bli sammenlignet med hverandre og med andre aktuelle energikilder.

I kapittel 3 er de 5 ulike alternativene beregnet med underscenarier for transport/tilgang på biomasseressurser, og hvert alternativ har således 2 eller flere alternative resultatene. I dette kapitlet er resultatene tilhørende kortest og lengst transportavstand presentert for hvert alternativ, og sammenlignet med andre aktuelle energikilder

I tabell 4.1 under gis en beskrivelse av hvilke alternativer for elektrisitets- og varmeproduksjon som inngår i sammenligningen.

Navn alternativ (anlegg/energikilder)	**Beskrivelse**
Alternativ 1: 1 MW Hedmark/Oppland, 50/100 %	Årlig produksjon av 4 GWh elektrisitet og 16 GWh varme. Lokale biomasseressurser innsamlet med gjennomsnittlig transportavstand 6/17 km.
Alternativ 2: 10 MW Hedmark/Oppland, 50/100 %	Årlig produksjon av 40 GWh elektrisitet og 120 GWh varme. Lokale/regionale biomasseressurser innsamlet med gjennomsnittlig transportavstand 17/47 km.
Alternativ 3: 240 MW Hordaland, Baltikum/Canada	Årlig produksjon av 1608 GWh elektrisitet. Import av biomasseressurser fra Baltikum/Canada.
Alternativ 4: 100 MW Oslo, Baltikum/ Canada	Årlig produksjon av 605 GWh elektrisitet og 315 GWh varme. Import av biomasseressurser fra Baltikum/Canada.
Alternativ 5: 100 MW Skogn, Nasjonale 100 % Canada	Årlig produksjon av 670 GWh elektrisitet og 1563 GWh varme. Nasjonale biomasseressurser innsamlet med gjennomsnittlig transportavstand 96 km/Import av biomasseressurser fra Canada.
NordPool, 2006	Elektrisitetsproduksjon basert på følgende elektrisitetsmiks for NordPool 2006 (gjennomsnitt): • Vannkraft: 50,1 % • Kull: 11,2 % • Olje: 1 % • Gass: 5,1 % • Vind: 2,1 % • Cogen (bio): 5,1 % • Kjernekraft: 22,7 • Torv:1,6 % • Avfall: 1,1 %
Kullkraft	Data fra Ecoivent-databasen i SimaPro: Electricity, hard coal, at power plant/NORDEL (2006). Utslipp og ressursforbruk er basert på gjennomsnittsdata for alle

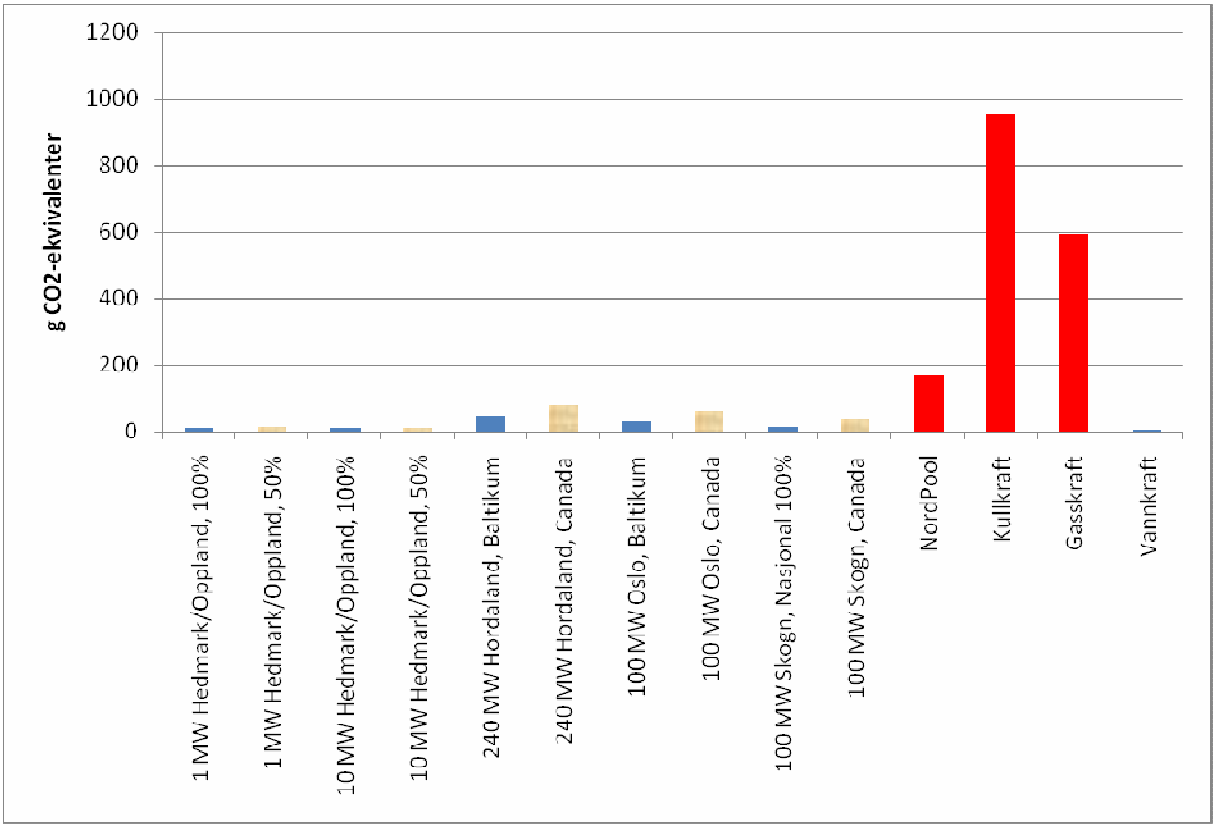
	større kullkraftverk (varmekraftverk) i UCTE-området (Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity, http://www.ucte.org/). Dataene er hovedsaklig fra år 2000. Gjennomsnittlig virkningsgrad er 41,6 %. Driftstid: 4000 timer/år med full kapasitet. Infrastruktur er inkludert, med antatt levetid 37 år.
Gasskraft	Data fra Ecoivent-databasen i SimaPro: Electricity, natural gas, at power plant/NORDEL (2006), Utslipp og ressursforbruk er basert på gjennomsnittsdata for gasskraftverk i NORDEL-området (http://www.nordel.org/Content/Default.asp?). Gjennomsnittlig virkningsgrad for disse er 41,5 %. (IEA 2001). Infrastruktur er inkludert.
Vannkraft	Data fra Ecoivent-databasen i SimaPro: Electricity, hydro power at power plant/NO

***Tabell 4.1**: Beskrivelse av de ulike alternativer for elektrisitets- og varmeproduksjon som inngår i sammenligningen i kapittel 4.1 – 4.4*

.

4.1 Drivhuseffekt

Figur 4.1 viser en sammenligning av totalt bidrag til drivhuseffekt (g CO_2-ekv/kWh energi) for de fem analyserte alternativene (presentert i kapittel 3) og for elektrisitet produsert fra 4 andre energikilder (beskrevet i tabell 4.1).



***Figur 4.1**: Bidrag til drivhuseffekt vist som g CO_2-ekv/kWh energi for ulike energikilder.*

Figur 4.1 viser, som forventet, at alle bioenergianleggene medfører betydelig bedre klimaprofil enn de vurderte energikildene NordPool-kraft, kullkraft og gasskraft. Kullkraft og vannkraft medfører henholdsvis dårligst og best miljøprofil av alle de sammenlignede energikildene.

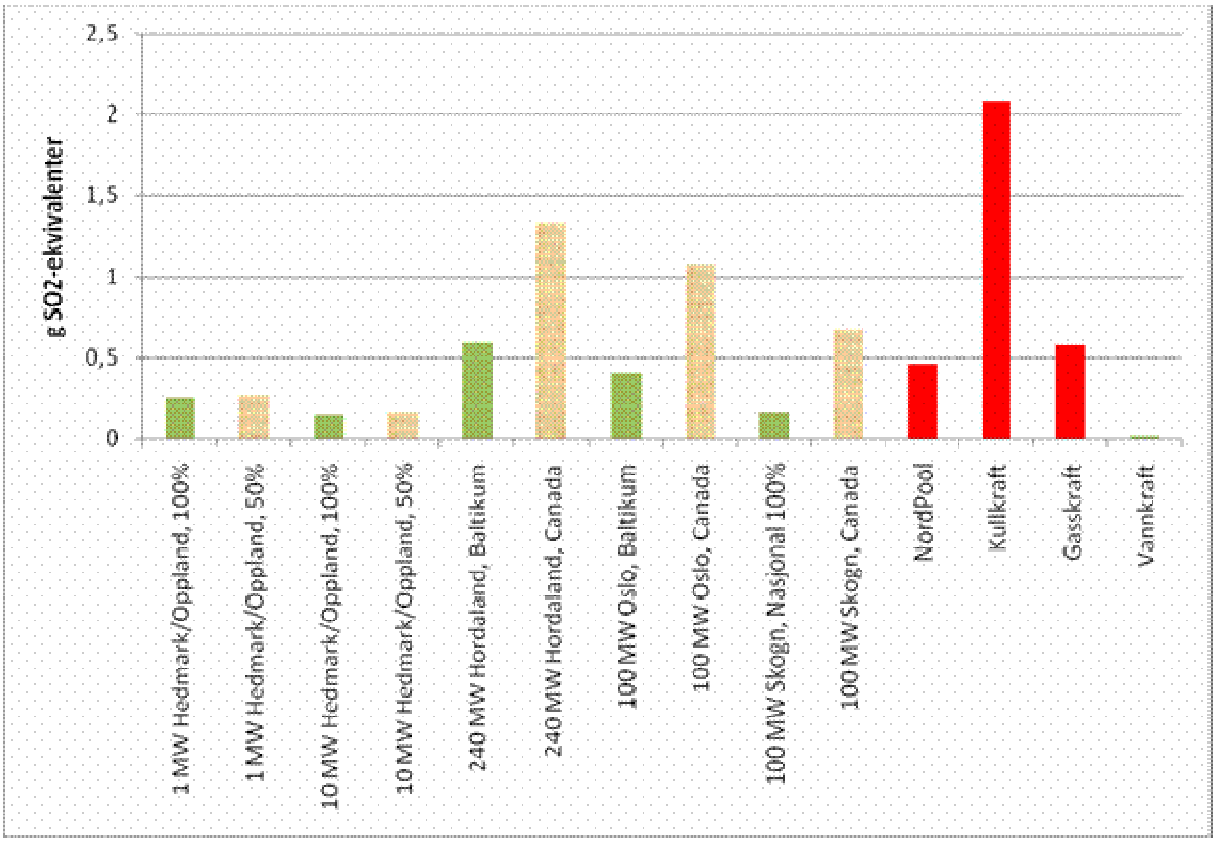
Av bioenergianleggene, gir 240 MW-anlegget i Hordaland (import fra Canada) det største klimagassutslippet (tilsvarer ca 50 % av NordPool). Hovedbidraget kommer fra transport og forbehandling (se figur 3.9).

Årsaken til at dette alternativet kommer dårligst ut av bioenergianleggene er at det har lengst transportavstand av biomasseressurser og høyest innfyrt energibehov per kWh produsert energi (jfr. tabell 2.1), noe som resulterer i størst spesifikk transportbelastning (per kWh produsert energi).

Figuren viser at dersom transportavstandene øker, vil også miljøprofilen for bioenergianleggene bli dårligere. Dette slår mest ut for de store anleggene som krever lengst transportavstander, og de tre største anleggene får tilnærmet doblede klimagassutslipp med lang kontra kort transportavstand.

4.2 Forsuring

Figur 4.2 viser en sammenligning av totalt bidrag til forsuring (g SO_2-ekv/kWh energi) for de fem analyserte alternativene (presentert i kapittel 3) og for elektrisitet produsert fra 4 andre energikilder (beskrevet i tabell 4.1).



***Figur 4.2**: Bidrag til forsuring vist som g SO_2-ekv/kWh energi for ulike energikilder.*

Figur 4.2 viser at bildet for forsuring er et annet enn for drivhuseffekt da det ikke er tydelig at bioenergianlegg gir bedre miljøprofil enn de sammenlignede energikilder.

De to minste anleggene (1 MW/10 MW) og 100 MW-anlegget i Skogn med nasjonale ressurser medfører alle signifikant bedre miljøprofil enn NordPool-kraft og gasskraft. Det største anlegget (240 MW) gir, uavhengig av transportalternativene, dårligere miljøprofil enn NordPool-kraft/gasskraft. Dette gjelder også 100 MW-anlegget i Oslo og Skogn for alternativet med lengst transportavstand.

Forskjeller i transportbelastningene er hovedårsaken til at 240 MW-anlegget i Hordaland gir større totale klimagassutslipp enn 100 MW-anlegget i Oslo (se figur 3.10 og figur V5.1 i Vedlegg 5). Årsaken til de ulike transportbelastningene er dels at 240 MW-anlegget har lengst transportavstand av biomasseressurser og dels at dette anlegget krever høyere innfyrt energi per kWh produsert energi (jfr. tabell 2.1) og således har større transportbelastning per kWh produsert.

100 MW-anlegget i Skogn med nasjonale biomasseressurser kommer bedre ut enn de andre store anleggene som følge av kortere transportavstand og bedre transporteffektivitet (krever lavest innfyrt energi/kWh produsert energi, jfr. Tabell 2.1).

