



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp  
Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

## **Forskjeller i miljøpåvirkninger gjennom livsløpet til Ullerud Helsebygg som følge av valg mellom bærende konstruksjon i massivtre eller stål og betong.**

Differences in environmental impacts during the lifecycle of Ullerud Helsebygg when choosing between a structural bearing based on cross-laminated timber or steel and concrete.

Ida Marie Strekerud  
Master Skogfag



«We shape our buildings; thereafter they shape us»

Winston Churchill

Bygningsillustrasjon (s. *i*) er tegnet av Ida Marie Strekerud.  
Betongbakgrunn (s. *vi*) er hentet fra Overhallabetongbygg.no.  
Fotografier benyttet i kapitteinndelinger krediteres Frogn Kommune.

## FORORD

Denne masteroppgaven markerer slutten på fem år med Skogfag ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU).

Ideen til tema for oppgaven krediteres hovedveileder Hans Fredrik Hoen. Jeg visste svært lite om hva jeg begav meg ut på for et år siden, og begreper som livsløpsanalyse og massivtre var relativt uklare. Men tematikken har vokst på meg som årringer gjør på trær; sakte men sikkert. Det må jeg få takke Hans Fredrik for. Et nytt interessefelt har definitivt fått rotfeste.

Jeg vil takke Bjørn Lier, «Tredriver» for Innovasjon Norge for å øke bruk av tre i Østfold, Akershus og Oslo, for forslaget med å benytte Ullerud Helsebygg som eksempel i oppgaven. Bjørn Nordvik, prosjektleder for Ullerud Helsebygg i Frogn Kommune, har bistått med tilgang til dokumenter og ressurspersoner i prosjektet.

Hovedveileder Hans Fredrik og tilleggsveileder Ole Jørgen Hanssen har vært til uvurderlig god hjelp, og bidratt med sitt engasjement og konstruktive tilbakemeldinger jeg ikke kunne vært foruten.

Jeg vil rette en stor takk til Ellen Soldal i Østfoldforskning for å ha bidratt med kunnskap og gode tips i arbeidet med SimaPro.

Til slutt vil jeg takke familie og venner for støtte og motivasjon gjennom studiene og i arbeidet med oppgaven. En spesiell takk til Line og Maren Anna for korrekturlesing.



Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet, Ås  
09.05.2017

## SAMMENDRAG

Global oppvarming og befolkningsvekst medfører et behov for byggeløsninger tilpasset disse utfordringene. Spørsmålet er hvordan dette kan løses på best mulig måte. Bygninger er komplekse systemer med lang levetid sammenlignet med andre produkter og produktsystemer. Det er nødvendig å forstå hvordan de ulike bygningskomponentene virker sammen for å kunne redusere en bygnings klimapåvirkning. Men det er også viktig å løfte oppmerksomheten til å inkludere bygningers samlede effekter på miljø og økosystemer, slik at disse kan ivaretas på en god måte for våre kommende generasjoner. Det er helt sentralt å kunne danne et mest mulig korrekt bilde av bygningers klima- og miljøpåvirkning for finne alternative byggeløsninger med færrest mulig påvirkninger på våre omgivelser.

Det er en del norske eksempler på større, fleretasjes bygninger med massivtre som bærende konstruksjon fra de siste årene. Byggeteknikken har vist seg å være konkurransedyktig på pris og kan dermed regnes som et reelt alternativ i enkelte tilfeller ved prosjektering av nybygg. I tillegg åpner anbudsreglene for vektlegging av ulike forhold, slik som pris, miljøpåvirkninger og byggetid er eksempler på. Ved å benytte livsløpsanalyse til å analysere og dokumentere forskjeller i miljøpåvirkninger fra ulike byggeløsninger, kan det bidra til at det i større grad tas miljøstrategiske valg.

Denne studien har tatt utgangspunkt i Ullerud Helsebygg i Frogn Kommune og tilhørende anbudsgrunnlag fra prosjekteringen. Materialet omfatter tilbudene fra to økonomisk konkurrerende byggeløsninger med bærende konstruksjon i massivtre eller stål og betong. Studiens formål var å dokumentere mulige forskjeller i miljøpåvirkninger gjennom livsløpet til Ullerud Helsebygg som følge av valg mellom disse bærende konstruksjonene.

Hovedfunnene i oppgaven viser at Ullerud Helsebygg i massivtre kommer betydelig bedre ut både i byggefasen og gjennom driftsfasen når det gjelder globalt oppvarmingspotensial. Bygningen i massivtre utgjør 23 eller 45 % av klimagassutslippene over livsløpet til stål- og betongbygningen, avhengig om karbonlagring i skog inkluderes eller ekskluderes i analysen. Ser man nærmere på livsløpsfasene i bygningen av massivtre, er det energiforbruket i driftsfasen som i størst grad bidrar med klimagassutslipp. Studien har også vist at når energibærer byttes til opprinnelsesgarantert energi fra vannkraft med svært få klimagassutslipp, får vedlikeholdet i driftsfasen størst betydning. For bygningen i stål og betong, er det selve konstruksjonen som bidrar med mest klimagassutslipp gjennom livsløpet. Det har sammenheng med ressurskrevende produksjonsprosesser for betong.

Alternativet i stål og betong kom dårligere ut sammenlignet med alternativet i massivtre, for alle de undersøkte miljøpåvirkningene. Av de undersøkte miljøkategoriene var det økotoksisitet og forsuring som bidro med størst utslipp etter globalt oppvarmingspotensial. For begge alternative byggeløsninger viste studien at økotoksisiteten var størst i driftsfasen og spesielt knyttet til energiforbruk, mens utslipp av forsurende stoffer var størst i byggefasen.

## ABSTRACT

Today's building solutions must be adapted to meet challenges like global warming and population growth. The question is how to solve this in the best possible way. Buildings are complex systems with a long lifespan compared to other products and product systems. It is necessary to understand how the different building components work together to reduce a building's carbon footprint. In addition, it is also important to include impacts of a building on the environment and ecosystems in order to preserve them for our next generations. Therefore, it is central to make a complete picture of the environmental impacts of buildings to find alternative building solutions with minimal impacts on our surroundings.

The use of cross-laminated timber (CLT) as structural bearing in larger buildings in Norway is increasing. The building method based on CLT can be economic competitive in some cases, and are then to be considered as a realistic alternative when planning new buildings. In addition, tender rules and regulations open possibilities to emphasize several factors like costs, environmental impacts and construction time. Using Life Cycle Assessment to analyze differences in environmental impacts from building solutions can contribute to making more environmental strategic decisions. The project Ullerud Helsebygg in Frogn municipality is the selected case of this study, with tender documents describing the alternative building solutions. The material include tenders from two economic competitive building solutions with structural bearing based on CLT or steel and concrete. The objective of the study was to verify possible differences in environmental impacts during the lifecycle of Ullerud Helsebygg when choosing between these bearing structures.

The main findings shows that Ullerud Helsebygg with CLT bearing is significantly better both in the construction phase and during the operation phase when considering potential of global warming. This CLT-building's greenhouse gas emissions (GHG) represents 23 or 45 % over the lifecycle compared to the building based on steel and concrete bearing. This depends on whether carbon storage during the forest production phase is included or not. Taking a closer look on the lifecycle stages of the building based on CLT bearing shows that energy use during operation phase gives the greatest contribution to GHG-emissions. However, when the energy carrier changes to origin guaranteed hydropower with very low GHG-emissions, the maintenance during the operation phase becomes most important. The structural part contribute the most to GHG-emissions during the lifecycle of the steel and concrete building. This relates to resource intensive production processes of concrete.

The building with steel and concrete bearing contributes to the greatest emissions when compared to the alternative based on CLT, for all the examined environmental categories. The categories eco toxicity and acidification contributed the most after global warming potential. Eco toxicity were in both alternatives linked to the operation phase and especially energy use. Processes linked to material production caused most acidification in both alternatives.



INNHold



Forord.....	iii
Sammendrag .....	iv
Abstract .....	v
1.0. Innledning.....	1
1.1. Bakgrunn og motivasjon.....	1
1.2. Forskningsspørsmål.....	3
1.3. Oppgavens avgrensning .....	3
1.4. Oppgavens struktur .....	3
2.0. Kunnskapsstatus.....	5
2.1. Livsløpsanalyse av bygninger .....	5
2.1.1. Bærekonstruksjon .....	7
2.2. Materialers livsløp.....	10
2.2.1. Trebaserte produkter .....	10
2.2.2. Betong .....	14
2.2.3. Stål.....	17
2.3. Substitusjonseffekter .....	18
3.0. Materiale og metode.....	21
3.1. Teoretisk tilnærming .....	21
3.2. Metoder.....	22
3.2.1. Litteraturstudie.....	22
3.2.2. Livsløpsanalyse (LCA).....	22
3.3. Case: Ullerud Helsebygg.....	24
3.4. Livsløpsanalyse-metodikken.....	27
3.4.1. SimaPro .....	27
3.4.2. Fasene i LCA.....	27
4.0. Resultater .....	37
4.1. Miljøpåvirkninger .....	37
4.1.1. Analyser av miljøpåvirkninger knyttet til materialforbruk.....	37
4.1.2. Analyser av miljøpåvirkninger knyttet til bygningskomponenter .....	42
4.1.3. Analyser av miljøpåvirkninger gjennom bygningens livsløp .....	44
4.2. Usikkerhet .....	48
5.0. Diskusjon .....	58
6.0. Konklusjon .....	64
Referanser .....	66
Vedlegg.....	69



## FIGURER

Figur 1: Eksempel på livsløpet til en bygning med utslipp fordelt på byggefase og driftsfase. Inspirert av Rønning et al. (2011). .....	5
Figur 2: Illustrasjon av kantstilte elementer (venstre) og krysslagte elementer (høyre) (Treteknisk 2009). .....	8
Figur 3: Illustrasjon av skogens naturlige karbonsyklus. Inspirert av Ramage et al. (2017). .....	10
Figur 4: Illustrasjon av livsløpet til trebaserte produkter med opptak, lagring og utslipp av CO <sub>2</sub> . .....	12
Figur 5: Illustrasjon av livsløpet til betong med tilhørende CO <sub>2</sub> -utslipp og -opptak gjennom fasene råvareuttak og fremstilling, bruk og avfallshåndtering.....	14
Figur 6: Snitt av Ullerud Helsebygg fra to forskjellige kanter, tegnet av Jostein Rønsen Arkitekter i forbindelse med planarbeidet (JRA 2014). .....	23
Figur 7: Grov inndeling av materialer til den bærende konstruksjonen i hvert alternativ fordelt på bygningsdeler. ....	26
Figur 8: Fasene i en LCA ifølge ISO 14040 (Klöppfer & Grahl 2014). ....	27
Figur 9: Illustrasjon av et produktsystems energi- og materialstrømmer, utslipp og avfall (Klöppfer & Grahl 2014). ....	32
Figur 10: Miljøpåvirkninger knyttet til materialforbruket i alt. A (med og uten CO <sub>2</sub> -lagring i skog) i % av tilsvarende utslipp i alt. B. ....	39
Figur 11: Klimagassutslipp (tonn CO <sub>2</sub> -eq) fordelt på bygningsdeler i alt. A (med og uten hensyn til CO <sub>2</sub> -lagring i skog). ....	40
Figur 12: Klimagassutslipp fordelt på bygningsdeler i alt. B. ....	41
Figur 13: Klimagassutslipp (kg CO <sub>2</sub> -ekv.) totalt over livsløpet og fordelt på byggefase og driftsfase (energiforbruk og vedlikehold) for alt. A (med og uten karbonlagring i skog) og alt. B. ....	45
Figur 14: Potensiale for økotoksisitet (tonn 1,4-DB eq) fordelt på livsløpsfaser for begge alternativer. ....	46
Figur 15: Forsuringspotensiale (tonn SO <sub>2</sub> -eq) fordelt på livsløpsfaser for alt. A (med og uten CO <sub>2</sub> -lagring i skog) og alt. B. ....	47
Figur 16: Effekter av transport på klimagassutslipp (kg CO <sub>2</sub> -ekv.) gjennom livsløpet til alt. A. Utslipp er fordelt på livsløpsfasene: byggefase og driftsfase (energiforbruk og vedlikehold). Karbonlagring i skog er inkl. for alle scenarioer unntatt der det er spesifisert. ....	51
Figur 17: Klimagassutslipp i % fordelt på livsløpsfaser i alt. A ved bytte av energibærer i driftsfasen (med og uten CO <sub>2</sub> -lagring i skog) .....	54
Figur 18: Klimagassutslipp i % fordelt på livsløpsfaser i alt. B ved bytte av energibærer i driftsfasen. 55	55

## TABELLER

Tabell 1: Arealfordeling og beregnet energibehov for hvert alternativ. ....	25
Tabell 2: Materialer fordelt på bygningsdeler. ....	33
Tabell 3: Miljøpåvirkninger knyttet til materialforbruket i hvert alternativ prioritert etter størrelse. 38	38
Tabell 4: Klimagassutslipp (i %) fordelt på bygningsdeler i alt. A (med og uten CO <sub>2</sub> -lagring i skog) og alt. B. ....	42
Tabell 5: Klimagassutslipp (tonn CO <sub>2</sub> -eq) fordelt på livsløpsfasene byggefase og driftsfase (energiforbruk og vedlikehold) i % av alt. B. ....	44

1



## 1.0. INNLEDNING

### 1.1. BAKGRUNN OG MOTIVASJON

En viktig del av miljøpolitikken er rettet mot klima og reduksjon av klimagassutslipp som bidrar til global oppvarming. Oppvarmingen skyldes økt konsentrasjon i atmosfæren av klimagassene karbondioksid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>), lystgass (N<sub>2</sub>O). Den viktigste årsaken til utslippene er økt bruk av fossile ressurser som kull, olje og gass på grunn av befolkningsvekst. Halvparten av menneskeskapt CO<sub>2</sub>-utslipp fra fossile kilder har skjedd i løpet av de siste 40 år (IPCC 2014). FN (2016) anslår at verdens befolkning vil nå 9,7 milliarder i 2050. Verdens land har forpliktet seg til å kutte i klimagassutslippene sine gjennom Paris-avtalen. Avtalens formål er å sørge for at den globale oppvarmingen ikke overstiger to grader i løpet av dette århundret (FN 2017).

Globalt sett bidro bygninger med 6,4 % av de direkte klimagassutslippene, mens indirekte utslipp gjennom elektrisitets- og energiforbruk var 12 % i 2010 (IPCC 2014). I klima- og miljøsammenheng er det derfor viktig å danne et mest mulig korrekt bilde av bygningers samlede miljøpåvirkninger for å finne alternative byggeløsninger med færre påvirkninger på våre omgivelser. I Norge bidrar byggesektoren med 14 % av de direkte klimagassutslippene. Fremstilling av byggematerialer og transport av disse utgjør 10 %, og de resterende 4 % er knyttet til drift av bygninger (Olofsson et al. 2015).

Økt miljøbevissthet har bidratt til et skift mot nybygg med lavt energiforbruk, som for eksempel lavenergi- og passivhus. Slike bygninger utformes på en sånn måte at energibehov i driftsfasen er lavere enn ved tilsvarende standardiserte byggemetoder. Når energiforbruket i driftsfasen effektiviseres, må ytterligere reduksjon av en bygningens samlede klimapåvirkning hentes i andre faser av livsløpet. Det vil derfor være hensiktsmessig å se nærmere på bygningers materialsammensetning, vedlikeholdsbehov og valg av energibærer gjennom livsløpet.

Historisk sett har tre hatt en sentral rolle som konstruksjons- og byggemateriale i Norge. Med tiden har tre blitt tilsidesatt av betong og stål, blant annet grunnet lavere kostnader og enkle prefabrikkerte løsninger. Frem til 1997, da nye byggeforskrifter ble innført, fastla kravene i stor grad utforming og materialbruk i bygninger uten å definere krav til kvalitet og sikkerhet. Nye byggeteknikker, materialbruk og løsninger som ikke var i samsvar med detaljkravene, måtte gis dispensasjon. Derfor kom den nye byggeforskriften, TEK10, som stiller funksjonskrav i stedet. Her defineres minimumskrav innenfor områder som helse, miljø, sikkerhet og brukbarhet som bygninger skal oppfylle (DIBK 2012).

Betong og stål er dominerende som konstruksjonsmaterialer i større nybygg (Thue 2014). Men trenden i Norge de siste årene har beveget seg mot økt bruk av massivtre som bærende konstruksjon i større fleretasjes bygninger. Noen eksempler er studentboliger i Ås, Oslo, Bergen og Trondheim og skoler i Møre og Romsdal og Akershus. Teknikken er relativt ny her

til lands og baseres på prefabrikkerte elementer som gjør byggeprosessen enklere og medfører raskere lukking av bygningen. Byggemetoden har vist seg å være konkurransedyktig på pris i noen tilfeller (Finstad 2014). I en anbudsprosess har økonomiske forhold stor betydning og gjør seg gjeldende i valg av byggeløsning. Nye teknikker må derfor være økonomisk konkurransedyktige før de kan regnes som reelle alternativer.

Det er i SKOG22-rapporten fremmet forslag om å innføre livsløpsanalyse som krav i byggeteknisk forskrift for å bidra til økt bærekraft i byggesektoren (Olofsson et al. 2015). Bygg- og eiendomsnæringen er selv pådriver for en bærekraftig næring, og er med på et samarbeid med myndighetene som kalles Bygg21. Målet er å kutte kostnader ved å bedre produktivitet og bærekraft i næringen. Livsløpsanalyse er foreløpig lite benyttet i norsk byggesektor, men utviklingen peker i en retning av at livsløpsanalyser vil bli vesentlig viktigere i fremtiden. Metoden setter helhet og system i sentrum ved å se på miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele bygningens levetid. Livsløpsanalyser er basert på et standardisert metodegrunnlag og gir troverdig informasjon dersom internasjonale standarder legges til grunn (ISO 14040, ISO 14044 og ISO 14025).

Ved bruk av livsløpsanalyser som et planleggingsverktøy, kan miljøeffekter synliggjøres i sammenligning av alternative byggeløsninger. Som tiltakshaver for et byggeprosjekt er det i ens interesse å ta best mulig beslutninger tidlig i planleggingsprosessen. Verktøyet kan derfor bidra til at det i større grad tas miljøstrategiske beslutninger når nye bygg skal planlegges og utformes.

Vil bygningers klimaavtrykk være viktig i fremtiden? Reduksjon av klimagassutslipp er viktig i dag og vil trolig ha en sentral rolle i miljøpolitikken også i 2050, spesielt med tanke på arbeidet som gjøres for å imøtekomme togradersmålet i Paris-avtalen. Bygninger kan være ressurskrevende både konstruksjonsmessig og driftsmessig. Tilstrekkelig oppmerksomhet på bygningers miljøpåvirkning kan bidra til å finne alternative løsninger for utforming og valg av materialer og energibærere. Global oppvarming og økende befolkningsvekst medfører et behov for byggeløsninger tilpasset disse utfordringene. I en del urbane områder er det de siste årene rettet fokus på smartere utnyttelse av boligarealer og bedre utforming av ny bebyggelse for å møte befolkningsveksten. Effektiv ressursutnyttelse sammen med substitusjon til mindre ressurskrevende produksjonsprosesser er viktige steg på veien. Spørsmålet er hvordan dette kan gjøres på best mulig måte. Det er også viktig å løfte blikket til å inkludere bygningers effekter på miljø og økosystemer, slik at disse kan ivaretas for kommende generasjoner. Livsløpsanalyser vil bidra til å sette fokus på bygningers miljøpåvirkninger og mulige forbedringspotensialer.

## 1.2. FORSKNINGSSPØRSMÅL

Oppgaven tar utgangspunkt i anbudsgrunnlag fra to økonomisk konkurrerende byggeteknikker i stål/betong og massivtre for et prosjekt som nå er ferdigstilt; Ullerud Helsebygg i Frogn Kommune. Hensikten er å analysere og dokumentere hvorvidt det er forskjell i miljøpåvirkninger over livsløpet ved bruk av disse to byggeteknikkene. Metodikken som legges til grunn er livsløpsanalyse og miljøpåvirkningene som undersøkes er spesifisert i avsnitt 3.4.2.

### Forskningsspørsmål og delspørsmål er som følgende:

Hva er forskjeller i miljøpåvirkninger gjennom livsløpet til Ullerud Helsebygg som følge av valg mellom bærende konstruksjon i massivtre eller stål og betong ved likt krav til funksjonalitet?

### Delspørsmål:

- a. I hvilke faser av livsløpet er miljøpåvirkningene og potensialet for å redusere klimagassutslipp størst ved valg av alt. A i massivtre eller alt. B i betong/stål?
- b. Hvilke hovedfaktorer har størst betydning for resultatene?

## 1.3. OPPGAVENS AVGRENSNING

Ved å ta utgangspunkt i et ferdigstilt byggeprosjekt, er formålet å gjøre en så detaljert analyse av alternativene som det tillates innenfor oppgavens omfang. Det knyttes begrensninger til detaljnivå i tilgjengelig informasjon fra anbudsgrunnlagene. Der det ikke har foreligget detaljert nok informasjon til å kunne utføre en livsløpsanalyse, har det blitt gjort egne forutsetninger som er beskrevet. Oppgaven går ikke inn på tekniske byggeløsninger og -egenskaper ved de bærende materialene. Ønsker knyttet til bærende konstruksjon og utforming av bygningen ble gitt i utlysningen av anbudet. Teknikker basert på massivtre og stål og betong er i stor grad er beskrevet i annen litteratur.

## 1.4. OPPGAVENS STRUKTUR

Oppgaven starter med en introduksjon av forskning på livsløpet til bygninger og de bærende materialene betong, stål og tre. Bærekonstruksjonens oppbygning, samt substitusjonseffekter av materialer er også presentert i dette kunnskapskapitlet. Den teoretiske tilnærmingen til oppgaven er presentert i metodekapitlet, sammen med en utgreiing av Ullerud Helsebygg og datagrunnlag benyttet i analysen. Fremgangsmetoden er forklart trinnvis og leder til resultatdelen og tilhørende usikkerhetsvurderinger. Til slutt følger diskusjon og konklusjon. Det er utarbeidet en stikkordsliste for begreper benyttet i oppgaven (jf. vedlegg A).

2





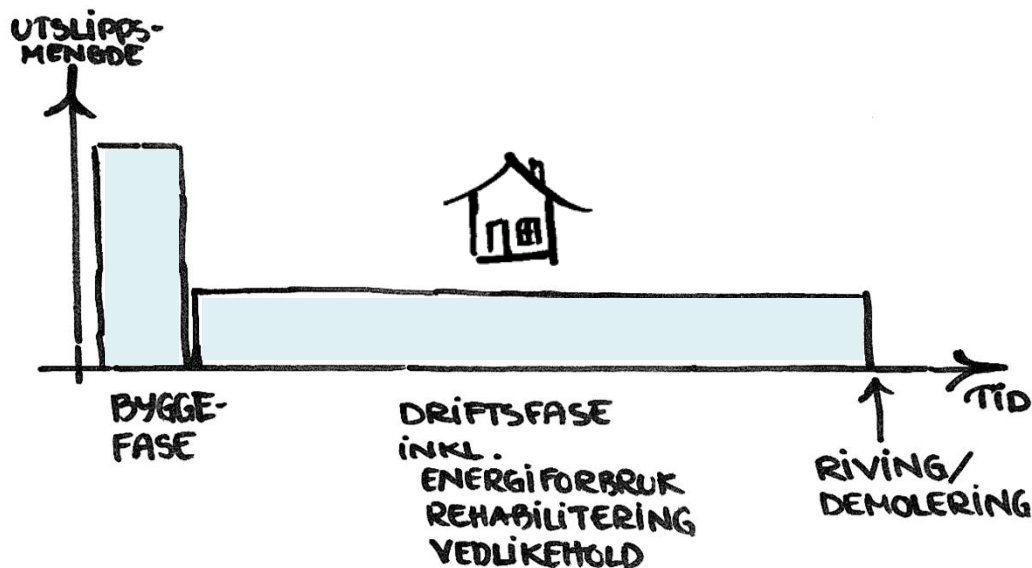
## 2.0. KUNNSKAPSSTATUS

I dette kapitlet presenteres forskning med lignende problemstillinger, relevant kunnskap om bygningers og materialers livsløp, samt substitusjonseffekter.

Det finnes en del faglitteratur om byggeteknikk basert på massivtre. De byggetekniske egenskapene ved bruk av massivtre er forsket på i større grad enn miljøeffekter av massivtreelementer når de inkluderes i et større system. For byggematerialene betong og stål finnes det betydelig mer dokumentasjon. I den senere tid har det blant annet blitt økt fokus på karbonatiseringsprosessen i betong.

## 2.1. LIVSLØPSANALYSE AV BYGNINGER

Bygninger er komplekse systemer bestående av mange ulike komponenter. Alle komponenter i en bygning utgjør tilsammen et system, der hver komponent utfyller en bestemt funksjon. En bygning skiller seg fra en del andre produkter og produktsystemer ved at den har lang levetid. Det er nødvendig å forstå hvordan de ulike bygningskomponentene virker sammen for å kunne redusere en bygnings miljø- og ressurspåvirkninger. Miljøeffektene er sterkt knyttet til beslutninger som gjøres i planleggingsfasen, som for eksempel valg av lokalisering, materialer og utforming (Rønning et al. 2011).



Figur 1: Eksempel på livsløpet til en bygning med utslipp fordelt på byggefase og driftsfase. Inspirert av Rønning et al. (2011).

Miljøprestasjonen gjennom livsløpet til bygningen påvirkes av både det konstruksjonsmessige og det driftsmessige. Det konstruksjonsmessige handler om materialsammensetningen og knyttes til byggefasen, mens det driftsmessige knyttes til selve driften med blant annet energiforbruk og vedlikehold (Figur 1). Faser etter endt levetid kan



være riving, avhending og eventuelt gjenvinning. Valg av energibærer er viktig for miljø- og ressurspåvirkningene gjennom driftsfasen. I tillegg vil beboernes bruksmønster være avgjørende for mengden energi som benyttes (Rønning et al. 2011).

Forskning viser at livsløpsanalyser av konvensjonelle bygninger indikerer at driftsfasen har stor betydning for energiforbruket og klimagassutslipp fra bygningene (Dodoo et al. 2011; Sartori & Hestnes 2007; Tetey et al. 2014). Konvensjonell bygging refererer til gjeldende byggepraksis med tilhørende standarder i det enkelte land (Tetey et al. 2014).

Energiforbruket i driftsfasen kan ha større miljøbelastning enn materialforbruket til bygningen. Miljøbelastningen knyttet til energiforbruket i driftsfasen er avhengig av valgt energibærer (Rønning et al. 2011). Det vil derfor være viktig å minimere energibehovet til oppvarming av en bygning, uten at det går utover energiforbruket i andre faser av bygningens livsløp. Andre deler av livsløpet vil få større betydning når energiforbruket i driftsfasen reduseres (Dodoo et al. 2011). Det vil derfor bli viktigere å redusere energiforbruket som medgår til å produsere materialene som bygget består av.

Livsløpet til en bygning med to alternative bærekonstruksjoner i tre eller betong, ble undersøkt av Börjesson og Gustavsson (2000). Det ble gjort beregninger av energiforbruk og utslipp av CO<sub>2</sub> og metan (CH<sub>4</sub>). Resultatene viser at energiforbruket i materialproduksjonen, som bestod hovedsakelig av fossile energikilder, var 60-80 % høyere for betongkonstruksjonen sammenlignet med trekonstruksjonen. Da ble det også tatt hensyn til karbonatiseringsprosessen i betong. Netto karbonbalanse for trematerialene var avhengig av håndtering etter riving av bygningen. De undersøkte ulike scenarier for avhending, og fant ut at karbonbalansen er noe positiv hvis alt benyttes til å erstatte fossil energi. Hvis alt gjenbrukes, ble resultatet noe negativt. Netto karbonutslipp for betongkonstruksjonen tilsvarte omtrent utslippet av trekonstruksjonen hvis trekonstruksjonen ble deponert. Resultatene fra studien viser en tydelig substitusjonseffekt i innspart energiforbruk i materialproduksjon ved å velge trekonstruksjon fremfor betongkonstruksjon.

Gustavsson et al (2006) undersøkte energiforbruk og netto CO<sub>2</sub>-utslipp for to funksjonelt like bygninger med betong- eller trekonstruksjon i Sverige og Finland. CO<sub>2</sub>-utslipp fra materialproduksjon, substitusjonseffekter av å benytte bioenergi fremfor fossile energikilder, endringer i karbonlager i skog og bygninger, samt karbonatisering i betong ble inkludert. Sett over et livsløp, gav trekonstruksjon et negativt netto CO<sub>2</sub>-utslipp. Dette skyldes at substitusjonspotensialet av bioenergi basert på hogstavfall og rester fra avvirkning, behandling på sagbruk, byggeplass og riving, overgikk forbruket av fossile energikilder i materialproduksjonen. Resultatet avhenger av hvor stor andel av de trebaserte materialene som går til biomasse for å erstatte fossile energikilder.

Livsløpet til bygninger kan også studeres ut fra et rent energi-perspektiv. Den samlede livsløpsenergien til en bygning består av indirekte og direkte energi medgått til produksjon av materialer og selve byggingen, samt energiforbruk i driftsfasen. Tidligere har det vært antatt at energiforbruket knyttet til byggefasen har hatt liten betydning i bygningers livsløp.

En evaluering av dette i en studie av Karimpour et al. (2014) har vist at det kan utgjøre inntil 25 % av den totale livsløpsenergien i områder med mildt klima. Heravi et al. (2016) har med utgangspunkt i samme tidligere antagelse, gjort en livsløpsanalyse av 14 betong- og stålkonstruksjoners energikonsum i Iran. Analysen var av typen «vugge til dør» som betyr at følgende faser ble inkludert; materialproduksjon, transport til byggeplass og bygging, med unntak av råvareutvinning (inkl. gruvedrift). Resultatene viser at energiforbruk knyttet til produksjon av materialer og selve byggingen av betongkonstruksjonene er 27 % mindre sammenlignet med stålkonstruksjoner. Stållproduksjonen var i dette tilfellet den mest energikrevende prosessen, sammenlignet med materialprosesser for betong. Energiforbruk i stål-, sement- og aggregatproduksjonen utgjorde 90 % av det totale energikonsumet knyttet til materialproduksjon. Aggregatproduksjon sikter til knusing av stein som inngår i betong og aggregater som dannes av slagg fra smelting av råjern. Resterende ble knyttet til transport, montering og bygging. Studien forutsatte produksjon av stål basert på jomfruelig jernmalm. Utslippene ville blitt annerledes dersom stålkonstruksjonene i større grad var basert på resirkulert stål.

---

### 2.1.1. BÆREKONSTRUKSJON

I dette avsnittet presenteres bærekonstruksjoners mulige sammensetning og oppbygning på generelt grunnlag. Fordi oppgaven tar utgangspunkt i bærende konstruksjoner av stål og betong eller massivtre, er det beskrevet et kortfattet utdrag for å gi forståelse av hvordan slike konstruksjoner kan se ut. Byggeteknikkene er beskrevet i annen litteratur.

Bærekonstruksjonen utgjør en betydelig andel av komponentene i en bygning. Det er viktig å forstå hvilken betydning bærekonstruksjon har for en bygnings samlede miljøpåvirkninger. En bærekonstruksjon skal sikre at kreftene som bygningen utsettes for, tas opp og overføres ned til grunnen slik at bygningen ikke kollapser. Konstruksjonen består av bærende horisontale elementer (etasjeskiller, bjelker), vertikalt bærende elementer (søyler, bærevegger) og avstivende elementer som sikrer stabilitet. Disse elementene kan bestå av armert betong, stål, treverk eller murverk (Thue 2014). Valg av bærende konstruksjon vil i hovedsak være avhengig av kostnad, men også andre hensyn som lokalisering, tilgjengelighet på materialer, ressursinnsats og arbeidsmiljø i byggeprosessen, materialenes egenskaper, bærekraft og miljø.

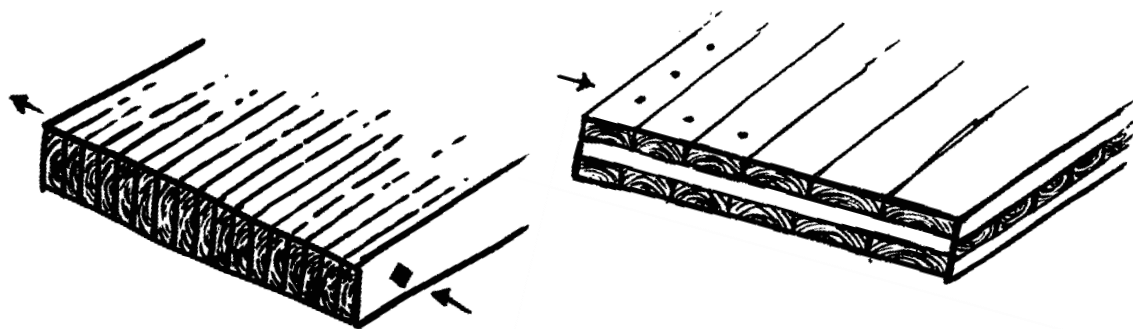
#### BÆREKONSTRUKSJON I STÅL OG BETONG

Et bærende system i stål og betong kan bestå av prefabrikkerte betongelementer som hulldekker og bærende betongvegger, og stålelementer som bjelker og søyler. Ofte er også heissjakten en stabiliserende del av konstruksjonen. Stålsøyler og –bjelker må brannisoleres. Innvendige overflater av betong kles inn eller overflatebehandles, mens de utvendige fasadene kan bestå av ulike typer kledning, teglstein, veggelementer, systemvegger i glass

og/eller sandwichelementer av EPS-isolasjon og metall (Finstad 2014). Betong tåler et høyt trykk, men svært lite strekkpåkjenninger og ilegges derfor armeringsstål for å øke betongens strekkrefter (Thue 2009a).

### BÆREKONSTRUKSJON I MASSIVTRE

Elementene består av lameller av konstruksjonsvirke satt sammen til større elementer. Lameller kan beskrives som hvert lag i elementet, bestående av bord lagt side om side (Brandner et al. 2016). Massivtreelementene som hovedsakelig benyttes til bygningsformål er enten kantstilte eller krysslagte (Figur 2). Kantstilte elementer består av lameller stilt på høykant som holdes sammen av stag som tverrspennes gjennom lamellene. De krysslagte elementene består av lameller i flere lag som orienteres på tvers av hverandre (Treteknisk 2009). Vanligvis består krysslagte elementer av tre, fem eller syv lag. Elementene sammenstilles med lim, spiker, tredybler eller strekkstag. Pilene til venstre i Figur 2 illustrerer mulig plassering av stag til oppspenning av kantstilte elementer. Pilen til høyre viser hull til eventuell plassering av tredybler.



Figur 2: Illustrasjon av kantstilte elementer (venstre) og krysslagte elementer (høyre) (Treteknisk 2009).

Elementene kan produseres i ulike fasonger etter bestilling, og overflaten kan være ubehandlet eller slipes og behandles (Aarstad et al. 2008). Vanlige dimensjoner har høyde 0.6, 1.2, 2.4 eller 3.0 meter og lengder på opp mot 16,5 meter (Kirkebøen 2015). Tykkelse kan være opp mot 40 cm (Brandner et al. 2016).

De kantstilte elementene består av lameller fra samme fasthetsklasse, mens de krysslagte elementene har oftest et yttersjikt av lameller i en høyere fasthetsklasse enn de indre lamellene. I de indre lamellagene kan man nyttiggjøre seg trevirke av lavere kvaliteter uten at det i særlig grad påvirker elementets styrke og stivhet. Krysslagte massivtreelementer benyttes som tak, vegger og etasjeskiller/dekker. Elementene sammenføres med stålplater og skruer.

## GROV SAMMENLIGNING AV BÆRENDE SYSTEMER

En stål- og betongkonstruksjon har større egenvekt sammenlignet med en massivtrekonstruksjon og har derfor større krav til fundamentering. En kubikk massivtre veier ca. 0.5 tonn, mens en kubikk betong med stålarming veier ca. 2.4 tonn. Ved dårlige grunnforhold kan dette derfor slå ut positivt for en massivtrekonstruksjon. Men grunnet lav egenvekt blir stabiliteten viktigere. Derfor krever overgangene mellom elementene og mellom elementene og fundamentet mer oppmerksomhet i en massivtrekonstruksjon.

I tillegg vil utforming av bygningskroppen ha betydning på energiforbruk, konstruksjonens levetid og innemiljø. Bygningskroppen omfatter tak og yttervegger, og skal hindre vanninntrenging og varme-, luft- og fuktstrømminger. I en massivtrekonstruksjon virker elementene bærende og avstivende med utenpåliggende isolasjon som hindrer luftlekkasjer i skjøter og overganger. Det er ingen behov for dampsperre i en slik konstruksjon (Kirkebøen 2015).

Det kreves mer oppmerksomhet knyttet til lydforhold i en massivtrekonstruksjon sammenlignet med en stål- og betongkonstruksjon på grunn av forskjellen i egenvekt. Når det gjelder branntekniske egenskaper, har grove dimensjoner i treverk gode egenskaper ved at brann ikke smitter gjennom bygningsdeler ved varmegang (Kirkebøen 2015). Til sammenligning må stålprofilene i en stål- og betongkonstruksjon brannisoleres. En stål- og betongkonstruksjon som utsettes for brann vil også være uforutsigbar med tanke på kollaps. Porene i betong utvides ved høy varme og fører til avskalling som svekker betongens styrkeegenskaper (Finstad 2014).

Prefabrikkerte løsninger med massivtreelementer og betongelementer gjør monteringen enklere på byggeplass. Men det som skiller monteringen av massivtrekonstruksjonen fra stål- og betongkonstruksjonen er at førstnevnte kan monteres fortløpende ved hjelp av skruer og stålbeslag. Selvborende treskruer benyttes til sammenføring av elementer og montering av alt teknisk utstyr, noe som bidrar til mindre støy og støvbelastning i byggefasen. Den enkle monteringen av massivtreelementene bidrar til at lukking av bygg kan gjøres raskere og med færre arbeidsoperasjoner og utstyr sammenlignet med en stål- og betongkonstruksjon (Finstad 2014; Kirkebøen 2015).

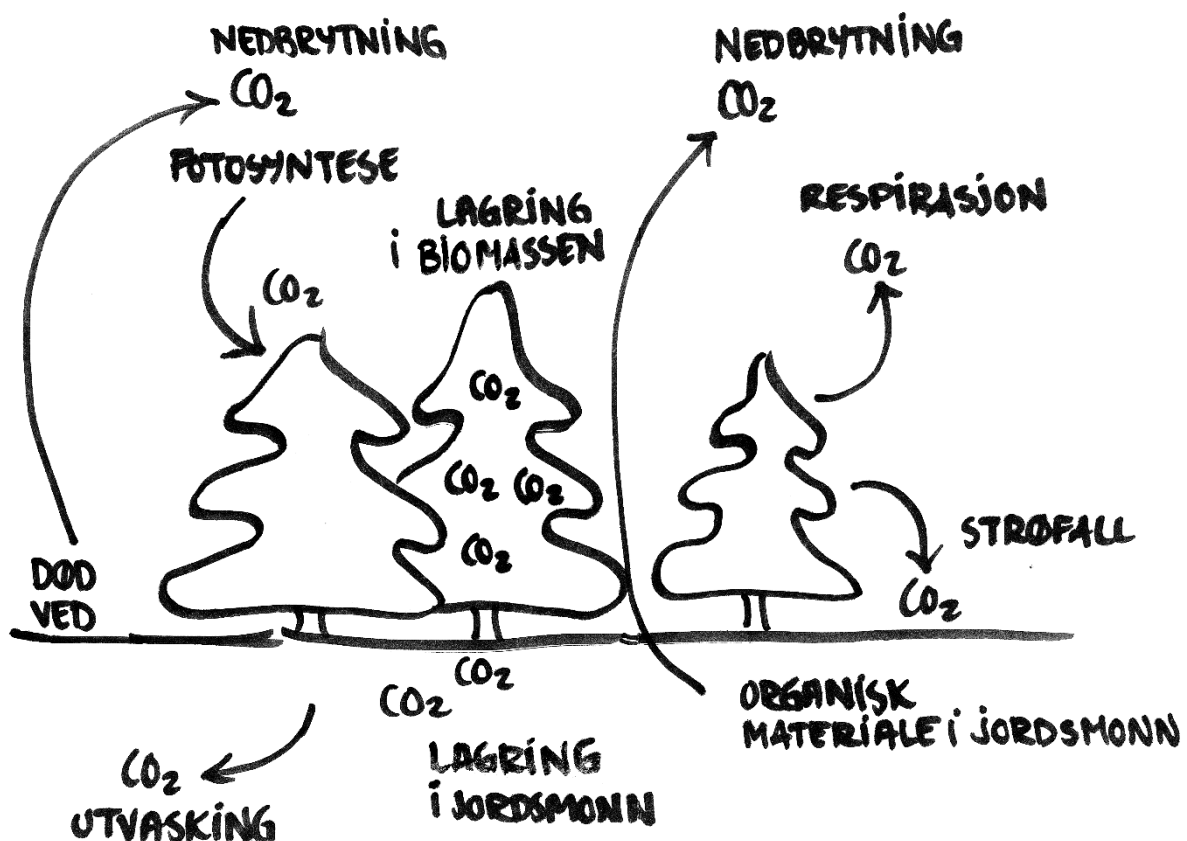
## 2.2. MATERIALERS LIVSLØP

I dette delkapitlet presenteres livsløpene til de mest sentrale bærende materialene i case-studien av Ullerud Helsebygg.

### 2.2.1. TREBASERTE PRODUKTER

#### RÅVARE

Skogen binder CO<sub>2</sub> fra atmosfæren gjennom fotosyntesen og lagrer det i biomassen i levende trær. Karbonsyklusen i skog er grovt fremstilt i Figur 3, som viser at karbon lagres i levende og død biomasse over og under bakken. Mengden karbon som lagres i skogsjorda, avhenger av hvor mye organisk materiale som tilføres og brytes ned. Strøfall, hogstavfall og dødt organisk materiale brytes ned til organiske forbindelser i jorda som gradvis frigjør karbon gjennom jordrespirasjon og avrenning. Denne prosessen avhenger av klima, og går langsomt i boreal skog. Respirasjon i levende biomasse frigir noe karbon til atmosfæren igjen. Trær lagrer karbon frem til de avvirkes eller dør og brytes ned. Karbonlagring påvirkes av type skogøkosystem, skogens alder, skjøtselstiltak og omløpstid (Newell & Vos 2012).



Figur 3: Illustrasjon av skogens naturlige karbonsyklus. Inspirert av Ramage et al. (2017).

Skogbruket er sammensatt av ulike prosesser som omfatter skjøtselmetoder, avvirkning, transport til vei og langtransport til sagbruk og annen foredlingsindustri. I et

livsløpsperspektiv er skogbruket utfordrende med tanke på hvor systemgrensene skal settes, og om karbonlagringshensyn skal inkluderes (Tellnes 2012). Livsløpet til treprodukter starter ofte ved avvirkningen. Karbonlagringseffekter gjennom treets livsløp er tatt med i mindre grad fordi det avhenger av mange faktorer. Det er viktig å skille mellom biogent og fossilt karbon her. Skogens karbonsyklus er biologisk og karbonutslipp knyttet til dette behandles annerledes enn utslipp av fossilt karbon som knyttes til menneskelig aktivitet. Det er utslipp av fossilt karbon som bidrar til global oppvarming. Størstedelen av utslippene av fossilt CO<sub>2</sub> skjer under avvirkning og transport av tømmer.

Tradisjonelt sett ansees bruk av tømmer fra bærekraftig drevet skog som klimanøytralt (Helin et al. 2013). Det har blitt tatt lite hensyn til biogent karbon i klimagassregnskap. I stedet antas det at opptak av CO<sub>2</sub> under vekst er lik utslipp av CO<sub>2</sub> ved forbrenning eller nedbrytning. Nyere forskning viser at tidsperspektivet for opptak og utslipp av biogent karbon har stor betydning i klimasammenheng, spesielt for treprodukter som har lang levetid (Tellnes et al. 2014).

Biogent karbon kan regnes på flere ulike måter i et klimagassregnskap, noe Tellnes (2015) illustrerer effektene av i sine beregninger av biogent karbon for kledning av furu kjerneved. De presenterer beregninger basert på fire metoder:

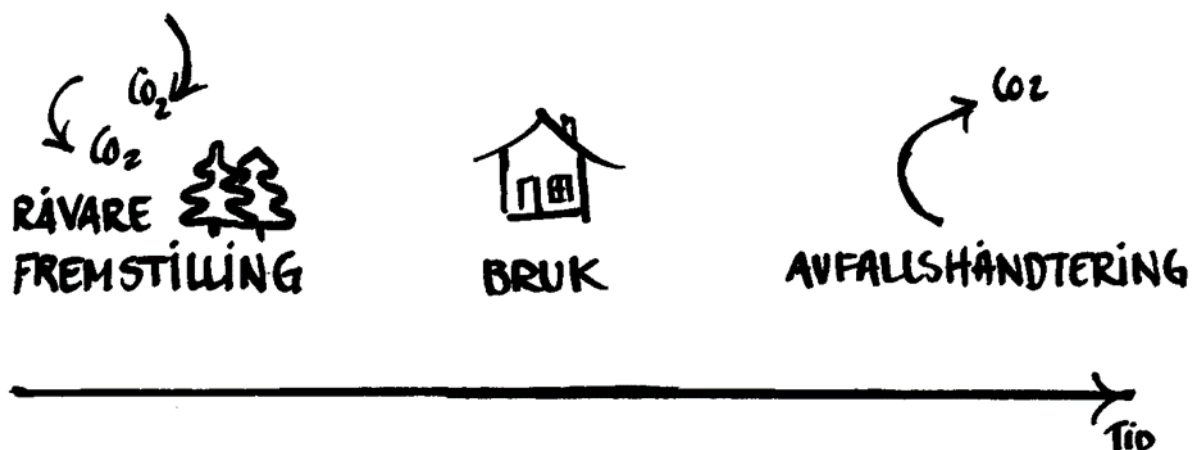
- 1) Metoden setter klimagasseffektene til null i klimagassregnskapet ved å forutsette at utslipp skjer i avvirkningsfasen før trærne blir til produkter. Med denne metoden er uten betydning når karbonbinding og –utslipp skjer i tid. Det tas heller ikke hensyn til lagringseffekter som oppstår både i skogen og i trebaserte produkter som følge av tidsspenn mellom opptak og utslipp.
- 2) Metoden legger opptak og utslipp av biogent karbon til fasene det skjer i, og tar derfor hensyn til når karbonbinding og –utslipp skjer i tid. Det resulterer i at skogproduksjon gir gevinster i form av karbonopptak, mens forbrenning gir utslipp.
- 3) Her regnes utslipp i et senere år, dvs. etter endt levetid. Dette gir kledningen en klimagevinst samlet sett over livsløpet fordi utslippene skjer etter 60 år. Klimaeffekten regnet med denne metoden blir derfor 60 % mindre enn om utslippet skulle skjedd i dag.
- 4) Metoden tar hensyn til skogens omløpstid og produktets levetid. Dette fører til at kledningen får en lavere total klimapåvirkning enn med metode 1 og 2. Ved kort omløpstid i skogen og lang produktlevetid, kan utslippene bli negative.

I dette tilfellet med kledning av furu kjerneved, gir metode 3 størst klimagevinst i form av negative utslipp mens metode 1 og 2 gir størst netto klimapåvirkning. Metode 4 gir et resultat som er noe lavere enn med metode 1 og 2. Metodene gir sprikende resultater i netto utslipp. Det gir et bilde av at klimaeffektene av trebaserte produkter er avhengig av hvordan tidsperspektivet og opptak og utslipp av biogent karbon inkluderes i beregningene.

Tidsperspektivet har vist seg å ha stor betydning for effektene av skogskjøtsel på karbonbalansen i boreal skog. Pukkala (2017) har sammenlignet langsiktig karbonbalanse i uskjøttet skog med karbonbalansen i scenarier med ulik skogbehandling og avvirkning.

Karbonbalansen ble simulert for 21 10-årsperioder på mineralholdig jord i Finland. Karbon lagret i biomasse over og under bakken, dødt organisk materiale i jordsmonn og trebaserte produkter ble analysert. Substitusjonseffekter og utslipp fra hogst, transport og fremstilling ble inkludert i karbonbalansen til produktene. Resultatene viser at effektene av avvirkning er avhengig av lengden på tidshorizonten. Avvirkningens effekt på karbonbalansen er negativ på kort sikt, derfor vil en kortsiktig analyse av karbonbalansen lede til en beslutning om å ikke avvirke når karbonbinding i skogen er maksimert. Men i et langsiktig perspektiv vil dette være feil beslutning. Simuleringene viser også at gammel, uskjøttet skog er et svært dårlig karbonlager ved slutten av simuleringsperioden på 210 år.

Ramage et al. (2017) mener ut fra et perspektiv om bærekraftig utnyttelse av skogressurser, at det er ideelt å bruke trebaserte materialer når de har minst like lang levetid som trærne har omløpstid i skogen. Et bærekraftig skogbruk fører til fordeler ved karbonlagring når trærnes vekst optimaliseres, gitt at trevirket benyttes til produkter med lang levetid slik som for eksempel konstruksjonsmaterialer. Ved bruk av tømmer fra bærekraftig drevet skog til bygningskonstruksjoner, kan det lagres mer karbon enn det som er mulig med en uskjøttet gammelskog.



Figur 4: Illustrasjon av livsløpet til trebaserte produkter med optak, lagring og utslipp av CO<sub>2</sub>.

Livsløpet til trebaserte produkter er illustrert i Figur 4. Råvareproduksjonen, selve skogbruket, med karbonbinding og -lagring har blitt gjennomgått over. Videre forklares forhold ved fremstilling, bruk og avfallshåndtering.

#### FREMSTILLING

Sagtømmer inngår i trelastproduksjon på sagbruk, mens massevirke og biprodukter fra trelastindustrien inngår som råstoff til treforedlingsindustrien. Grunnet behov for råstoff og avsetning av biprodukter, er det gjensidig avhengighet mellom skogbruket, sagbruk- og trelastindustrien, treforedlingsindustrien og skog til energiformål slik som bioraffinerier.

Trelastindustrien produserer trelast, limtre, bygningselementer, foretar impregnering av materialer og lager halvfabrikata til annen treindustri. Biprodukter som flis, bark, avkapp og hon, benyttes til å dekke energibehov på sagbruket eller inngår i produksjon av plater,



cellulose, papir og emballasje i treforedlingsindustrien. I tillegg benytter bioraffinerier massevirke og biprodukter fra trelastindustrien til produksjon av kjemikalier og biodrivstoff (Flugstad et al. 2016).

I livsløpsanalyser er allokering av råvaren på de ulike produkter i treindustrien viktig for å gi et korrekt bilde miljø- og ressurspåvirkningene tilhørende sluttproduktet. Dette gjøres i forbindelse med utvikling av miljødeklarasjoner (EPDer) knyttet til det spesifikke produkt.

## BRUK

Karbon lagres gjennom hele trevirkets levetid, men trebaserte produkter har forskjellig levetid. For eksempel har utvendige kledningsbord kortere levetid enn konstruksjonsmaterialer, og frigir dermed karbon lagret i trevirket gjennom forbrenning etter 40 år. Derimot kan konstruksjonsmaterialer ha en levetid like lenge som bygningen selv, før materialene avhendes og det biogene karbonet bundet i materialene frigis igjen.

Trebaserte materialer vil ha behov for vedlikehold gjennom levetiden. For eksempel er kledning og terrassebord utsatt for vær og vind, og vil ha behov for vedlikehold, reparasjoner eller utskiftning. Derimot har konstruksjonsvirke gjerne en like lang levetid som bygget dersom det er tilstrekkelig beskyttet. Miljøbelastningene knyttet til vedlikehold og beskyttelse av trematerialer, omfatter produksjon av maling og annen overflatebehandling, samt nye materialer ved behov for utskiftning. Klimatiske betingelser på stedet, byggeløsning, behandling av trevirket og trevirkets iboende egenskaper påvirker varigheten til utvendig kledning og terrassebord (Tellnes 2015).

## AVFALLSHÅNTERING

Etter endt brukstid, kan trebaserte produkter gjenbrukes eller gå til energigjenvinning. Avhending av trebaserte produkter bør skje etter kaskade-prinsippet, som betyr at det først bør gjenbrukes som materiale så lenge det er mulig, deretter gjenvinnes eller gå til bioenergi (Tellnes 2012).

Materialer kan gjenbrukes slik de er eller rekonstrueres til nye produkter. For eksempel kan konstruksjonsvirke gjenbrukes som gulvmaterialer. Trebaserte produkter kan gjenvinnes til for eksempel nye trefiberplater ved gjenbruk av trefibre (Ramage et al. 2017). Ubehandlet trevirke kan gå videre til å produksjon av for eksempel pellets (Tellnes 2015). Trebaserte materialer fra bygninger går hovedsakelig til energiproduksjon (bioenergi). Materialene sorteres og behandles på ulike måter ettersom det er behandlet (malt eller impregnert) eller ubehandlet. Impregnert trevirke går til energiproduksjon i anlegg utviklet spesielt til dette (Tellnes 2015). Hvor godt energien i trevirket utnyttes, vil avhenge av anleggets effektivitet.

## 2.2.2. BETONG

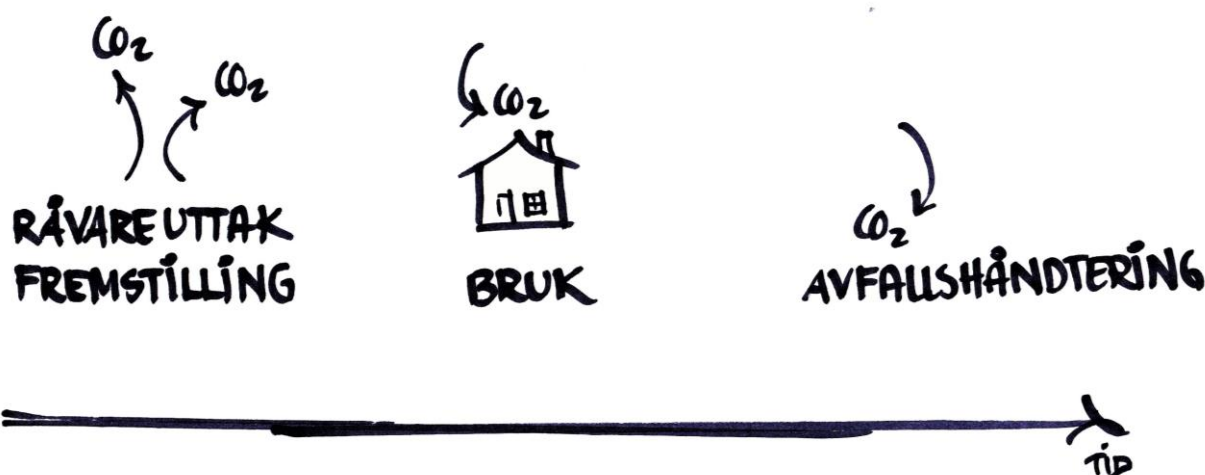
### RÅVARE OG FREMSTILLING

Kalkstein utgjør råvaregrunnlaget til sement som benyttes i betong. Kalksteinen må gjennomgå en omfattende bearbeidingsprosess, der den først utvinnes og knuses i et knuseverk, før det males til råmel og går gjennom noe som kalles klinkerproduksjon. Kalken varmes opp til over 900 °C i rulleovn, en kalsineringsprosess. Da blir kalsiumkarbonat spaltet til kalsiumoksid og CO<sub>2</sub>. Det dannes små, harde kuler som kalles klinker som senere finmales til sementpulver (Portlandsement). Denne prosessen frigjør betydelige mengder CO<sub>2</sub>. I følge IPCC (1996) er sementproduksjon den største kilden til ikke-energi relaterte industrielle CO<sub>2</sub>-utslipp. Omtrent 5 % av de globale CO<sub>2</sub>-utslippene skyldes sementproduksjon (Pade & Guimaraes 2007). Av 1 tonn produsert sement frigjøres 0,5 tonn CO<sub>2</sub>.

Sement brukes til å fremstille betong sammen med hovedbestanddelene vann, stein og sand. Betongen kan også tilsettes andre komponenter som knuste betongaggregater og aske.

### BRUK

I sementbaserte materialer som betong, foregår det en prosess kalt karbonatisering som binder karbon. Karbonopptak og -utslipp illustreres som piler i Figur 5. Den kjemiske reaksjonen foregår ved at kalsiumoksid i fast betong binder til seg atmosfærisk CO<sub>2</sub> og danner kalsiumkarbonat.



Figur 5: Illustrasjon av livsløpet til betong med tilhørende CO<sub>2</sub>-utslipp og -opptak gjennom fasene råvareuttak og fremstilling, bruk og avfallshåndtering.

Karbonatisering foregår gjennom hele betongens livsløp, men i et tempo som er avhengig av størrelsen på overflatearealet som er i kontakt med luft. På overflater i direkte kontakt med atmosfærisk CO<sub>2</sub> skjer karbonatisering raskt (Lyng et al. 2014). Diffusjonen av CO<sub>2</sub> reduseres når overflaten dekkes til med for eksempel maling (Dodoo et al. 2009).

Prosesen avhenger også av hvor mye av overflaten som er ubehandlet, betongens sammensetning, klimatiske forhold som fuktighet og temperatur, samt eksponeringsforhold. Prosesen foregår som diffusjon og begrenses til de ytre lag fordi diffusjonen går sakte grunnet tett mikrostruktur i materialet (Ashraf 2016). Betong med lavere styrke og høyere porøsitet karbonatiserer raskere enn betong med høy styrke og lav porøsitet, fordi mikrostrukturen til sistnevnte er tettere. Dette skjer spesielt ved høy luftfuktighet (Šavija & Luković 2016). Karbonatisering skjer også raskere ved høyere temperaturer. Betong som benyttes innendørs, for eksempel til bærekonstruksjon, vil karbonatisere raskere i motsetning til betong som utsettes for utvendige, værmessige forhold.

Betongprodukter har lang levetid og trenger generelt lite vedlikehold (Rønning et al. 2011). Ved bruk av betong i bygninger, som for eksempel elementer eller dekker, inngår ofte stålarmering for å gi økt strekkstyrke. Karbonatiseringen vil over tid føre til en lavere pH og dermed vil stålarmering i betong svekkes ved korrosjon og rust (Possan et al. 2016; Thue 2009b). Det nevnes at prosessen riktignok skjer langsommere i betongens brukstid sammenlignet med etterpåk. Når betong knuses får den et større overflateareal som kan binde karbon mer effektivt (Dodoo et al. 2009).

#### AVFALLSHÅNTERING

Betong brytes ned i et veldig langsamt tempo, og har liten grad av utslipp knyttet til avhendingen. Hvilken effekt karbonatisering har på netto CO<sub>2</sub>-utslipp, avhenger av håndtering etter riving. Betong kan knuses og benyttes som fyllmasse, eller knuses til aggregater for å binde karbon. Knusing av betong øker karbonatiseringsprosessen betydelig (Engelsen 2005; Pade & Guimaraes 2007). Prosesen fører også til redusert porøsitet (Ashraf 2016; Gustavsson et al. 2006). Knust betong får et betydelig økt overflateareal i kontakt med atmosfærisk CO<sub>2</sub> og følgelig øker også CO<sub>2</sub>-opptaket pr masseenheter betong etter at den er knust. Engelsen (2005) trekker frem at det er et stort potensiale i Norge, Finland og Sverige til å lagre karbon ved å finknuse betong til små aggregater. Tallene i rapporten er fra 1990- og tidlig 2000-tallet, og resultatet kan ha endret seg med tiden men daværende nivå var henholdsvis 30, 50 og 60 %.

Funn gjort av Dodoo et al (2009) i en studie av materialers effekter på karbonbalansen i avhendingfasen, indikerer at karbonatisering i betongens bruks- og avhendingfase har liten betydning for bygningens totale karbonbalanse. Effekten av å knuse betong til små aggregater reduseres ved at fossilt drivstoff benyttes til maskinell knusing, i tillegg til at det er plasskrevende å oppbevare. Resultatet av studien indikerer at en betongkonstruksjon har høyere totalt livsløpsutslipp av karbon enn en trekonstruksjon, selv når karbonlagringseffekter ved knusing av betong etter endt brukstid inkluderes i vurderingen.

Karbonatisering har sjelden blitt inkludert i miljøanalyser. I den grad karbonatisering har blitt inkludert, har fokus vært rettet mot karbonatisering i selve bruksfasen og ikke i avhendingfasen. Det ser ikke ut til at karbonatisering er inkludert i EPDer, verken i bruksfase

eller etter endt levetid. Det knyttes en del usikkerhet til mengden karbon som tas opp igjen i betong, og mengden er så liten at den ansees ubetydelig (Lyng et al. 2014).

Dodoo et al. (2009) argumenterer for at CO<sub>2</sub>-opptak i betong har blitt betydelig underestimert, og at netto karbonutslipp fra betongmaterialer over et livsløp derfor har blitt overestimert i tidligere studier. I en sammenligning av karbonbalansen til tre- og betongkonstruksjoner, har Gustavsson et al (2006) estimert at karbonatiseringsprosessen i betong gjenopptar 8 % av utslippene fra kalsineringsprosessen i sementproduksjonen. Pade & Guimaraes (2007) estimerte at 33-57 % av CO<sub>2</sub>-utslippene fra kalsineringen vil tas opp igjen i betong. Disse resultatene viser en stor spredning i opptak av karbon, og understreker et behov for videre forskning.

Prøveberegninger som inkluderer karbonatisering utført av Lyng et al. (2014), illustrerer variasjonen i opptak av karbon gjennom livsløpet til tre betongprodukter; en innervegg, et hulldekke og takstein. Eksisterende EPDer, samt en enkel LCA, ble benyttet til beregningene. Resultatene ble slik:

- *Innervegg*: Den samlede klimapåvirkningen fra veggen reduseres med 10 % når karbonatisering inkluderes, gitt en levetid på 100 år og ubehandlet betong. Dersom levetiden er 60 år, reduseres klimapåvirkningen med 8 %.
- *Hulldekke*: Den samlede klimapåvirkningen fra 1 kvm hulldekke reduseres med 12-16 %, gitt en levetid på henholdsvis 60 eller 100 år.
- *Takstein*: Den samlede klimapåvirkningen for en takstein ble redusert med 47 %. Det er uavhengig levetid på 30, 60 eller 100 år. Her er det ikke benyttet spesifikke produksjonsdata, og det knyttes usikkerhet til om utslippene gjennom livsløpet er realistiske.

Det er stor variasjon i mengden karbon som tas opp igjen i det enkelte produkt, noe som understreker viktigheten av produktspesifikk produksjonsinformasjon (EPDer) og et behov for utvikling av modeller for å kunne gjøre realistiske beregninger. Det må tas hensyn til type produkt, type sement og hvor i livsløpet karbonatisering skjer (Lyng et al. 2014).