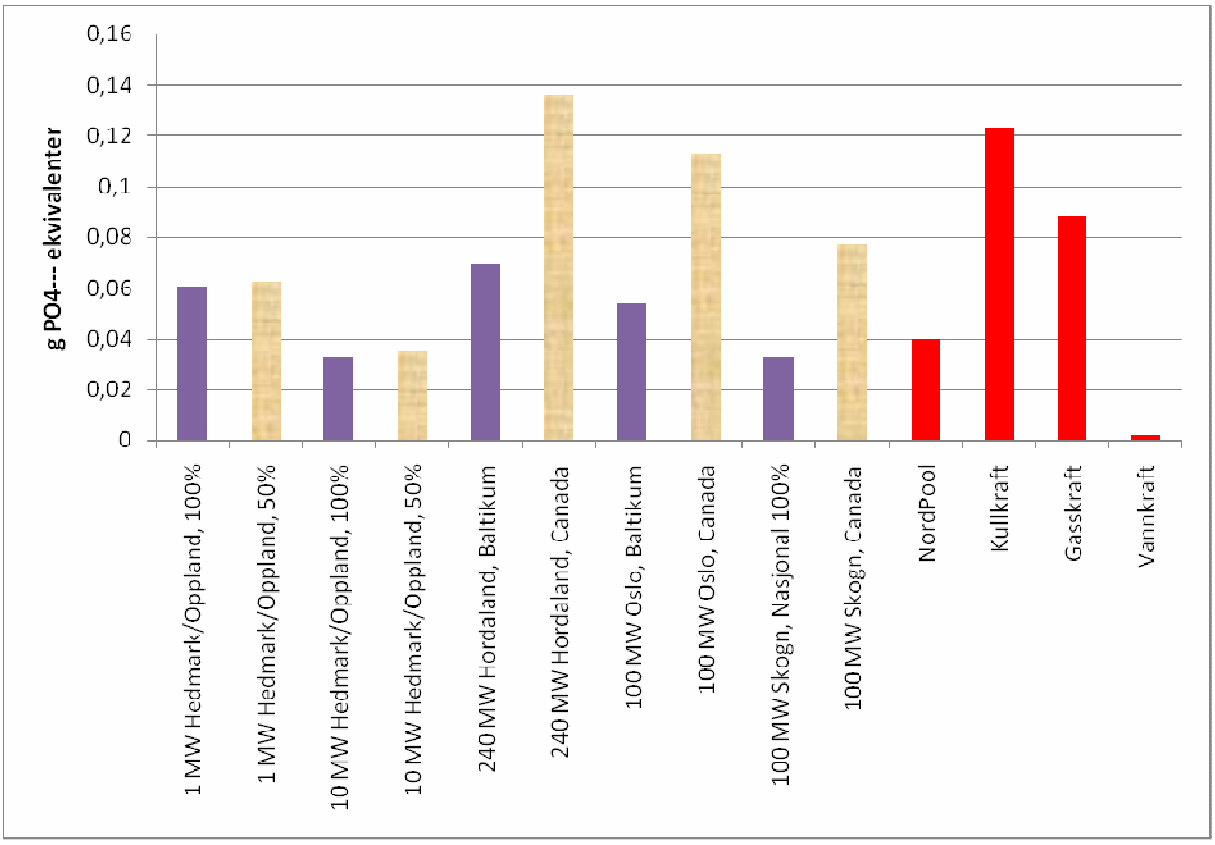
Forskjellene mellom de tre største bioenergianleggene kommer altså hovedsaklig som følge av ulike transportbelastninger på grunn av ulike transportavstander og -effektivitet.

Årsaken til at det minste anlegget (1 MW) kommer betydelig dårligere ut enn 10 MW-anlegget er at det har høyere utslipp fra driftsfasen (se figur 3.2 og 3.6) som følge av noe lavere virkningsgrad og lavere temperatur på forbrenning som skaper mindre fullkommen omdanning fra karbonkilde til CO_2 og tilsvarende høyere utslipp av NOx. Utover dette er også utslippene per kWh for livsløpsfasen infrastruktur noe høyere for det minste anlegget som følge av at utslippene øker jo mindre energi anlegget produserer over levetiden.

Kullkraft og vannkraft gir henholdsvis dårligst og best miljøprofil av alle de sammenlignede energikildene.

4.2.1 Overgjødsling (eutrofiering)

Figur 4.3 viser en sammenligning av totalt bidrag til overgjødsling (g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi) for de fem analyserte alternativene (i kapittel 3) og for elektrisitet produsert fra 4 andre energikilder (beskrevet i tabell 4.1).



***Figur 4.3**: Bidrag til overgjødsling vist som g PO_4^{3-}-ekv/kWh energi for ulike energikilder.*

Figur 4.3 viser at det kun er 10 MW- og 100 MW-anlegget i Skogn med nasjonale ressurser som har bedre miljøprofil enn NordPool-kraft. For begge disse systemene er det drift av anlegget som er hovedbidragsyteren til den totale miljøprofilen for overgjødsling (se figur 3.7 og figur V4.4 i Vedlegg 4). Figuren viser at økte transportavstander medfører at de tre største anleggene får tilnærmet lik eller dårligere miljøprofil enn gasskraft.

For 240 MW-anlegget i Hordaland og 100 MW-anlegget i Oslo er det transport av biomasseressurser og drift av anlegget som utgjør de største enkeltbidragene (se figur 3.11 og figur V5.2 i Vedlegg 5). Når det gjelder forskjeller mellom 240 MW-anlegget og 100 MW-anlegget i Oslo, gjelder samme forklaring som for forsuring: Systemene har ulike transportbelastninger dels som følge ulike transportavstander og dels som følge ulik transporteffektivitet.

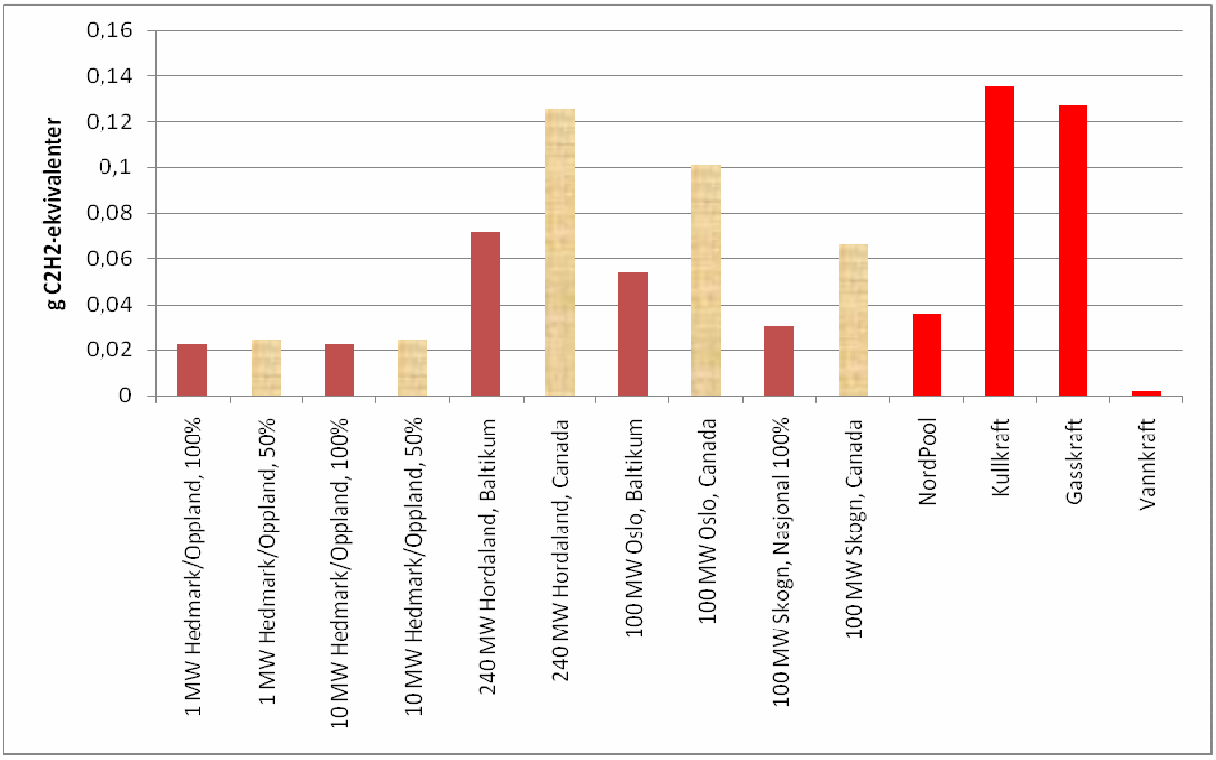
Årsaken til at 100 MW-anlegget i Skogn med nasjonale biomasseressurser kommer bedre ut enn de andre store anleggene er altså både kortere transportavstand og bedre transporteffektivitet (krever lavest innfyrt energi/kWh produsert energi, jfr. Tabell 2.1).

Forskjellene mellom de tre største bioenergianleggene kommer altså først og fremst som følge av ulike transportbelastninger, mens forskjellene mellom de minste anleggene kommer fra ulik utslippsintensitet fra driftsfasen.

Kullkraft og vannkraft gir henholdsvis dårligst og best miljøprofil av alle de sammenlignede energikildene.

4.2.2 Smogdannelse

Figur 4.4 viser en sammenligning av totalt bidrag til smogdannelse (g C_2H_2-ekv/kWh energi) for de fem analyserte alternativene (i kapittel 3) og for elektrisitet produsert fra 4 andre energikilder (beskrevet i tabell 4.1).



***Figur 4.4**: Bidrag til smogdannelse vist som g C_2H_2-ekv/kWh energi for ulike energikilder.*

Figur 4.4 viser at kun 3 av bioenergianleggene kan "konkurrere" med NordPool-kraft vedr miljøkategorien smogdannelse: 1 MW- og 10 MW-anleggene i Hedmark/Oppland, samt 100 MW-anlegget i Skogn. For alle disse anleggene er det drift av anlegget som er hovedbidragsyteren til de totale utslippene av smogdannende gasser (se figur 3.4, 3.8 og figur V4.5 i Vedlegg 4).

For 240 MW-anlegget i Hordaland og 100 MW-anlegget i Oslo (begge med importerte biomasseressurser fra Baltikum) utgjør transport av biomasseressurser og drift av anlegget de største bidragene til totalutslippene (se figur 3.12 og figur V4.3 i Vedlegg 4). Når det gjelder forskjellen mellom miljøprofilen for disse anleggene, gjelder samme forklaring som for forsuring og overgjødsling, jfr. beskrivelse i kapittel 4.1.2 og 4.1.3.

Videre sees fra figuren over at økte transportavstander medfører betydelig forverring av miljøprofilen til de tre største bioenergianleggene. I tillegg sees at det største anlegget (240 MW i Hordaland) får tilnærmet lik miljøprofil som kull- og gasskraft.

Transportavstander for biomasseressursene er altså den viktigste faktoren for et bioenergianleggs miljøprofil vedr miljøkategorien smogdannelse.

Kullkraft og vannkraft gir henholdsvis dårligst og best miljøprofil av alle de sammenlignede energikildene.

4.3 Vekting

Ulike miljøbelastninger vil ha ulik prioritet i forhold til beslutningstakere. Når denne rapporten skrives er det et stort fokus på klimaendringer og derfor på kategorien "Drivhuseffekt", men det er viktig å påse at forsøk på å senke klimagassutslipp ikke fører til urimelig store belastninger innenfor andre miljøbelastningskategorier.

Det gjøres mange forsøk på å lage metodikk for å fange opp hvordan man skal kunne syntetisere ulike kategorier til ett resultat uten at det dermed finnes én 'riktig' metode for dette. Både for å synliggjøre hva vekting innebærer og for å undersøke om man kan gi et entydig svar på den innbyrdes rangeringen av de ulike produksjonsanleggene/energikildene er det først inkludert noen enkle regneøvelser knyttet til de allerede presenterte resultatene (kapittel 4.3.1 og 4.3.2). Deretter er alle anleggene analysert ved hjelp av tre etablerte vektingsmetoder (kapittel 4.3.3).

4.3.1 En første rangering ut fra presenterte miljøbelastningskategorier

En mulig løsning på vektingsproblematikken er å undersøke den relative rangeringen av alle anleggene i forhold til de presenterte miljøbelastningskategorier for å se om miljøbelastninger er konsistente uavhengig av kategori.

Tabell 4.1 gir en oversikt over hvordan de biomassedrevne anleggene med lavest miljøbelastninger (kortest transportavstand) innenfor hver av de fem alternativene og de andre energikildene rangeres i forhold til de beskrevne miljøkategorier.

	1 MW Hedmark/ Oppland	10 MW Hedmark/ Oppland	240 MW Hordaland	100 MW Oslo	100 MW Skogn	NordPool	Kull	Gass	Vann
Drivhuseffekt	3	2	6	5	4	7	9	8	1
Forsuring	4	2	8	5	3	6	9	7	1
Overgjødsling	6	2	7	5	2	4	9	8	1
Smogdannelse	2	2	7	6	4	5	9	8	1
"Totalpoeng"	15	8	28	21	13	22	36	31	4
Totalrangering	4	2	7	5	3	6	9	8	1

Tabell 4.1: *Rangering av ulike anlegg for produksjon av kraft og varme fra biomasse (kortest transportavstand) og fra andre energikilder.*

Ut fra en enkel addisjon av rangeringen innenfor de enkelte miljøbelastningskategoriene som er presentert tidligere i rapporten kommer vannkraft best ut mens kullkraft innehar sisteplassen. Anlegget basert på biomasse på 10 MW innehar en soleklar andreplass, mens 100 MW i Skogn tar tredjeplassen tett etterfulgt av det minste anlegget på 1 MW. Deretter er det et lite sprang ned til 100 MW i Oslo. Det store anlegget i Hordaland på 240 MW er det eneste biomassedrevne som kommer dårligere ut enn elektrisitet basert på NordPool-miks.

Tabell 4.2 gir en oversikt over hvordan de biomassedrevne anleggene med høyest miljøbelastninger (lengst transportavstand) innenfor hver av de fem alternativene og de andre energikildene rangeres i forhold til de beskrevne miljøkategorier.

	1 MW Hedmark/ Oppland	10 MW Hedmark/ Oppland	240 MW Hordaland	100 MW Oslo	100 MW Skogn	NordPool	Kull	Gass	Vann
Drivhuseffekt	3	2	6	5	4	7	9	8	1
Forsuring	3	2	8	7	6	4	9	5	1
Overgjødsling	4	2	9	7	5	3	8	6	1
Smogdannelse	2	3	7	6	5	4	9	8	1
"Totalpoeng"	12	9	30	25	20	18	35	27	4
Totalrangering	3	2	8	6	5	4	9	7	1

Tabell 4.2: *Rangering av ulike anlegg for produksjon av kraft og varme fra biomasse (kortest transportavstand) og fra andre energikilder.*

I scenariene der biomasse har lengst transportavstander og dermed høyere miljøbelastninger i alle de undersøkte miljøbelastningskategorier, er det flere teknologier som bytter plass i forhold til underalternativene for biomasseanleggene med lavest miljøbelastninger. Elektrisitet fra NordPool-miks kommer her bedre ut enn alle de tre store biomassefyrte anleggene. Gasskraft går fra en nest høyest poengsum til en tredje høyest og bytter plass med det store el-produserende anlegget i Hordaland (240 MW). Dette kan være et interessant aspekt i forhold til å se på miljøbelastninger knyttet til elektrifisering av sokkelen, da gassfyrt og biomassefyrt el-produksjon hver er relativt bedre enn den andre i to av fire kategorier.