---

### 2.2.3. STÅL

#### RÅVARE OG FREMSTILLING

Stål produseres av jomfruelig jernmalm (råjern) eller resirkulert stål. Mye av produksjonen av stål i dag baseres på omsmelting av resirkulert stål, og jernmalm hentes i hovedsak ut for å dekke økt etterspørsel. Stål er fullstendig gjenvinnbart og inngår i nye stålprodukter uten at det reduserer kvaliteten (Rønning et al. 2011). Sett i et miljøperspektiv, har det stor betydning om stålproduktet er basert på gjenvunnet stål eller jernmalm. Dersom informasjon om ståltipe, andel resirkulert stål og opprinnelsesland er ukjent, kan CO<sub>2</sub>-utslipp i stålets livsløp variere fra 0,7 til 5,9 kg CO<sub>2</sub>-ekv/kg (Bawden et al. 2016).

Produksjon basert på jomfruelig jernmalm foregår hovedsakelig i fire trinn. Råjernet inneholder karbon og oksiderbare stoffer som silisium, mangan, svovel og fosfor. I den første prosessen (kalt fersking) smeltes råjernet slik at karbonnivået og innholdet av disse oksiderende stoffene reduseres. Deretter foretas en desoksidasjon og legering for å få kontroll over gassutvikling og justere sammensetningen. Her trekkes det oksiderende slagget fra ferskingen av. Deretter foretas utstøping og valsing/smiing av stålprodukter.

Stål er smibare legeringer av jern og har et karboninnhold på mindre enn 1,7-2 %. Egenskapene til stålet avhenger av legeringsstoffene, samt behandlings- og fremstillingsmetode i noen tilfeller. Stål kategoriseres etter ulike prinsipper; etter hvilken fremstillingsprosess som benyttes, kjemisk sammensetning, spesielle bruksegenskaper og anvendelse (blant annet armeringsstål) (Henriksen 2006).

#### BRUKSFASE

Stål er et bestandig materiale, og det er lite eller ingen behov for vedlikehold gjennom bruksfasen. Men som armeringsstål i betong, vil stålet utsettes for korrosjon og rust på grunn av karbonatiseringsprosessen som foregår i sementprodukter. Betongens strekkstyrke vil svekkes etter lengre tid.

#### AVFALLSHÅNDTERING

Stål går til gjenvinning. Bærekonstruksjoner av stål kan demonteres og gjenvinnes. Ved gjenvinning av armeringsstål i betong, knuses betongen og stålet skilles ut.

## 2.3. SUBSTITUSJONSEFFEKTER

Materials substitusjon defineres som erstatning av ett materiale med et annet med tilsvarende funksjonalitet (Tettey et al. 2014). Substitusjon av en bygningskomponent bør skje når alternative, tilsvarende funksjonelle løsninger har lavere ressursbruk og færre miljøpåvirkninger. I tillegg har kostnadsaspektet ofte stor betydning for om substitutter ses som reelle alternativer. Dette gjelder også ved substitusjon av energibærer i bygningen, som har direkte innvirkning på utslipp knyttet til driftsfasen. Energibærere i materialproduksjon og transportmidler benyttet til å frakte materialer har indirekte innvirkning på miljøpåvirkningene i byggefase, samt vedlikehold og utskiftninger i driftsfase (Sartori & Hestnes 2007).

Isolasjon er viktig for å forbedre bygningens energieffektivitet. Valg av isolasjonsmateriale kan henge sammen med isolasjonsmaterialets fysiske og termiske egenskaper, anvendelse i ulike deler av bygget, kostnad, krav til levetid og fuktighetskontroll (Tettey et al. 2014). Isolasjonsmaterialer knyttes direkte til energiforbruket i bruksfasen til bygget, og har betydning for byggets samlede miljøpåvirkning gjennom livsløpet (Rønning et al. 2011). Isolasjonstyper kan blant annet være mineralbasert slik som glass- og steinull, polymerbaserte materialer som for eksempel EPS, eller bestå av naturlige materialer som trefiber.

Isolasjonsmaterialers effekt på energiforbruk og CO<sub>2</sub>-utslipp i materialproduksjon for en fire etasjes bygning, ble studert av Tettey et al (2014). Inkludert i analysen er isolasjonstypene steinull og glassull som hovedsakelig produseres av sand, stein og kalk, cellulosefiber fra resirkulert papir eller papiravfall, ekspandert polystyren (EPS) som er en type isopor, samt skumglass som dannes av resirkulert glass og feltspat. Sammenligningene er gjort på grunnlag av funksjonelt like isolasjonsalternativer, men med ulike standarder til energieffektivitet. Resultatene viste en reduksjon på 6-7 % i energiforbruk og 6-8 % CO<sub>2</sub>-utslipp når isolasjonsmaterialet steinull ble byttet ut med cellulosefiber, unntatt for gulv i første etasje bestående av steinull. Totalt forbruk av fossile energi til materialproduksjon gikk ned med nesten 40 %. Forskjellen grunnes i de ulike produksjonsprosessene til isolasjonsmaterialene. Steinull er et energikrevende materiale basert på mineralutvinning, mens substituttet cellulose fiber er basert på gjenvunnet fiber fra papiravfall. Resultatene viser at man ved å velge isolasjonsmaterialer basert på fornybare ressurser, kan redusere energiforbruk og CO<sub>2</sub>-utslipp knyttet til materialproduksjon betydelig.

I en studie av 60 bygninger i ni ulike land, fant Sartori og Hestnes (2007) ut av energibehovet i driftsfasen til bygningene var det mest energikrevende gjennom bygningenes livsløp. De fant en lineær sammenheng mellom energiforbruk i driftsfase og total energi, uavhengig klima. Med total energi menes her all energi medgått til produksjon av materialer til selve bygningen, installasjoner og rehabilitering gjennom bygningens livsløp. Dette viser at valg av energibærer i bygningen er avgjørende for de samlede miljøpåvirkningene gjennom livsløpet. Men her må det også tas i betraktning at økt energieffektivitet slik som i

lavenergihus og passivhus, fører til at materialkomposisjonen i bygningen får økt betydning for de samlede miljøpåvirkningene.

Flere studier har vist at trebaserte materialer er mindre energikrevende å produsere og gir lavere CO<sub>2</sub>-utslipp sammenlignet med betong og stål (Gustavsson et al. 2006; Gustavsson & Sathre 2006; Petersen & Solberg 2005). Bruk av tre til bygningskonstruksjoner bør derfor økes på generelt grunnlag. Ved å benytte tre som byggemateriale påvirkes karbonbalansen på minst fire måter; gjennom lavt energiforbruk i produksjonen sammenlignet med andre materialer, ved å unngå karbonutslipp fra industriprosesser som for eksempel ved sementproduksjon, økt bruk av bioenergi som kan erstatte fossile energikilder, samt karbon lagret i selve treproduktene (Eriksson et al. 2011; Gustavsson et al. 2006).

Ved å benytte tre til materialer og energi i stedet for andre mer ressurskrevende og miljøbelastende materialer og energikilder, oppnås en vedvarende effekt på klimaet. Dette er fordi substitusjonen reduserer klimabelastninger som ellers ville funnet sted ved bruk av andre materialer (Tellnes 2012).

Det fremgår av forskningen som trekkes frem her, at tre er et fordelaktig materiale å benytte til substitusjon av mer ressurskrevende materialer. Men hvordan er forholdet mellom stål og betong? I forbindelse med miljøanalyser, er det viktig å ha produktspesifikk informasjon om stålmateriale som benyttes. Dette grunnes i at miljøpåvirkningene fra stålets livsløp i stor grad avhenger av hvor stor andel som er resirkulert og hvilken energibærer som inngår i fremstillingen. Benyttes generelle data, vil det knyttes større usikkerhet til miljøpåvirkningene og dette kan påvirke en sammenligning av stål- og betongkonstruksjoner (Bawden et al. 2016).

## OPPSUMMERING

Det er gjort en rekke sammenligninger av materialer basert på livsløpsanalyser. Det er viktig å skille mellom grunnlagene i foreliggende forskning som har benyttet denne metodikken. Det er i mindre grad utført livsløpsanalyser av bygninger når materialene er del av et større system som skal oppfylle en felles funksjon. I tillegg foreligger det forskning på energiforbruk og klimagassutslipp gjennom bygningers livsløp, samt materialsubstitusjon.

Forskningen som danner grunnlaget for dette kunnskapskapitlet har i stor grad benyttet livsløpsanalyser som metodegrunnlag for å se på miljøeffekter over livsløpet både for materialer og bygninger. Sammenlignet med problemstillingen i denne oppgaven, er derfor livsløpsanalyse en hensiktsmessig metode til å besvare forskningsspørsmålene knyttet til Ullerud Helsebygg.



3



## 3.0. MATERIALE OG METODE

I dette kapitlet beskrives den teoretiske tilnærmingen til problemstillingen, metodene som er benyttet, materialgrunnlaget og trinnvis fremgangsmetode for analysen. Metodene som er benyttet er både kvalitative og kvantitative. Den kvalitative delen av oppgaven har blitt utført som et litteraturstudie for å danne et kunnskapsgrunnlag og trekke frem eksisterende forskning på feltet. Den kvantitative delen omfatter behandling av materialmengder og miljøanalyse med hensiktsmessige verktøy.

### 3.1. TEORETISK TILNÆRMING

Generell systemteori er et vitenskapelig grunnlag for å utforske systemer i sin helhet (Von Bertalanffy 1972). Tankegangen i generell systemteori går i hovedsak ut på at systemer er åpne og derfor avhengig av deres miljø, mens lukkede systemer er uavhengig sitt miljø (Lindskog 2012). Systemteori bygger på at en må forstå interaksjonen mellom elementene i systemet for å kunne regulere systemet. Denne teoretiske tilnærmingen er viktig i miljøanalyse for å forstå interaksjonen mellom elementene og mellom systemet som helhet og dets miljø. Et system består av ulike elementer og delsystemer som sammen utgjør en felles funksjon. Systemet utgjør i sin helhet mer enn summen av enkeltelementene (Von Bertalanffy 1972).

Miljøanalyse preges av systemtenkning og i dag finnes en rekke analyseverktøy, som for eksempel LCA, til systematisk kartlegging av energi- og materialstrømmer, samt miljø- og ressurspåvirkninger til et system. Systemtenkning handler om en helhetlig tilnærming til systemet, fordi det ikke er gir et godt nok bilde å kun se på enkeltelementers bidrag. Funksjoner og mekanismer som fremkommer ved systemet som helhet, må studeres for å kunne forstå konsekvenser og iverksette tiltak.

En annen tilnærming til oppgaven kan være ut fra et mer ressursøkonomisk perspektiv. Ressursøkonomi er viktig for å forstå hvordan vi kan utnytte begrensede naturressurser mest mulig effektivt. Conrad (1999) definerer økonomi som studiet om hvordan samfunnet allokerer knappe ressurser. Ressursøkonomisk teori omhandler samfunnets allokering av knappe, naturlige ressurser. Naturlige ressurser kategoriseres som enten fornybare eller ikke-fornybare, som henholdsvis skog og fossile energikilder som olje, kull og gass er eksempler på. Sentralt i denne tilnærmingen står spørsmålet om å finne den optimale utvinningstakten av naturressurser.

Spørsmålet om effektiv utnyttelse av knappe ressurser i forbindelse med materialproduksjon og energiforbruk i bygningens livsløp, berøres ikke direkte her. Samfunnets forbruk har stor betydning for hvordan disse ressursene utnyttes, og om dette gjøres på en bærekraftig måte. Problemstillingen som oppgaven søker å besvare, knyttes i hovedsak til miljøaspektet ved valg av byggemetode og hvilke miljøpåvirkninger dette medfører over tid. I planleggingsprosessen gjøres det valg som direkte eller indirekte knyttes til byggeteknikk,

bærende konstruksjon og andre materialer. Summen av disse valgene vil påvirke bygningen som system. Det vil derfor være viktig med innsikt i delsystemene, de enkelte materialprosessene, for å forstå bygningens helhetlige funksjon samtidig som det er viktig å se på effekter gjennom bygningens levetid. Systemteori er en hensiktsmessig teoretisk tilnærming til problemstillingen i denne oppgaven.

## 3.2. METODER

### 3.2.1. LITTERATURSTUDIE

I forbindelse med kapitlet om kunnskapsstatus er det utført et litteraturstudie basert på forskningsartikler, rapporter, fagskrifter og oppslagsverk. Kapitlet danner et viktig grunnlag for diskusjonen senere i oppgaven.

### 3.2.2. LIVSLØPSANALYSE (LCA)

I miljøanalyse finnes en rekke verktøy for å kartlegge energi- og materialstrømmer. Livsløpsanalyse (Life Cycle Assessment) er et anerkjent internasjonalt analyseverktøy som benyttes til å kartlegge alle miljø- og ressurspåvirkninger gjennom et produkt eller produktsystems livsløp. LCA er standardisert gjennom ISO 14040 og ISO 14044 som henholdsvis inneholder prinsipper og rammeverk, samt krav og retningslinjer for utførelsen av en slik analyse. Metoden gir en bedre forståelse av miljø- og ressurspåvirkningene til et produkt eller produktsystem, og hvor i livsløpet disse påvirkningene er størst (Klöpffer & Grahl 2014).

Ved en livsløpsvurdering gjøres det en systemanalyse, der en ser på hele det tekniske systemet som skal til for å produsere, bruke og avhende produktet. Her inngår hele materialsyklusen gjennom produktets verdikjede, og man studerer alle relevante miljøpåvirkninger for hele systemet (Rønning et al. 2011).

En LCA kan gi underlag for å fastlegge hva som er de viktigste miljøproblemene for et system, hvor i livsløpet de viktigste miljøproblemene oppstår og potensiale for forbedringer av systemet.

Metodikken danner grunnlag for case-studiet av Ullerud Helsebygg. LCA og fremgangsmetoden i analysen er beskrevet trinnvis i delkapittel 3.4 Livsløpsanalysemetodikk.



Figur 6: Snitt av Ullerud Helsebygg fra to forskjellige kanter, tegnet av Jostein Rønsen Arkitekter i forbindelse med planarbeidet (JRA 2014).

### 3.3. CASE: ULLERUD HELSEBYGG

Problemstillingen tar utgangspunkt i det nylig ferdigstilte sykehjemmet Ullerud Helsebygg i Frogn Kommune (Figur 6). Her beskrives materialet som danner basis for livsløpsanalysen.

Ullerud Helsebygg er det største og hittil eneste av sitt slag i Norge i massivtre. Helsebygget har 108 sykehjemsplasser og lærings- og rehabiliteringssenter. Deler av eksisterende bygninger som utgjorde det gamle sykehjemsanlegget, er nå ombygd til sentralkjøkken og dagsenter for eldre. Helsebygget blir sett på som det nyeste og beste innenfor velferdsteknologi for beboere og ansatte.

Anbudsprosessen foregikk slik at tiltakshaveren Frogn Kommune la ut Ullerud Helsebygg på anbud med ønske om tilbud som også bestod av massivtre, i tillegg til stål og betong. Til slutt stod de igjen med to økonomisk konkurrerende tilbud basert på de overnevnte byggeteknikkene. Livsløpskostnadsberegningene (LCC) var et viktig kriterium som bidro til at valget falt på massivtre.

Alternativene omtales senere i oppgaven med disse forkortelsene:



Alt. A

Ullerud Helsebygg bestående av en bærekonstruksjon i **massivtre**



Alt. B

Ullerud Helsebygg bestående av en bærekonstruksjon i **stål og betong**

For å kunne gjennomføre en livsløpsanalyse, er det avgjørende med informasjon om bygningens sammensetning av materialer, vedlikeholdsbehov og energibehov.

Materialistene som danner grunnlag for hvert av anbudene, har blitt lagt til grunn her.

Det er forskjell i detaljnivået materialistene for hvert alternativ. Spesielt for alt. B er antall materialtyper betydelig større og produkttypene er i større grad spesifisert med navn sammenlignet med i alt. A. For alt. A er det hentet inn EPDer for noen materialer grunnet ønske om å BREEAM-sertifisere bygningen. BREEAM er et miljøsertifiseringsverktøy for bygninger, der det kan gis sertifikat i fem nivåer basert på hvor god miljødokumentasjonen er innfor kategoriene ledelse, helse- og innemiljø, energi, transport, vann, materialer, avfall, forurensning, arealbruk og økologi (NGBC 2015). Der det har foreligget slik dokumentasjon knyttet til materialer, har miljøinformasjon eller ressursbruk herfra blitt benyttet i analysen. Det ble ikke innhentet EPDer til alt. B i anbudsrunderen.

Det har også vært nødvendig å gjøre en del egne forutsetninger, spesielt når det gjelder materialers vekt. Her ble det utført internettsøk og forutsetningene er beskrevet i vedlegg B.

Dataene som ble benyttet i analysen er i hovedsak gjennomsnittlige, globale prosesser i databasen i SimaPro, med unntak for EPDene som er benyttet i alt. A og i enkelte tilfeller i alt. B (jf. vedlegg B). Noe av hensikten er å utføre LCA på basis av informasjonen som foreligger i anbudsgrunnlagene. Derfor har det ikke blitt hentet inn produktspesifikk informasjon.

Forskjellen i detaljnivået skyldes trolig ulikheter ved selve byggeteknikkene. Men det skal også sies at betong og stål er en godt utprøvd og standardisert teknikk som ofte benyttes til større bygg. Trolig påvirker også dette detaljeringsgraden når materialbehovet skisseres tidlig i planleggingsfasen. Bygging med massivtreelementer er hittil utprøvd i liten grad her til lands, og bygge- og anleggsbransjen har derfor mindre kompetanse og standardisering ved bruk av denne metoden.

Ullerud Helsebygg består av en parkeringskjeller og fire etasjer i begge alternativer. I Tabell 1 presenteres arealfordeling og forventet energibehov til hvert alternativ. Opplysningene er hentet fra beregninger av livssyklus kostnader (LCC) og prosjektdokumenter i anbudsgrunnlagene.

Tabell 1: Arealfordeling og beregnet energibehov for hvert alternativ.

	Alt. A	Alt. B
<b>Byggeperiode</b>	Juni 2015 – Feb. 2017	<i>Ikke oppgitt</i>
<b>Brutto areal (BTA, inkl. yttervegger)</b>	11.305 kvm	10.990 kvm
<b>Funksjonsareal (NTA)</b>	10.250 kvm	<i>Ikke oppgitt</i>
<b>Bebygd areal (BYA)</b>	3.125 kvm	3.089 kvm
<b>Brutto areal kjeller</b>	<u>2.800 kvm</u>	<u>3.089 kvm</u>
Fordeling: Garderober, tekniske rom	1.100 kvm	<i>Uspesifisert</i>
Parkeringsareal	1.700 kvm	<i>Uspesifisert</i>
<b>Beregnet energibehov</b>	113,1 kWh/kvm/år	110,6 kWh/kvm/år
<b>Energibærere:</b>		
Elkraft fra Hafslund	94,3 kWh/kvm/år	<i>Uspesifisert</i>
Vannbåren varme fra fjernvarmeanlegg	18,7 kWh/kvm/år	<i>Uspesifisert</i>

Det er en forskjell i bruttoarealet (BTA) på 315 kvm. Alt. A er 2,8 % større enn alt. B i antall kvm. Det er også en forskjell på 36 kvm i bebygd areal som tilsvarer ca. 0,3 % av arealet. Dette er relativt små forskjeller og byggene anses som like.

Det er også en forskjell i forventet energibehov; 113,1 kWh/kvm/år for alt. A og 110,6 kWh/kvm/år for alt. B. Energibærerne er like for begge alternativer, og fordeles på direkte elektrisitet fra Hafslund (vannkraft) og vannbåren varme fra fjernvarmeanlegg med bergvarmepumpe. Begge energibærerne er basert på fornybar energi. For alt. A har det blitt spesifisert en fordeling av energibehovet på disse to energibærerne (Tabell 1). Dette er ikke spesifisert for alt. B og det har blitt gjort egne forutsetninger.

Det antas at beregningene av forventet energibehov inkluderer belysning, oppvarming og bruk av teknisk utstyr gjennom driftsfasen. I følge prosjektdokumentene skal den operative temperaturen til enhver tid være mellom 19 og 26 grader i oppholdssonen. Oppholdssonen i Helsebygget omfatter daglig benyttede rom og korridorer, som fellesarealer, avdelingsarealer og pasientrom.

En grov fordeling av materialer til bærekonstruksjonen i hver av alternativene kan ses i Figur 7. Fremstillingen viser forskjeller i bruk av materialer til de ulike bygningsdelene av bærekonstruksjonen.



#### Alt. A

Fundament:	Betong, armert ( <i>kun deler av bebygd areal</i> )
Gulv på grunn:	Betong
Vegger:	Massivtre
Yttertak:	Massivtre
Kjeller:	Betongvegger, -søyler og -bjelker ( <i>ekskl. en seksjoneringsvegg annet sted i bygget</i> )
Etasjeskiller/dekker:	Massivtre og betong hulldekker



#### Alt. B

Fundament:	Betong, armert ( <i>alt bebygd areal</i> )
Gulv på grunn:	Betong
Vegger:	Stålsøyler og -bjelker, betong og armering
Yttertak:	Betong hulldekker
Etasjeskiller/dekker:	Betong hulldekker, armering

Figur 7: Grov inndeling av materialer til den bærende konstruksjonen i hvert alternativ fordelt på bygningsdeler.

Det er en forskjell i fundamenteringen mellom de to alternative byggemetodene som nevnt i avsnitt 2.1.1. Dette kan gjelde også for massivtrekonstruksjonen i Ullerud Helsebygg som kan sees i fremstillingen i Figur 7, der kun deler av bebygd areal er fundamentert og resten består av gulv på grunn og asfalt på parkeringsareal. I materiallista har det ikke blitt gjort noen spesifisert fordeling på fundament og gulv på grunn. Det er kun oppgitt betonggulv på grunn. Dette kan medføre noe usikkerhet knyttet til betongmengden medgått til fundamentering og gulv på grunn. I alt. A er det en seksjoneringsvegg i betong i forbindelse med heisgrube som virker stabiliserende på bygget. Utenom denne veggen, er det kun benyttet betongelementer, -bjelker og -søyler i forbindelse med kjelleren. Betonghulldekker er lokalisert mellom kjeller og første etasje.

I alt. B er det skissert fundament i armert betong på hele arealet under bygget. Det er ikke gjort noen spesifisering på arealer til betonggulv på grunn i tegningene i anbudet. Derimot ligger det inne i mottatt materialliste og har derfor blitt medregnet.



## 3.4. LIVSLØPSANALYSE-METODIKKEN

I dette delkapitlet er verktøyet SimaPro og selve LCA-metodikken forklart mer i detalj. Fremgangsmetoden forklares trinnvis for hver fase av analysen.

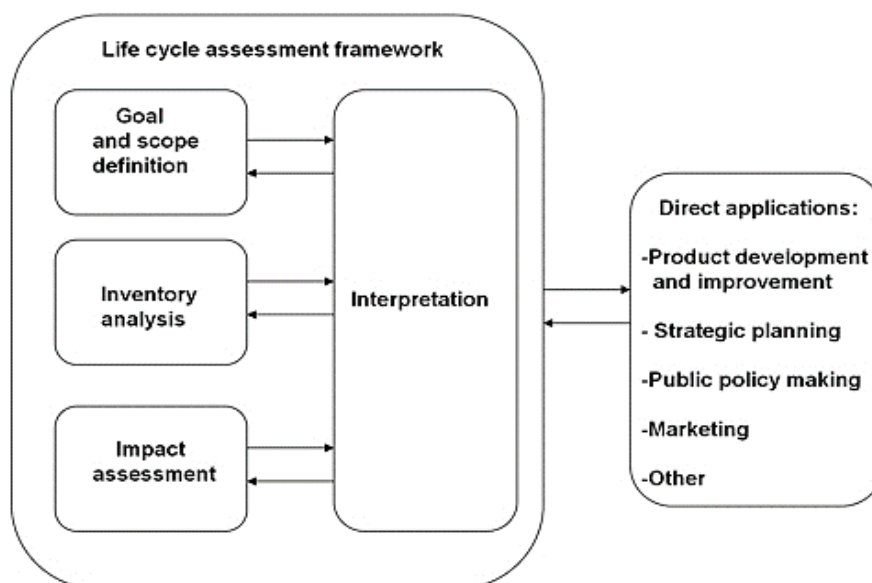
### 3.4.1. SIMAPRO

Et sentralt hjelpemiddel for å kunne utføre beregninger er verktøyet SimaPro. Dette er et internasjonalt, anerkjent verktøy benyttet til LCA. Programmet har en rekke databaser med prosesser for råvarer og produkter, produksjon, transport, energi, avhending mm. Databasen «Ecoinvent 3 – allocation, default» er benyttet i analysen.

Østfoldforskning har bistått med god hjelp i arbeidet med SimaPro.

### 3.4.2. FASENE I LCA

En LCA er, som beskrevet i avsnitt 3.2.2, standardisert gjennom ISO 14040 og ISO 14044. Førstnevnte standard inndeler fasene i en LCA som vist i Figur 8. Første fase handler om å fastsette mål og rammer for studien (*Goal and scope*). Her formes den funksjonelle enheten som gjør sammenligning av produksystemene mulig. I neste fase, livsløpsregnskapet (*Inventory analysis*), kartlegges energi- og materialstrømmer, utslipp og avfall i forhold til den funksjonelle enheten. I siste fase, livsløpseffektvurderingen (*Impact assessment*), vurderes og vektet miljø- og ressurspåvirkninger knyttet til den funksjonelle enheten. Underveis i denne prosessen evalueres og eventuelt forbedres analysen (*Interpretation*). Det gjøres følsomhets- og usikkerhetsvurderinger, og vurderinger i forhold til hva som er viktigste miljøbelastninger og –bidrag (Klopffer & Grahl 2014).



Figur 8: Fasene i en LCA ifølge ISO 14040 (Klopffer & Grahl 2014).





## MÅL OG RAMMER FOR LCA

### MÅL

Målet med livsløpsanalysen er å kunne besvare forskningsspørsmålene som beskrevet i delkapittel 1.2:

Hva er forskjeller i miljøpåvirkninger gjennom livsløpet til Ullerud Helsebygg som følge av valg mellom bærende konstruksjon i massivtre eller stål og betong ved likt krav til funksjonalitet?

- I hvilke faser av livsløpet er miljøpåvirkningene og potensialet for å redusere klimagassutslipp størst ved valg av alt. A i massivtre eller alt. B i betong/stål?
- Hvilke hovedfaktorer har størst betydning for resultatene?

### FUNKSJONELL ENHET

LCA opererer med sammenligning av produktsystemer, ikke produkter, og systemene som analyseres må ses på grunnlag av en felles funksjonell enhet. Den funksjonelle enheten gjør sammenligning av alternativene mulig, og utslippene knyttes til systemets funksjon.

Ullerud Helsebygg utgjør et hjem for totalt 108 beboere og pasienter på langtids- og korttidsavdelinger, samtidig som det er en arbeidsplass for omtrent 200 ansatte.

Den funksjonelle enheten utgjør Helsebygget med dets 108 behandlingsplasser og tilhørende arealer fordelt over 4 etasjer nybygg og parkeringskjeller, totalt ca. 11.000 kvm bruttoareal over en levetid på 60 år, utskiftning av bygningskomponenter ved år 30, etter standardkrav og NS 3701 passivhus, BREEAM NOR Bespoke nivå «Very Good» og 2012 Best Practices for the EU Code of Conduct on Data Centres.

### SYSTEMGRENSER

Systemgrenser er et sett av kriterier som angir hvilke enhetsprosesser som er del av produktsystemet (Rønning et al. 2011). Livsløpsanalysen som utføres er av typen «vugge til grav». Med dette menes at prosesser som omfatter uttak av råmaterialer og videreforedling av disse er inkluderes, samt produksjon av sluttproduktene, vedlikehold og til slutt riving av bygningen. Det er ikke tatt hensyn til avhending av rivingsavfall, avfallshåndtering eller effekter ved eventuell gjenvinning av materialer.

Grunnet mangel på detaljer om materialers transportavstand knyttet til lokaliseringen av Ullerud Helsebygg, er dette på generell basis basert på gjennomsnittlige transportavstander i databasen i SimaPro. EPDer som har tatt med transport til produksjonssted, byggeplass og/eller transport til avfallshåndtering i sine analyser er inkludert. Utenom dette, har

transport av materialer blitt utelatt fra analysene med mindre det er spesifisert i det enkelte resultat.

Det har i tillegg blitt utført noen følsomhetsanalyser på effekten av å ta hensyn til karbonlagring i skog ved å inkludere selve råvareproduksjonen i skogbruket. Systemgrensen er i utgangspunktet satt ved transport til produksjonssted, men i en del resultater har systemgrensen blitt flyttet til å inkludere råvareproduksjonen. Dette er spesifisert i det enkelte resultat.

## FORUTSETNINGER

- **Levetiden** til bygningen er 60 år.
- **Vedlikehold og rehabilitering:**  
Det antas vedlikehold en gang i løpet av bygningens levetid. Her er begrepet vedlikehold benyttet i en noe utvidet betydning. Vanligvis sikter begrepet til løpende og periodiske aktiviteter for å opprettholde bygningens funksjonalitet. Løpende aktiviteter kan gjelde mindre oppgaver som gjennomføres årlig slik som å skifte ut ødelagte takstein. Aktiviteter kan også utføres mer periodisk med gitte årlige intervaller, slik som maling. Andre periodiske tiltak kan være utskiftning av utvendig kledning, vinduer og dører en gang i løpet av byggets levetid. Periodisk vedlikehold er vanskelig å skille fra begrepet rehabilitering, som sikter til en mer omfattende versjon av vedlikehold. Rehabilitering kan utføres for å bøte på forsømt vedlikehold, slik at bygningen oppnår samme kvalitet som tidligere. Rehabilitering kan være mer omfattende ved at det gjøres endringer, oppdateringer og moderniseringer i funksjon, struktur og kvalitet.

I oppgaven har det gjennomgående blitt benyttet vedlikehold som begrep i noe utvidet forstand. LCC-beregninger av forvaltning-, drift-, vedlikehold- og utskiftningskostnader (FDVU) i hvert alternativ har lagt til grunn vedlikehold og utskiftning en gang pr 30. år. I LCC-beregningene omfatter vedlikeholdet levetidsforlengende tiltak for materialer og maling av overflater en gang i løpet av disse 30 årene. Utskiftning av blant annet materialer, kledning, vinduer og dører, gulvbelegg og ny overflatebehandling skjer en gang i løpet av byggets levetid ved år 30. Levetidsforlengende tiltak for materialer er ikke medregnet i LCA bortsett fra for maling, som er forutsatt gang under selve byggingen og tre ganger i driftsfasen; første gang ved vedlikehold, så ved utskiftning og deretter ved siste vedlikehold før år 60.

Utskiftning av bygningskomponenter ved år 30 kan omtales som både periodisk vedlikehold og rehabilitering. Livsløpsanalysen har ikke tatt hensyn til tidspunkt for vedlikehold og utskiftninger. Derimot fremkommer ressursbruken knyttet til

utskiftning (1 gang) og maling (3 ganger) i totale miljøpåvirkninger fra vedlikehold og er beregnet som et gjennomsnitt over byggets levetid. For enkelhets skyld har derfor begrepet vedlikehold blitt benyttet for alle type aktiviteter og tiltak som gjøres i løpet av byggets driftsfase. I vedlegg B er det oppgitt hvilke materialer som skiftes ut i løpet av bygningens levetid.