Likevel, denne addisjonsøvelsen kan dekke over viktige aspekter og sier ingenting om hvor mye bedre eller verre et alternativ er i forhold til andre innenfor de ulike kategoriene. Regneøvelsen kan raffineres noe for å indikere slike forhold

4.3.2 Rangering ut fra de oppgitte miljøbelastningskategorier og en form for normalisering

Et neste trinn for å forstå hvilket anlegg som objektivt sett gir lavest miljøbelastning vil være å se på de ulike produksjonsalternativenes relative utslipp innenfor hver kategori. I det første forsøket på å rangere ble det ikke tatt høyde for at de relative forskjellene på tvers av kategorier kan være store. Nedenfor er utslipp forbundet med 1 kWh ut fra hvert anlegg i hver kategori delt på utslippene fra alle anleggene lagt sammen. Tallene i hver kategori er multiplisert med hundre og gir derfor den relative prosentvise belastningen anleggene har i hver kategori.

Tabell 4.3 gir tallene for biomasseanleggsalternativene med lavest utslipp (kortest transportavstand) sammenlignet med andre energikilder.

	1 MW Hedmark/ Oppland	10 MW Hedmark/ Oppland	240 MW Hordaland	100 MW Oslo	100 MW Skogn	NordPool	Kull	Gass	Vann
Drivhuseffekt	1	1	2	2	1	9	52	32	0
Forsuring	4	4	14	11	6	7	27	25	0
Overgjødsling	5	3	13	9	4	10	44	12	0
Smogdannelse	12	6	14	11	6	8	25	18	0
”Totalpoeng”	23	15	43	32	17	34	148	88	1
Totalrangering	4	2	7	5	3	6	9	8	1

Tabell 4.3*: Relativ rangering av ulike anlegg for produksjon av kraft og varme fra biomasse (kortest transportavstand) og fra andre energikilder.*

Rangeringen mellom anleggene blir identisk som når plasseringene ble lagt sammen for hver kategori, men forholdet mellom de ulike anleggene forandres. Vannkraft blir relativt sett bedre enn alle de andre anleggene og kullkraft blir relativt sett verre. Også gasskraft kommer dårligere ut sammenlignet med biomasseanleggene, mens innbyrdes størrelsesforhold mellom biomasseanleggene forandres noe.

Tabell 4.4 gir tallene for biomasseanleggsalternativene med høyest utslipp (lengst transportavstand) sammenlignet med andre energikilder.

	1 MW Hedmark/ Oppland	10 MW Hedmark/ Oppland	240 MW Hordaland	100 MW Oslo	100 MW Skogn	NordPool	Kull	Gass	Vann
Drivhuseffekt	1	1	4	4	2	9	49	31	0
Forsuring	4	4	20	16	10	6	21	20	0
Overgjødsling	4	3	20	16	10	7	31	9	0
Smogdannelse	9	5	20	17	11	6	18	13	0
”Totalpoeng”	18	12	64	53	34	27	120	72	1
Totalrangering	3	2	7	6	5	4	9	8	1

Tabell 4.4: *Relativ rangering av ulike anlegg for produksjon av kraft og varme fra biomasse (lengst transportavstand) og fra andre energikilder.*

Her er det én forandring fra tilsvarende tabell basert på ”simpel” rangering, nemlig at gasskraft og anlegget på 240 MW i Hordaland bytter plass. Sammenlignet med vannkraft kommer her kullkraft og gasskraft bedre ut, noe som tilsier at denne relative rangeringen er egnet til å skape misvisende resultater.

Selv om denne rangeringen gir et bedre bilde av det innbyrdes forholdet mellom de ulike kraftproduksjonene sier den ingenting om viktigheten av utslippene innenfor hver kategori, eller om noen kategorier er viktigere enn andre. Det er godt mulig at et anlegg kan være mange hundre prosent verre enn et annet innenfor en kategori uten at det betyr at den absolutte belastningen knyttet til anlegget er spesielt viktig. Likeledes kan et anlegg komme dårlig ut i rangeringen fordi det gir høye miljøbelastninger i kategorier som ikke er like viktige som andre. For å løse disse to problemene har man i LCA-miljøer utviklet vektingsmetoder som både skal kunne si noe om viktigheten av en miljøbelastning innenfor en kategori og viktigheten av en kategori relativt til andre. Resultatene fra vektingsmetoder er presentert i kapittel 4.3.3.

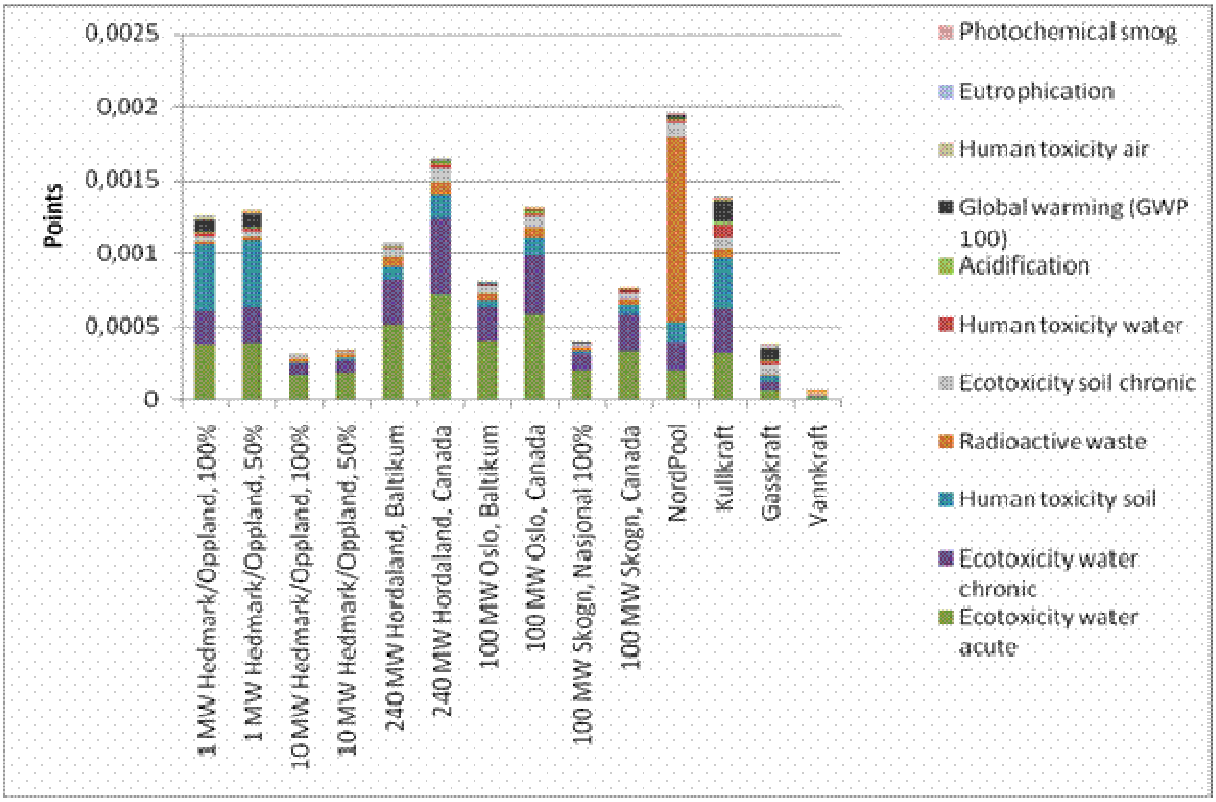
4.3.3 Vekting ut fra etablerte metoder

Utgangspunktet for etablerte vektingsmetoder er forskjellige og noen forsøker å kvantifisere mest mulig objektive effekter på miljøet mens andre ser på politiske mål eller folks betalingsvillighet. I dette prosjektet er det inkludert tre ulike vektingsmetoder: EDIP/UMIP, EPS, og Impact 2002. En kort beskrivelse av grunnlaget for disse er gitt i vedlegg 5.

Det er benyttet tre vektingsmetoder for å gi et bedre grunnlag for diskusjon av resultatene. For å yte vektingsmetodene rettferdighet er alle grunnlagsdataene inkludert og ikke bare dem som er assosiert med miljøbelastningskategoriene presentert så langt. Det betyr at vektingsresultatene som presenteres her også gir en mulighet til å kontrollere om potensielt viktige utslipp, og tilhørende miljøbelastningskategorier, er utelatt fra de tidligere presenterte resultatene. Disse forhold diskuteres nærmere etter presentasjonen av resultatene fra de tre vektingsmetodene.

EDIP/UMIP

Figur 4.5 presenterer vektingsresultatene basert på vektingsmetoden EDIP/UMIP.



Figur 4.5: *Vekting av alternative energikilder basert på EDIP/UMIP.*

Vi ser at elektrisitet fra NordPool-miks kommer verst ut på grunn av tung vekting av radioaktivt avfall. I den andre enden av skalaen finnes elektrisitet fra vannkraft, som knapt synes. Når det gjelder hvilke kategorier som er utslagsgivende for de biomassefyrte kraft- og varmeverkene er det i all hovedsak toksiske effekter på mennesker og miljø som bidrar. Til forskjell fra de foregående kapitlene er det i EDIP/UMIP-metoden det minste av de biomassefyrte anleggene som har størst miljøbelastning.

En sammenligning av alternativene for de enkelte biomasseanleggene (med minst og størst miljøbelastninger) viser umiddelbart at ekstra transportavstand har stor betydning for resultatene, i hvert fall i forhold til EDIP/UMIP-metoden. Her begynner alle de store biomassefyrte anleggene å nærme seg å være anlegget med høyest miljøbelastning og begge de to anleggene med forholdsvis lav varmeavsetning (240 MW og 100 MW Oslo) har tatt igjen det minste anlegget (1 MW), da det er disse som får størst økning i transportbidraget.

Den relativt høye verdien for det minste biomasseanlegget i kategorien ”Human toxicity soil” (stoffer som kan være giftige for mennesker som har endt opp i jordsmonnet) skyldes utslipp av benzen i driftsfasen. På tross av den høye verdien er ikke dette utslippet større enn ca 10 mikrogram per kWh. Likevel er det 100 ganger så mye som for de større anleggene. Hvorvidt det er for høye utslipp for det minste anlegget, for lave utslipp for de store anleggene, eller om det er realistisk med en slik forskjell er umulig å avgjøre uten å gjøre faktiske målinger over lengre perioder.

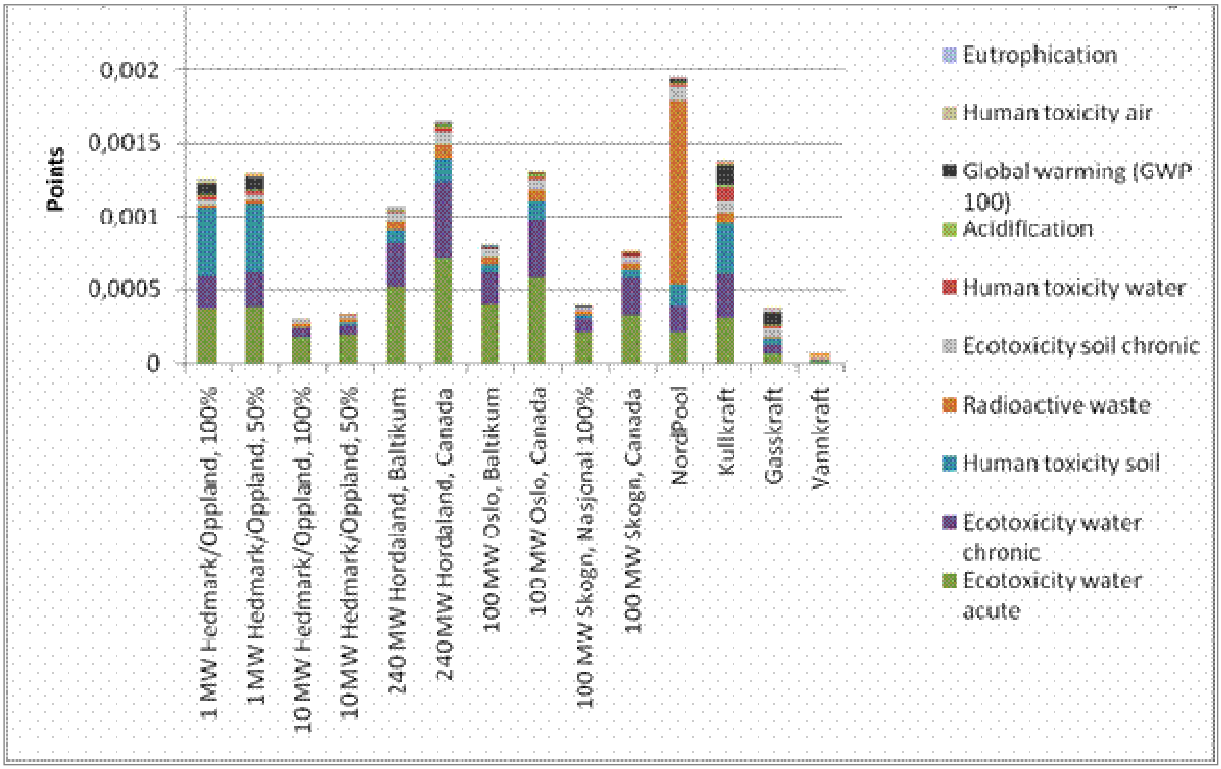
De to andre kategoriene med høye verdier for biomasseanleggene er knyttet til ”Ecotoxicity water chronic” og ”Ecotoxicity water acute” (stoffer som kan være kronisk eller akutt giftige for økosystemer som har endt opp i vann). I den ”kroniske” kategorien er det utslipp av strontium knyttet til produksjon av diesel som gir utslag for alle anlegg, i tillegg er det for de største anleggene et ekstra bidrag fra strontiumutslipp i forbindelse med avhending av ballastvann fra skip. I den ”akutte” kategorien er det også produksjon av diesel og avhending av ballastvann fra skip som er de mest forurensende aktivitetene, men i denne kategorien er det utslipp av fenol som er den viktigste bidragsyteren til de høye verdiene. For begge kategoriene relatert til giftighet for økosystemer gjelder det samme som for kategorien relatert til giftighet for mennesker. Det er små utslipp som gir store utslag, og det er vanskelig å anslå presisjonen i dataene og hvorvidt målinger av komponentene er inkludert i alle relevante datasett.

Det er verdt å merke seg at gasskraft i denne vektingsmetoden rangeres bedre enn alle de biomassefyrte anleggene med unntak av det nest minste (10 MW).

Dersom vi legger denne vektingsmetoden til grunn, er ikke de tidligere presenterte miljøbelastningskategoriene spesielt viktige. På tross av dette er ikke de viktigste kategoriene fra EDIP/UMIP inkludert i denne rapporten. Årsaken er at disse kategoriene er basert på data beheftet med stor usikkerhet. De mest fremtredende utslippene som har bidratt til høye poengsummer i EDIP/UMIP er til stede i kun små konsentrasjoner og det er umulig å vite om de ikke finnes i mange datasett fordi de ikke slippes ut eller fordi de rett og slett ikke er målt.