- **Energibehov i driftsfasen:**

Grunnet manglende opplysninger for alt. B knyttet til energibehov fordelt på type energibærere, har det blitt gjort følgende forutsetninger med utgangspunkt i Tabell 1:

Elektrisitetsbehovet antas tilsvarende alt. A, dvs. **94,3 kWh/kvm/år**. Dermed reduseres behovet for vannbåren varme til **16,3 kWh/kvm/år** gitt totalt beregnet energibehov på 110,6 kWh/kvm/år for alt. B. Energifordelingene er medregnet i de respektive bygningenes driftsfaser, fordelt på prosessene som vist her:

**Alt. A**

Diverse elektrisitet pr kWh	$94,3 \text{ kWh/kvm/år} * 11.305 \text{ kvm BTA} * 60 \text{ års drift}$
Varmepumpe pr kWh	$18,7 \text{ kWh/kvm/år} * 11.305 \text{ kvm BTA} * 60 \text{ års drift}$

**Alt. B**

Diverse elektrisitet pr kWh	$94,3 \text{ kWh/kvm/år} * 10.990 \text{ kvm BTA} * 60 \text{ års drift}$
Varmepumpe pr kWh	$16,3 \text{ kWh/kvm/år} * 10.990 \text{ kvm BTA} * 60 \text{ års drift}$

Begge prosessene tar utgangspunkt i norsk strømmiks med medium spenning i databasen i SimaPro.

Det antas at det holdes et jevnt forbruk av strøm gjennom driftsfasen.

- **Materialmengder** med tilhørende forutsetninger er beskrevet i vedlegg B.

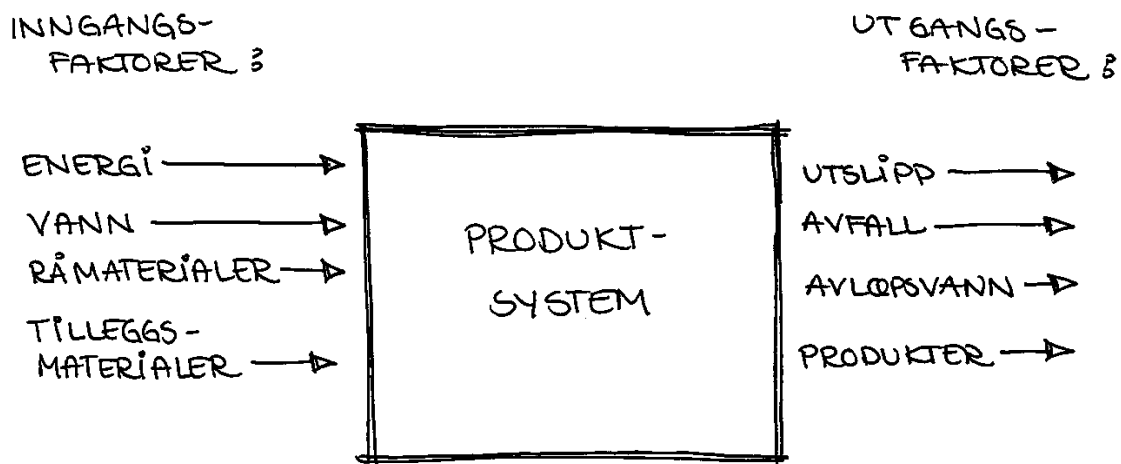
## FØLGENDE PUNKTER ER IKKE MED I LCA AV ALTERNATIVENE

- **Forberedende grunnarbeider på tomt** (*Graving og riving av eksisterende bygg*)  
Dette antas likt i begge alternativer. I hovedsak er det energiforbruk medgått til for eksempel gravemaskiner og kjøring av masser som er interessant her. Bebygd areal har en ubetydelig forskjell på 36 kvm, tilsvarende 0,3 %, mellom alt. A og alt. B (jf. Tabell 1). Det er ikke grunn til å tro at dette vil bidra til særlige forskjeller knyttet til grunnarbeidene mellom disse to byggene. Det foreligger ikke tall på energiforbruk knyttet til selve byggingen av alt. A. For alt. B som kun er et skissert prosjekt, ville det i så fall blitt nødvendig å gå ut fra et gjennomsnittlig energiforbruk knyttet til denne fasen av byggingen. Det kunne vært utført noen beregninger ut fra antall arbeidstimer i maskiner i begge alternativer. Dette ville blitt tidkrevende og har ikke blitt gjort grunnet den lille forskjellen i bebygd areal.
- **Tekniske installasjoner** (*For eksempel ventilasjonsanlegg, vannsystemer og el-anlegg*)  
Bygningens funksjon som sykehjem og arbeidsplass stiller krav til utforming av slike anlegg, og det vil være minimale forskjeller mellom alt. A og alt. B når det gjelder disse systemene. Det vil forbindes med antall meter rør og ledninger som er benyttet som følge av forskjeller i byggeteknikk og romløsninger. Materiallistene er ikke detaljerte nok til å kunne si noe om eventuelle forskjeller her. Derfor antas dette likt i begge alternativer.
- **Innredning og inventar** (*For eksempel kjøkkeninnredninger, baderomsinnredning, løst inventar som stoler, bord, garderober, senger*)  
Bygningen skal oppfylle krav i forhold til beboere og ansatte, og rommene skal oppfylle visse funksjoner uansett valgt byggeteknikk. Derfor gis det liten grunn til å tro at det vil være særlige forskjeller mellom alt. A og alt. B når det gjelder inventar og innredninger. Dette antas likt i begge alternativer.

## FASE 2

### LIVSLØPSREGNSKAP

Denne fasen av LCA omfatter en kartlegging og kvantifisering av alle inngående og utgående faktorer for et produkt gjennom hele dets livsløp (Klöppfer & Grahl 2014). Et ferdig produkt består av en rekke enhetsprosesser, og disse utgjør til sammen et produktsystem (Figur 9). Ved analyse av et produkt i SimaPro, kan det for eksempel inkluderes prosesser for råvareutvinning, produksjon av materialer og selve sluttproduktet, samt bruk og avfallshåndtering. I tillegg kommer bruk av maskiner, transport, hvilke energibærere som benyttes i de ulike enhetsprosessene mm.



Figur 9: Illustrasjon av et produktsystems energi- og materialstrømmer, utslipp og avfall (Klöppfer & Grahl 2014).

Et produktsystem kan presenteres som et flytdiagram som viser enhetsprosessene for produktet.

Alle materialer i hvert alternativ har blitt lagt inn i SimaPro og gruppert under alt. A og alt. B. Materialene er deretter fordelt på bygningsdel etter hvor i bygningene de ulike materialene benyttes. Denne inndelingen skal bidra til å gjøre sammenligninger mellom bygningene enklere i resultatdelen (Tabell 2). Tabellen er en grov inndeling av de fullstendige materialistene. Kolonner merket «Ikke aktuelt» sikter til forskjeller som følge av byggemetode og utforming. Under «Vedlikehold» i denne tabellen finnes alle materialer som skiftes ut i løpet av bygningenes levetid, samt maling. Materialer som skiftes ut er merket i vedlegg B. I hovedsak forutsettes det ingen utskiftning av massivtreelementer og stål- og betongelementer.

Tabell 2: Materialer fordelt på bygningsdeler.

Alt. A	Alt. B
<b>1.1. Bærekonstruksjon</b>	
Massivtre elementer til vegger, dekker, tak	Stålsøyler og -bjelker, ståldetaljer
Prefabrikkerte betongelementer; vegger, bjelker og søyler, etasjeskiller	Forskaling yttervegger, innervegg og heisgrube
Betonggulv på grunn	Betong til fundament, gulv på grunn, hulldekker, yttervegger, innervegger, heisgrube Armering i fundament, gulvdekker, yttervegger, innervegger, heisgrube
<b>1.2. Gulv</b>	
Avretting	Avretting og sparkling av betonggulv
<i>Ikke aktuelt</i>	Påstøp av betong og flytende gulv, glidesjikt i plast Utlekking dekkeforkanter, sponplater
Vinylbelegg	Vinylbelegg
Naturstein	
<b>1.3. Vegger</b>	
Vinylbelegg	Bindingsverk i yttervegger og innervegger
Gipsplater	Gipsplater
Systemvegger	Puss på innervegg, slemming av yttervegg
Impregnert kledning i tre	Utlekking for kledning
Fibersementplater	Teglstein, lettklinkervegg
<b>1.4. Tak</b>	
Gipsplater	Gipsplater
<i>Ikke aktuelt</i>	Dampspærre i plast Bindingsverk og kryssfinerplater i gesims
PVC takfolie	
Systemhimling	Systemhimling
<i>Ikke aktuelt</i>	Teglsteinsforblending
<b>1.5. Isolasjon</b>	
EPS isolasjon i gulv på grunn	EPS i grunnmur, gulv på grunn, i tak
<i>Ikke aktuelt</i>	Brannisolering av stålsøyler i steinull
Isolasjon i glassull	Isolasjon av dekkeforkanter, innervegger, yttertak i glassull
Lydisolering i glassull	Lydisolering i glassull
<b>1.6. Vinduer og dører</b>	
Takluker, Glassfasade	Stålbæresystem for glassfasade
Alle vinduer og dører	Alle vinduer og dører
<b>1.7. Maling</b>	
All maling i bygget	All maling i bygget
<b>1.8. Annet</b>	
Balkonger i massivtre	Trapper og balkonger i betong
Asfalt i parkeringskjeller	Fliser til våtrom
<b>1.9. Vedlikehold</b>	
Komponenter, utskiftning år 30. Maling i 3 omganger.	Komponenter, utskiftning år 30. Maling i 3 omganger.



## LIVSLØPSEFFEKTVURDERING

I denne fasen blir de kvantifiserte miljø- og ressurspåvirkningene fra livsløpsregnskapet overført til indikatorer som beskriver effektene på miljøet (Klöppfer & Grahl 2014). Her velges de miljø- og ressurspåvirkninger og indikatorer en ønsker å se nærmere på, samt metode og vekting for effektvurderingen av produktsystemet.

Miljøeffekter kan vurderes etter to kategorier i LCA; «Midpoint» eller «Endpoint». Disse metodene ser på ulike stadier i et hierarki av utslipp og påfølgende effekter av dette utslippet på for eksempel jord, luft og vann. Et kvantifisert utslipp sier lite om de faktiske miljøpåvirkningene slik de oppleves. Førstnevnte metode ser på problemer tidligere i utslippshierarkiet og som har direkte miljømessig betydning, slik som global oppvarming og ozon nedbrytning. Sistnevnte metode ser på sluttvirkningene på økosystem, biodiversitet og menneskers helse. Usikkerheten er større med «Endpoint» fordi det er siste ledd i hierarkiet av utslippseffekter (Klöppfer & Grahl 2014).

Valgt modell for LCA er derfor «ReCiPe Midpoint (H)» med vektingssett «Europe Recipe H».

## MILJØKATEGORIER

Miljøpåvirkninger fra Ullerud Helsebygg bygd enten som alt. A eller alt. B, presenteres i følgende valgte miljøkategorier:

- **Global oppvarmingspotensial (CO<sub>2</sub>-ekvivalenter):** Utslipp av klimagassene CO<sub>2</sub> (karbondioksid), CH<sub>4</sub> (metan) og N<sub>2</sub>O (lystgass) som bidrar til global oppvarming. Typiske utslippskilder er bruk av fossil energi og transport.
- **Potensial for nedbrytning av ozon (CFC11-ekvivalenter):** Utslipp av klorholdige gasser som bryter ned ozonlaget i atmosfæren. Slike gasser finnes ikke naturlig, men regnes som miljøvennlige på bakkenivå. Eksempler er drivgasser i spraybokser, i kjøleindustri og ved renselanlegg, samt i produksjon av isolasjonsmaterialer og brannslukningsapparater (Holtet 2016).
- **Potensial for fotokjemisk oksidantdannning (NMVOC-ekvivalenter):** Utslipp av flyktige organiske forbindelser som sammen med nitrogenoksider i atmosfæren reagerer med hverandre på grunn av solstråling. Det er en form for luftforurensning som skjer i de lavere luftlagene, og som gir dårlig sikt, lukt, irritasjon av slimhinner og skader på planter og materialer (Nestaas 2009). Typiske utslippskilder er forbrenning av fossile brensler.

- **Forsuringspotensial ( $SO_2$ -ekvivalenter):** Utslipp av svoveldioksider som bidrar til forsurening av vann. Forsuring gir dårlig vannkvalitet og begrenser dyre- og planteliv. Typiske utslippskilder er forbrenning av fossile brensler.
- **Overgjødslingspotensial i vann og hav (P- og N-ekvivalenter):** Utslipp av fosfor i vann og nitrogen i hav som fører til økt planteproduksjon. En forurensningsform som medfører oppblomstring av alger og som kan utrydde naturlige algesamfunn (Kjensmo 2011). Typiske utslippskilder er avrenning fra dyrka mark og avfallsdeponi.
- **Økotoksisitet på land og i vann (1,4 DB-ekvivalenter):** Utslipp av stoffer som virker giftige på økosystemer. Typiske utslippskilder er industrielle prosesser og jordbruk.

Kategoriene er valgt på bakgrunn av problemstillingen som er rettet mot klima- og miljømessige effekter knyttet til Ullerud Helsebygg. Valg av kategorier er i stor grad styrt av de undersøkte miljøpåvirkningene i miljødeklarasjonene som er benyttet. Miljøeffekter som ikke er spesifisert i deklarasjonene vil med andre ord ikke kunne undersøkes, fordi det kun er miljøpåvirkningene fra disse EPDene som er benyttet i analysen.

Miljøpolitikken er i stor grad rettet mot klimagassutslipp som bidrar til global oppvarming. Det er derfor interessant å først og fremst se på bygningens klimaavtrykk som følge av bærende konstruksjon i massivtre eller stål og betong.

Nedbrytning av ozon har blitt inkludert på bakgrunn av at gassen har en sentral rolle i strålingsbalansen i atmosfæren. Ozon er en drivhusgass da den absorberer strålingsenergi og omdanner det til varme som fører til at temperaturen i atmosfæren øker. Men bekymringen er i hovedsak knyttet til UV-strålingens effekt, da det er farlig for levende organismer. Menneskelige utslipp av klorholdige gasser, spesielt klorfluorkarboner (KFK) og bromfluorkarboner, er i hovedsak årsak til ozonhullene som har blitt funnet over polområdene. KFK-gasser har i stor grad blitt forbudt i senere tid. (Holtet 2016). Det er interessant å studere om bygninger bidrar til økt nedbrytning av ozon.

I tillegg er det viktig å løfte fokus til å inkludere andre påvirkninger på miljø og omgivelser. Her siktes det spesielt til effekter på økosystemer og dermed dyre- og planteliv, både på land og i vann.

Fotokjemisk oksidantdannning, også kalt smog, knyttes til bruk av fossile brensler og det vil være interessant å se hvordan disse utslippene er knyttet til ressursforbruket i materialproduksjonen i hver av alternativene.



4



## 4.0. RESULTATER

I dette kapitlet presenteres resultatene fra livsløpsanalysen av Ullerud Helsebygg for de alternative byggemetodene i massivtre og stål- og betong. For å få frem forskjeller mellom selve bygningen som konstruksjon og hele livsløpet til bygningen, er det skilt på disse på følgende måte:

- Selve bygningen** Her siktes det til materialforbruket til konstruksjonen av selve bygningen, altså byggefasen i bygningens livsløp.
- Bygningens livsløp** Her siktes det til bygningen gjennom et livsløp på 60 år. Konstruksjonen av selve bygningen, samt driftsfasen med vedlikehold og energiforbruk.

Først presenteres analyser knyttet til materialforbruket i hvert alternativ. Deretter går det nærmere inn klimagassutslipp fra bygningskomponenter i selve bygningen, samt vedlikehold i driftsfase. Til slutt presenteres resultater for livsløpene til Ullerud Helsebygg satt opp som en massivtrekonstruksjon kontra en stål- og betongkonstruksjon.

## 4.1. MILJØPÅVIRKNINGER

### 4.1.1. ANALYSER AV MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL MATERIALFORBRUK

I dette avsnittet presenteres analyser av miljøpåvirkninger knyttet til selve materialforbruket i hvert alternativ. Materialforbruket inkluderer selve bygningskonstruksjonen og vedlikehold i driftsfase.

I Tabell 3 er miljøpåvirkninger knyttet til materialforbruket i hvert alternativ presentert. Den klart største miljøkategorien er klimagassutslipp som bidrar til global oppvarming. Deretter følger utslipp i kategorien økotoksitet, som virker forstyrrende og ødeleggende på økosystemer på land og i vann. Utslipp i miljøkategorien forsuring utgjør betydelig færre utslipp. Ozon nedbrytende stoffer er svært få og utgjør kun noen hundre gram totalt sett.

Tabell 3: Miljøpåvirkninger knyttet til materialforbruket i hvert alternativ prioritert etter størrelse.

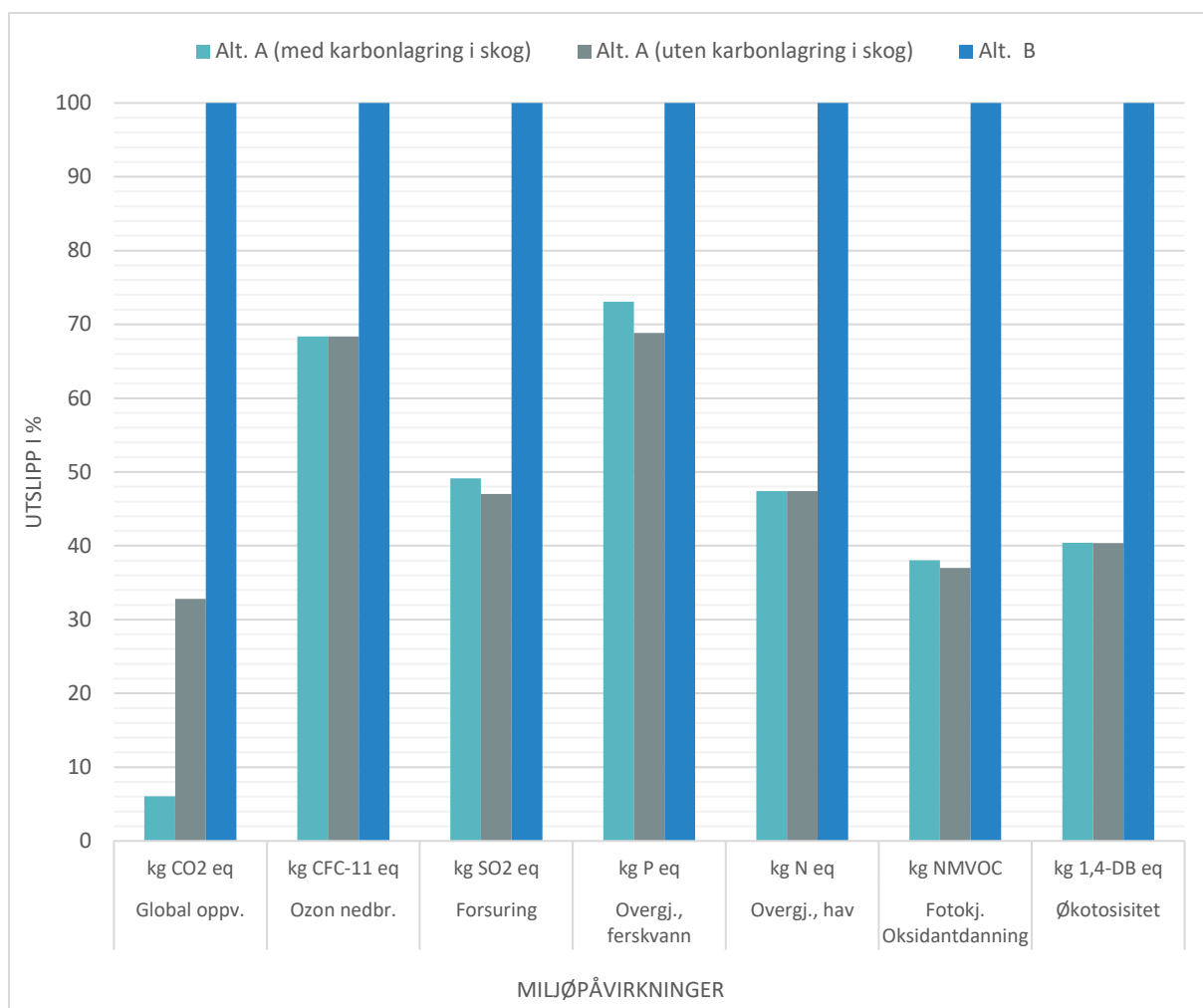
MILJØKATEGORI	Enhet	Alt. A (Ekskl. CO <sub>2</sub> - lagring i skog)	Alt. A (Inkl. CO <sub>2</sub> - lagring i skog)	Alt. B
Global oppvarming	kg CO <sub>2</sub> eq	2 533 679	468 019	7 728 381
Ozon nedbrytning	kg CFC-11 eq	0,11	0,11	0,16
Forsuring	kg SO <sub>2</sub> eq	15 081	15 762	32 084
Overgjødsling, ferskvann	kg P eq	882	937	1 282
Overgjødsling, hav	kg N eq	529	529	1 117
Fotokjemisk oksidantdannning	kg NMVOC	10 663	10 966	28 820
Økotoksisitet, på land og i vann	kg 1,4-DB eq	42 701	42 722	105 773

Det er gjort en sammenligning av hvor store miljøpåvirkningene for alt. A er i prosent av tilsvarende utslipp i alt. B (Figur 10). Her tas det utgangspunkt i tallene vist i Tabell 3. **Blå søyle** representerer utslippene i alt. B fordelt på de ulike miljøkategoriene. Utslippene i alt. B størst for hver miljøkategori. **Grå søyle** representerer alt. A uten hensyn til karbonlagring i skog, mens **turkis søyle** viser alt. A med dette hensynet. Datagrunnlaget for karbonlagring i skog er hentet fra en EPD for tyske Brettsperrholz (2015), der kostnader i skogbruket er allokert til tømmer og industrielt trevirke på basis av priser.

Sammenligningen i Figur 10 viser at forskjellen mellom alternativene er klart størst i miljøkategorien global oppvarming, som også er den kategorien med størst utslipp (jf. Tabell 3). Utslippene fra alt. A varierer fra 6 til 33 %, avhengig om hensyn til karbonlagring i skog inkluderes i analysen eller ikke. Klimagassutslippene for alt. B er omtrent 7 728 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter.

Den neste kategorien med størst forskjell i utslipp mellom alt. A og alt. B, er knyttet til utslipp av stoffer som bidrar til luftforurensning (fotokjemisk oksidantdannning). Her utgjør alt. A omtrent 37-38 % av tilsvarende utslipp i alt. B. Totale utslipp i denne kategorien er for alt. B ca. 29 000 kg NMVOC (jf. Tabell 3).

Utslipp knyttet til kategorien økotoksisitet i alt. A utgjør 40 % av tilsvarende utslipp i alt. B. Denne kategorien er på andreplass med flest utslipp etter kategorien global oppvarmingspotensial med ca. 106 000 kg 1,4-DB ekvivalenter (jf. Tabell 3).



Figur 10: Miljøpåvirkninger knyttet til materialforbruket i alt. A (med og uten CO<sub>2</sub>-lagring i skog) i % av tilsvarende utslipp i alt. B.

Minst forskjell mellom alternativene er det i kategorien overgjødslingspotensiale i ferskvann. Her utgjør utslippene i alt. A fra 69 til 73 % av utslippene i alt. B, avhengig av om karbonlagring i skogproduksjonen inkluderes eller ikke.

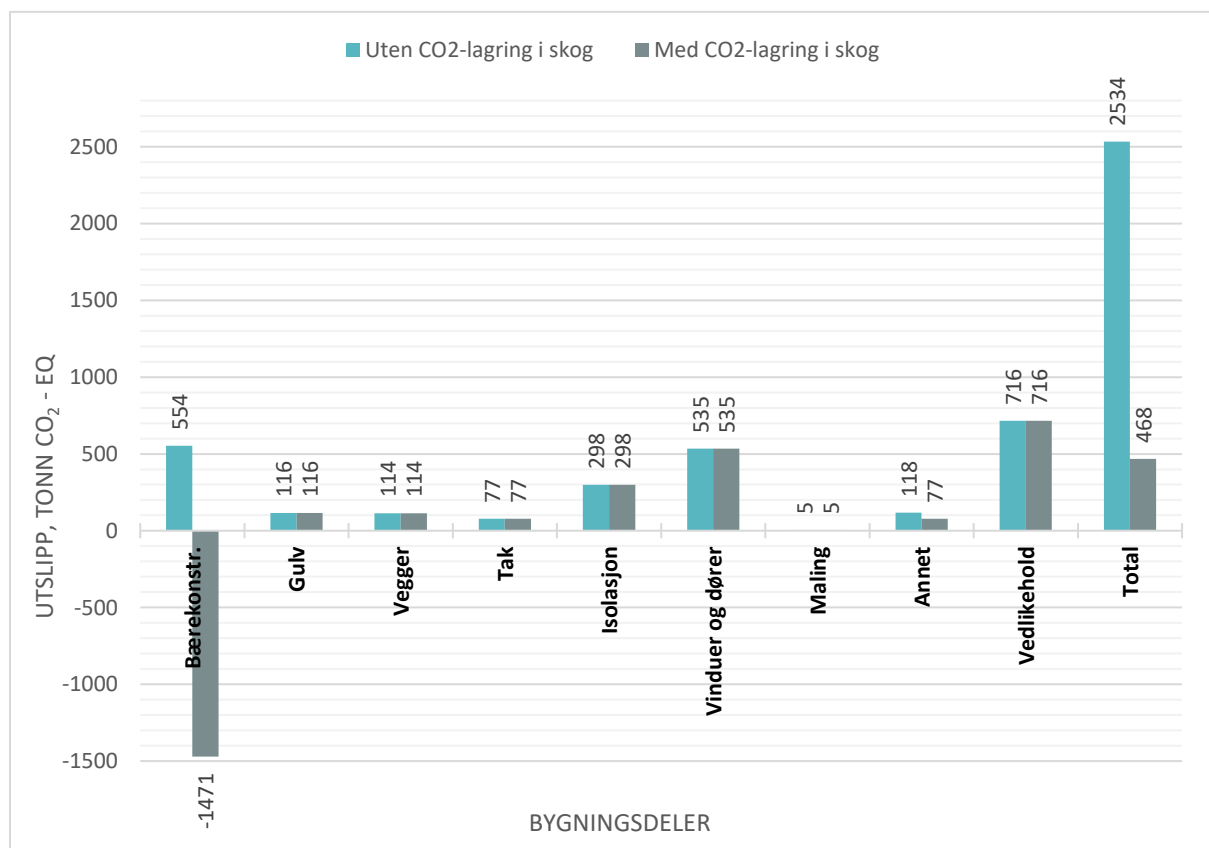
Sammenligningen av ozon nedbrytende stoffer viser riktignok en forskjell mellom alt. A og alt. B, men denne kategorien har et samlet utslipp på under 1 kg CFC-11 ekvivalenter (jf. Tabell 3).

I alt. A vises det en betydelig forskjell i klimagassutslipp mellom de to scenarioene med og uten karbonlagring i skog. Klimagassutslippene utgjør kun 6 % av tilsvarende utslipp i alt. B, når det tas hensyn til karbonlagring i skogproduksjonen. Ved å inkludere dette hensynet, reduseres også utslipp i kategoriene forsuring, overgjødsling i ferskvann og fotokjemisk oksidantdannning med henholdsvis 4, 2, 1 %.

Klimagassutslipp som bidrar til global oppvarming er den største miljøpåvirkningen knyttet til materialforbruket i hvert alternativ. Derfor har blitt undersøkt nærmere hvordan klimagassutslippene fordeler seg på de ulike bygningsdeler. Her er tatt utgangspunkt i inndelingen av materialer i Tabell 2.

I alt. A fordeles klimagassutslippene på bygningsdelene som vist i Figur 11. Ser man utelukkende på det konstruksjonsmessige, er det bygningsdelene vinduer og dører, bærekonstruksjon (for scenarioet uten karbonlagring i skog) og isolasjon som utgjør hoveddelen av klimagassutslippene. Vedlikeholdet inngår i det driftsmessige, men bidrar med størst klimagassutslipp av grupperingene som vises. Grupperingen maling bidrar med betydelig færrest utslipp (5 tonn). Bygningsdelene gulv, vegger og tak, samt grupperingen «annet», bidrar med relativt like mengder utslipp i området 77 til 118 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter.

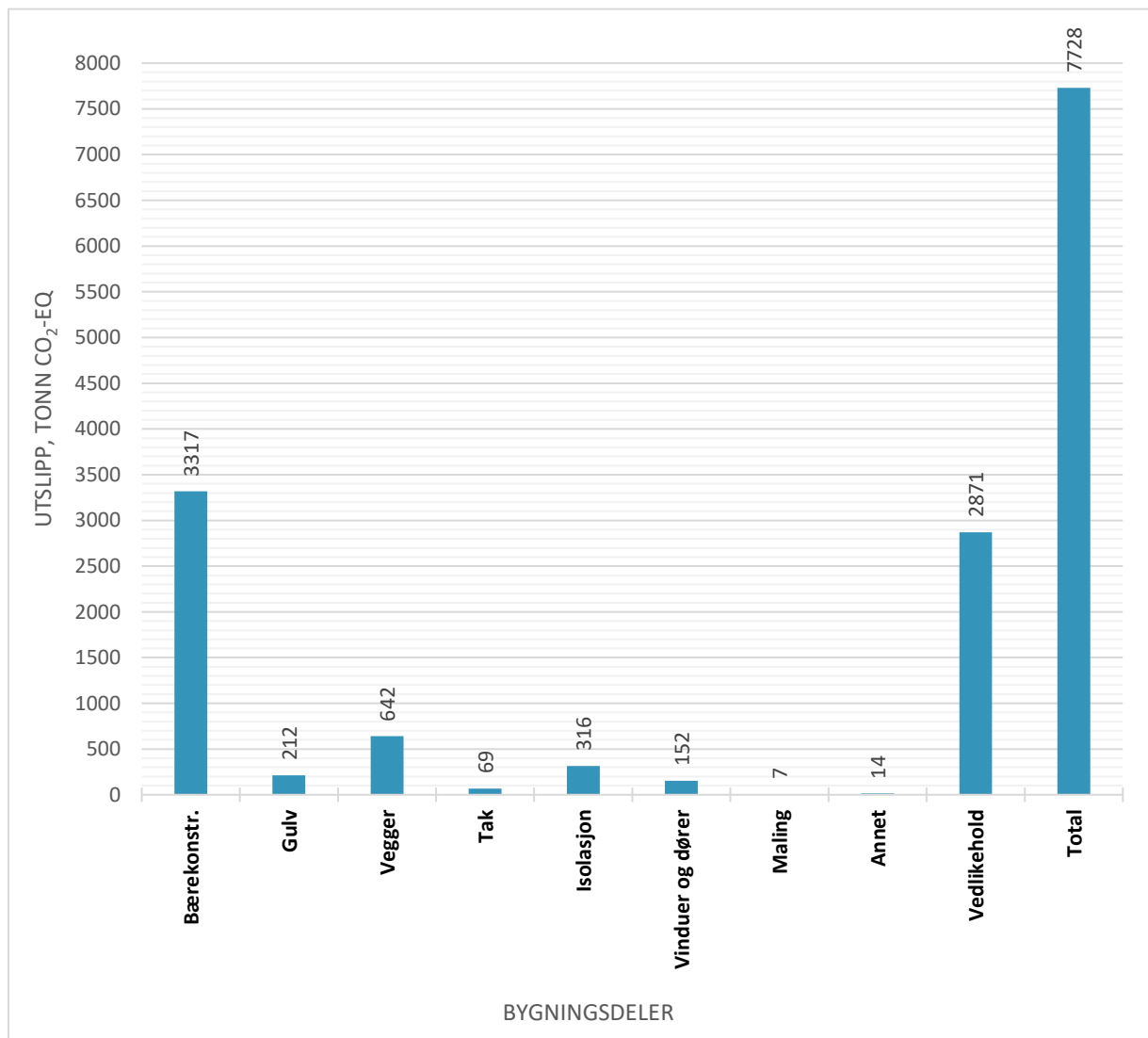
Forskjellen mellom scenarioene med og uten karbonlagringshensyn i skog gjør seg spesielt gjeldende for det samlede klimagassutslippet i alt. A. Totale utslipp reduseres betydelig som allerede bevist i sammenligningen vist ovenfor (Figur 10). Forskjellen i klimagassutslipp mellom disse scenarioene gjør seg gjeldene for bærekonstruksjonen og gruppering «annet». Utslaget er betydelig størst for bærekonstruksjonen, som følge av at massivtreelementene er knyttet til disse karbonlagringseffektene i skog. Resultatet viser at ved å inkludere dette hensynet, gir det netto negative utslipp fra bærekonstruksjonen. Dette gir bygningen miljømessige fordeler som reduserer dens totale klimagassutslipp betydelig, sammenlignet ved å ikke ta hensyn til dette. En liten forskjell i grupperingen «annet» skyldes balkonger i massivtre, som får reduserte utslipp når karbonlagringseffekter i skog inkluderes. Vedlikeholdet forutsetter ingen utskiftning av massivtreelementer, og tilsvarer samme mengde utslipp i begge scenarioer slik som for resterende bygningsdeler.