EPS 2000

Figur 4.6 presenterer vektingsresultatene basert på vektingsmetoden EPS 2000.



Figur 4.6: *Vekting av alternative energikilder basert på EPS 2000.*

Figuren viser at gasskraft har høyest vektet miljøbelastning, i hovedsak forbundet med forbruk av ikke-fornybare ressurser. Denne kategorien miljøbelastninger er også viktig for de andre energikildene. For det minste biomassefyrte anlegget (1 MW) og for kullkraft er det innenfor kategorier forbundet med effekter på menneskelig helse det er størst utslag. Tilsvarende som for EDIP-metoden kommer det minste anlegget også dårligst ut her sammenlignet med de andre biomassefyrte anleggene.

Naturgass har gått fra å være en av de aller minst miljøbelastende energikildene i EDIP-metoden til å bli den mest miljøbelastende i EPS 2000-metoden. Dette er i hovedsak knyttet til uttak av gass, hvor selve nedgangen i tilgjengelige gassressurser er vektet tungt. Forskjellen mellom gass og kull skyldes at det er en større knapphet på gass enn kull i forhold til kjente reserver i verden.

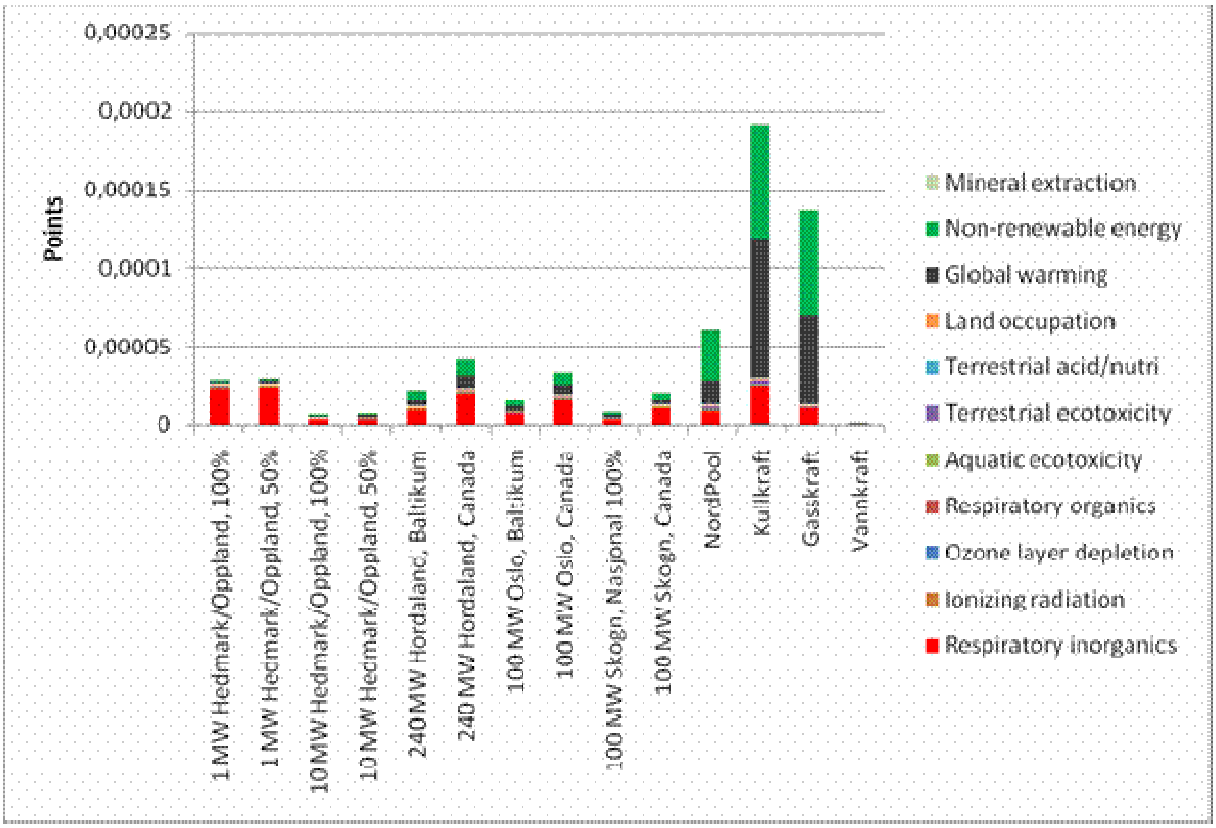
Også i EPS 2000-metoden vokser miljøbelastningene relativt sett dramatisk for de store biomassefyrte anleggene, det vil si om lag 100 %. Men siden utgangspunktet i denne metoden er at miljøbelastningene knyttet til produksjon av kraft og varme fra biomasse er forholdsvis lave, er de likevel langt fra å nærme seg de energikildene med størst miljøbelastning, og miljøbelastningen fra de store anleggene blir ikke like store som for det minste anlegget (1 MW), selv med transport fra Canada. For kull og gass er bidraget i kategoriene ”Severe morbidity” (alvorlig sykdom) og ”Life expectancy” (forventet levealder) knyttet til utslipp av CO_2 og metan. Disse har alvorlige effekter på menneskers helse via klimaendringer og økt spredning av malaria og andre tropiske sykdommer. For det minste biomasseanlegget er det utslipp av partikler i driftsfasen som er viktigst i kategorien ”Life expectancy” gjennom respiratoriske sykdommer. I kategorien ”Severe morbidity” er det polyaromatiske hydrokarboner (PAH) som er den viktigste bidragsyteren for det minste anlegget. For disse to utslippskomponentene gjelder de samme betraktningene som ble presentert for EDIP/UMIP-

metoden. Nemlig at det er vanskelig å avgjøre hvor realistisk det er med såpass stor forskjell for det minste kontra større anlegg fyrt med biomasse.

Med denne vektingsmetoden er de presenterte miljøbelastningskategoriene representert. Riktignok med andre navn ettersom EPS-metoden forsøker å beregne endepunkter, altså faktiske effekter på natur og mennesker, snarere enn midtpunkter som kategoriene ”Drivhuseffekt”, ”Forsuring”, ”Eutrofiering”, og ”Smogdannelse” er mål for. Klimaendringer gis muligens for stort fokus, men dette skyldes nok metodens fokus på betalingsvillighet som gjør at ”populære” miljøbelastninger (slike som har stor plass i media) får høy prioritet.

Impact 2002

Figur 4.7 presenterer vektingsresultatene basert på vektingsmetoden Impact 2000.



Figur 4.7: *Vekting av alternative energikilder basert på Impact 2000.*

I IMPACT 2002+ er det kullkraft forholdsvis tett fulgt av gasskraft som har størst miljøbelastninger, hovedsaklig på grunn av bidrag til ”Global warming” (drivhuseffekt) og ”Non-renewable energy” (forbruk av ikke-fornybare energiressurser). For ”Global warming” er det utslipp av CO_2 som er den store bidragsyteren, mens det for ”Non-renewable energy” er forbruket av henholdsvis kull og gass.

I denne metoden er ikke forbruk av gass vektet tyngre enn forbruk av kull. Også i denne metoden har det minste anlegget fyrt med biomasse relativt store belastninger sammenlignet med de andre biomasseanleggene. Dette skyldes effekter på menneskelig helse grunnet komponenter som kan gi respiratoriske lidelser. Som i EPS-metoden er dette knyttet til utslipp av små partikler i driftsfasen. Også de store anleggene har et visst bidrag i denne kategorien, men her er det utslipp av NOx i forbindelse med transport som gir utslag.

Konklusjonene for IMPACT 2002+-metoden i forhold til alternativene med størst utslipp for hvert av biomasseanleggene er en blanding av de konklusjonene for de to foregående metodene. Transportbidraget gir en relativt sett stor økning i miljøbelastningen for de største anleggene fyrt med biomasse og to av dem tar igjen det minste anlegget (1 MW). Likevel er de langt ifra miljøbelastningene knyttet til elektrisitetsproduksjon fra kull og gass.

I likhet med EPS-metoden er de tidligere presenterte miljøbelastningskategoriene også representert her, og bortsett fra fokuset på forbruk av ikke-fornybare energikilder og den sterke vektingen av drivhuseffekt er resultatene konsistente med sammenligningene presentert tidligere.

4.3.4 Oppsummering fra vekting

En første refleksjon man gjør seg når man ser de tre vektingsmetodene i sammenheng er den store forskjellen mellom EDIP/UMIP og de to andre. Ved bruk av EDIP/UMIP kan man ikke si noe entydig om biomasseanleggenes miljøprestasjon relativt til andre energikilder, mens for de to andre er det bare vannkraft som kommer bedre ut. En mulig årsak til dette er at EDIP/UMIP er litt eldre enn EPS 2000 og IMPACT 2002+ og derfor ikke vekter klimaendringer like tungt som man har gjort etter år 2000. Likevel er det påtagelig hvor stort bidrag toksiske effekter har i EDIP/UMIP. Slike effekter er ikke behandlet i denne rapporten, først og fremst som følge av mangelfullt datagrunnlag. Dette skyldes dels at metodene for å måle dem er noe mangelfullt utviklet og dels fordi potensielt toksiske utslipp ikke måles like systematisk som utslippene som bidrar til de miljøbelastningskategoriene behandlet i denne rapporten.

4.4 Ikke-kvantifiserbare og utelatte livsløpsfaser og miljøpåvirkningskategorier

I kapitlet om forutsetninger ble det beskrevet to livsløpstrinn som ikke er behandlet kvantitativt i rapporten, nemlig ”uttak fra skog” og ”resirkulering av aske”. Disse er kvalitativt beskrevet nedenfor. Det finnes også miljøpåvirkningskategorier som ikke er behandlet i rapporten. Her diskuteres kategoriene ”biodiversitet” og ”toksisitet” da førstnevnte ofte nevnes som et problem i forbindelse med bruk av biomasse til energiformål, mens sistnevnte dukket opp i vektingskapitlet som potensielt viktig.

4.4.1 Uttak fra skog og resirkulering av aske

I følge en svensk rapport fjernes om lag 70 % av næringsstoffinnholdet fra den delen av treet som står over bakken dersom man fjerner GROT (Egnell et al 1998). Resirkulering av asken fra forbrenning er både en måte å bringe næringsstoffer tilbake til skogen og en måte å unngå å måtte håndtere asken som avfall. Før aske kan brukes som gjødsling i skog må den stabiliseres for å unngå at man kan få problemer med støv, metalloksider og/eller salter som kan ha negative følger for planter, dyr og mennesker. (Daugherty 2001; Steenari et al 1999; Lundberg 1994)

Ikke all aske egner seg for tilbakeføring. Aske fra avfallsforbrenning, så vel som forbrenning av noen typer biomasse, kan inneholde store mengder tungmetaller og være skadelig snarere enn nyttig for plante- og trevekst.

I denne livsløpsvurderingen er det ikke gjort noe forsøk på å kvantifisere miljøbelastningen fra uttaket av næringsstoffer i skogen eller ulike måter å håndtere asken på. Det er vanskelig å gi noe klart svar på hvilke konsekvenser denne utelatelsen har for resultater og konklusjoner. Et stort forskningsprosjekt initiert og finansiert av Statens energimyndighet i Sverige har hatt som oppgave å se på mulige effekter som følge av uttak fra skog og resirkulering av aske (Energimyndigheten 2006). Konklusjonen fra studiet viser at man kan benytte relativt store mengder GROT uten negative konsekvenser for jordsmonn, overflatevann og biodiversitet (biologisk mangfold) dersom asken tilbakeføres og man sikrer at den ikke inneholder store mengder tungmetaller eller andre toksiske komponenter.

4.4.2 Biodiversitet og toksisitet

Den siste setningen i foregående avsnitt peker i retning av to andre forhold som ikke er grundig kvantifisert i denne rapporten, nemlig biodiversitet og toksisitet. Disse kategoriene er delvis overlappende da toksiske stoffer kan ha direkte negative følger for biodiversitet.

Biodiversitet er en av kategoriene som er vanskelige å kvantifisere i en LCA og kanskje spesielt i en analyse som dette som er tett knyttet opp mot naturlige systemer i motsetning til industrielle systemer hvor ikke transformering av biologisk materiale er direkte involvert. Selv om de aller fleste miljøeffekter uavhengig av miljøbelastningskategori vil variere i forhold til stedsspesifikke faktorer, er biodiversitet en av de som varierer aller mest. Både kunnskapen om hvilke arter som faktisk eksisterer og hvordan en aktivitet vil påvirke disse er mangelfull i forhold til å produsere kvantitativ informasjon. Det vil si, noe av vanskeligheten med biodiversitet som miljøbelastningskategori er at den er knyttet til faktiske endepunkter i naturen. I så måte vil det kunne ha faktiske konsekvenser hvorvidt man feller et helt spesifikt tre da dette kan være biotop for en bestemt art man ønsker å verne.

Med toksisitet forholder det seg delvis motsatt. En av årsakene til at toksisitet som miljøbelastningskategori er vanskelig å kvantifisere er at den er et mellompunkt, det vil si at toksisitet er en årsak som igjen har mange virkninger. Mengden av potensielt toksiske substanser og deres ulike transportmekanismer i naturen gjør det vanskelig å ha oversikt over dem og gjør det ikke minst vanskelig å innhente konsistente data over livsløpet.

Likevel er ikke biodiversitet og toksisitet fullstendig utelatt fra denne analysen. På tross av problemene med å kvantifisere dem, er de begge potensielt viktige og alle de tre inkluderte vektingsmetodene som har blitt benyttet har i ulik grad forsøkt å kvantifisere toksiske effekter og effekter på biodiversitet. I den sammenheng ble det belyst at datagrunnlaget er kritisk i forhold til disse kategoriene. Det minste anlegget (1 MWel) kom dårligst ut av vektingene, men langt bedre ut i de fire tidligere undersøkte miljøbelastningskategoriene. Det var stort sett knyttet til toksisitet og effekter på økosystemer (som kan knyttes til biodiversitet), hvilket indikerer at datasettet har ganske andre resultater for en del potensielt toksiske komponenter. Hvorvidt dette er realistisk er vanskelig å undersøke uten å gjennomføre målinger ved de bestemte anleggene.

4.5 Oppsummering miljøvurderinger

Resultatene fra alle sammenligningene har vist at kraft- og varmeproduksjon basert på biomasse har god miljøprestasjon sammenliknet med andre energikilder.