Figur 11: Klimagassutslipp (tonn CO<sub>2</sub>-eq) fordelt på bygningsdeler i alt. A (med og uten hensyn til CO<sub>2</sub>-lagring i skog).

Klimagassutslippet knyttet til materialforbruket i alt. B er fordelt på bygningsdeler i Figur 12. Ser man på det rent konstruksjonsmessige i dette alternativet, er det bærekonstruksjonen som bidrar med flest utslipp. Deretter følger vedlikehold som del av det driftsmessige. Dette er motsatt av resultatene i alt. A.

I sammenligning med bærekonstruksjonens klimagassutslipp, er det betydelig mindre utslipp knyttet til de andre bygningsdelene. Vegger og isolasjon bidrar med henholdsvis 642 og 316 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Mengden utslipp knyttet til isolasjon i stål- og betongkonstruksjonen er relativt likt som for isolasjon i massivtre-konstruksjonen.



Figur 12: Klimagassutslipp fordelt på bygningsdeler i alt. B.

Det er minst utslipp knyttet til maling og grupperingen «annet». Sistnevnte omfatter trapper og balkonger i betong, samt fliser til våtrom.

Det samlede klimagassutslippet knyttet til all materialforbruk til selve stål- og betongkonstruksjonen og vedlikehold i driftsfasen er 7 728 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Dette tilsvarer 920 nordmenns gjennomsnittlige CO<sub>2</sub>-utslipp i et år. Totalt klimagassutslipp for

massivtrekonstruksjonen tilsvarer 300 nordmenns CO<sub>2</sub>-utslipp når karbonlagring i skog ikke inkluderes i analysen. I scenarioet der hensynet inkluderes, reduseres det totale klimaavtrykket til massivtrekonstruksjonen til å tilsvare omtrent 55 nordmenns CO<sub>2</sub>-utslipp gjennom et år (Klimavakten 2016).

#### 4.1.2. ANALYSER AV MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL BYGNINGSKOMPONENTER

Resultater fra analysene i forrige avsnitt har vist at miljøpåvirkningene i stor grad knyttes til klimagassutslipp som fører til global oppvarming. Derfor er det interessant å undersøke hvilke bygningskomponenter som bidrar til de største klimagassutslippene innenfor grupperingen av bygningsdeler (jf. Tabell 2). De tre bygningsdelene som bidrar med størst klimagassutslipp i hvert alternativ har blitt studert nærmere.

Tabell 4: Klimagassutslipp (i %) fordelt på bygningsdeler i alt. A (med og uten CO<sub>2</sub>-lagring i skog) og alt. B.

	Bære- konstr	Gulv	Vegger	Tak	Isola- sjon	Vinduer dører	Maling	Annet	Vedl. hold	%
<b>Alt. A</b> Med CO <sub>2</sub> - lagring i skog	-314	25	24	16	64	114	1	17	153	100
<b>Alt. A</b> Uten CO <sub>2</sub> - lagring i skog	22	5	4	3	12	21	0	5	28	100
<b>Alt. B</b>	43	3	8	1	4	2	0	0	37	100

I alt. A er det bærekonstruksjon og vinduer og dører som er spesielt interessant å undersøke nærmere med utgangspunkt i den prosentvise fordelingen i Tabell 4. For alt. B er dette bærekonstruksjon og vegger. I begge alternativer har også vedlikehold blitt studert nærmere, da det utgjør en betydelig andel av klimagassutslippene i begge alternativer.

I denne analysen har det blitt hentet ut flytdiagram for de nevnte gruppene i hvert alternativ. Flytdiagrammene finnes i vedlegg D.

Ut fra prosentfordelingen over, har bærekonstruksjonen en sentral rolle i forhold til global oppvarming sett ut fra konstruksjonsmessige i hvert alternativ. Bærekonstruksjonen i alt. A består hovedsakelig av massivtreelementer, samt betongelementer som etasjeskiller, bærende vegger i kjelleren, seksjoneringsvegg i forbindelse med heisgrube og betonggulv på grunn (jf. Figur 7). En analyse av klimagassutslipp fra materialprosesser knyttet til denne bærekonstruksjonen viste følgende fordeling på bygningskomponentene bærende betongvegger (45 %), etasjeskiller i form av hulldekker i betong (27 %) og betongdekke som gulv på grunn (14 %) (jf. vedlegg D.1). Til sammen utgjør betongprodukter 86 % av de totale klimagassutslippene knyttet til bærekonstruksjonen i alt. A.

Klinkerproduksjon for å lage sementpulver til betong, står for ca. 26 % av de totale utslippene knyttet til bærekonstruksjonen. Alle materialprosessene som vises i flytdiagrammet er knyttet til betong- og sementproduksjon (jf. vedlegg D.1). Prosesser som utgjør mindre enn 10 % av de totale klimagassutslippene til bærekonstruksjonen er ikke med.

I alt. B fordeler klimagassutslippene seg på materialene betong hulldekker (55 %) og ulike stålprofiler (18 %). Materialprosesser som utgjør mindre enn 10 % av totale klimagassutslipp vises ikke i flytdiagrammet. Betong hulldekker er basert på tilsvarende produktinformasjon som i alt. A og er hentet fra EPD. Derfor vises ikke produksjonsprosessene i flytdiagrammet (jf. vedlegg D.2). Råvareutvinning, produksjon av sement og fremstilling av betongelementer (inkl. i produktfasen «Råvare» i flytdiagram) står for ca. 45 % av bærekonstruksjonens totale klimagassutslipp. Dette er i tråd med funn for bærekonstruksjonen i alt. A, der også betongproduktene knyttes til en betydelig andel av bærekonstruksjonens samlede klimagassutslipp.

Stålprofilene i bærekonstruksjonen i alt. B er basert på globale produksjonsprosesser og utvinning av jomfruelig jernmalm. Råvareutvinning og stålproduksjon utgjør ca. 17 % av bærekonstruksjonens totale klimagassutslipp.

Den neste gruppen med bygningsdeler som bidrar til betydelige utslipp i alt. A er vinduer og dører med 21 eller 114 % av de samlede klimagassutslippene over livsløpet, avhengig av karbonlagring i skogproduksjonen inkluderes i analysen eller ikke. En analyse av klimagassutslipp knyttet til materialprosesser viser at produksjon av glassfasade med aluminiumramme utgjør ca. 70 % av alle klimagassutslipp knyttet til produksjon av vinduer og dører (jf. vedlegg D.3). Aluminiumsproduksjon utgjør ca. 50 % av disse utslippene. Materialprosesser som utgjør mindre enn 40 % av de totale klimagassutslippene vises ikke.

I alt. B er det vegger som bidrar med flest klimagassutslipp etter bærekonstruksjon når det kun ses på det konstruksjonsmessige. Veggene utgjør 8 % av de samlede klimagassutslippene fra bygningskonstruksjonen. Innad i denne gruppen fordeler klimagassutslippene seg på isolerende lekablokker (60 %), teglstein (15 %) og gipsplater (8 %) (jf. vedlegg D.4). Produksjon av lettklinkerblokker med polysteren isolasjon utgjør 60 % av de samlede utslippene. Materialprosessene sementproduksjon og polysteren produksjon bidrar med henholdsvis ca. 40 % og 10 % inn i dette produktet. Materialprosesser som utgjør mindre enn 10 % av samlede klimagassutslipp fra vegger vises ikke i flytdiagrammet.

Vedlikeholdet utgjør en betydelig andel av klimagassutslippene i begge alternativer. Det er ikke forutsatt vedlikehold av bærende komponenter som massivtre- eller betongelementer, samt stålprofiler. En analyse av klimagassutslipp knyttet til utskiftning av bygningskomponenter samt maling i alt. A, viser at utslippene fordeles på glassfasade (52 %), dører (5,5 %), fibersementplater (7,4 %), vinyl gulvbelegg (4,6 %) og glassull isolasjon (7,2 %) (jf. vedlegg D.5). Materialprosesser som utgjør mindre enn 5 % av totale klimagassutslipp fra



vedlikehold vises ikke i flytdiagrammet. Aluminiumsprodukter og tilhørende prosesser knyttet til glassfasaden utgjør 44 % av de totale klimagassutslippene.

Klimagassutslipp knyttet til vedlikehold i alt. B fordeles hovedsakelig på betong hulldekker (46,5 %), lettklinkervegger med EPS isolasjon (13,7 %) og EPS isolasjon i tak (2,3 %) (jf. vedlegg D.6). Materialprosesser som utgjør mindre enn 5 % av totale klimagassutslipp fra vedlikehold vises ikke i flytdiagrammet. En stor andel klimagassutslipp knyttes til råvarefasen til betong, dvs. utvinning av kalkstein og klinkerproduksjon, både for hulldekkene og lettklinkerblokker.

#### 4.1.3. ANALYSER AV MILJØPÅVIRKNINGER GJENNOM BYGNINGENS LIVSLØP

Bygningens livsløp omfatter selve bygningen, altså det konstruksjonsmessige knyttet til å ferdigstille bygningen, og driftsfasen som inkluderer alt av vedlikehold og energiforbruk. Det er ikke tatt hensyn til faser etter endt levetid.

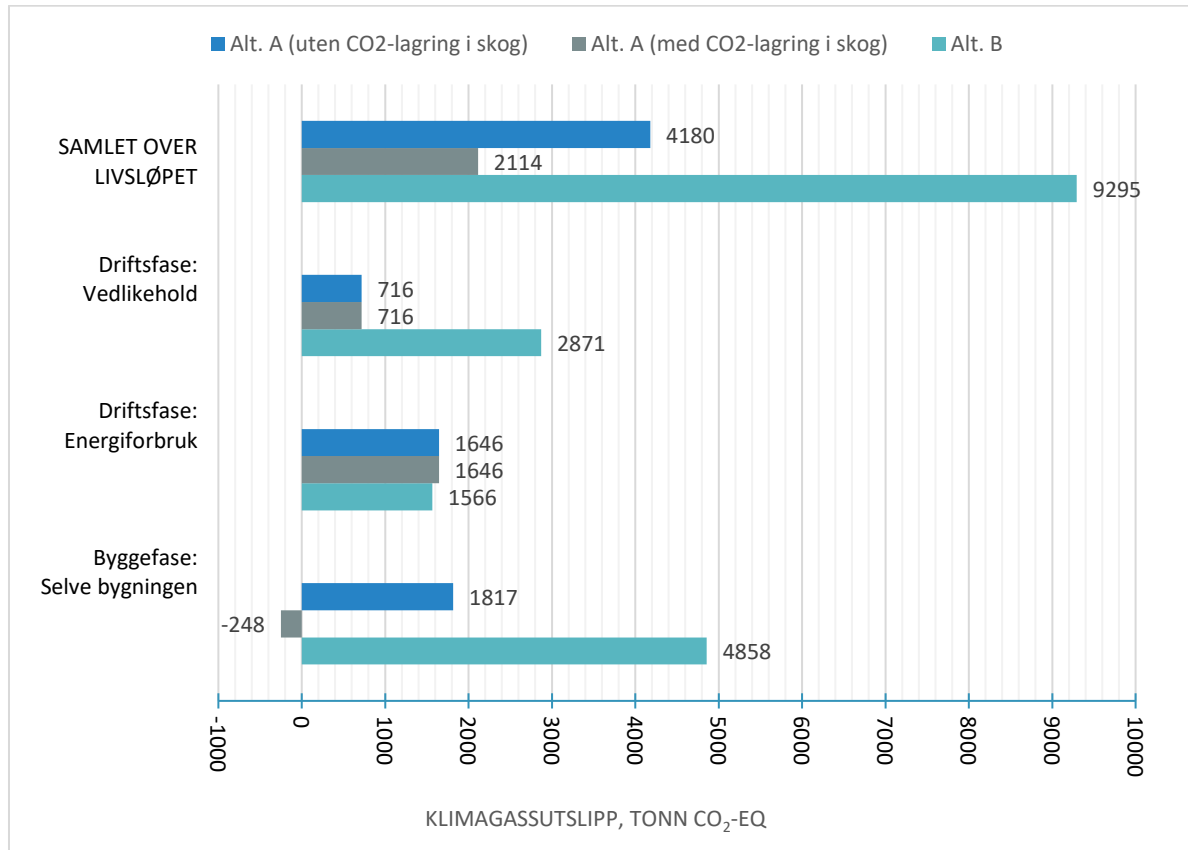
Resultatene viser betydelige forskjeller i klimagassutslipp over livsløpet for de alternative byggeløsningene. Bygningen i betong/stål har betydelig høyere utslipp samlet over livsløpet sammenlignet med massivtrebygningen i begge scenarioer (jf. Tabell 5). Alt. A har et totalt klimagassutslipp over livsløpet som tilsvarer 45 % av samlet utslipp i alt. B i betong/stål. Inkluderes hensyn til karbonlagring i skog, reduseres klimagassutslippet fra 45 til 23 % over livsløpet.

Tabell 5: Klimagassutslipp (tonn CO<sub>2</sub>-eq) fordelt på livsløpsfasene byggefase og driftsfase (energiforbruk og vedlikehold) i % av alt. B.

LIVSLØPSFASER		Alt. A (Uten CO <sub>2</sub> -lagring i skog)	Alt. A (Med CO <sub>2</sub> -lagring i skog)	Alt. B
Byggefase: Selve bygningen	<i>1 % av alt. B</i>	37 %	-5 %	100 %
Driftsfase: Energiforbruk	<i>1 % av alt. B</i>	105 %	105 %	100 %
Driftsfase: Vedlikehold	<i>1 % av alt. B</i>	25 %	25 %	100 %
<b>SAMLET OVER LIVSLØPET</b>	<i>1 % av alt. B</i>	<b>45 %</b>	<b>23 %</b>	<b>100 %</b>

Klimagassutslipp knyttet til selve massivtrekonstruksjonen utgjør 37 % eller -5 % av tilsvarende utslipp knyttet til stål- og betongkonstruksjonen, avhengig hensyn til karbonlagring i skog. Forskjellen mellom de alternative byggemetodene kommer tydelig frem i Figur 13. Ser man kun på det konstruksjonsmessige, kan man altså regne to massivtrekonstruksjoner for omtrent samme klimagassutslipp som ved å sette opp en stål- og betongkonstruksjon.

Driftsfasen er samlet sett største bidragsyter til utslipp av klimagasser for alt. A. Byggefase er største bidragsyter i alt. B. Riktignok er det en relativt liten forskjell i mengden klimagassutslipp fra byggefase og driftsfasen i alt. B; henholdsvis 4 858 og 4 437 tonn CO<sub>2</sub>-eq.



Figur 13: Klimagassutslipp (kg CO<sub>2</sub>-ekv.) totalt over livsløpet og fordelt på byggefase og driftsfase (energiforbruk og vedlikehold) for alt. A (med og uten karbonlagring i skog) og alt. B.

Klimagassutslipp knyttet til energiforbruket i driftsfasen er relativt likt for begge alternativene. Den minimale forskjellen i utslipp begrunnes i en relativt liten forskjell i energiforbruk mellom alternativene (jf. Tabell 1).

Klimagassutslippene knyttet til vedlikeholdet i alt. A utgjør kun 25 % av tilsvarende utslipp i alt. B (jf. Tabell 5). Dette kan ha sammenheng med usikkerhet knyttet til detaljeringsgraden i materialistene, men kan også skyldes forskjeller ved selve byggemetodene.

Vedlikeholdsbehovet i alt. A kan være noe underestimert som følge av denne usikkerheten.

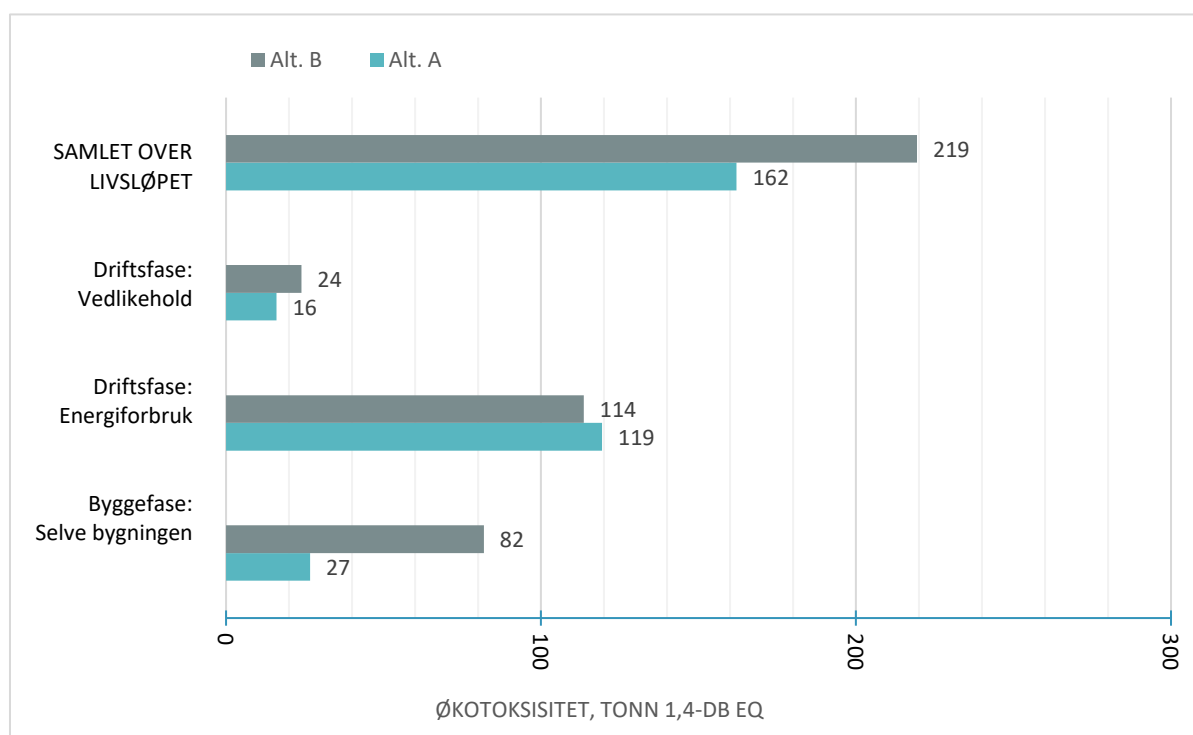
Ser man utelukkende på bærekonstruksjonen vil dette hensynet føre til en innsparing i klimagassutslipp på ca. 2 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekv sammenlignet med om det ikke tas med.

Hensynet fører til betydeligst forskjell sammenlignet med alt. B der innsparte klimagassutslipp er ca. 5 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekv. Her kommer substitusjonseffekten av å bytte fra betong og stål til treverk tydelig frem, og er i tråd med forskningen på feltet. Generelt sett reduserer hensynet til karbonlagring i skog bygningens klimaavtrykk over livsløpet. Dette

forutsetter at massivtreelementer ikke skiftes ut. Dersom elementer må skiftes ut i driftsfasen, vil trolig karbonlagringseffekten bidra til at samlede klimagassutslipp fra vedlikehold reduseres.

I avsnitt 4.1.1. ble alle miljøpåvirkningene knyttet til materialforbruket prioritert etter størrelse i Tabell 3. Til nå har fokuset i stor grad vært rettet mot klimagassutslipp som fører til global oppvarming, men det er også interessant å se på fordelingen av de andre miljøpåvirkningene over bygningens livsløp.

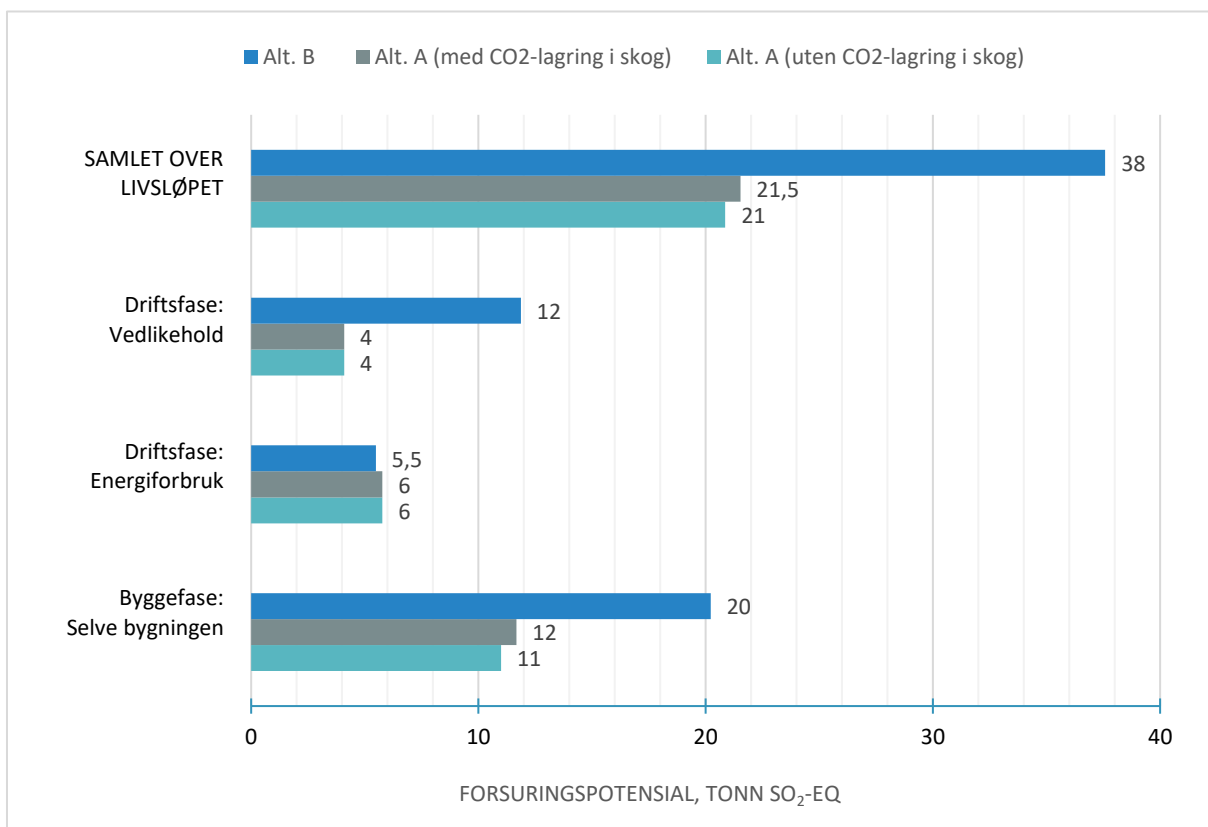
Den andre største miljøkategorien etter klimagassutslipp er økotoksisitet; utslipp av stoffer som virker giftig på økosystemer på land og i vann (jf. vedlegg C, tabell C5-C7). En analyse av hvordan disse utslippene fordeler seg på livsløpsfaser kan ses i Figur 14.



Figur 14: Potensiale for økotoksisitet (tonn 1,4-DB eq) fordelt på livsløpsfaser for begge alternativer.

Fremstillingen viser at det er relativt betydelige forskjeller mellom de ulike livsløpsfasene. Samlet over livsløpet er økotoksisiteten størst for alt. B. Forskjellen mellom de alternative bygningene er betydeligst i byggefasen, som trolig har sammenheng med at typiske utslippskilder er industrielle prosesser. Tidligere analyser har vist at omfattende fremstillingsprosesser knyttet til betongproduksjon bidrar med store klimagassutslipp. Trolig bidrar disse industrielle prosessene med utslipp av stoffer som også virker giftig på økosystemer, siden forskjellen er så betydelig mellom de to alternative konstruksjonene. Denne argumentasjonen er også i tråd med den relativt lille forskjellen i utslipp mellom alternativene i vedlikehold. Det er ikke forutsatt noen utskiftning av bærende betongelementer. Trolig er det årsak til at forskjellen er så liten.

Den tredje største miljøkategorien som trekkes frem er forsuring (jf. vedlegg C, tabell C5-C7). Forsuring betegnelsen på utslipp av svoveldioksider som gir dårlig vannkvalitet for dyre- og planteliv. En analyse av hvordan utslippene fordeler seg på livsløpsfaser vises i Figur 15. Forskjellene er relativt små sett i det store og hele, men utslippene er allikevel av betydning for miljøet og dyre- og planteliv i vann. Forsuringspotensialet er størst for alt. B over livsløpet. Ser man på det konstruksjonsmessige knyttes det også flest slike utslipp til alt. B. Det er en minimal forskjell mellom scenarioene i alt. A med og uten karbonlagring, der det sistnevnte gir noe mindre forsurende utslipp. Utslippene fra byggefase er tilnærmet like samlede utslipp fra energiforbruk og vedlikehold i driftsfasen for begge alternativer.



Figur 15: Forsuringspotensiale (tonn SO<sub>2</sub>-eq) fordelt på livsløpsfaser for alt. A (med og uten CO<sub>2</sub>-lagring i skog) og alt. B.

Vedlikeholdet i alt. B bidrar til betydelig flere utslipp sammenlignet med alt. A. Dette henger sammen med mengden materialer som skiftes ut i hvert alternativ. Det knyttes også usikkerhet til om vedlikeholdet er underestimert i alt. A grunnet mindre detaljer i materialistene. I forhold til energiforbruket er utslippene tilnærmet like.

Resterende miljøpåvirkninger kan studeres i vedlegg C, tabell C5-C7.

## 4.2. USIKKERHET

En LCA kartlegger potensielle miljøeffekter og -bidrag ved et produktsystem. Men beregningene må sees som forenklinger av virkeligheten. Metoden vurderer påvirkningene et system kan ha på sine omgivelser gitt forutsetninger og usikkerhet tilknyttet dette. Her følger noen usikkerhetsmomenter knyttet til analysen av Ullerud Helsebygg. Det er i forbindelse med noen av punktene utført følsomhetsanalyser av ulike scenarier for å se eventuelle utslag på bygningens samlede miljøpåvirkninger gjennom livsløpet.

### Forberedende grunnarbeider på tomt

Analysen har ikke tatt hensyn til energiforbruk knyttet til forberedende grunnarbeider på tomten til Ullerud Helsebygg grunnet manglende informasjon. Men som nevnt i avsnitt 2.1.1. er funksjonskravene til fundament under massivtrekonstruksjonen annerledes enn for stål- og betongkonstruksjonen (Kirkebøen 2015). Massivtreelementer er betydelig lettere enn betong og stål, noe som bidrar til at fundamentering kan utføres på enklere måte med mindre forbruk av betong i en del tilfeller. Dette er selvfølgelig avhengig av grunnforholdene på stedet. Under stål- og betongkonstruksjonen i alt. B er det fundamentert på hele det bebygde arealet. Massivtrekonstruksjonen er delvis fundamentert (jf. Figur 7). På resterende bebygd areal er det betonggulv på grunn og asfalt. Det er ikke spesifisert en fordeling av arealer til fundamentering i anbudsgrunnlaget. Dermed er det et usikkerhetsmoment til hva som er reell mengde betong medgått til fundamentering. Trolig er selve bygningens samlede utslipp noe høyere enn resultatene tilsier.

Ved å velge massivtrekonstruksjon kan man redusere kostnader ved at fundamenteringsbehovet i mange tilfeller vil være mindre på grunn av den lave egenvekten. I tillegg vil en enklere fundamentering medføre færre klimagassutslipp på grunn av et lavere forbruk av betong. Prosesser knyttet til betong bidrar med betydelige klimagassutslipp, som vist i flere utførte analyser og eksisterende forskning (jf. avsnitt 2.2.2). Trolig vil derfor enklere fundamentering under en massivtrekonstruksjon også bidra til å redusere klimagassutslipp.

### Valg av materialer

#### Stålprodukter

Stålproduktene kan helt eller delvis bestå av jomfruelig råjern og/eller resirkulert stål som nevnt i avsnitt 2.2.3. Dette kan være et stort usikkerhetsmoment, ettersom industrien ikke oppgir hvor stor andel stål som er gjenvunnet pr produkt. Spesielt for alt. B som har den største andelen av stålprodukter, kan resultatene være annerledes enn hva som fremkommer i LCA. En analyse av bærekonstruksjonen i alt. B i avsnitt 4.1.2. viste at materialprosessene knyttet til stålprofilene i SimaPro er basert på jomfruelig råjern (jf.

vedlegg D.2). Dersom disse og andre stålprodukter i realiteten består av en større andel resirkulert stål, vil det knyttes færre miljøpåvirkninger til disse enn resultatet tilsier.

### Isolasjonsmaterialer

Grunnet manglende detaljer i anbudsgrunnlagene, har det blitt gjort egne forutsetninger knyttet til type isolasjonsmateriale. En del steder i materialistene ble det kun oppgitt «mineralull» som produktspesifikasjon (jf. vedlegg B). Derfor har det gjennomgående blitt antatt glassull på disse stedene. Det vil dermed knyttes usikkerhet til hva slags isolasjonsmateriale som ville blitt benyttet i realiteten og hvilke miljøpåvirkninger det ville medført.

En studie av isolasjonsmaterialers energiforbruk i produksjon har blitt utført av Tettey et al. (2014). Av de undersøkte isolasjonsmaterialene steinull, cellulosefiber, EPS, skumglass og glassull, ble det knyttet størst energiforbruk til sistnevnte. I denne studien ble det forutsatt råvareutvinning av sand og andre mineraler, og dermed blir produksjonsprosessen til glassull mer omfattende med tanke på ressursbruk og utslipp. Glassull kan også være et produkt av resirkulerte glassprodukter, slik som hos for eksempel GLAVA. Det vil knyttes mindre utslipp til glassull basert på resirkulert glass sammenlignet med om produksjonen er basert på råmaterialer.