Gjennomføringen av vekting har vist at resultatene i de undersøkte kategoriene er forholdsvis konsistente med resultater som har fremkommet hvor flere og andre miljøbelastninger har blitt undersøkt. Spesifiseringen av hvilke kategorier som har vært utslagsgivende innen hver vektingskategori har imidlertid gitt et utfyllende inntrykk i forhold til de tidligere presenterte resultatene.

Det er i denne rapporten valgt å ikke fokusere på toksiske effekter både fordi disse er beheftet med forholdsvis mye større usikkerhet enn de "enkle" kategoriene som er undersøkt, men også fordi grunnlagsdata varierer i mye større grad. Fordi potensielt toksiske stoffer kan gi utslag ved små mengder vil det være ekstra viktig at det er foretatt målinger av slike for alle aktiviteter. Foreløpig er det vanskelig å innehente slike data og også å sikre at de finnes i eksisterende datasett.

Ut fra resultatene ser det ut til at det mest miljøvennlige anlegget for produksjon av kraft og varme fra biomasse er forholdsvis lite, men ikke aller minst. Dette kan forklares med tre faktorer:

- Anlegget er stort nok til å dra fordel av muligheter for å kontrollere forbrenningsprosessen og utslipp fra denne, ergo er det bedre enn det aller minste anlegget.
- Anlegget er lite nok til å få avsetning for all varmen som produseres, ergo har det en bedre utnyttelse av innfyrt energi enn de fleste store anlegg.
- Anlegget er lite nok til å nyttiggjøre seg av forholdsvis lokale ressurser, ergo unngår man slike lange transporter som bidrar med store miljøbelastninger for de store anleggene.

De små anleggene har kommet godt ut av alle sammenligninger på tross av at de både har lavere virkningsgrad enn de større anleggene og også har høyere utslipp per kWh i produksjonsfasen. Den positive vurderingen av de små anleggene er i hovedsak forbundet med at de har relativt stor varmeproduksjon og derfor kan fordele utslipp over flere kWh og at de har korte transportavstander for biomassen. Denne siste forutsetningen vil kunne endres dersom man skulle se på mange små anlegg under ett. Her har hvert enkelt anlegg "fått lov" til å ta alle nærliggende biomasseressurser, mens det i konkurranse med andre enheter ville behøve lengre transportavstander.

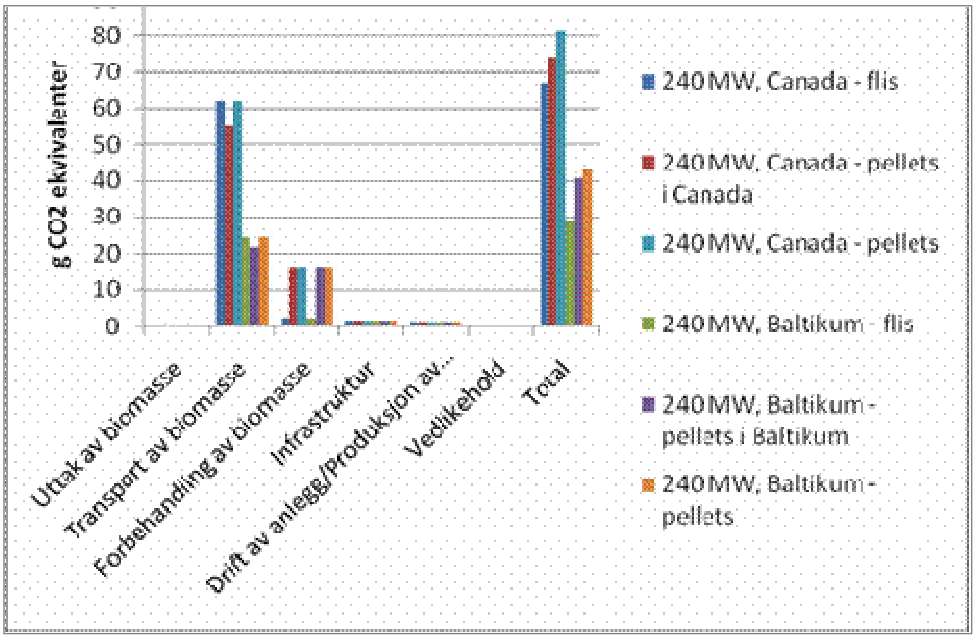
5 Følsomhetsberegninger

I dette kapitlet er konsekvensene av forutsetningen om pelletsproduksjon i forkant av kraft- og varmeproduksjon for de tre største anleggene belyst ved at det er gjennomført analyser av de samme anleggene fyrt med flis. Det presiseres at pelletsproduksjonen er fjernet uten at data for selve forbrenningsprosessen er endret, altså uten at det er justert for hvilke effekter flis i stedet for pellets kan ha for virkningsgrad og utslipp.

I tillegg er konsekvensene av å legge pelletsproduksjonen nær opprinnelsesstedet for importert biomasse i stedet for i tilknytning til anlegget for kraft- og varmeproduksjon analysert for å få frem hvilke utslag det har å si for miljøbelastninger som følge av transportarbeid.

Figur 5.1 viser bidragene til drivhuseffekt fra de ulike alternativene for forbehandling. En kort forklaring av de ulike alternativene følger:

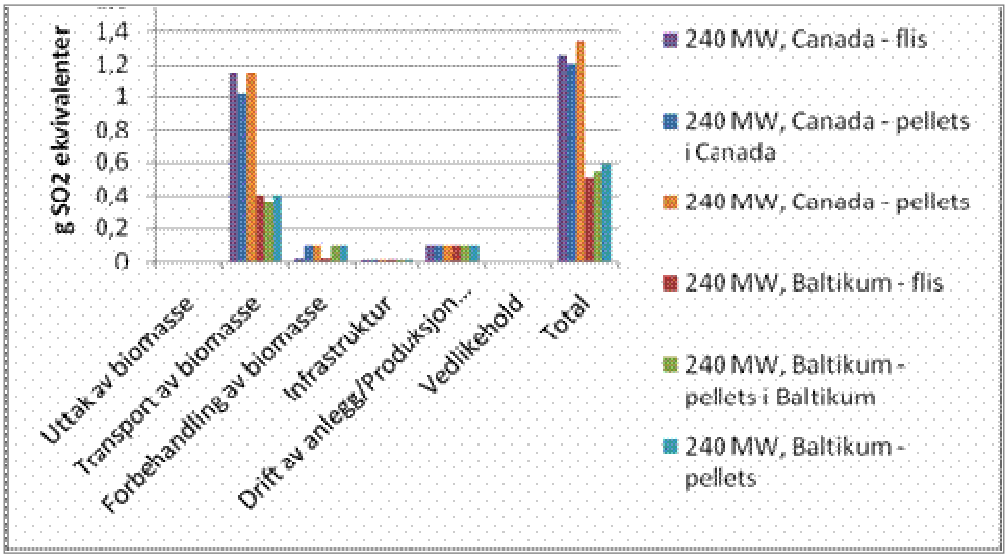
240 MW, Canada – flis	Import av biomasse fra Canada, som transformeres til flis ved bioenergianlegget i Hordaland.
240 MW, Canada – pellets i Canada	Import av ferdig produsert pellets fra Canada
240 MW, Canada – pellets	Import av biomasse fra Canada, som transformeres til pellets i eget forbehandlingsanlegg ved bioenergianlegget i Hordaland (tilsvarende analysene i kap 3 og 4)
240 MW, Baltikum – flis	Import av biomasse fra Baltikum, som transformeres til flis ved bioenergianlegget i Hordaland
240 MW, Baltikum – pellets i Baltikum	Import av ferdig produsert pellets fra Baltikum
240 MW, Baltikum – pellets	Import av biomasse fra Baltikum, som transformeres til pellets i eget forbehandlingsanlegg ved bioenergianlegget i Hordaland (tilsvarende analysene i kap 3 og 4)



Figur 5.1: *Bidrag til miljøbelastningskategorien drivhuseffekt ved ulike former for forbehandling.*

Figuren viser at det er lavest utslipp av klimagasser om flis brukes direkte, uansett om eventuell pelletsproduksjon gjennomføres ved anlegget for kraft- og varmeproduksjon eller ved opprinnelsesstedet for biomassen. Selv om bidraget fra transportfasen er størst ved kraft- og varmeproduksjon når biomassen transporteres som hel tømmer (som er forutsetningen ved flis-forbrenning og pelletering ved bioenergianlegget) er likevel den ekstra miljøbelastningen for omforming fra flis til pellets så stor at det lønner seg å brenne flis direkte. De andre livsløpsfasene er knapt synlige i forhold til drivhuseffekt, det spiller derfor liten rolle at pelletsproduksjon krever et eget anlegg. Dataene er ikke justert for at man muligens får en mer effektiv forbrenningsprosess ved å benytte pellets, men for miljøbelastningskategorien drivhuseffekt har dette liten betydning etter som bidraget fra driftsfasen uansett er neglisjerbart.

Også andre miljøbelastningskategorier bør undersøkes for å avgjøre om konklusjonene i forhold til drivhuseffekt er entydige. Figur 5.2 viser derfor bidragene til miljøbelastningskategorien forsuring fra ulike former for forbehandling.

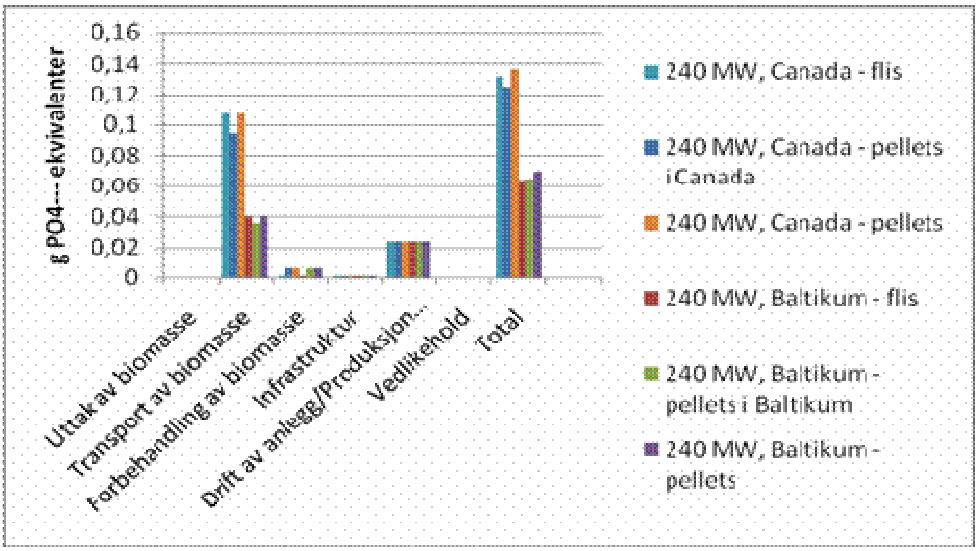


Figur 5.2: *Bidrag til miljøbelastningskategorien forsuring ved ulike former for forbehandling.*

Selv om resultatene for forsuring viser omtrent identisk trend som for drivhuseffekt er det en vesentlig forskjell; stolpene for fyring med flis og for pelletsproduksjon nær opprinnelsesstedet for biomassen har byttet plass i forhold til totalbidraget for alternativet med transport av biomasse fra Canada. I denne miljøbelastningskategorien er altså reduksjonen i utslipp forbundet med transport større enn den ekstra miljøbelastningen for pelletsproduksjon kontra direkte fyring med flis når transporten blir lang nok.

For Baltikum har ikke konklusjonen endret seg, men differansen mellom flis og pellets her er vesentlig mindre enn hva tilfellet var i forhold til drivhuseffekt. For forsuring er det også mulig at endrede data for driftsfasen med mer effektiv forbrenning for pellets enn flis ville gjøre kraft- og varmeproduksjon fra pellets mer attraktivt ettersom denne livsløpsfasen har et synlig bidrag.

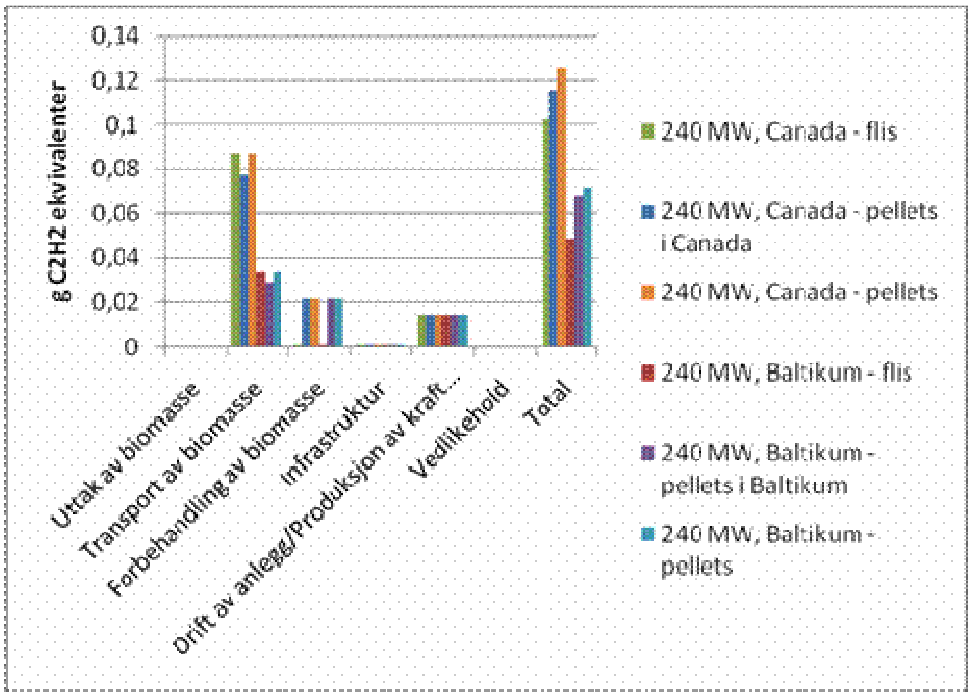
I figur 5.3 er det undersøkt hva forskjellen mellom flis og pellets har å si for miljøbelastningskategorien overgjødsling.



Figur 5. 3: *Bidrag til miljøbelastningskategorien overgjødsling ved ulike former for forbehandling.*

Tilsvarende som for forsuring har også her konklusjonene endret seg for alternativet med transport fra Canada. Det reduserte bidraget fra transportfasen har også her større innvirkning enn den ekstra belastningen fra pelletsproduksjon. For overgjødsling er drifsfasen enda mer relativt viktig enn for forsuring, hvilket i enda større grad vil si at mer effektiv forbrenning kan endre konklusjonene.

Figur 5.4 viser hva forskjellen mellom flis og pellets har å si for miljøbelastningskategorien smogdannelse.