### Vedlikehold

Mange bygningsmaterialer har en teknisk levetid på 30 år, som sikter til materialers behov for utskiftning på grunn av slitasje og degradering. Sett ut fra bygningens levetid på 60 år, er det hensiktsmessig å anta utskiftning en gang. Men materialer har også en service-levetid som er den tiden det går mellom hver ombygging på grunn av et behov for utvikling. For eksempel vil et sykehjem ha et jevnt behov omgjøringer for å tilpasse seg teknologisk utvikling og et kontorlokale vil ha et jevnt oppussingsbehov for å følge trendbildet (Rønning et al. 2011). Service-levetiden kan derfor være mindre enn 10 år. For Ullerud Helsebygg vil det derfor knyttes noe usikkerhet til dette. Som følge av denne usikkerheten er trolig miljøpåvirkningene knyttet til vedlikeholdet noe underestimert.

Byggeteknikkene vil medføre forskjeller i fleksibiliteten med tanke på ombygging, ominnredning og oppgraderinger i driftsfasen. For eksempel flytting av vinduer, dører og vegger kan enklere utføres i en massivtrekonstruksjon sammenlignet med i en stål- og betongkonstruksjon. Et sykehjem vil trolig ha et jevnt behov for ombygging for å kunne etterfølge nye krav og standarder, samt tilrettelegge for ny teknologi. En bærende konstruksjon i massivtre vil trolig gjøre slike prosesser enklere og mindre ressurskrevende. I en massivtrekonstruksjon er det stor fleksibilitet knyttet til montering, da massivtreelementene gir skruefeste overalt (Kirkebøen 2015). Dette er ikke tilfelle i en stål- og betongkonstruksjon, der man er avhengig av utlekting og bindingsverk for å få feste. Denne forskjellen gir massivtrekonstruksjonen en fordel når det kommer til utskifting av for eksempel isolasjon, innvendig kledning og festing av systemhimlinger. På denne måten gjør

konstruksjonen i alt. A det enklere å skifte ut bygningskomponenter og endre strukturen sammenlignet med alt. B.

## Transporteffekter

Geografisk lokalisering av bygget er likt i begge alternative byggeløsninger. Valg av byggeløsning vil trolig ikke ha noen innvirkning på andre transportaktiviteter tilknyttet bygningen. Her siktes det til blant annet persontransport. Energiforbruk knyttet til slik transport kan ha betydelig innvirkning på den totale energibruken i byggets driftsfase (Rønning et al. 2011). Det er ikke tatt hensyn til transportaktiviteter knyttet bruken av bygget som følge av lokalisering. Trolig er miljøpåvirkningene knyttet til hvert alternativ noe underestimert på grunn av dette.

Transport av materialer til byggeplassen og avfall fra riving av bygget etter endt levetid er ikke med i livsløpsanalysen grunnet mangel på detaljer. Det er imidlertid unntak for enkelte materialer som er basert på produktspesifikk informasjon fra leverandør, der utslipp fra gjennomsnittlige transportavstander er inkludert. Dette gjelder de fleste materialer basert på EPDer og er spesifisert i vedlegg B. I stor grad knyttes disse EPDene til alt. A i massivtre, men er også i noen enkelte tilfeller benyttet i alt. B grunnet mangel på tilsvarende materialprosesser i SimaPro. Trolig vil derfor utslipp knyttet til transport av materialer ha størst effekt på alt. A. Men som resultatene har vist, gir massivtrekonstruksjonen allikevel betydelig færre utslipp enn stål- og betongkonstruksjonen. Det er derfor nærliggende å anta at transportavstand har mindre betydning på bygningens samlede livsløp. Dette er selvsagt avhengig av avstand og energibærer benyttet i transporten. Derfor har det blitt utført en følsomhetsanalyse for transportavstand knyttet til massivtreelementene i alt. A.

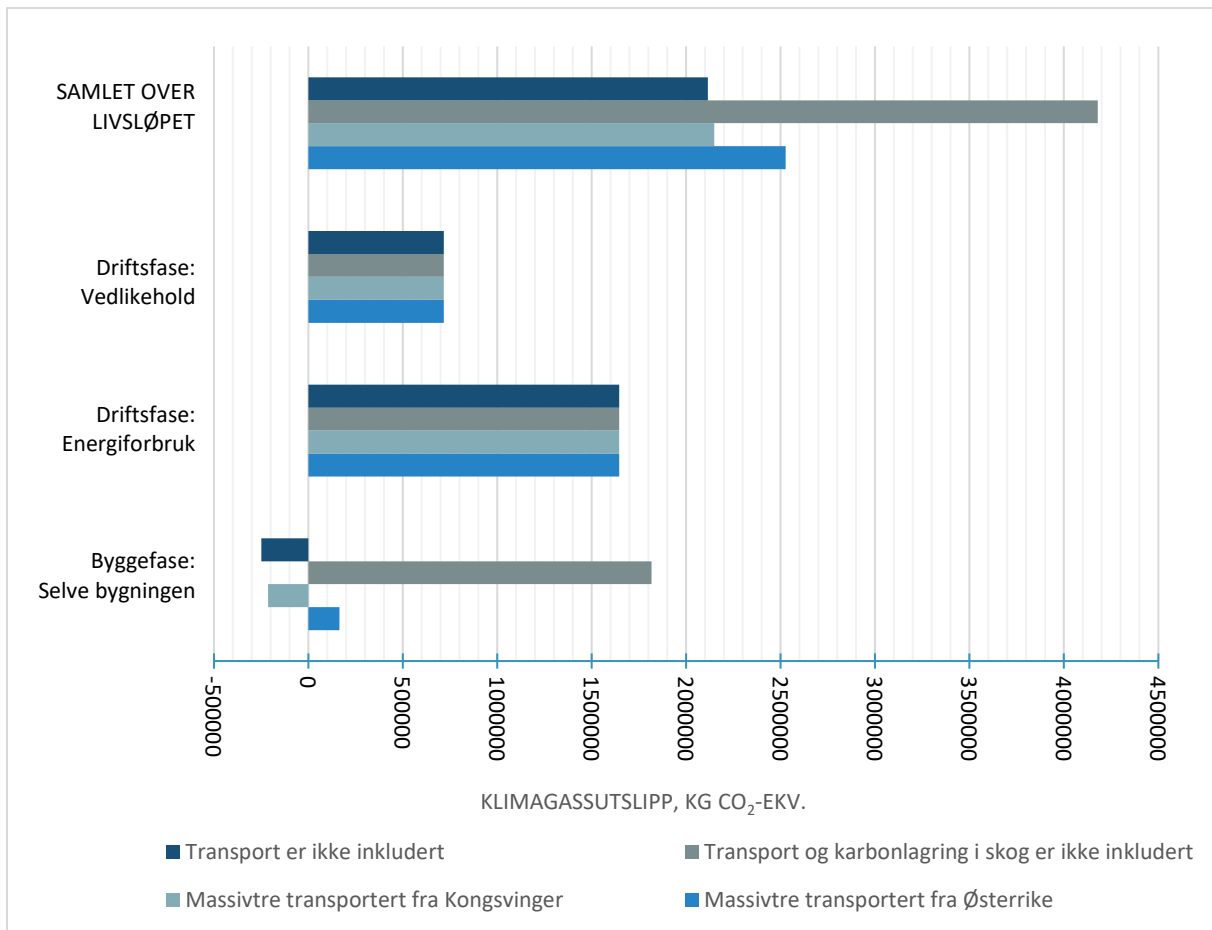
Elementene har blitt transportert fra Flügen i Østerrike, og det er hensiktsmessig å undersøke hvilken effekt denne transportavstanden har på de samlede miljøpåvirkningene til Ullerud Helsebygg. Det er også interessant i å se hvilken effekt transportavstanden har dersom massivtreelementene hadde blitt produsert her i Norge. I dette scenarioet er produksjonssted satt til Kongsvinger, da en nyetablert massivtre-fabrikk kalt Nordisk Massivtre AS er lokalisert her.

Disse transportavstandene ble benyttet i analysen av scenarioene:

[Massivtreelementer transportert fra Flügen, Østerrike: 1700 km på lastebil.](#)

[Massivtreelementer transportert fra Kongsvinger, Norge: 140 km på lastebil.](#)

Transportmiddel benyttet til analysen i SimaPro er «Transport, freight, lorry 16-32 tonn, EURO 4 (GLO)». Diesel er energibærer under transport av elementene.



Figur 16: Effekter av transport på klimagassutslipp (kg CO<sub>2</sub>-ekv.) gjennom livsløpet til alt. A. Utslipp er fordelt på livsløpfasene: byggefase og driftsfase (energiforbruk og vedlikehold). Karbonlagring i skog er inkl. for alle scenarier unntatt der det er spesifisert.

Karbonlagring i skogproduksjonen er inkludert for alle scenarier, unntatt der det er spesifisert i figurforklaringen. Resultatene fra analysen av transportavstanders effekter på klimagassutslipp gjennom livsløpet til alt. A, viser at det er byggefase som påvirkes (Figur 16). Det er ikke forutsatt noen utskiftning av massivtreelementer i driftsfasen. Derfor gir transporteffektene kun utslag i byggefase. I scenarioet der verken transport eller karbonlagring i skog inkluderes, får bygningen de klart største samlede klimagassutslippene over livsløpet. Størst negativt netto utslipp fra selve bygningskonstruksjonen oppnås for scenarioet der transport ikke inkluderes, som er i tråd med funn tidligere i oppgaven. Resultatene er derfor klart avhengig av hvilke systemgrenser som settes i analysen.

Transportavstanden av massivtreelementene har betydning for byggefases samlede klimagassutslipp. Selve bygningskonstruksjonen får et fortsatt netto negativt klimagassutslipp dersom massivtreelementene fraktes fra Kongsvinger og det tas hensyn til karbonlagring i skog. Derimot bidrar den lange transportavstanden fra Østerrike med betydelige klimagassutslipp som gir selve bygget et netto positivt utslipp av klimagasser. Dette til tross for at karbonlagringseffekter i skog inkluderes. Samlet over livsløpet, bidrar østerrikske massivtreelementer til at bygningen øker det totale klimagassutslippet med ca.



380 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter sammenlignet med om massivtreelementene hadde vært norske. Analysen viser også at det konstruksjonsmessige utgjør en liten andel av de samlede klimagassutslippene gjennom livsløpet. Driftsfasens utslipp knyttet til energiforbruk og vedlikehold utgjør størstedelen av livsløpets utslipp, selv om transport av massivtre inkluderes.

Analysen tar ikke hensyn til andre materialers transporteffekter. For de bærende konstruksjonsmaterialene som ikke skiftes ut gjennom levetiden, vil trolig ikke transportavstanden til disse ha særlig innvirkning på samlede miljøpåvirkninger gjennom livsløpet. Men for materialer som i tillegg skiftes ut i løpet av levetiden, vil transportavstand innvirke på både byggefasens og driftsfasens utslipp og på denne måten utgjøre en større andel av samlede miljøpåvirkninger gjennom byggets levetid.

For å kunne redusere eller eliminere usikkerhet knyttet til materialers transportavstand, er det avgjørende med produktspesifikk informasjon som ofte fremkommer i EPDer. Dessverre foreligger det ikke nok informasjon i anbudsgrunnlagene til å gjøre en grundig analyse av materialtransportens samlede effekter på bygningens livsløp.

### Forventet energibehov kontra reelt energiforbruk

Et sykehjem skal oppfylle visse krav til oppvarming med tanke på trivsel og miljø for beboere og ansatte. Hvordan brukerne av bygget benytter seg av strøm i hverdagen, har betydning for mengden energi som forbrukes. Dette kan være vanskelig å definere i en LCA. Her kan fordeling av rom til ulike bruk studeres nærmere for å definere energibehov i detalj etter hvilken funksjon rommene har. Dette ville imidlertid blitt tidkrevende og det har blitt forutsatt et gjennomsnittlig energiforbruk i driftsfasen. Derfor vil det også knyttes noe usikkerhet til reelt energiforbruk.

### Valg av energibærer i driftsfase

Valg av energibærer påvirkes av blant annet byggets lokalisering og strømpriser. I analysen av utslipp fordelt på livsløpsfaser, har det blitt lagt til grunn en gjennomsnittlig norsk el-mix basert på fornybar vannkraft. Men også produksjon av vannkraft medfører utslipp av klimagasser i noen grad. Det er derfor interessant å se på effekter av å velge opprinnelsesgarantert strøm med et enda lavere klimagassutslipp som energibærer.

Strøm som har opprinnelsesgaranti er merket for å vise forbrukeren at en viss mengde kraft er produsert fra en spesifikk energikilde. Til tross for at slik strøm er noe dyrere, kan forbrukeren bevisst velge fornybar kraft med mindre klimagassutslipp knyttet til seg.

I følsomhetsanalysen som er utført, har det blitt benyttet en EPD for vannkraft fra Skjerka kraftstasjon i Agder Energi AS (Soldal 2016). For denne opprinnelsesgaranterte strømmen knyttes det 2,8 g CO<sub>2</sub>-eq til 1 kWh produsert elektrisitet. Til sammenligning knyttes det 21,5 g CO<sub>2</sub>-eq til 1 kWh produsert elektrisitet i den gjennomsnittlige norske elektrisitetsmiksen.

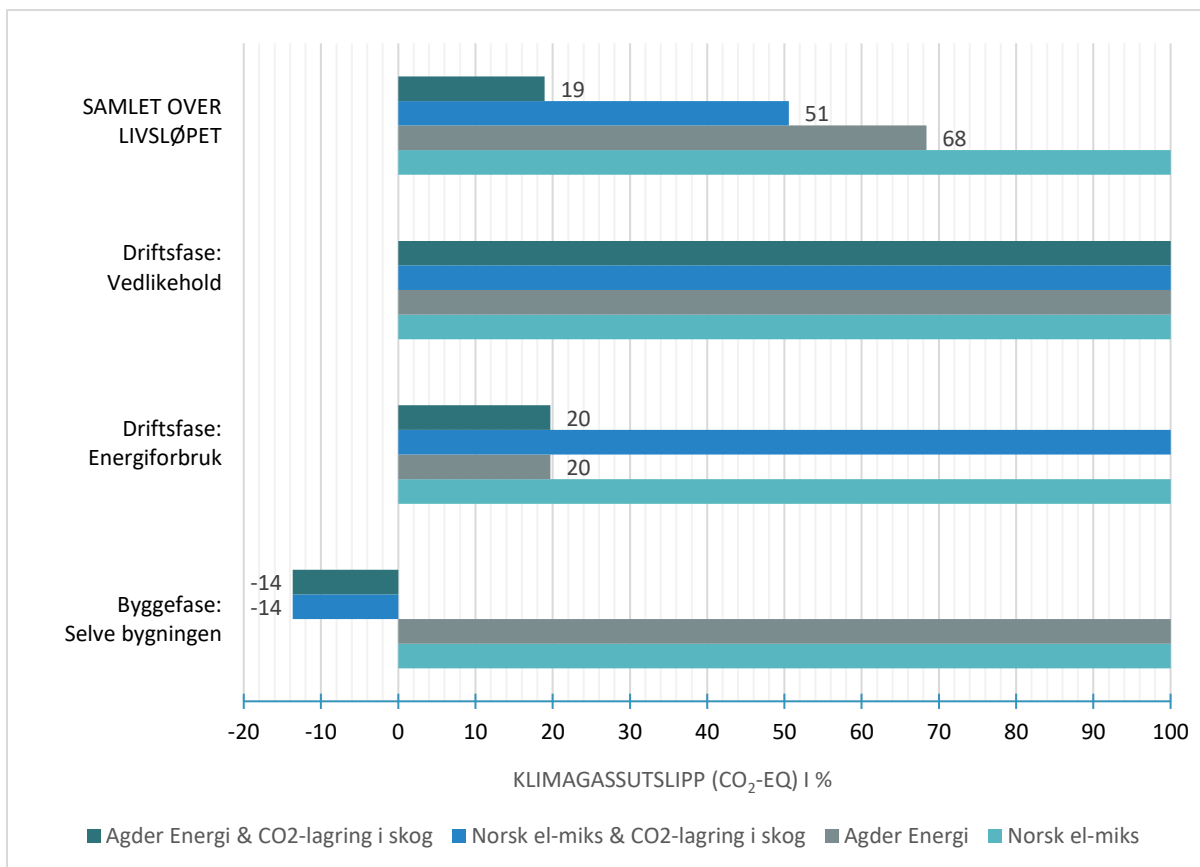
Det er liten forskjell i forventet energibehov pr kvm pr år (jf. Tabell 1) mellom de to alternative byggeløsningene for Ullerud Helsebygg. Men over et livsløp på 60 år vil dette utgjøre en relativt stor forskjell. For alt. A er det totale energiforbruket ca. 76 650 000 kWh og for alt. B er det ca. 72 930 000 kWh. Dette innebærer en forskjell på 3 720 000 kWh. Denne forskjellen i energiforbruk gjennom de alternative bygningenes livsløp har imidlertid vist seg å gi en relativt liten forskjell i klimagassutslipp ved bruk av gjennomsnittlig norsk el-miks (jf. Figur 13).

Utslipp fra scenarioene i følsomhetsanalysen for alt. A er angitt i prosent av utslippene fra scenario «Norsk el-miks» (Figur 17). Scenarioene er følgende:

- «Norsk el-miks» Klimagassutslipp fordelt på livsløpsfaser ved valg av energibærer gjennomsnittlig norsk elektrisitmiks i driftsfase basert på vannkraft med klimagassutslipp lik 21,5 g CO<sub>2</sub>-eq pr produsert kWh.
- «Agder Energi» Klimagassutslipp fordelt på livsløpsfaser ved valg av energibærer opprinnelsesgarantert elektrisitet fra Agder Energi i driftsfase basert på vannkraft med klimagassutslipp lik 2,8 g CO<sub>2</sub>-eq pr produsert kWh.
- «Norsk el-miks & CO<sub>2</sub>-lagring i skog» Som beskrevet under «Norsk el-miks», men i tillegg er karbonlagringseffekter i skog inkludert.
- «Agder Energi & CO<sub>2</sub>-lagring i skog» Som beskrevet under «Agder Energi», men i tillegg er karbonlagringseffekter i skog inkludert.

Resultatene fra følsomhetsanalysen for alt. A viser betydelige forskjeller i prosentvise klimagassutslipp samlet over livsløpet (Figur 17). Ved å benytte en energibærer som gir færre klimagassutslipp pr produsert kWh, reduseres utslippene samlet over livsløpet betydelig. Forskjellen er 19 og 68 % avhengig av om karbonlagring i skog inkluderes eller ekskluderes fra analysen.

Livsløpsfasen vedlikehold er lik i alle scenarioer som følge av at det ikke knyttes energiforbruk til denne delen av driftsfasen. Derimot viser energiforbruket i driftsfasen betydelig forskjell mellom scenarioene. Ved å benytte opprinnelsesgarantert strøm fra Agder Energi med betydelig færre klimagassutslipp, reduseres utslippene knyttet til energiforbruk i driftsfasen med 80 % sammenlignet med å benytte gjennomsnittlig norsk elektrisitmiks.

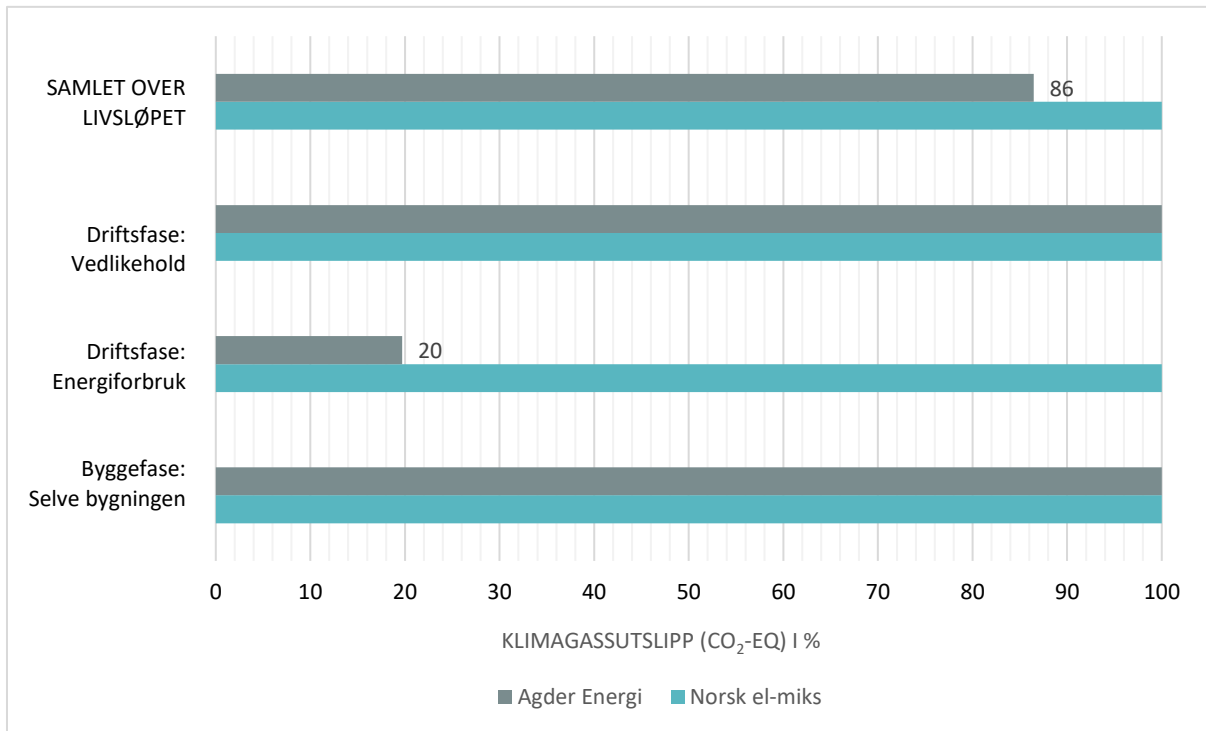


Figur 17: Klimagassutslipp i % fordelt på livsløpsfaser i alt. A ved bytte av energibærere i driftsfasen (med og uten CO<sub>2</sub>-lagring i skog)

I byggefase fører karbonlagringseffekter i skog til at konstruksjonen får et netto negativt utslipp av klimagasser tilsvarende -14 % av å ikke inkludere dette hensynet. Samlet over livsløpet vil derfor hensyn til karbonlagring i skog og bruk av opprinnelsesgarantert strøm fra Agder Energi medføre til færrest klimagassutslipp (19 %) i alt. A.

Resultatene knyttet til valg av energibærere i driftsfase gir tydelige incentiver til Frogn Kommune om å skifte til opprinnelsesgarantert strøm med færrest mulig klimagassutslipp, slik at bygningen får et mindre klimaavtrykk gjennom livsløpet.

Scenarioene for bytte av energibærere i alt. B tilsvarende beskrivelsen av scenarioene «Norsk el-miks» og «Agder Energi» for alt. A. Utslippene er angitt i % av tilsvarende utslipp i hver av fasene ved bruk av gjennomsnittlig norsk elektrisitetsmiks.



Figur 18: Klimagassutslipp i % fordelt på livsløpsfaser i alt. B ved bytte av energibærere i driftsfasen.

Resultatene viser at klimagassutslipp knyttet til energiforbruket i driftsfasen reduseres til 20 % av utslippene ved å benytte gjennomsnittlig norsk el-miks. Det er en betydelig forskjell i utslipp knyttet til energiforbruket. Men energiforbruket i alt. B utgjør en mindre andel i % sammenlignet med de andre livsløpsfasene. Derfor utgjør samlede utslipp over livsløpet ved å benytte opprinnelsesgarantert strøm fra Agder Energi 86 % av utslippene knyttet til å benytte gjennomsnittlig norsk el-miks. Vedlikehold og selve bygningskonstruksjonen opptar en større andel av klimagassutslippene gjennom livsløpet sammenlignet med alt. A (jf. vedlegg C, tabell C8-C9).

Resultatene er i tråd med forskning som viser at andre livsløpsfaser blir viktigere i klimasammenheng når valgt energibærere i driftsfase medfører færre klimagassutslipp. Når samlede miljøpåvirkninger over bygningens livsløp skal reduseres, må det først og fremst sees på valg av energibærere i driftsfasen og deretter bygningskomponenter til konstruksjon og vedlikehold for eventuelle substitusjonseffekter.

Det vil også være et usikkerhetsmoment knyttet til om det er reelt at energibehovet til massivtrebygningen og stål- og betongbygningen ligger så nært hverandre som beregnet i anbudsgrunnlagene (jf. Tabell 1).

I tillegg er det forskjeller i kraftanleggenes energieffektivitet som vil påvirke produksjon og transformasjon av kraft. Kraftproduksjonen er avhengig av anleggets evne til å utnytte energien slik at minst mulig energi blir borte i transformasjon.

## Hva skjer etter riving av bygget?

Utslipp knyttet til faser etter riving av bygningen vil avhenge av materialene bygningen består av. Massivtreelementer kan enten gjenbrukes, såkalt kaskadebruk, eller gå til energigjenvinning. Kaskadebruk i denne sammenheng betyr å direkte gjenbruke massivtreelementene som de er eller omforme de etter behov, slik at elementene for eksempel kan inngå i et nytt bygg. En stål- og betongkonstruksjon vil derimot bli skilt fra hverandre, og stålet vil bli resirkulert. Betong er derimot et inert materiale som brytes ned svært sakte og derfor knuses og i hovedsak brukes som fyllmasse.

Livsløpsanalysen i denne oppgaven har ikke inkludert avhendingsfaser etter bygningens endte levetid. Til eksempel kan dette være faser som selve rivningsprosessen, transport av avfall, avfallshåndtering og gjenvinning. Spesielt gjenvinningsfasen er interessant etter bygningens levetid. For eksempel ville det vært interessant å studere hva slags effekt kaskadebruk har på bygningens livsløp sammenlignet med om massivtreelementer benyttes som bioenergi. Men når det kommer til livsløpsfasen gjenvinning, vil ikke eventuelle effekter krediteres det nåværende byggets livsløp men derimot inngå i neste produktsystems livsløp.

Dersom slike effekter skal synliggjøres, måtte det fra starten av ha blitt forutsatt at elementene som inngår i konstruksjonen er gjenbruk i fra et tidligere bygg. Da vil man kunne se hvordan kaskadebruk kan påvirke bygningens miljøpåvirkninger.

Likeledes gjelder dette prinsippet også dersom man ønsker å få frem effekter av å benytte massivtreelementene til bioenergi. Gevinster i form av innsparte klimagassutslipp fra alternativ fossil energi havner i det neste livsløpet og vil ikke gi effekt på livsløpet til nåværende bygning.

Betong binder CO<sub>2</sub> som nevnt i avsnitt 2.2.2, men det er i hovedsak avhengig av håndtering etter endt brukstid. Det ville vært interessant å sett på effekter av karbonatisering dersom betong knuses til fyllmasse etter riving av bygget. Karbonatisering øker betydelig når betongen knuses. Det har ikke blitt tatt hensyn til karbonatisering i analysen, verken i løpet av eller etter endt brukstid.

5



## 5.0. DISKUSJON

I dette kapitlet har resultatene blitt oppsummert og diskutert opp mot problemstilling og eksisterende forskning presentert i kapittel 2. I tillegg har usikkerhet knyttet til datagrunnlag, metode og resultater blitt vurdert.

Oppgaven har tatt utgangspunkt i anbudsgrunnlagene fra to økonomisk konkurrerende anbud basert på byggeteknikker i massivtre og i stål og betong i det ferdigstilte prosjektet Ullerud Helsebygg. Hensikten med studiet er å dokumentere eventuelle forskjeller i miljøpåvirkninger over livsløpet ved bruk av disse byggeteknikkene og tilhørende materialsammensetning.

Studien har vist at Ullerud Helsebygg fører til forskjeller i de studerte miljøpåvirkningene som følge av valgt byggeteknikk, materialsammensetning og energibærer.

Massivtrekonstruksjonen kommer betydelig bedre ut sammenlignet med stål- og betongkonstruksjonen, både når det gjelder selve bygningskonstruksjonen og effekter gjennom et livsløp på 60 år. I tillegg har en følsomhetsanalyse knyttet til valg av energibærer i driftsfasen vist at utslipp i andre livsløpsfaser blir viktigere når det knyttes mindre utslipp til selve kraftproduksjonen. Livsløpsanalysen av Ullerud Helsebygg i massivtre har vist at energiforbruket i driftsfasen har størst betydning. Men ved å bytte energibærer til opprinnelsesgarantert vannkraft med betydelig færre klimagassutslipp, får vedlikeholdet størst betydning. Karbonlagringseffekter i skogproduksjonen gir et betydelig netto negativt klimagassutslipp knyttet til selve bygningskonstruksjonen. Massivtre er med på å redusere bygningens klimapåvirkning. Selve bygningen gir en miljøgevinst på grunnlag av andelen massivtre benyttet til konstruksjonen. På et generelt grunnlag forutsetter dette resultatet at massivtreelementene utgjør hoveddelen av komponentene i bærekonstruksjonen. I den alternative byggeløsningen i stål og betong får det konstruksjonsmessige størst betydning, uavhengig av skifte av energibærer.

De største av de undersøkte miljøpåvirkningene etter globalt oppvarmingspotensial, var økotoksisitet og forsuring. Effekten av utslipp som virker giftig på økosystemer var for begge alternativer størst i driftsfasen og spesielt knyttet til energiforbruket. Utslipp av forsurende svoveldioksider som virker ødeleggende for dyre- og planteliv i vann, var størst for byggefasen i begge alternativer. Utslipp av ozonnedbrytende stoffer viste seg å være under en kilo totalt sett gjennom hvert av livsløpene.

En styrke ved resultatene er at de er basert på et realistisk eksempel. Ullerud Helsebygg ble ferdigstilt i massivtre denne våren. Analysen blir å regne som en konsekvensanalyse og ikke som et forebyggende planleggingsverktøy for å redusere bygningers miljøpåvirkninger. Resultatene bygger under det faktum at Frogn Kommune gjorde en god beslutning ved å velge løsningen basert på massivtre fremfor løsningen i stål og betong.

I første rekke vil økonomiske forhold ha størst betydning ved valg av anbud, men i dette tilfellet var begge alternativene økonomisk konkurransedyktige. Det gir et godt utgangspunkt for å kunne vurdere og vektlegge forhold som kommer i andre rekke etter økonomi i tidlig planleggingsfase. Studien er basert på informasjon fra anbud i en reell anbudsprosess, noe som styrker funnene i oppgaven. Slik informasjon vil i stor grad være tilgjengelig ved de fleste planleggingsprosesser for nybygg. Det gjør det mulig for tiltakshaver å gjennomføre en tilsvarende LCA som del av prosjekteringen. I en slik sammenheng vil LCA være et verdifullt verktøy for å dokumentere potensielle miljømessige forhold ved de skisserte byggeløsningene i anbudsprosessen. LCA kan dermed i større grad benyttes som et planleggingsverktøy og bidra til at løsningen som velges gir færrest mulig miljøpåvirkninger. Et moment er imidlertid at det er kostbart og ressurskrevende å gjennomføre en LCA av en bygning med alle tilhørende komponenter, noe som trolig er hovedårsak til at verktøyet i liten grad benyttes til nettopp dette.

Verktøyet SimaPro ansees som «state-of-the-art» i LCA sammenheng, noe som er med på styrke metoden i oppgaven. Livsløpsanalysemetodikken gir en objektiv beskrivelse av potensielle miljøpåvirkninger ved to de alternativene. Derimot er kvaliteten på datagrunnlaget i hvert alternativ er noe forskjellig. En svakhet ved resultatene kan derfor være knyttet til selve datagrunnlaget i studien. Det er forskjell i mengde ulike materialer og produkter i materialberegningene tilhørende hvert av anbudene. Stål- og betongkonstruksjonen har betydelig flere materialkomponenter knyttet til seg sammenlignet med massivtrekonstruksjonen. Dette kan imidlertid være en effekt av selve byggeteknikkene, da de i seg selv medfører ulik materialsammensetning.

I tillegg kan vedlikeholdet av bygningen i massivtre trolig være noe underestimert fordi materiallista oppgir relativt få bygningskomponenter til utskiftning eller overflatebehandling. Derfor er trolig forskjellen i miljøpåvirkninger knyttet til vedlikeholdet i hvert alternativ noe mindre enn hva som fremkommer av resultatene.

Langtidseffekter av å benytte massivtre som bærende materiale er foreløpig ukjent. Levetiden på 60 år kan derfor i seg selv også være et usikkerhetsmoment i analysen. Spesielt med tanke på vedlikeholdsbehov og kostnader. Finstad (2014) har undersøkt hva byggenæringen selv tror om dette. De baserer seg i stor grad på lang erfaring med bruk av treverk i bygninger og mener det ikke vil kreve noen ekstra kostnader til drift og vedlikehold sammenlignet med en stål- og betongkonstruksjon. Det er foreløpig få erfaringer knyttet til levetiden til massivtreelementer i bygninger i Norge som kan underbygge dette synspunktet.

Det er gjort en rekke egne forutsetninger knyttet til materialer og materialers vekt (jf. vedlegg B). Det fører til usikkerhet om hva de reelle forholdene er sammenlignet med det som er fastsatt i analysen. Disse faktorene vil kunne slå ut i begge retninger av analysen.

Det er også gjort en rekke forenklinger ved å utelate komponenter og dermed også produksjonsprosesser knyttet til disse. Slike forenklinger har blitt basert på en antagelse om



at noen bygningskomponenter vil være like uansett valgt byggeteknikk. For eksempel gjelder dette karmlister rundt dører, fuging, tekking av tak, innredninger, inventar og tekniske installasjoner (jf. vedlegg B). Utelatelse av slike komponenter og tilhørende produksjonsprosesser gjør at analysen ikke gir et fullstendig bilde av de samlede miljøpåvirkningene. Det er derfor nærliggende å anta at miljøpåvirkningene i hvert alternativ er noe underestimert. Samtidig utgjør materialmengden til de utelatte komponentene en liten andel av bygningens totale materialmengde. Trolig vil det kun medføre et mindre utslag i resultatene.

Miljødeklarasjonene som er lagt til grunn i analysen av Ullerud Helsebygg i massivtre bidrar til å gjøre resultatene mer virkelighetsnære sammenlignet med alternativet i stål og betong. Stål- og betongbygningen er i stor grad basert på globale, gjennomsnittlige prosesser fra databasen i SimaPro. Det gjør resultatene mer generelle. Dette alternativet er kun et skissert prosjekt og det ble ikke hentet inn slike produktspesifikke detaljer til anbudet. Det har heller ikke blitt oppgitt nok informasjon i anbudsgrunnlaget til at EPDer kunne blitt hentet inn som del av oppgaven. Hensikten har vært å utføre LCA på basis av informasjonen som har foreligget i anbudsgrunnlagene. Derfor var det ikke aktuelt å hente inn produktspesifikk informasjon selv. Det er ingen garanti for at anbudshaver benytter nøyaktig de produktene som eventuelt ville blitt forutsatt, som igjen ville medføre usikkerhet til materialenes reelle miljøpåvirkninger. Generelt sett er det knyttet mer usikkerhet til stål- og betongkonstruksjonen når det gjelder miljøpåvirkninger.

En større svakhet ved analysen knyttes til selve datagrunnlaget. Bygningen i massivtre er i hovedsak basert på informasjon fra EPDer, mens bygningen i stål og betong i hovedsak er basert på globale prosesser fra databasen i SimaPro. Med tanke på dette, kan man kanskje si at alternativene har blitt forskjellsbehandlet helt fra starten av. Et sentralt spørsmål er hvorvidt dette er utslagsgivende for forskjellen mellom alternativene slik det fremstår i oppgaven. En sammenligning på forskjellig datagrunnlag er i prinsippet ikke reelt. De alternative byggeløsningene er i en del tilfeller basert på ulike forhold som ikke er sammenlignbare, slik som type energibærer i produksjon, grad av gjenvunnet materiale eller transportmiddel kan være eksempel på. Det er mange prosesser knyttet til bygningen i stål og betong som trolig har betydelig høyere utslipp enn hva som er reelt for norske forhold. Trolig er den reelle forskjellen i miljøpåvirkninger mellom alternativene mindre enn det resultatene tilsier.

Lokalisering av materialenes produksjonssted, transportavstand til byggeplass, type transportmiddel og energibærer under transport, vil ha betydning for utslippene knyttet til byggefasen. Grunnet mangel på produktspesifikke data i de fleste tilfeller ble transport av materialer utelatt fra analysen med unntak for noen materialer basert på EPDer. Enkelte utslipp fra transportfasene i disse EPDene har blitt noe inkonsekvent inkludert i analysen og må ses som en unødvendig feil og svakhet i oppgaven. Utfallet av å medregne disse utslippene vil i størst grad påvirke bygningen i massivtre, da EPDene er knyttet til dette

alternativet og ikke stål- og betongbygningen. Allikevel har noen EPDer har også blitt benyttet til stål- og betongkonstruksjonen i mangel på lignende prosesser i SimaPro. Utslipp fra transport vil i noen tilfeller derfor ha medført økte utslipp for begge alternativer.

Det ble utført en følsomhetsanalyse for å studere effekten av å transportere massivtreelementer på lastebil fra Østerrike. I utgangspunktet bidrar massivtrekonstruksjonen til betydelige miljøgevinster gjennom karbonlagringseffekter i skogproduksjonen. Når elementene transporteres på lastebil fra Østerrike blir disse gevinstene borte, og konstruksjonen får et netto negativt klimagassutslipp. Til sammenligning reduseres miljøgevinstene kun noe, men er fortsatt betydelige, dersom elementene transporteres fra Kongsvinger. Dette gir tydelige incentiver for å utvikle og tilrettelegge for norsk produksjon av massivtreelementer. Miljøgevinstene ved å benytte massivtre som bærende materiale i bygninger kan bli redusert eller helt borte ved å transportere massivtre fra Østerrike. Dette forholdet vil selvfølgelig være avhengig av mengden massivtre kontra andre materialer som benyttes i bygningen. I Ullerud Helsebygg består i hovedsak alle etasjer utenom kjeller, av massivtre som bærende materiale. En mulig svakhet i dette resultatet knyttes til forutsetningen av type transportmiddel. I realiteten kan det ha blitt benyttet tog på deler av strekningen i tillegg til lastebil, og det vil derfor knyttes usikkerhet til utslippene.

Livsløpsanalyseverktøyet tar ikke hensyn til tidsperspektivet for når utslipp skjer, men gjør i stedet en oppsummering. Derfor fremkommer ressursinnsatsen knyttet til de ulike fasene noe uklart frem i studien. Analysen har blitt utført som typen «vugge til grav», men har ikke tatt hensyn til hva som skjer etter endt levetid. Faser som selve rivingen, transport av rivingsavfall, avfallshåndtering og eventuelt også gjenvinning kunne vært inkludert for å dokumentere det fullstendige bildet av prosesser knyttet til bygningen. I tillegg er det et usikkerhetsmoment hvorvidt transport av materialer og selve byggeprosessen vil bidra til å endre resultatene i studien. Men det bør også tas i betraktning at byggeteknikken basert på massivtre har et redusert behov transport, samt kraner og utstyr i byggeprosessen på grunn av lav egenvekt. Teknikken benytter seg i tillegg av færre materialkomponenter. Trolig vil det derfor knyttes færre utslipp til transport av materialer og bygging av massivtrekonstruksjonen, sammenlignet med stål- og betongkonstruksjonen. Men dette blir å regne som spekulasjoner.

Spesielt muligheter for gjenvinning er interessant. Massivtreelementer kan gjenbrukes eller energigjenvinnes, og på den måten gi miljøgevinster i form av substitusjonseffekter. Substitusjonseffekter kan være innspart ressursinnsats knyttet til unngå ny produksjon av for eksempel betongelementer, dersom massivtreelementer kan gjenbrukes i nytt bygg etter endt levetid. Benyttes elementene til bioenergi vil det gi innsparte klimagassutslipp ved å erstatte energi fra fossil energikilder.

Hvorvidt informasjonen i anbudsgrunnlagene har vært tilstrekkelig for å utføre en realistisk livsløpsanalyse er et sentralt spørsmål. Spesielt med tanke på eventuell fremtidig implementering av livsløpsanalyse som planleggingsverktøy, for å i større grad kunne ta miljøstrategiske beslutninger når nye bygninger skal prosjekteres. Analysen kunne i større grad vært basert på produktspesifikk informasjon fra produsenter for å eliminere usikkerhet knyttet til generelle og gjennomsnittlige produksjonsprosesser hentet fra databasen i SimaPro. Det krever imidlertid at slik informasjon foreligger på et tidlig stadium i prosjekteringen. Prosjektering av massivtrekonstruksjoner er mer krevende sammenlignet med stål- og betongkonstruksjoner. Dette kommer blant annet av økt behov for detaljprosjektering og lang leveringstid på massivtreelementer (Finstad 2014). Imidlertid fører økt prosjektering og planlegging til gode løsninger, som igjen kan gi et bedre grunnlag for å utføre LCA tidlig i prosessen.

6



## 6.0. KONKLUSJON

Global oppvarming og økt befolkningsvekst medfører behov for byggeløsninger som imøtekommer disse utfordringene. Spørsmålet er hvordan dette kan gjøres på best mulig måte samtidig som det tas hensyn til andre miljøeffekter. Det er helheten i valgene som gjøres som danner grunnlag for fremtidens utvikling. Miljø og økosystemer bør ivaretas på best mulig måte for våre kommende generasjoner. Winston Churchill sa en gang; «*We shape our buildings; thereafter they shape us*» (Churchill 1943). Et føre-var-perspektiv er et viktig utgangspunkt for å kartlegge potensielle effekter som våre valg og handlinger kan medføre i fremtiden. Derfor er det viktig å danne et mest mulig korrekt bilde av bygningers klima- og miljøavtrykk for finne alternative byggeløsninger med færrest mulig påvirkninger på våre omgivelser.

Studien har forsøkt å dokumentere mulige forskjeller i miljøpåvirkninger gjennom livsløpet til Ullerud Helsebygg som følge av valg mellom bærekonstruksjon i massivtre eller stål og betong. Sammenlignet med bygningen i stål og betong, kommer tilsvarende bygning i massivtre betydelig bedre ut både i byggefasen og gjennom driftsfasen når det gjelder global oppvarmingspotensial. Bygningen i massivtre utgjør 23 eller 45 % av klimagassutslippene over livsløpet til stål- og betongbygningen, avhengig om karbonlagring i skog inkluderes eller ikke. Alternativet i stål og betong kom dårligere ut sammenlignet med alternativet i massivtre, for alle de undersøkte miljøpåvirkningene.

Livsløpsanalysen har vist at energiforbruket i driftsfasen til bygningen i massivtre bidrar med mest klimagassutslipp gjennom livsløpet. Studien har også vist at når energibæreren byttes til opprinnelsesgarantert energi fra vannkraft med svært få klimagassutslipp, får vedlikeholdet i driftsfasen størst betydning. Et incentiv til byggeier vil derfor være å bytte til opprinnelsesgarantert strøm. Deretter bør byggeier se på mulighetene for å redusere bygningens klimapåvirkning ytterligere gjennom substitusjon av materialer til vedlikehold.

Det konstruksjonsmessige bidrar med mest klimagassutslipp gjennom livsløpet til stål- og betongbygningen, som i hovedsak har sammenheng med produksjonsprosesser knyttet til betong. Klimagassutslippene kan reduseres betydelig ved å erstatte denne konstruksjonen med tilsvarende i massivtre.

Økotoksisitet og forsuring var de største av de undersøkte miljøpåvirkningene etter globalt oppvarmingspotensial. For begge alternativer viste studien at økotoksisiteten var størst i driftsfasen og spesielt knyttet til energiforbruk, mens utslipp av forsurende stoffer var størst i byggefasen.

Resultatene er sterkt knyttet til datagrunnlag og forutsetninger, og vil variere fra bygning til bygning. Enhver bygning er unik i sammensetning av materialer, komponenter, energibærere og vedlikeholdsbehov over et livsløp. Kompleksiteten ved bygningen som system bidrar til å gjøre sammenligning av resultater fra andre tilsvarende studier

utfordrende. Livsløpsanalyser er basert på ulike forutsetninger og forhold som knyttes opp mot den enkelte bygning.

I en større sammenheng kan studien trolig gjelde andre bygninger med lik funksjon og størrelse som Ullerud Helsebygg. Studien har kun sett på forskjeller i miljøpåvirkninger som følge av valg mellom bærekonstruksjon i massivtre eller stål og betong. Derfor vil en generalisering kun gjelde i tilfeller med tilsvarende alternativer å velge mellom.

Anbefalinger til videre arbeid kan være å kartlegge utbredt praksis av livsløpsanalyse (LCA) i Norge og anslagsvise kostnader ved å utføre LCA som en del av prosjekteringen av nybygg. Livsløpsanalyse gir informasjon om potensielle miljøpåvirkninger til et produkt eller produksystem gjennom et livsløp. Det vil også være interessant å finne ut av hva som vektlegges i planleggingsprosessen når det tas beslutninger på grunnlag av alternative byggeløsninger. Et annet sentralt spørsmål er hva som skal til for å utføre en realistisk analyse av miljøpåvirkninger til et fremtidig bygg allerede i planleggingsfase, og hvor sikre resultater det vil gi sammenlignet med ressursbruk og kostnader ved å utføre LCA.

## REFERANSER

- Aarstad, J., Bunkholt, A. & Glasø, G. (2008). FOKUS på tre nr. 20 - Massivtre. Norsk Treteknisk Institutt & Treteknisk
- Ashraf, W. (2016). Carbonation of cement-based materials: challenges and opportunities.(Abstract). 120: 558.
- Bawden, K. R., Williams, E. D. & Babbitt, C. W. (2016). Mapping product knowledge to life cycle inventory bounds: a case study of steel manufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 113: 557-564.
- Brandner, R., Flatscher, G., Ringhofer, A., Schickhofer, G. & Thiel, A. (2016). Cross laminated timber (CLT): overview and development. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 74 (3): 331-351.
- Börjesson, P. & Gustavsson, L. (2000). Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. *Energy Policy*, 28 (9): 575-588.
- Churchill, W. (1943). *We shape our buildings*. Tilgjengelig fra: <https://www.winstonchurchill.org/resources/quotes/famous-quotations-and-stories> [Lest: 08.05.17].
- Conrad, J. M. (1999). *Resource Economics. Chapter 1*. The Cambridge University Press: Cambridge.
- DIBK. (2012). *Direktoratet for byggkvalitet. Temaveiledning Tilsyn, Del 3 Vedlegg 3.2. Prosjekteringsprosessen*. Tilgjengelig fra: <https://dibk.no/saksbehandling/kommunalt-tilsyn/temaveiledninger/tilsyn/del-3--vedlegg/vedlegg-3.2/3.2.3.-funksjonsbasert/> [Lest: 19.04.2017].
- Dodoo, A., Gustavsson, L. & Sathre, R. (2009). Carbon implications of end-of-life management of building materials. *Resources, Conservation and Recycling*, 53 (5): 276-286.
- Dodoo, A., Gustavsson, L. & Sathre, R. (2011). Building energy-efficiency standards in a life cycle primary energy perspective. *Energy & Buildings*, 43 (7): 1589-1597.
- Engelsen, C. J. (2005). *Carbon dioxide uptake in demolished and crushed concrete : CO2 Uptake During the Concrete Life Cycle : Nordic Innovation Centre Project 03018*, b. 395-2005. Oslo: Norges byggforskningsinstitutt.
- Eriksson, L. O., Gustavsson, L., Hänninen, R., Kallio, M., Lyhykäinen, H., Pingoud, K., Pohjola, J., Sathre, R., Solberg, B., Svanaes, J., et al. (2011). Climate change mitigation through increased wood use in the European construction sector—towards an integrated modelling framework. *European Journal of Forest Research*, 131 (1): 131-144.
- Finstad, T. (2014). *Økonomisk lønnsomhet ved bruk av bæresystemer i massivtre*: Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet, Institutt for matematiske realfag og teknologi. 66 s.
- Flugstad, K., Økstad, E., Kvissel, O.-K., Backer, E. B., Sjøgaard, G., Granhus, A., Terum, T. & Bøe, L. V. (2016). Vern eller bruk av skog som klimatiltak. Rapport M-519: Miljødirektoratet. 21 s.
- FN. (2016). *Verdens befolkning*. Tilgjengelig fra <http://www.fn.no/Tema/Befolkning/Verdens-befolkning> [Lest 07.04.2017].
- FN. (2017). *Dette er Parisavtalen*. Tilgjengelig fra: <http://www.fn.no/Tema/Klima/Klimaforhandlinger/Dette-er-Paris-avtalen>. [Lest: 22.04.2017].
- Gustavsson, L., Pingoud, K. & Sathre, R. (2006). Carbon Dioxide Balance of Wood Substitution: Comparing Concrete- and Wood-Framed Buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11 (3): 667-691.
- Gustavsson, L. & Sathre, R. (2006). Variability in energy and carbon dioxide balances of wood and concrete building materials. *Building and Environment*, 41 (7): 940-951.
- Helin, T., Sokka, L., Soimakallio, S., Pingoud, K. & Pajula, T. (2013). Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment - a review. *GCB Bioenergy*, 5: 475-486.
- Henriksen, P. (2006). *Stål. I Store norske leksikon*. 4 utg., Bind 13. Oslo: Kunnskapsforlaget. 779 s.
- Heravi, G., Nafisi, T. & Mousavi, R. (2016). Evaluation of energy consumption during production and construction of concrete and steel frames of residential buildings. *Energy & Buildings*, 130: 244-252.

- Holtet, J. (2016). *Ozonlaget*. I *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/ozonlaget>. [Lest: 03.05.17].
- IPCC. (1996). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Reference Manual. 22 s.
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)] IPCC, Geneva, Switzerland. 151 s.
- JRA. (2014). *Jostein Rønsen Arkitekter: Ullerud Helsebygg*. Tilgjengelig fra: <http://www.jrarkitekter.com/prosjekt/ullerud-sykehjem/> [Lest: 02.05.17].
- Karimpour, M., Belusko, M., Xing, K. & Bruno, F. (2014). Minimising the life cycle energy of buildings: Review and analysis. *Building and Environment*, 73: 106-114.
- Kirkebøen, H. (2015). *Bruk av massivtre i større bygg. En teknisk og økonomisk konsekvensanalyse av bygninger med massivtre som bærende konstruksjon*: Universitetet i Agder, Fakultet for Teknologi og Realfag. 145 s.
- Kjensmo, J. (2011). *Eutrofiering*. I *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/eutrofiering>. [Lest: 03.05.2017].
- Klimavakten. (2016). *Utslippsfordelingen: CO2-utslipp per innbygger*. Tilgjengelig fra: <http://energiogklima.no/klimavakten/utslipp-per-innbygger/> [Lest: 29.04.17].
- Klöpffer, W. & Grahl, B. (2014). *Life Cycle Assessment (LCA) - A Guide to Best Practice*. Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.
- Lindskog, M. (2012). Systems theory: myth or mainstream? *Logistics Research*, 4 (1): 63-81.
- Lyng, K.-A., Rønning, A., Vold, M. & Svanaes, E. (2014). Karbonopptak i betong i LCA og EPD - Status og videre anbefalinger: Østfoldforskning. 56 s.
- Nestaas, I. (2009). *Fotokjemisk smog*. I *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra [https://snl.no/fotokjemisk\\_smog](https://snl.no/fotokjemisk_smog). [Lest: 12.04.2017].
- Newell, J. P. & Vos, R. O. (2012). Accounting for forest carbon pool dynamics in product carbon footprints: Challenges and opportunities. *Environmental Impact Assessment Review*, 37: 23-36.
- NGBC. (2015). *Norwegian Green Building Council: Hva er BREEAM?* Tilgjengelig fra: <http://ngbc.no/breeam-nor/>. [Lest: 26.04.17].
- Olofsson, G., Bardalen, A., Time, B., Løbersli, E. M., Lenvik, G., Nøkleholm, G., Aasnæs, H., Gabrielsen, H.-C., Nielsen, H. H., Kielland, H. E. F., et al. (2015). SKOG22 - Nasjonal strategi for skog- og trenæringen. 52 s.
- Pade, C. & Guimaraes, M. (2007). The CO<sub>2</sub> uptake of concrete in a 100 year perspective. *Cement and Concrete Research*, 37 (9): 1348-1356.
- Petersen, A. K. & Solberg, B. (2005). Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics*, 7 (3): 249-259.
- Possan, E., Felix, E. & Thomaz, W. (2016). CO<sub>2</sub> uptake by carbonation of concrete during life cycle of building structures. *Journal of Building Pathology and Rehabilitation*, 1 (1): 1-9.
- Pukkala, T. (2017). Does management improve the carbon balance of forestry? *Forestry - An International Journal of Forest Research* Vol. 90: s. 125-135.
- Ramage, M. H., Burrige, H., Busse-Wicher, M., Fereday, G., Reynolds, T., Shah, D. U., Wu, G., Yu, L., Fleming, P., Densley-Tingley, D., et al. (2017). The wood from the trees: The use of timber in construction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68: 333-359.
- Rønning, A., Lyng, K.-A. & Vold, M. (2011). Kunnskapsplattform for beregning av klimabelastning fra bygg og byggematerialer, Rapportnr. OR.02.11. Østfoldforskning. 46 s.
- Sartori, I. & Hestnes, A. G. (2007). Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy & Buildings*, 39 (3): 249-257.
- Šavija, B. & Luković, M. (2016). Carbonation of cement paste: Understanding, challenges, and opportunities. *Construction and Building Materials*, 117: 285-301.



- Soldal, E. (2016). *NEPD-449-300-EN Hydroelectricity from Skjerka power station, Agder Energi AS*. Oslo: The Norwegian EPD Foundation.
- Tellnes, L. (2012). *Bruk av tre i offentlige bygg - Miljø og klimaeffekter*, Oppdrag nr. 320832. Oslo: Treteknisk Institutt. 75 s.
- Tellnes, L. (2015). *Miljødeklarasjoner for tre og trebaserte produkter. FOKUS på tre nr. 58*. 8 s.
- Tellnes, L. G. F., Gobakken, L. R., Flæte, P. O. & Alfredsen, G. (2014). Carbon footprint including effect of carbon storage for selected wooden facade materials. *Wood Material Science & Engineering*: 1-5.
- Tettey, U. Y. A., Dodoo, A. & Gustavsson, L. (2014). Effects of different insulation materials on primary energy and CO2 emission of a multi-storey residential building. *Energy and Buildings*, 82: 369-377.
- Thue, J. (2009a). *Armert betong*. I *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/armert\\_betong](https://snl.no/armert_betong). [Lest: 26.04.17].
- Thue, J. (2009b). *Karbonatisering*. I *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/karbonatisering>. [Lest: 15.02.17].
- Thue, J. (2014). *Hus*. I *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra <https://snl.no/hus>. [Lest: 28.03.2017].
- Treteknisk. (2009). *Treteknisk Håndbok nr. 4*. Oslo: Norsk Treteknisk Institutt. 338 s.
- Von Bertalanffy, L. (1972). The History and Status of General Systems Theory. *Academy of Management Journal*, 15 (4): 407-426.
- Werner, F. (2015). *EPD-SHL-2012211-EN Cross-laminated timber*. Germany: Studiengemeinschaft Holzleimbau e.V.

## VEDLEGG A STIKKORDSLISTE

## VEDLEGG B MATERIALLISTER

- B.1. MATERIALLISTE FOR ALTERNATIV A I MASSIVTRE
- B.2. MATERIALLISTE FOR ALTERNATIV B I BETONG/STÅL

## VEDLEGG C RESULTATER FRA LCA

- C.1. MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL ALL MATERIALFORBRUK I ALT. A. UTEN HENSYN TIL KARBONLAGRINGSEFFEKTER I SKOG.
- C.2. MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL ALL MATERIALFORBRUK I ALT. A. MED HENSYN TIL KARBONLAGRINGSEFFEKTER I SKOG.
- C.3. MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL ALL MATERIALFORBRUK I ALT. B.
- C.4. TOTALE MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL ALL MATERIALFORBRUK I BYGNINGENE.
- C.5. MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ FASER I LIVSLØPET TIL ALT. A NÅR HENSYN TIL KARBONLAGRING I SKOG EKSKLUDERES FRA ANALYSEN.
- C.6. MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ FASER I LIVSLØPET TIL ALT. A NÅR HENSYN TIL KARBONLAGRING I SKOG INKLUDERES I ANALYSEN.
- C.7. MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ FASER I LIVSLØPET TIL ALT. B.
- C.8. KLIMAGASSUTSLIPP (CO<sub>2</sub>-EQ) FORDELT PÅ LIVSLØPSFASER I ALT. A VED BYTTE AV ENERGIBÆRER I DRIFTSFASEN (MED OG UTEN CO<sub>2</sub>-LAGRING I SKOG).
- C.9. KLIMAGASSUTSLIPP (CO<sub>2</sub>-EQ) FORDELT PÅ LIVSLØPSFASER I ALT. B VED BYTTE AV ENERGIBÆRER I DRIFTSFASEN.

## VEDLEGG D FLYTKART FRA LCA

- D.1. FLYTDIAGRAM FOR MATERIALPROSESSER KNYTTET TIL BÆREKONSTRUKSJONEN I ALT. A.
- D.2. FLYTDIAGRAM FOR MATERIALPROSESSER KNYTTET TIL BÆREKONSTRUKSJONEN I ALT. A.
- D.3. FLYTDIAGRAM FOR VINDUER OG DØRERS MATERIALPROSESSER I ALT. A.
- D.4. FLYTDIAGRAM FOR VEGGERS MATERIALPROSESSER I ALT. B.
- D.5. FLYTDIAGRAM FOR VEDLIKEHOLDETS MATERIALPROSESSER I ALT. A.
- D.6. FLYTDIAGRAM FOR VEDLIKEHOLDETS MATERIALPROSESSER I ALT. B.

## VEDLEGG A

### STIKKORDSLISTE

Begrep	Forklaring
Betong/stål	Sikter til en bærekonstruksjon bestående av elementer i betong og stål.
Biogent karbon	Karbon som tas opp av og frigis fra biologiske prosesser som fotosyntesen i levende biomasse. Inngår i det naturlige karbonkretsløpet.
BREEAM	Et verktøy for miljøklassifisering av bygg. Sertifisering gis i fem nivåer basert på miljødokumentasjon i ni kategorier: ledelse, helse- og innemiljø, energi, transport, vann, materialer, avfall, forurensning, arealbruk og økologi.
Byggherre	En tiltakshaver som bygge- og anleggsarbeidet utføres på vegne av.
Bærekonstruksjon	Bæresystemet i bygningen som sikrer at bygningen står oppreist.
Cut-off	Tar ikke med prosesser som bidrar med mindre enn x antall prosent av den totale belastningen.
EPD	Forkortelse for Environmental Produkt Declarations som på norsk betyr miljødeklarasjoner. En EPD gir objektiv, tredjepartssertifisert informasjon om et produkts miljøegenskaper og –påvirkninger, og baseres på livsløpsanalyse.
Energibærer	Hva slags energikilde som benyttes til prosesser, enten fossile eller fornybare energikilder.
Fossilt karbon	Karbon fra fossile kilder som kull, gass og olje.
ISO	Forkortelse for International Organization for Standardization, som betyr den internasjonale standardiseringsorganisasjonen. ISO utarbeider standarder på en rekke områder.
Karbon	I oppgaven er dette forkortelse for karbondioksid (CO <sub>2</sub> ), men den egentlige betydningen sikter til grunnstoffet karbon (C).
Kaskade-prinsippet	Trebaserte produkter benyttes i rekkefølgen bruk, gjenbruk, gjenvinning og bioenergi.
LCA	Forkortelse for Life Cycle Assessment, som betyr livsløpsanalyse. En LCA gir informasjon om potensielle miljøpåvirkninger til et produkt eller produktsystem gjennom et livsløp.
LCC	Forkortelse for Life Cycle Cost, som betyr livsyklus-kostnader. LCC er summen av investeringskostnader i byggefase og kostnader knyttet til forvaltning, drift, vedlikehold og utvikling (FDVU) i driftsfase.
Livsløp	Et produkt eller produktsystems livsløp kan omfatte alle prosesser fra råvare, produksjon, bruk og avfallshåndtering.
Massivtre	Sikter enten til massivtre som del av bærekonstruksjonen i bygningen eller som byggeteknikk.
Rehabilitering	Mer omfattende enn løpende vedlikehold. Endringer, oppdateringer og modernisering i bygningens funksjon, struktur og kvalitet. Rette på forsømt vedlikehold gjennom et lengre tidsrom.
SimaPro	Et verktøy som benyttes til LCA-analyser.
Vedlikehold	Løpende vedlikehold kan være aktiviteter som reparasjoner og maling med jevnlig mellomrom. Periodisk vedlikehold knyttes gjerne til større utskiftninger med større tidsrom.

## VEDLEGG B.1.

### MATERIELLISTE FOR ALTERNATIV A I MASSIVTRE

Forklaring til kolonnene «K» og «V»: Grå farge i K-kolonnen viser materialer til selve bygningskonstruksjonen. Grå farge i V-kolonnen viser materialer/maling til vedlikehold og utskiftning over livsløpet. Et tall i denne kolonnen sikter til antall ganger det males gjennom livsløpet.