Figur 5.4: *Bidrag til miljøbelastningskategorien smogdannelse ved ulike former for forbehandling.*

Resultatene for smogdannelse viser samme trend som for drivhuseffekt: Det er lavest bidrag til smogdannelse dersom flis brukes direkte, uansett om eventuell pelletsproduksjon gjennomføres ved anlegget for kraft- og varmeproduksjon eller ved opprinnelsesstedet for biomassen. Selv om bidraget fra transportfasen er størst ved kraft- og varmeproduksjon når biomassen transporteres som hel tømmer (som er forutsetningen ved flis-forbrenning og pelletering ved bioenergianlegget) er likevel den ekstra miljøbelastningen for omforming fra flis til pellets så stor at det lønner seg å brenne flis direkte.

Heller ikke her er dataene justert for at man muligens får en mer effektiv forbrenningsprosess ved å benytte pellets. For smogdannelse er driftsfasen tilsvarende viktig som for overgjødsling, hvilket kan medføre at mer effektiv forbrenning kan endre konklusjonene.

5.1 Oppsummering følsomhetsanalyser

Resultatene har vist at pelletsproduksjon ved anlegg for kraft- og varmeproduksjon gir høyest miljøbelastning uansett miljøbelastningskategori og uansett om transporten er fra Canada eller Baltikum. Det betyr at forutsetningen om pelletsproduksjon gir høyere miljøbelastning relativt til små anlegg fyrt med flis og til anlegg drevet med andre energikilder.

Videre viser følsomhetsvurderingene at fyring med flis gir bedre resultat enn fyring med pellets for kraft- og varmeproduksjon for alle miljøkategorier, bortsette fra forsuring og overgjødsling ved import av tømmer fra Canada. Da gir det best resultat å produsere pellets ved biomasseressursene i Canada som følge av mer effektiv transport.

Det presiseres at dataene ikke er justert for at man muligens får en mer effektiv forbrenningsprosess ved å benytte pellets kontra flis, noe som kan medføre at mer effektiv forbrenning kan endre konklusjonene.

I tillegg til den undersøkte forutsetningen angående bruk av pellets kontra flis, inngår det også andre forutsetninger som er basert på antakelser med mulige konsekvenser for resultatene. To av disse forutsetningene er fuktinnholdet i trevirke og virkningsgraden for de ulike anleggene. I analysen er det regnet med 40 % fuktinnhold i trevirket (uavhengig om det er rundtømmer, GROT, røtter eller flis) fra det transporteres ut fra opprinnelsessted til det forbrennes i anlegget. En høyere fuktprosent ville medføre økte miljøbelastninger fra transportfasen, mens en lavere selvfølgelig ville føre til det motsatte.

Da alternativene spenner over såpass stor variasjon i både effekt og i antatte transportlengder er en viss følsomhetsberegning inkludert i sammenligningen mellom anleggene. Det er derfor ikke mye ekstra informasjon man ville fått om man hadde variert forutsetningene mer innenfor hvert alternativ.

6 Konklusjoner

For de vurderte miljøpåvirkningskategoriene viser resultatene at det er en vesentlig forskjell mellom store og små anlegg vedrørende hvilke livsløpsfaser som er viktigst i forhold til de totale miljøbelastningene: For de relativt små anleggene (<10 MW) kommer de største bidragene fra drift, infrastruktur og forbehandling, mens det for de store anleggene (100 MW, 240 MW) er transport og forbehandling som er hovedbidragsyterne til de totale miljøbelastningene.

Resultatene viser at kraft- og varmeproduksjon basert på biomasse har god miljøprestasjon sammenliknet med NorPool-kraft, gasskraft og kullkraft. Det kan likevel være nødvendig å presisere at dersom kraft- og varmeproduksjon basert på bioenergi kommer som et tillegg til, i stedet for et substitutt av, andre energikilder vil totale utslipp og miljøbelastninger knyttet til det norske energisystemet øke. Å spare 1 kWh strøm har derfor større positiv miljøeffekt enn å produsere ekstra kilowattimer fra bioenergi.

En rangering av de ulike anleggene basert på resultatene fra de vurderte miljøpåvirkningskategoriene, viser at det mest miljøvennlige anlegget for produksjon av kraft og varme fra biomasse er forholdsvis lite (10 MW), men ikke aller minst (1 MW). Dette kan forklares med tre faktorer:

- Anlegget er stort nok til å dra fordel av muligheter for å kontrollere forbrenningsprosessen og utslipp fra denne, ergo er det bedre enn det aller minste anlegget (1 MW).
- Anlegget er lite nok til å få avsetning for all varmen som produseres, ergo har det en bedre utnyttelse av innfyrt energi enn de fleste store anlegg.
- Anlegget er lite nok til å nyttiggjøre seg av forholdsvis lokale ressurser, ergo unngår man slike lange transporter som bidrar med store miljøbelastninger for de store anleggene.

Resultatene viser også at større anlegg (< 100 MW) med god avsetning for varme og bruk av nasjonale biomasseressurser (gjennomsnittlig transportavstand ca 100 km) vil kunne gi tilnærmet like god miljøprestasjon som mindre anlegg (10 MW).

De små anleggene har kommet godt ut av alle sammenligninger på tross av at de har lavere virkningsgrad enn de større anleggene. Den positive vurderingen av de små anleggene er i hovedsak forbundet med at de har relativt stor varmeproduksjon og derfor kan fordele utslipp over flere kWh og at de har korte transportavstander for biomassen. Denne siste forutsetningen vil kunne endres dersom man skulle se på mange små anlegg under ett. Her har hvert enkelt anlegg "fått lov" til å ta alle nærliggende biomasseressurser, mens det i konkurranse med andre enheter ville behøve lengre transportavstander.

Gjennomføringen av vekting har vist at resultatene i de undersøkte kategoriene er forholdsvis konsistente med resultater som har fremkommet hvor flere og andre miljøbelastninger har blitt undersøkt. Spesifiseringen av hvilke kategorier som har vært utslagsgivende innen hver vektingskategori har imidlertid gitt et utfyllende inntrykk i forhold til resultatene for de vurderte miljøpåvirkningskategoriene, bla kom det frem at toksiske effekter kan være viktig når det gjelder vurdering av bioenergianlegg.

Det er i denne rapporten valgt å ikke fokusere på toksiske effekter både fordi disse er beheftet med forholdsvis mye større usikkerhet enn de "enkle" kategoriene som er undersøkt, men også fordi grunnlagsdata varierer i mye større grad. Fordi potensielt toksiske stoffer kan gi utslag ved små

mengder vil det være ekstra viktig at det er foretatt målinger av slike for alle aktiviteter. Toksiske effekter er ikke behandlet i denne rapporten, først og fremst som følge av mangelfullt datagrunnlag.

Resultatene fra følsomhetsvurderingene viser at pelletsproduksjon lokalisert ved bioenergianlegget gir høyest miljøbelastning (i forhold til flising ved bioenergianlegget og pelletsproduksjon lokalisert nær biomasseressursuttaket) uansett miljøbelastningskategori og uansett om transporten er fra Canada eller Baltikum. Det kommer dels av at transport av tømmer gir lavest transporteffektivitet og at det medfører høyere miljøbelastning å produsere pellets enn flis.

Følsomhetsvurderingene viser også at fyring med flis gir best resultat for kraft- og varmeproduksjon for alle miljøkategorier, bortsett fra forsuring og overgjødsling når import av tømmer kommer fra Canada. Da gir det best resultat å produsere pellets ved biomasseressursene i Canada som følge av mer effektiv transport. Det presiseres at dataene ikke er justert for at man muligens får en mer effektiv forbrenningsprosess ved å benytte pellets kontra flis, noe som kan medføre at mer effektiv forbrenning kan endre ovenfor beskrevne konklusjoner.

Biodiversitet er en av kategoriene som er vanskelige å kvantifisere i en LCA og kanskje spesielt i en analyse som dette, som er tett knyttet opp mot naturlige systemer i motsetning til industrielle systemer hvor ikke transformering av biologisk materiale er direkte involvert. Selv om de aller fleste miljøeffekter uavhengig av miljøbelastningskategori vil variere i forhold til stedsspesifikke faktorer, er biodiversitet en av de som varierer aller mest. Både kunnskapen om hvilke arter som faktisk eksisterer og hvordan en aktivitet vil påvirke disse er mangelfull i forhold til å produsere kvantitativ informasjon. Det vil si, noe av vanskeligheten med biodiversitet som miljøbelastningskategori er at den er knyttet til faktiske endepunkter i naturen. I så måte vil det kunne ha faktiske konsekvenser hvorvidt man feller et helt spesifikt tre da dette kan være biotop for en bestemt art man ønsker å verne.

6.1 Forslag til videre studier

Resultatene i denne rapporten viser forholdsvis god miljøprestasjon for kraft- og varmeproduksjon fra biomasse. Her er det bare undersøkt hvordan miljøprestasjonen er når biomassen er overskuddsbiomasse fra skog. Dersom bioenergi skal være et større innslag i norsk energiproduksjon vil man sannsynligvis også benytte andre typer biomasse og en miljøvurdering av slike vil være et nyttig fremtidig studie.

Den viktigste livsløpsfasen for storskala bioenergianlegg er transport, og mer spesifikke studier av forutsetninger og miljøbelastninger knyttet til denne fasen kan utdype resultatene fra denne rapporten.

Metoder for å bedre beregne miljøeffekter som ikke er inkludert i denne rapporten er i utvikling. Parallelt med at metoder blir både enklere og mer nøyaktige i utregningen av potensielle miljøeffekter kommer det også økte krav om måling av diverse komponenter. Disse forhold tilsier at man bør gjøre studier som dekker opp andre miljøeffekter enn de som er inkludert i denne rapporten.

Da satsingen på bioenergianlegg er økende betyr det at miljøanalyser bør oppdateres når erfaringstall fra nye anlegg foreligger. Når denne rapporten skrives er det ingen virkelig storskala anlegg som drives kun på biomasse og det er derfor vanskelig å få nøyaktige utslippstall fra driftsfasen av anleggene. Derfor bør man oppdatere studier av energi fra biomasseressurser ettersom erfaringstall for utslipp foreligger.

7 Referanser

Alholmen (2007): Årsrapport 2006.
http://www.alhomenskraft.com/se/environment/report_2006.htm

Anonym (2000): Livscyklusvurdering av dansk el og kraftvarme. Prosjekt utført av EnergiE2, Elkraft, Elsam, Elfor, Eltra m. fl.

Bernhard, P. og Bugge, L. (2007): Biomasse – nok til alle gode formål? Oslo: KanEnergi

Bøeng (2005): Energibruk i husholdninger 1930-2004 og forbruk etter husholdningstype. SSB rapport 2005/41. Oslo: SSB

Daugherty, E.C. (2001): Biomass Energy Systems Efficiency: Analyzed through a Life Cycle Assessment. Master of Science thesis. Lunds universitet

EcoInvent: EcoInvent database versjon 1.1, The Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ETH).

Egnell, G.; Nohrstedt, H-Ö.; Weslien, O. og Örlander, G (1998): Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Rapport 1, Skogsstyrelsen (i Sverige)

Energimyndigheten (2006): Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige: En synes av Energimyndighetens forskningsprogram. Rapport ER2006:44, Energimyndigheten (i Sverige)

Energinet.dk (2007): Miljørapport 2007 for Energinet.dk.
http://www.energinet.dk

Finansdepartmentet (2004): Differensiert el-avgift for husholdninger. NOU 2004:8

Flynn, P. og Kumar, A. (2005): Trip Report – Site Visit to Alhomens 240 MW Power Plant Pietarsaari, Finland August 29 to September 2, 2005. BIOCAP Canada Foundation

Hobbelstad. K. (2007): Ressurssituasjonen i Hedmark og Oppland, Oppdragsrapport for Skog og landskap 13/2007, ISBN 978-82-311-0025-6

Isachsen, O.; Jørgensen, P.F.; Bugge, L. og Bernhard, P. (2005): Grønne sertifikater og biobrensel: sertifikatmarkedets betydning for markedet for biobrensel. Oslo: NVE

Jensen, J.P. og Ottosen, P. (2004): Anvendelse av træ- og halmpiller i større kraftvarmeanlæg. Presentasjon på Dansk Træpillekonference 2004, 03.11.2004

Jørgensen, P.F. og Bernhard, P. (2004): Elproduksjon basert på biobrensler. Teknisk – økonomisk potensial. Oslo: NVE

Kumar, A.; Flynn, P.C. og Sokhansanj, S. (2005): Feedstock Availability and Power Costs Associated with Using BC's Beetle-Infested Pine. BIOCAP Canada

Langerud, B; Størdal, S; Wiig, H. og Ørbeck, M. (2007): Bioenergi i Norge – potensialer, markeder og virkemidler. ØF-rapport nr. 17/2007. Lillehammer: Østlandsforskning

Larsson, J. Y. og Hylen, G. (2007): Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004.

Lundberg, A. (1994): Skogsbränsle, aska och ekologi. Projekt Skogskraft Rapport nr. 21. Vattenfall

Nielsen, M. og Illerup, J.B. (2003): Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Faglig rapport fra DMU, nr. 442

Saur, I. F.; Raadal, H. L. og Erstad, E. (1996): Økt bruk av biokarbon i silisium- og ferrosilisiumindustrien. STØ-rapport OR 48.96

Setterwall, C. et al (2004) Eclipse – Environmental and Ecological Life Cycle Inventories for present and future Power Systems in Europe: Methodological guidelines. Vattenfall AB

SSB (2007): Innenlandsk persontransport, etter transportmåte. 1965, 1970, 1975, 1980, 1985, 1990, 1995, 2000 og 2003-2006. Tabell på web
http://www.ssb.no/transpinn/tab-2007-07-03-01.html

SSBs statistikk for skoggavvrkning for salg 2002:
http://www.ssb.no/vis/emner/10/04/20/skogav/2002/main.html

Steenari, B-M., Karlsson, L.G. og Lindqvist, O. (1999): Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass and Bioenergy*. Vol 16: 119-136

Treteknisk (2007): Hvor er fuktigheten i trevirket?
http://www.treteknisk.no/fullstory.aspx?m=703&amid=2900

Trømborg, E., Bolkesjø, T. F. & Solberg, B. 2007. Skogbasert bioenergi til oppvarming
- økonomisk potensiale i Norge og effekt av økonomiske virkemidler. INA fagrapport 9. Ås: UMB

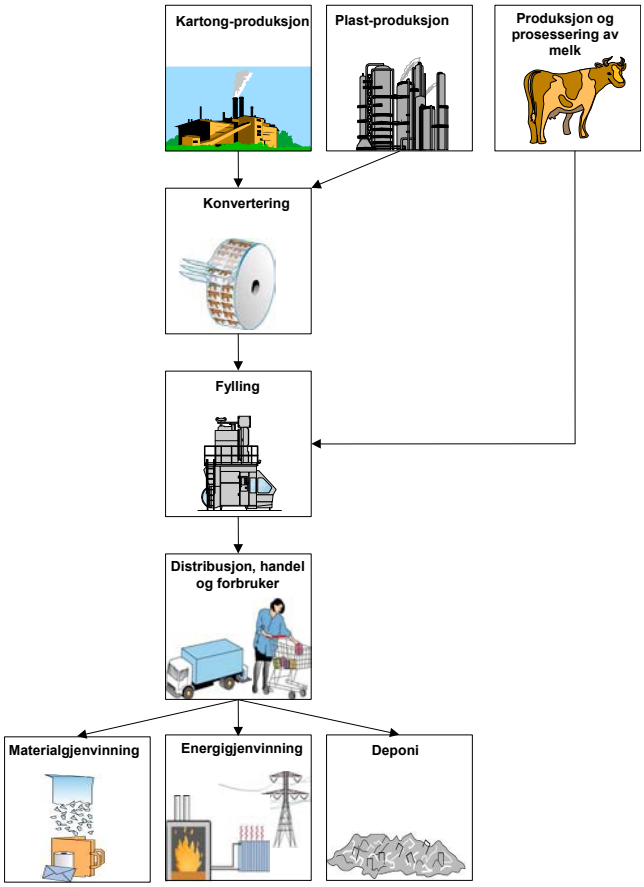
Vattenfall (2004) Livscykelanalys – Vattenfalls el i Sverige. EO Print Stockholm

Veggum, A. og Rubach S. (2000): Bruk av biokarbon i norsk ferrolegeringsindustri: Tilfangst utenfor Norge. Logistikk og kostnader. Statusrapport 2000. STØ-rapport OR 11.00

Vedlegg 1 LCA-METODIKK

En livsløpsvurdering av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet, fra 'vugge til grav'. Analysen tar utgangspunkt i et *produktsystem*, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet i forhold til en definert *funksjonell enhet*, som er den enheten som viser hva produktet yter i forhold til bestemte krav til produktet.

Livsløpsvurderingen skal omfatte alle de prosessene og aktivitetene som inngår i et produktsystem, og som til sammen er med på å oppfylle funksjonen eller funksjonene som produktsystemet skal oppfylle. Et eksempel på en livsløpsmodell for et produktsystem er vist i figuren under.



Figur V.1: *Eksempel på en livsløpsmodell for et produktsystem for melk (inkl. emballasje)*

En livsløpsvurdering har følgende tre sentrale poeng:

- En ser på heile det tekniske systemet som skal til for å produsere, bruke og avhende produktet (systemanalyse) og ikke berre på produktet i seg selv.

- En ser på heile materialsyklusen langs verdikjeda til produktet og ikke berre på en enkel operasjon eller bearbeidingsprosess.
- En ser på et antall relevante miljø- og helsepåverknader for heile systemet og ikke berre på en enkelt miljøfaktor (f.eks. utslepp av løysemiddel eller støv).

Dette gir en mer helhetlig tilnærming til helse-, miljø- og ressursproblema enn det vi ofte har vært vitne til tidligere, der fokuset har vært på enkeltfaktorer eller enkeltstående prosesser.

Simuleringsprogrammet SimaPro 7.1 er brukt for gjennomføring av analysene.

Vedlegg 2 FORUTSETNINGER

V.2.1 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ALTERNATIV 1: ANLEGG PÅ 1 MWEL LOKALISERT I HEDMARK/OPPLAND

Grunnlagsdata alternativ 1: 1 MW el

Karakteristikk	Data	Kilde
Lokalisering	Hedmark/Oppland	NVE/STØ
Elektrisk effekt (MW)	1	NVE
Totalvirkningsgrad	0,80	NVE
El-andel (av kjelkapasitet)	0,20	NVE
El-virkningsgrad (av innfyrt energi)	0,16	NVE
Brukstid, totalt (timer/ år)	4 000	NVE
Kjelkapasitet (MW)	5	NVE
Innfyrt energi (MW)	6	NVE
Kjelkapasitet (GWh)	20	NVE
Innfyrt energi (GWh)	25	NVE
Produsert mengde el (GWh)	4	NVE
Produsert mengde varme (GWh)	16	NVE
Varmevirkningsgrad	0,64	NVE/STØ
Brukstid med varmeavsetning	4 000	NVE
Innfyrt mengde (antatt furu, 40% fukt, fm3)	11 691	STØ
Biomasseleveranser	Regionalt	NVE/STØ

Forutsetninger for beregning av innfyrt mengde (fm3)		
Fuktprosent (furu)	40	%
Brennverdi som funksjon av fuktprosent, furu	2138,4	kWh/fm3
Innfyrt energi	25,00	GWh
Innfyrt mengde	11 691	fm3

V.2.2 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ALTERNATIV 2: ANLEGG PÅ 10 MW EL LOKALISERT I HEDMARK/OPPLAND

Grunnlagsdata alternativ 2: 10 MW el

Karakteristikk	Data	Kilde
Lokalisering	Hedmark/Oppland	NVE/STØ
Elektrisk effekt (MW)	10	NVE
Totalvirkningsgrad	0,80	NVE
El-andel (av kjelkapasitet)	0,25	NVE
El-virkningsgrad (av innfyrt energi)	0,20	NVE
Brukstid, totalt (timer/ år)	4 000	NVE
Kjelkapasitet (MW)	40	NVE
Innfyrt energi (MW)	50	NVE
Kjelkapasitet (GWh)	160	NVE
Innfyrt energi (GWh)	200	NVE
Produsert mengde el (GWh)	40	NVE
Produsert mengde varme (GWh)	120	NVE
Varmevirkningsgrad	0,60	NVE/STØ
Brukstid med varmeavsetning	4 000	NVE
Innfyrt mengde (antatt furu, 40% fukt, fm3)	93 528	STØ
Biomasseleveranser	Regionalt	NVE/STØ

Forutsetninger for beregning av innfyrt mengde (fm3)		
Fuktprosent (furu)	40	%
Brennverdi som funksjon av fuktprosent, furu	2 138	kWh/fm3
Innfyrt energi	200	GWh
Innfyrt mengde	93 528	fm3

V.2.3 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ALTERNATIV 3: ANLEGG PÅ 240 MWEL LOKALISERT I HORDALAND

Grunnlagsdata alternativ 3: 240 MW el

Karakteristikk	Data	Kilde
Lokalisering	Hordaland	NVE/STØ
Elektrisk effekt (MW)	240	NVE
Totalvirkningsgrad	0,90	NVE
El-andel (av kjelkapasitet)	0,00	NVE
El-virkningsgrad (av innfyrt energi)	0,40	NVE
Brukstid, totalt (timer/ år)	6 700	NVE
Kjelkapasitet (MW)	0	NVE
Innfyrt energi (MW)	600	NVE
Kjelkapasitet (GWh)	0	NVE
Innfyrt energi (GWh)	4 020	NVE
Produsert mengde el (GWh)	1 608	NVE
Produsert mengde varme (GWh)	0	NVE
Varmevirkningsgrad	0,0	NVE/STØ
Brukstid med varmeavsetning	0	NVE
Innfyrt mengde (antatt pellets, fukt 10%, fm3)	1 413 005	STØ
Biomasseleveranser	Baltikum, Canada	NVE/STØ

Forutsetninger for beregning av innfyrt mengde (fm3)		
Fuktprosent pellets	10	%
Brennverdi pellets	2 845	kWh/fm3
Innfyrt energi	4 020	GWh
Innfyrt mengde	1 413 005	fm3

V.2.4 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ALTERNATIV 4: ANLEGG PÅ 100 MWEL LOKALISERT I OSLO

Grunnlagsdata alternativ 4: 100 MW el

Karakteristikk	Data	Kilde
Lokalisering	Oslo	NVE/STØ
Elektrisk effekt (MW)	100	NVE
Totalvirkningsgrad	0,90	NVE
El-andel (av kjelkapasitet)	0,30	NVE
El-virkningsgrad (av innfyrt energi) *	0,36	NVE
Brukstid, totalt (timer/ år)	6 700	NVE
Kjelkapasitet (MW)	225	NVE
Innfyrt energi (MW)	250	NVE
Kjelkapasitet (GWh)	1 508	NVE
Innfyrt energi (GWh)	1 675	NVE
Produsert mengde el (GWh)	605	NVE
Produsert mengde varme (GWh)	315	NVE
Varmevirkningsgrad	0,19	NVE/STØ
Brukstid med varmeavsetning	2 000	NVE
Innfyrt mengde (antatt pellets, fukt 10%, fm3)	588 752	STØ
Biomasseleveranser	Baltikum, Canada	NVE/STØ

Forutsetninger for beregning av innfyrt mengde (fm3)		
Fuktprosent pellets	10	%
Brennverdi pellets	2 845	kWh/fm3
Innfyrt energi	1 675	GWh
Innfyrt mengde	588 752	fm3

* El-virkningsgrad når anlegget produserer kun el (4700 t/år): 40%

V.2.5 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ALTERNATIV 5: ANLEGG PÅ 240 MWEL LOKALISERT I SKOGN

Grunnlagsdata alternativ 5: 100 MW el

Karakteristikk	Data	Kilde
Lokalisering	Skogn	NVE/ST Ø
Elektrisk effekt (MW)	100	NVE
Totalvirkningsgrad	0,90	NVE
El-andel (av kjelkapasitet)	0,30	NVE
El-virkningsgrad (av innfyrt energi) *	0,27	NVE
Brukstid, totalt (timer/ år)	6 700	NVE
Kjelkapasitet (MW)	333	NVE
Innfyrt energi (MW)	370	NVE
Kjelkapasitet (GWh)	2 233	NVE
Innfyrt energi (GWh)	2 481	NVE
Produsert mengde el (GWh)	670	NVE
Produsert mengde varme (GWh)	1 563	NVE
Varmevirkningsgrad	0,63	NVE/ST Ø
Brukstid med varmeavsetning	6 700	NVE
Innfyrt mengde (antatt pellets, fukt 10%, fm3)	872 225	ST Ø
Biomasseleveranser	Baltikum, Canada, nasjonalt	NVE/ST Ø

Forutsetninger for beregning av innfyrt mengde (fm3)		
Fuktprosent pellets	10	%
Brennverdi pellets	2845	kWh/fm3
Innfyrt energi	2 481	GWh
Innfyrt mengde	872 225	fm3

Vedlegg 3 KARTLEGGING AV TILGJENGELIGE BIOMASSERESSURSER

Potensial økt uttak	Ref	Tilvekst (1000 fm3)			Ref	Balansekvantum	Ref	Avvirkning (1000 fm3)			**Potensial økt uttak**
		Barskog	Lauvskog	Sum		1000 fm3		Barskog	Lauvskog	Sum	**1000 fm3**
Hedmark og Oppland	(3a)	6 300	1 000	7 300	(3b)	4 300	(2)	3 305	5	3 311	**989**
Sør- og Nord-Trøndelag	(1)	1 930	504	2 434	(3a,b)	1 434	(2)	759	2	761	**672**

Potensial hogstavfall	Ref	Avvirkning	Ref	Til hogstavfallsflis		Ref	Innsamlingsreduksjoner			**Potensial som kan samles inn**			
		1000 fm3		lm/fm3	Potensial 1000 lm3		Bonitet	Maskin	Div tap	1000 lm3	Ref	Fastmasse (%)	**1000 fm3**
Hedmark og Oppland	(2)	3 311	(4)	0,79	2 599	(4)	35 %	40 %	10 %	912	(4)	44 %	**401**
Sør- og Nord-Trøndelag	(2)	761	(4)	0,82	624	(4)	35 %	40 %	10 %	219	(4)	44 %	**96**

Potensial stubbe/GROT	**Ref**	**GROT**
		1000 fm3
Hedmark og Oppland	(3b)	1 400
Sør- og Nord-Trøndelag		322

42 % Beregner stubbe/GROT med basis i prosent stubbe/GROT av total avvirket fra Hobbelstad-rapport.

Referanser:

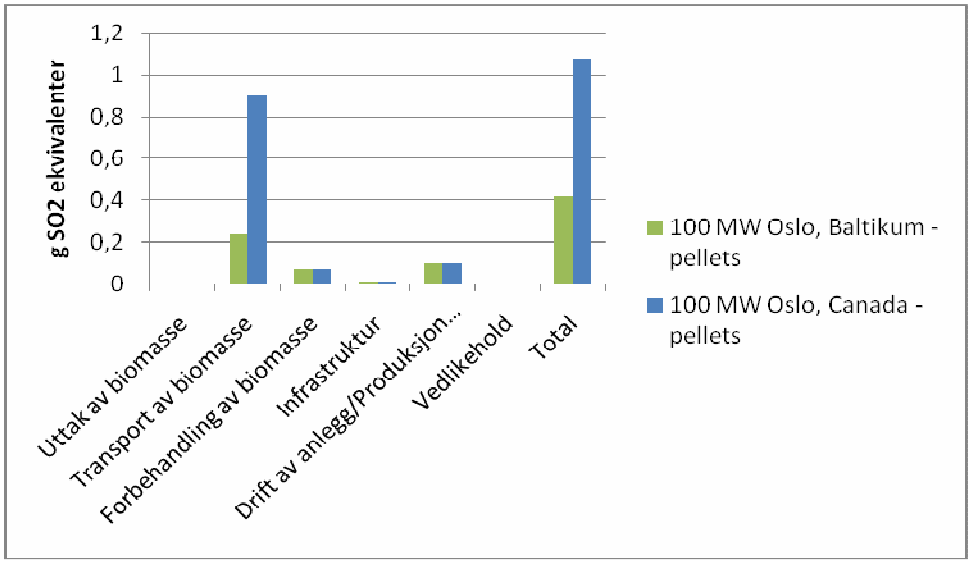
(1) Larsson, J. Y., Hylen, G. (2007): Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004. Tabell 13.
http://www.skogoglandskap.no/publikasjon/1177319701.87
(2) SSBs statistikk for skoggavvrkning for salg 2002: http://www.ssb.no/vis/emner/10/04/20/skogav/2002/main.html
(3a) Hobbelstad. K. (2007): Ressurssituasjonen i Hedmark og Oppland, Oppdragsrapport for Skog og landskap 13/2007, ISBN 978-82-311-0025-6, figur 3
(3b) Hobbelstad. K. (2007): Ressurssituasjonen i Hedmark og Oppland, Oppdragsrapport for Skog og landskap 13/2007, ISBN 978-82-311-0025-6, figur 12
(4) Saur, I. F., Raadal, H. L., Erstad, E. (1996): STØ-rapport OR 48.96, Vedlegg B: tabell Hogstavfall Topp, kvist og bar: Andel lm3/fm3, Innsamlingsreduksjoner og fastmasseprosent

Grunnlag for overslagsberegning av balansekvantum i Sør- og Nord-Trøndelag

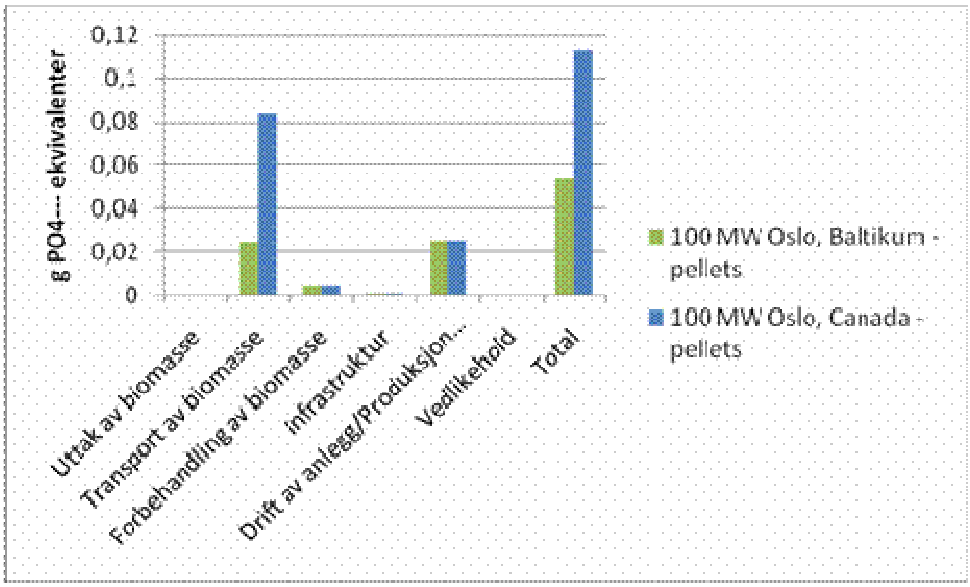
Balansekvantum i % av tilvekst (3a,b) 59 % Antar at balansekvantum utgjør samme andel av tilvekst i Sør- og Nord-Trøndelag som i Hedmark og Oppland

Vedlegg 4 RESULTATGRAFER

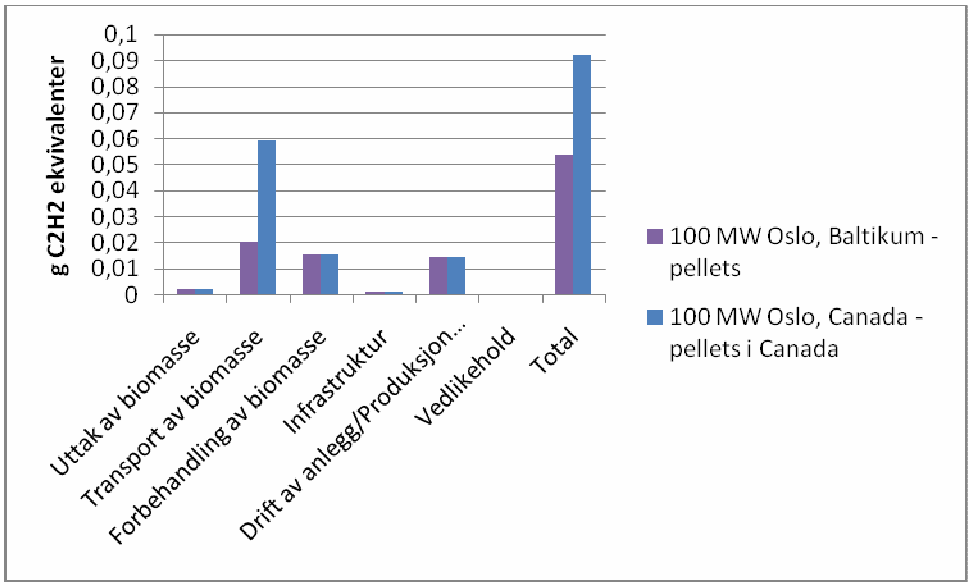
Resultatgrafer for Alternativ 4: 100 MW_{el}-anlegg lokalisert i Oslo



***Figur V4**.1: Bidrag til forsuring vist som g SO_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 4 (100 MW_{el}-anlegg i Oslo).*

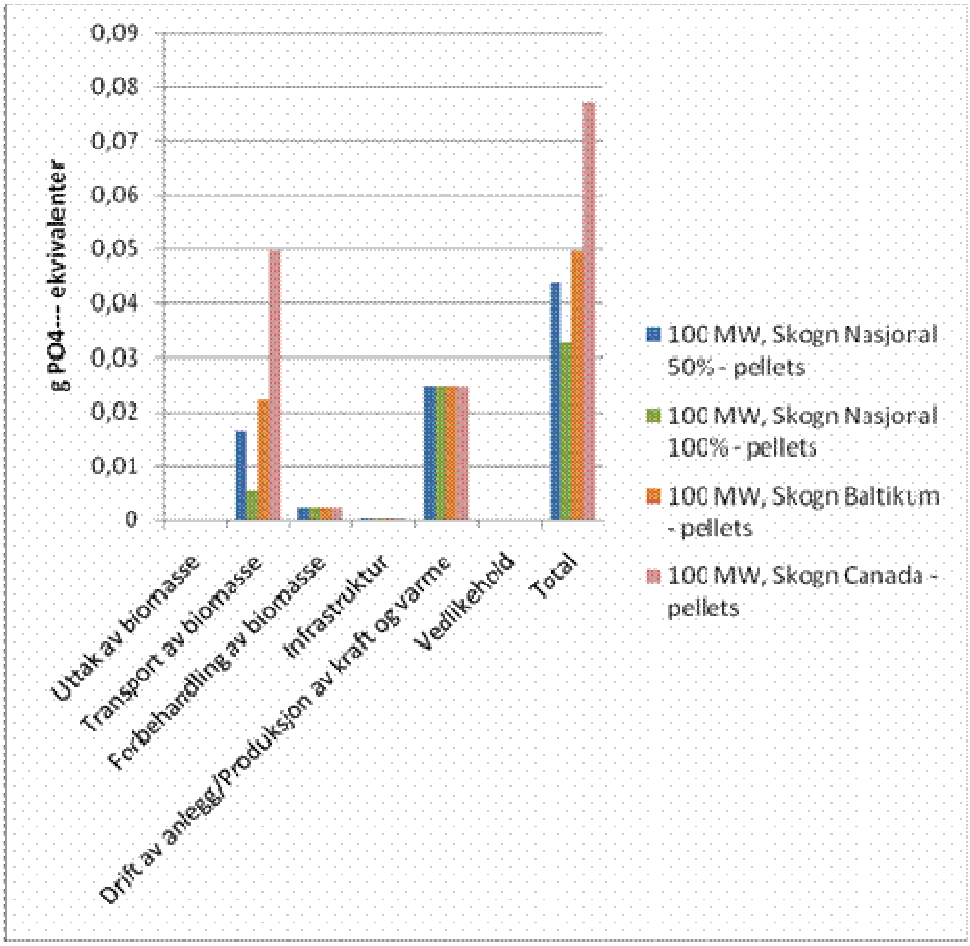


***Figur V4.2**: Bidrag til overgjødsling vist som g PO_{4--}-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 4 (100 MW_{el}-anlegg i Oslo).*

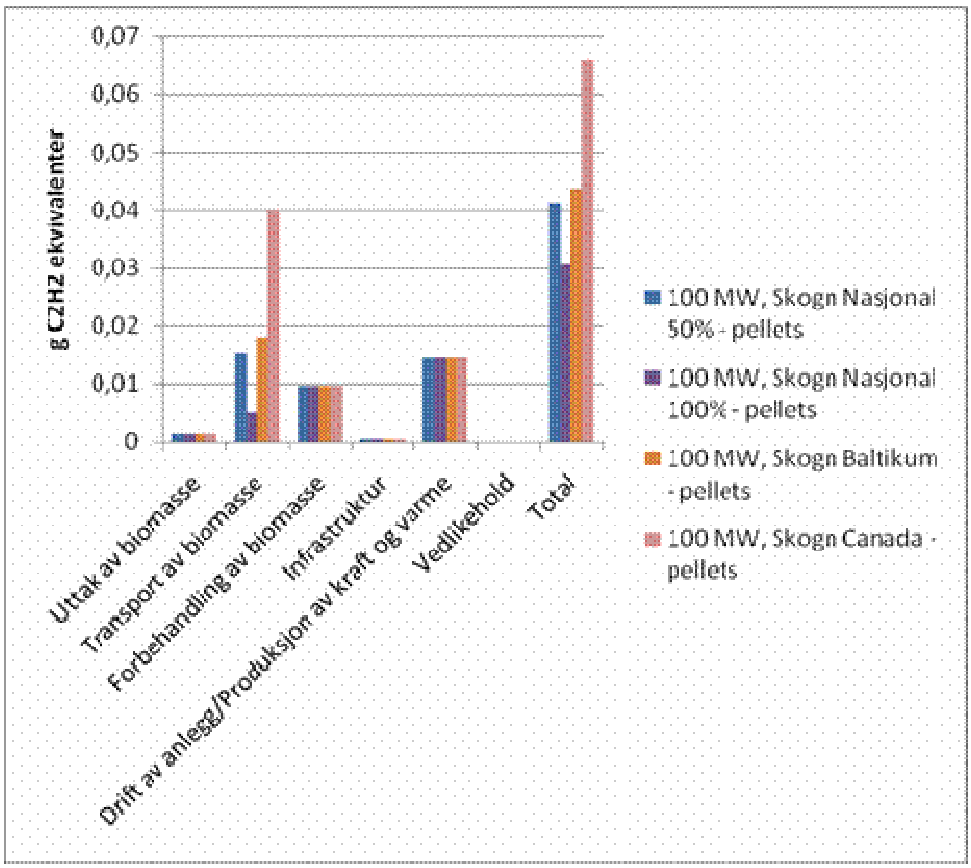


Figur V4.3: *Bidrag til smogdannelse vist som g C_2H_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 4 (100 MW_{el}-anlegg i Oslo).*

Resultatgrafer for Alternativ 5: 100 MW_{el}-anlegg lokalisert i Skogn



***Figur V4.4**: Bidrag til overgjødsling vist som g PO_{4-}-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 5 (100 MW_{el}-anlegg i Skogn).*



***Figur V4.5**: Bidrag til smogdannelse vist som g C_2H_2-ekv/kWh energi, fordelt over livsløpet til alternativ 5 (100 MW_{el}-anlegg i Skogn).*

Vedlegg 5 VEKTINGSMETODER

Vektingsmetoder i LCA baserer seg på to grunnleggende forutsetninger. Den første er at ikke alle miljøbelastninger er like viktige og den andre er at utslipp i seg selv ikke er miljøbelastninger men deres eventuelle konsekvenser for natur eller mennesker er dét (og da uten å ta noen grunnleggende diskusjon rundt hvorvidt naturen har en egenverdi og hvem som eventuelt ville være i stand til å måle en slik).

Tre vektingsmetoder er presentert i denne rapporten og en kortfattet forklaring av hver enkelt gis her. De tre er EDIP (Environmental Design of Industrial Products), EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in product design) og IMPACT 2002+, og de har alle litt ulike forutsetninger for modellene som er benyttet til å foreta evaluering mellom ulike miljøbelastningskategorier.

EDIP

Denne metoden ble først utviklet i 1996 og senere oppdatert i 2000. Metoden grupperer utslipp inn i såkalte mellompunktskategorier (”Midpoint categories”) så som global oppvarming, forsuring og eutrofiering. Det vil si at EDIP ikke har som ambisjon å kalkulere de faktiske effektene av utslipp, men snarere potensielle effekter. Metoden har således kategorier i overensstemmelse med klassisk LCA. For toksiske effekter på miljø og mennesker er det tatt hensyn til kjemiske substansers mulige spredning i ulike medier, hvilket vil si at utslipp til luft vil ha effekter på vann og jord og utslipp til vann eller jord vil også ha effekter på andre medier. For å oppnå ett eneste tall må resultatene fra kategoriseringen normaliseres og vektes. Normalisering gjøres ved å sammenligne resultatene fra kategoriseringen med utslipp av den aktuelle substansen per person i 1990. De normaliserte verdiene vektes så ved å sammenligne dem med politiske mål for ulike utslipp i år 2000. I følge forfatterne av metoden går det an å oppgi en enkelt verdi ved bruk av den, men det er ikke anbefalt.

EPS 2000

EPS var også utviklet tidligere på 90-tallet og ble oppdatert i 2000. I motsetning til EDIP forsøker metoden å kalkulere såkalte endepunkter, altså faktiske effekter på mennesker og miljø fra utslipp av substanser eller forbruk av ressurser. Miljøbelastninger er delt inn i fem kategorier: menneskelig helse (human health), økosystemers produktivitet (ecosystem production capacity), ikke-biologiske ressurser (abiotic stock resources), biologisk mangfold (biodiversity), og kultur- og rekreasjonsverdier (cultural and recreational values). For hver av disse kategoriene beregnes ulike indikatorer basert på beste tilgjengelige vitenskapelige metode.

For å beregne en enkelt verdi må tallene fra kategoriseringen vektes. Dette blir gjort gjennom å multiplisere resultatene for indikatorene i de ulike kategoriene med tall for betalingsvillighet for å unngå endringer. Dagens miljøtilstand brukes som referansepunkt og betalingsvilligheten for ulike indikatorer er funnet gjennom ekstensive spørreundersøkelser.

IMPACT 2002+

Denne metoden er nyere enn de to andre og forsøker å kombinere en mellompunkts- og en endepunktstilnærming. Fjorten mellompunktskategorier (som er grunnlaget for EDIP) er gruppert inn i fire endepunktskategorier (som er grunnlaget EPS 2000). Disse endepunktskategoriene er menneskelig helse (human health), økosystemkvalitet (ecosystem quality), klimaendringer (climate change), og ressurser (resources). Utslipp eller ressursbruk kan knyttes til en eller flere mellompunktskategorier som i sin tur kan knyttes til en eller flere endepunktskategorier.

Vedlegg 6 DATAGRUNNLAG

Grunnlagsdataene er samlet i et eget separat rapportbilag.

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Utgitt i Oppdragsrapportserie A i 2008

Nr. 1 Mari Hegg Gundersen (red.): Livsløpsanalyse av kraft- og varmeproduksjon basert på bioenergi (74 s.)