Alternativ A	Mengde		Forutsetninger	K	V
<b>Bærekonstruksjon</b>					
Søyler, prefab betong	80	tonn	NEPD nr.127N Betongsøyle Contiga		
Bjelker, prefab betong	128	m3	NEPD nr. 125N Betongbjelker Contiga		
Vegger, prefab betong	1250	tonn	Global U-prosess for "concrete, normal". Byttet til norsk energi og vann.		
Vegger, massivtre	550	tonn	EPD Brettsperrholz - Cross Laminated Timber. Miljøpåvirkninger. Forutsetning: 0,5 tonn = 1 m3		
Gulv på grunn, isolasjon, EPS	2800	m2	Global U-prosess "polystyrene foam slab". Forutsetning: platestr 100x600x1200mm. Dvs. 0,72 m2 med vekt 1,2 kg.		
Gulv på grunn, betongdekke	2800	m2	Global U-prosess. Forutsetning: 1m3 dekke rekker til 10 stk 100 mm betongdekker m2.		
Etasjeskille, Dekke, Massivtre	835,4	tonn	EPD Brettsperrholz - Cross Laminated Timber. Tyskland. Miljøpåvirkninger. Forutsetning: 1 m3 = 500 kg		
Etasjeskille, Dekke, betong HD-elementer	898	tonn	NEPD nr.160N HD-element Contiga		
Etasjeskille, Gulvbelegg, vinyl	7517	m2	Global U-prosess for "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2		
Etasjeskille, Himling. Gips.	3075	m2	Global U-prosess. Forutsetning: 1 m2 gips = 9 kg gips		
Etasjeskille, lydisolasjon. Glassull.	6726	m2	Global U-prosess. Byttet til norsk strømmiks. Forutsetning: 1 m3 glassull, vekt 16,5 kg. 1 m2 glassull 35 mm > vekt ca. 5 kg.		
Etasjeskille, lydisolasjon. Flytsparkel, Weber Nova.	6726	m2	Forutsetning: 10mm avrettingsmasse, brukt Weber-norge.no kalkulator. 6726 m2, 10mm = 114.342,00 kg.		
Maling, etasjeskiller	4310	m2	Global U-prosess for "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetter 10 kg rekker til 80 m2.		
<b>Dører og vinduer</b>					
Balkongdører i yttervegg, alu/glass	153	stk	NEPD 00256E NorDan Ntech-Balcony security door 105-80		

Vinduer, treramme og lakkert aluminium	405	m2	NEPD 00258E NorDan Ntech-Fully reversible window 105-80. NEPD00245ENorDan Ntech-Fixed Window 105 (1,82 kvm) NEPD00257ENorDanNTech Fixed window 105-80. Forutsetning: lik fordeling mellom vindustypene. 74,18 vinduer pr type. Kun miljøpåvirkninger.		
Tredører, laminat.	476	m2	Global U-prosess for "door, inner, wood".		
Vinduer, tre/alu. Nordan	110	stk	Brukt EPDene for vinduene i byggefasen, fra NorDan. Forutsetter lik fordeling mellom vindustypene. 110 stk/3 = 36,67 stk vinduer pr type vindu.		
Dører, tre/alu	108	stk	Kopiert global U-prosess for "door, outer, wood/alu". Forutsetter at 1 dør har areal 2,68 m2.		
Balkongdør, alu/glass	45	stk	Brukt NEPD Balcony Security Door, lik som i byggefase.		
<b>Innervegg</b>					
Kledning, innervegg - Gipsplater	10584	m2	Global U-prosess, lik som gips brukt tidligere. 1 m2 gips lik 9 kg.		
Maling	10584	m2	Global U-prosess for "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetter 10 kg rekker til 80 m2.		
Isolasjon, Glassull	9557	m2	Global U-prosess. Byttet til norsk strømmiks. Forutsetning: 1 m3 glassull, vekt 16,5 kg. 1 m2 glassull 35 mm lik vekt ca. 5 kg.		
Systemvegger m/glassfelt (vinduer), glass/tre.	116	m2	Global U-prosess for "flat glass, coated". Forutsetning: 10 kg/m2, 4mm standard glass		
Foldevegger,laminat.	11	stk	Antas likt i begge alternativer		
Kledning og overflate, veggvinyl	2369	m2	Global U-prosess for "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2		
Kledning og overflate, maling på gips	16 030	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution". Forutsetning: 10 liter til 80 m2.		3
Kledning og overflate, maling på betong/mur	1402	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution". Forutsetning: 10 liter til 80 m2.		3
<b>Yttervegg</b>					
Utvendig kledning; Tectiva TE 80, fibersementplate	1667	m2	EPD: Fibersementplate. Global U-prosess for "fiber cement tile". Forutsetning: 12,64 kg/m2		
Utvendig kledning, tre - impregnert	1042	m2	NEPD MøreRoyal Møre Tre AS. Forutsetning: 2 cm tykkelse, 50 lag pr m3.		

Innvendig kledning, gipsplater	1042	m2	Global U-prosess, lik som gips brukt tidligere. 1 m2 gips lik 9 kg.		
Isolasjon/vindsperre, steinull	3659	m2	EPD: Rockwool fasadeisolasjon		
Maling, innvendige yttervegger	1042	m2	Global U-prosess for "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetter 10 kg rekker til 80 m2.		3
Glassfasader, glass/alu. Aluprof	515	m2	Global U-prosess for vindu 1,6m2 med aluminiumramme		
Utvendig kledning og overflate, fibersement plate	2616	m2	Lik som under byggefase. Global U-prosess for «fiber cement tile». Forutsetter 12,64 kg/m2.		
Utvendig kledning og overflate, trepanel impregnert	1042	m2	NEPD MøreRoyal Møre Tre AS, 60 års levetid. Forutsetning: 2 cm tykkelse, 50 lag pr m3. 1042 m2/50 = 20,84 m3.		
Innvendig overflate - maling på gips	1270	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution". Forutsetning: 10 liter til 80 m2.		3
Innvendig overflate - maling på betong	1056	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution". Forutsetning: 10 liter til 80 m2.		3
<b>Dekker</b>					
Gulvoverflate, vinyl	5845	m2	Global U-prosess for "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2		
Gulvoverflate, vinyl sklisikker	669	m2	Global U-prosess for "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2		
Gulvoverflate, vinylplank	1003	m2	Global U-prosess for "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2		
Drensafalt	1720	m2	Global U-prosess for "mastic asphalt". Dette er for støpeasfalt, og ikke drensafalt. Finnes ikke i SP. Forutsetning: 230 kg/m2 med t=100 mm		
Naturstein	236	m2	Global U-prosess for kuttet naturstein. Forutsetning: 1m2 veier 40 kg. 236 x 40 = 9440 kg		
Himling, overflate. Gips	2131	m2	Lik som for gips i byggefase. Global U-prosess. Forutsetning: 1 m2 lik 9 kg.		
Himling, overflate. Maling på betong	1147	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution". Forutsetning: 10 kg rekker til 80 m2.		3
Himling, garasjehimling.	850	m2	NEPD Rockfon Ceiling Tile fra Rockfon nettside. Fant ikke tilsvarende i SP. Relativt likt produkt som garasjehimlingen.		
Systemhimling, mineralull. Rockfon.	4683	m2	EPD Rockfon Systemhimling. Kun beregnet utslipp for produktfase: råvare og fremstilling. Fant ikke tilsvarende i SP.		
Systemhimling, mineralull. Rockfon Hygiene	639	m2	NEPD Rockfon Ceiling Tile fra Rockfon nettside. Fant ikke tilsvarende i SP.		

Systemhimling, lydabsorbering i trapp	173	m2	NEPD Rockfon Ceiling Tile fra Rockfon nettside. Fant ikke tilsvarende i SP.		
Systemhimling, mineralull. Ecophon Combison	356	m2	Finnes ikke EPD for Ecophon Combison, men for et tilsvarende produkt kalt Hygiene. Kun miljøpåvirkninger.		
<b>Yttertak</b>					
Taktekking, PVC takfolie	2365	m2	Global U-prosess for "polyvinylchloride, emulsion polymerised". Forutsetning: 2,5 kg pr m2.		
Glasstak/takluker, Haby glass	2	stk	Global U-prosess for vindu i aluminium. Forutsetter vindustr.: 1,20 x 1,20 =1,44 m2. 2,88 m2 totalt		
Gesims/nedløp, tre, finer, tekking og beslag	777	løpem	Antas likt i begge alternativer		
<b>Fast inventar</b>					
Kjøkkeninnredning	15	stk	Antar dette er likt for begge alternativer		
Innredning våtrom, speil mm (se rombeskrivelse)	125	stk	Antar dette er likt for begge alternativer		
Skap og reoler	1009	stk	Antar dette er likt for begge alternativer		
Sittebenker, stolrader, bord	80	stk	Antar dette er likt for begge alternativer		
Utstyr; personløftere	94	stk	Antar dette er likt for begge alternativer		
Branngardiner	3	stk	Antar dette er likt for begge alternativer		
Trapper innvendig, lakkert stål med glassrekkverk og belegg i trinn	2	stk	Antas likt i begge alternativer		
Trapper utvendig, galvanisert stål	2	stk	Antas likt i begge alternativer		
Balkonger og verandaer; massivtre m. tekking/tregulv/metallrekkverk	330	m2	EPD Brettsperrholz - Cross Laminated Timber. Kun miljøpåvirkninger. Forutsetning: 1 m3 = 500 kg. T= ca. 15 cm, antall pr m3 ca. 6 elementer. Tekking, rekkverk ikke med.		

VEDLEGG B.2.

MATERIELLISTE FOR ALTERNATIV B I STÅL/BETONG

Forklaring til kolonnene «K» og «V»: Grå farge i K-kolonnen viser materialer til selve bygningskonstruksjonen. Grå farge i V-kolonnen viser materialer/maling til vedlikehold og utskiftning over livsløpet. Et tall i denne kolonnen sikter til antall ganger det males gjennom livsløpet.

Alternativ B	Mengde		Forutsetninger	K	V
<b>Bærekonstruksjon</b>					
Armering av fundament	36326,64	kg	Global U-prosess for "reinforcing steel"		
Betong fundament, B35	259,48	m3	Global U-prosess for "concrete sole plate and foundation"		
Stålsøyler, firkanta hulprofiler	146167	kg	Global U-prosess for "Steel, low-alloyed"		
Ståldetaljer; topp og fotplater, braketter mm	7693	kg	Global U-prosess for "steel, chromium steel 18/8"		
Stålbjelker, hatteprofiler	62643	kg	Global U-prosess for "Steel, low-alloyed"		
Stålbjelker, HEA/HEB/IPE-profiler	83524	kg	Global U-prosess for "Steel, low-alloyed"		
Ståldetaljer; braketter, konsoller mm	7693	kg	Global U-prosess for "steel, chromium steel 18/8"		
Forskaling yttervegg	2800	m2	RER U-prosess for "plywood, outdoor use". Pr m3. Forutsetter platetykkelse lik 2 cm, 50 plater pr m3. $2800 \text{ m}^2 / 50 = 56 \text{ m}^3$ .		
Armering i yttervegg	35000	kg	Global U-prosess for "reinforcing steel", lik som for armering i betongfundament.		
Betong i yttervegg, B30	350	m3	Global U-prosess for "concrete, normal"		
Forskaling heisgrube	115,2	m2	Kopi av (RER) U-prosess for "plywood, outdoor use". Pr m3. Forutsetter platetykkelse lik 2 cm, 50 plater pr m3.		
Armering i yttervegg, heisgrube	2310	kg	Global U-prosess for "reinforcing steel"		
Betong i yttervegg, heisgrube, B35	23,1	m3	Global U-prosess for "concrete, normal"		
Isolasjon på dekkeforkanter, mineralull, t=50 mm	245,23	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 50 mm. Vekt lik 1,672 kg/m2. $245,23 \text{ m}^2 \times 1,672 \text{ kg} = 410,025 \text{ kg}$ .		
Brannbeskyttende isolasjon til stålsøyler 25 mm	3692,64	m2	Forutsetter steinull. Vekt 300 kg/m3. $100 \text{ cm} / 2,5 \text{ cm} = 40 \text{ plater pr m}^3$ . $300 \text{ kg} / 40 \text{ pl} = 7,5 \text{ kg/m}^2$ . Global U-prosess for "rockwool"		
Brannbeskyttende isolasjon til stålsøyler 50 mm	1015,48	m2	Forutsetter steinull. Vekt 300 kg/m3, $20 \text{ plater pr m}^2$ . $300 \text{ kg} / 20 \text{ pl} = 15 \text{ kg/m}^2$ .		
Stålbæresystem for glassfasader, 25 kg/m2	10662	kg	Global U-prosess "steel, chromium steel 18/8"		
EPS isolasjon, grunnmur. T=50mm	1400	m2	Global U-prosess "polystyrene foam slab". (t=50 mm). Forutsetter vekt (0,72 m2 pl. = 1,2 kg): $1400 / 0,72 = 1944,44 \text{ plater} \times 1,2 \text{ kg}$		



Lettklinkervegg, isoblokk, 250 mm	1652,61	m2	Global U-prosess "lightweight concrete block, polystyrene". Forutsetter vekt 650 kg/m3.		
Bindingsverk yttervegg, 200 mm c/c 600 mm	2207,03	m2	RoW U-prosess "sawnwood, softwood, kiln dried, planed". Forutsetning: 1/3 av flate dekkes av bindingsverk. 662 m2. Antar t= 5 cm		
Isolasjon, mineralull, t=50 mm	2207,03	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 50 mm. Vekt lik 1,672 kg/m2.		
Isolasjon, mineralull, t=200 mm	2207,03	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 200 mm. Vekt lik 4,048 kg/m2.		
Plastfolie, dampsperre. T=0,20 mm	2207,03	m2	Global U-prosess "thermal plaster". Forutsetning: en rull har plast til 67,5 m2. Rullen veier 12,5 kg. 2207,03 / 67,5 = 32,697 ruller x 12,5 kg = 408,713 kg		
Utlekking for kledning av plater, tre, 50 mm c/c 600 mm	2207,03	m2	RoW U-prosess "sawnwood, softwood, kiln dried, planed". Forutsetning: 1/20 av flate dekkes av bindingsverk. 110.35 m2. Antar t= 5 cm		
Gipsplate, 9 mm	2207,03	m2	Global U-prosess for "Gypsum plasterboard". Forutsetning: 8,5 kg/m2.		
Gipsplate, innside yttervegg, 13 mm	2207,03	m2	Global U-prosess for "Gypsum plasterboard". Forutsetning: 9,2 kg/m2.		
Utlekking 48 x 48 mm c/c 600 mm på dekkeforkanter, tre	245,23	m2	RoW U-prosess "sawnwood, softwood, kiln dried, planed". Forutsetning: 1/20 av flate dekkes av bindingsverk. 12,26 m2		
Teglestein, rød.	2452,26	m2	Global U-prosess for "brick". Forutsetning vekt pr stein 2,26 kg x 56 stk/m2.		
Slemming av murt yttervegg	1652,61	m2	Global U-prosess for coverings: "thermal plaster, outdoor". Forutsetning: 6 kg pr m2.		
<b>Gulv</b>					
Hulldykker, HD320, spennbetong	7901	m2	Kopi fra alt. A, EPD for HD-element fra Contiga, basert på miljøpåvirkninger. Forutsetning: 1 tonn er lik 1 m2.		
Gysing og fuging av dekkelementer	7901	m2	Antas likt i begge alternativer		
Armering i dekker	16532,2	kg	Global U-prosess "reinforcing steel".		
Betong i gulv på grunn, B30	308,9	m3	Global U-prosess for "concrete sole plate and foundation".		
Betong i heisgrube, B35	5,4	m3	Global U-prosess for "concrete, normal"		
Isolasjon, EPS. Underlag for gulv på grunn, t=100mm	6178	m2	Global U-prosess "polystyrene foam slab". Usikkerhetsmoment: platetykkelse i denne prosess kontra faktisk tykkelse i bygget (t=100 mm). Forutsetter vekt (0,72 m2 pl = 1,2 kg)		
Plast, glidesjikt, t=0,20 mm	3089	m2	Global U-prosess "thermal plaster". Forutsetning: en rull har plast 67,5 m2. Rullen veier 12,5 kg.		

Påstøp, betong, t=70 mm	1099	m2	Global U-prosess "cement cast plaster floor". Forutsetning: 2 kg pr mm/m2 = 140 kg/m2.		
Plast, glidesjikt, t=0,20 mm	438,6	m2	Global U-prosess "thermal plaster". Forutsetning: en rull har plast 67,5 m2. Rullen veier 12,5 kg.		
Påstøp, flytende gulv	30,77	m3	Global U-prosess "cement cast plaster floor". Forutsetter 2000 kg/m3.		
Flekk- og skjøtsparkling av betonggulv	8308,44	m2	Global U-prosess for "cement cast plaster floor". Forutsetning: 2 kg/m2 gjennomsnitt. Er ikke skjøter og flekker overalt.		
Helsparkling av betonggulv, t=5 mm	2077,11	m2	Global U-prosess for "cement cast plaster floor". Forutsetning: 10 kg/m2		
Vinylbelegg, t= 2mm	9286,55	m2	Global u-prosess "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2.		
Vanntett vinylbelegg, t= 2mm	1099	m2	Global u-prosess "polyvinylchloride, bulk polymerised". Forutsetning: 2kg/m2.		
Undergulv av plater, sponplater t=22 mm, tre	8462,3	m2	Global u-prosess, wood: "medium density board". Forutsetning: 45 pl a 1 m2 pr m3.		
Isolasjon for trinnlyd, mineralull lydplater, t=25 mm	8462,3	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". Vekt lik 0,8 kg/m2.		
<b>Vinduer og dører</b>					
Vindu, alu/glass, faste	524,57	m2	Basert på NEPD 00257 NorDan Ntech Fixed Window, vindu 105 80 med areal 1,82 m2. Lik som for alt. A. Kun miljøpåvirkninger.		
Vindu, alu/glass, åpningsbare	54,16	m2	Basert på NEPD 00256 NorDan Ntech Fully Reversible Window. Vindu 105 80, med areal 1,82 m2. Lik som for alt. A. Kun miljøpåvirkninger.		
Vindu, alu/glass, åpningsbare u-verdi < 1,2	447,8	m2	Basert på NEPD 00256 NorDan Ntech Fully Reversible Window. Vindu 105 80, med areal 1,82 m2. Lik som for alt. A. Kun miljøpåvirkninger.		
Vindu, alu/glass, faste, u-verdi < 1,2	191,92	m2	Basert på NEPD 00257 NorDan Ntech Fixed Window, vindu 105 80 med areal 1,82 m2. Lik som for alt. A. Kun miljøpåvirkninger.		
Ytterdør, hovedinngang, alu/glass, 20 x 21 M, to-dørs	1	stk	Global U-prosess "Door, outer, wood/glas". Finnes ikke dør med glass/aluminium. Forutsetning: str 125 x 250 cm, areal 3,125 m2.		
Innerdør, 10x21 M, laminat, trekarm	10,66	stk	Global U-prosess "Door, inner, wood". Forutsetning: en dør lik 2,68 m2. Lik som i alt. A.		
Innerdør, 13x21 M, laminat, stålkarm	43	stk	Global U-prosess "Door, inner, wood". Forutsetning: en dør lik 2,68 m2. Lik som i alt. A.		
Innerdør, skyvedør, laminat, 10x21 M	86	stk	Global U-prosess "Door, inner, wood". Forutsetning: en dør lik 2,68 m2. Lik som i alt. A.		

Innerdør, skyvedør, glass/tre, 10x21M	42,64	stk	Global U-prosess "door, inner, glass-wood". Forutsetning: Areal av en dør lik 2,68 m2.		
Karmlist i tre, rundt dører. 12x70 mm, malt	1785,07	m	Antas likt i begge alternativer		
Fuging rundt dører, fugemasse	805,6	m	Antas likt i begge alternativer		
<b>Innervegger</b>					
Forskaling	1663,01	m2	U-prosess [RER] "plywood, outdoor". Forutsetning: 50 pl/m3 når t=20 mm.		
Armering	11973,65	kg	Global U-prosess "reinforcing steel".		
Betong, B30	149,67	m3	Global u-prosess "concrete, normal".		
Bindingsverk, t=75 c/c 600mm	6396,18	m2	RoW U-prosess "sawnwood, softwood, kiln dried, planed". Forutsetning: 1/13 av arealet dekkes av bindingsverk. Antar t= 5cm, 20 lag pr m3.		
Bindingsverk, t=75 c/c 300 mm	2025,46	m2	RoW U-prosess "sawnwood, softwood, kiln dried, planed". Forutsetning: 1/4 av arealet dekkes av bindingsverk. Antar t= 5cm, 20 lag pr m3.		
Isolasjon, mineralull, t=50 mm	3091,49	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 50 mm. Vekt lik 1,672 kg/m2.		
Isolasjon, mineralull, t=70 mm	3304,69	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". Vekt lik 2 kg/m2.		
Isolasjon, mineralull, t= 2x50 mm	2025,46	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 100 mm. Vekt lik 3,3 kg/m2.		
Foldevegg, lyddemp	127,92	m2	Antas likt i begge alternativer		
Karmbeskyttelse, sidekant på dørkarmen, RF-stål	180,6	m	Antas likt i begge alternativer		
Sparkeplater på dør, 1000x300 mm, RF-stål	86	stk	Antas likt i begge alternativer		
Sparkeplater på dør, 1000x600 mm, RF-stål	86	stk	Antas likt i begge alternativer		
Pussing, avretting av dekker	1538,6	m2	Global U-prosess "cement cast plaster floor". Forutsetning: 80 kg pr m2.		
Kornet puss på innervegg	1652,61	m2	Global U-prosess "base plaster". Forutsetning: 25 kg rekker til 1,75 m2 når t=10mm.		
<b>Maling</b>					
Maling, yttervegg	1652,61	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetning: 10 kg rekker til 80 m2.		3
Maling, betong innervegg	1330,4	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetning: 10 kg rekker til 80 m2.		3
Maling på pusset innervegg	1652,52	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetning: 10 kg rekker til 80 m2.		3
Maling gipsvegg	11577	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetning: 10 kg rekker til 80 m2.		3

Maling underside hulldekker	3950	m2	Global U-prosess "acrylic varnish, 87,5 % solution state". Forutsetning: 10 kg rekker til 80 m2.		3
<b>Våtrom</b>					
Membran på vegg, på keramisk flis, våtrom	903	m2	Antas likt i begge alternativer		
Keramiske fliser på innervegg, m/fugemasse, 100x100 mm	1806	m2	Global U-prosess for "sanitary ceramics". Forutsetning: 25 kg pr 1 m2.		
Gipsplate på innervegg, t=13 mm	6396,18	m2	Global U-prosess "gypsum plasterboard". Forutsetning: 9,2 kg/m2		
Gipsplate, 2 lag på innervegg, t=2x13 mm	7355,61	m2	Global U-prosess "gypsum plasterboard". Forutsetning: 18 kg/m2		
Gipsplate, 1 lag på innervegg, brannplate, t=15 mm	3091,49	m2	Global U-prosess "gypsum plasterboard". Forutsetning: 11 kg/m2		
Fugetetting	10313,84	m2	Antas likt i begge alternativer		
<b>Himling</b>					
Systemhimling, T-profil, Gips 600x600mm.	10440,5	m2			
<b>Yttertak</b>					
Hulldekker HD265, betong	3089	m2	Kopi av alt. A, EPD for HD-element fra Contiga, basert på miljøpåvirkninger. Forutsetning: 1 tonn lik 1 m2.		
Gysing, fuging av hulldekelement	3089	m2	Antas likt i begge alternativer		
Isolasjon, EPS på tak. T=250 mm	2471,2	m2	Global U-prosess "Polystyrene foam slab". Forutsetning: 4,8 kg/m2		
Isolasjon, mineralull, t=250 mm	617,8	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 250 mm. Vekt lik 7,5 kg/m2.		
Dampsperre, plastfolie, t=0,20 mm	3089	m2	Global U-prosess "thermal plaster, outdoor". Forutsetning: En rull på 67,5 m2 veier 12,5 kg.		
Isolasjon, mineralull, t=50mm (toppsjikt)	3089	m2	Forutsetter glassull. Global U-prosess for "glass wool mat". T= 50 mm. Vekt lik 1,672 kg/m2.		
Gipsplate, vindsperre, vannavvisende, t=9 mm	259,48	m2	Global U-prosess for "Gypsum plasterboard". Forutsetning: 8,5 kg/m2.		
Taktekking, 2-lags	3089	m2	Antas likt i begge alternativer		
Oppbrett på tekking, H=400 mm	772,25	m	Antas likt i begge alternativer		
Tilslutning til sluk på tak (tekking)	30,89	stk	Antas likt i begge alternativer		
Forsterket transportareal på tak	61,78	m	Antas likt i begge alternativer		
Tilslutning til øvrige tak	18,53	m	Antas likt i begge alternativer		
Bindingsverk i gesims, 150 mm c/c 600 mm	259,48	m2	Kopi "Sawnwood, softwood, kiln dried, planed" (RoW). Forutsetning: 1/4 av areal dekkes av bindingsverk.		

Kryssfiner, 15 mm, innside av gesims	259,48	m2	U-prosess for "plywood, for outdoor use"(RoW). Forutsetning: 65 pl a 1 m2 pr m3, når t=15 mm		
Kryssfiner, 15 mm, underlag for gesimsbeslag, b=250-400mm	432,46	m	Antas likt for begge alternativer		
Teglförblending av gesims, fuget, normal stein - rød	259,48	m2	Global U-prosess for "brick". Forutsetning vekt pr stein 2,26 kg x 56 stk/m2.		
Gesimsbeslag, titansink, 250-400 mm, patinert	432,46	m	Antas likt for begge alternativer		
<b>Trapper</b>					
Prefab betongtrapp, H=3000mm, B=1175 mm	16,48	stk	Tilsvare 58 m2. Kopi global U-prosess "concrete block". Forutsetning: 2400 kg/m3, delt på 3 når t = ca. 30 cm. 800 kg/m2		
Prefab mellomrespos i betongtrapp, B=2550 x D=1200 mm	16,48	stk	Tilsvare 50 m2. Kopi global U-prosess "concrete block". Forutsetning: 2400 kg/m3, delt på 3 når t = ca. 30 cm. 800 kg/m2		
Linoleumsbelegg på trinn, bredde trinn= 300 mm	418,72	stk	Antas likt i begge alternativer		
Linoleumsbelegg på mellomrespos	60,01	m2	Antas likt i begge alternativer		
Trappenese i plast	438,5	m	Antas likt i begge alternativer		
<b>Balkong</b>					
Balkong, påhengt på fasade, B=2000mm d=1400 mm	86	stk	Tilsvare 240 m2. Kopi global U-prosess "concrete block". Forutsetning: 800 kg/m2, når t= ca. 30 cm.		
Rekkverk på balkong, lakkert stål	326,8	m	Antas likt i begge alternativer		
Betongfundament for søyler	7,72	stk	Antas likt i begge alternativer		

## VEDLEGG C

### RESULTATER FRA LCA

**Tabell C1.** Miljøpåvirkninger knyttet til all materialforbruk i alt. A. Uten hensyn til karbonlagringseffekter i skog.

Miljøkategori	Enhet	Bære konstr.	Gulv	Vegger	Tak	Isolasjon	Vinduer og dører	Maling	Annet	Vedl. hold
Global oppvarming	kg CO2 eq	553 976	115 959	113 640	77 069	298 236	535 390	5 323	117 658	716 490
Ozon nedbryting	kg CFC-11 eq	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Forsuring	kg SO2 eq	3 392	420	542	184	2 192	3 404	37	820	4 090
Overgjødsling, ferskvann	kg P eq	116	20	28	18	108	270	2	29	291
Overgjødsling, hav	kg N eq	74	22	24	8	88	121	1	25	166
Fotokjemisk oksidantdannning	kg NMVOC	2 439	484	410	661	1 313	1 687	23	639	3 006
Økotoksisitet, land og vann	kg 1,4-DB eq	3 100	1 610	1 451	319	6 025	12 770	206	1 179	16 041

**Tabell C2.** Miljøpåvirkninger knyttet til all materialforbruk i alt. A. Med hensyn til karbonlagringseffekter i skog.

Miljøkategori	Enhet	Bære konstr.	Gulv	Vegger	Tak	Isolasjon	Vinduer dører	Maling	Annet	Vedl. hold
Global oppvarming	kg CO2 eq	-1 471 479	115 959	113 640	77 069	298 236	535 390	5 323	77 390	716 490
Ozon nedbryting	kg CFC-11 eq	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Forsuring	kg SO2 eq	4 059	420	542	184	2 192	3 404	37	833	4 090
Overgjødsling, ferskvann	kg P eq	169	20	28	18	108	270	2	30	291
Overgjødsling, hav	kg N eq	74	22	24	8	88	121	1	25	166
Fotokjemisk oksidantdannning	kg NMVOC	2 737	484	410	661	1 313	1 687	23	645	3 006
Økotoksisitet, land og vann	kg 1,4-DB eq	3 120	1 610	1 451	319	6 025	12 770	206	1 180	16 041

**Tabell C3.** Miljøpåvirkninger knyttet til all materialforbruk i alt. B.

Miljøkategori	Enhet	Bære konstr.	Gulv	Vegger	Tak	Isolasjon	Vinduer dører	Maling	Annet	Vedl. hold
Global oppvarming	<i>kg CO2 eq</i>	3 316 957	211 771	642 322	68 636	315 738	151 561	6 734	143 935	2 870 727
Ozon nedbryting	<i>kg CFC-11 eq</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Forsuring	<i>kg SO2 eq</i>	13 095	1 037	2 462	136	1 932	861	47	649	11 865
Overgjødsling, ferskvann	<i>kg P eq</i>	607	45	87	13	84	81	3	30	333
Overgjødsling, hav	<i>kg N eq</i>	461	42	101	4	69	10	2	26	403
Fotokjemisk oksidantdannning	<i>kg NMVOC</i>	12 289	793	2 376	619	1 544	258	28	484	10 429
Økotoksisitet, land og vann	<i>kg 1,4-DB eq</i>	66 574	2 297	4 744	231	4 603	694	261	2 413	23 957

**Tabell C4.** Totale miljøpåvirkninger knyttet til all materialforbruk i bygningene.

Miljøkategori	Enhet	Alt. A Med hensyn til karbonlagring i skog	Alt. A Uten hensyn til karbonlagring i skog	Alt. B
Global oppvarming	<i>kg CO2 eq</i>	468 019	2 533 679	7 728 381
Ozon nedbryting	<i>kg CFC-11 eq</i>	0	0	0
Forsuring	<i>kg SO2 eq</i>	15 762	15 081	32 084
Overgjødsling, ferskvann	<i>kg P eq</i>	937	882	1 282
Overgjødsling, hav	<i>kg N eq</i>	529	529	1 117
Fotokjemisk oksidantdannning	<i>kg NMVOC</i>	10 966	10 663	28 820
Økotoksisitet, land og vann	<i>kg 1,4-DB eq</i>	42 722	42 701	105 773

**Tabell C5.** Miljøpåvirkninger fordelt på faser i livsløpet til alt. A (uten CO<sub>2</sub>-lagring i skog).

Miljøkategori	Enhet	Byggefase	Driftsfase: energiforbruk	Driftsfase: vedlikehold	Samlet over livsløpet
Global oppvarming	kg CO <sub>2</sub> eq	1 817 189	1 646 005	716 490	4 179 683
Ozon nedbryting	kg CFC-11 eq	0	0	0	0
Forsuring	kg SO <sub>2</sub> eq	10 991	5 777	4 090	20 858
Overgjødsling, ferskvann	kg P eq	592	652	290	1 534
Overgjødsling, hav	kg N eq	363	305	166	834
Fotokjemisk oksidantdannning	kg NMVOC	7 657	4 293	3 006	14 956
Økotoksitet	kg 1,4-DB eq	26 660	119 352	16 041	162 053

**Tabell C6.** Miljøpåvirkninger fordelt på faser i livsløpet til alt. A (med CO<sub>2</sub>-lagring i skog).

Miljøkategori	Enhet	Byggefase	Driftsfase: energiforbruk	Driftsfase: vedlikehold	Samlet over livsløpet
Global oppvarming	kg CO <sub>2</sub> eq	-248 471	1 646 005	716 490	2 114 023
Ozon nedbryting	kg CFC-11 eq	0	0	0	0
Forsuring	kg SO <sub>2</sub> eq	11 672	5 777	4 090	21 539
Overgjødsling, ferskvann	kg P eq	646	652	290	1 588
Overgjødsling, hav	kg N eq	363	305	166	834
Fotokjemisk oksidantdannning	kg NMVOC	7 960	4 293	3 006	15 259
Økotoksitet	kg 1,4-DB eq	26 680	119 352	16 041	162 073

**Tabell C7.** Miljøpåvirkninger fordelt på faser i livsløpet i alt. B.

Miljøkategori	Enhet	Byggefase	Driftsfase: energiforbruk	Driftsfase: vedlikehold	Samlet over livsløpet
Global oppvarming	kg CO <sub>2</sub> eq	4 857 654	1 566 155	2 870 727	9 294 536
Ozon nedbryting	kg CFC-11 eq	0	0	0	0
Forsuring	kg SO <sub>2</sub> eq	20 219	5 496	11 865	37 581
Overgjødsling, ferskvann	kg P eq	949	620	333	1 902
Overgjødsling, hav	kg N eq	714	290	403	1 407
Fotokjemisk oksidantdannning	kg NMVOC	18 391	4 085	10 429	32 905
Økotoksitet	kg 1,4-DB eq	81 816	113 562	23 957	219 335



**Tabell C8.** Klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) fordelt på livsløpsfaser i alt. A ved bytte av energibærer i driftsfasen (med og uten CO<sub>2</sub>-lagring i skog).

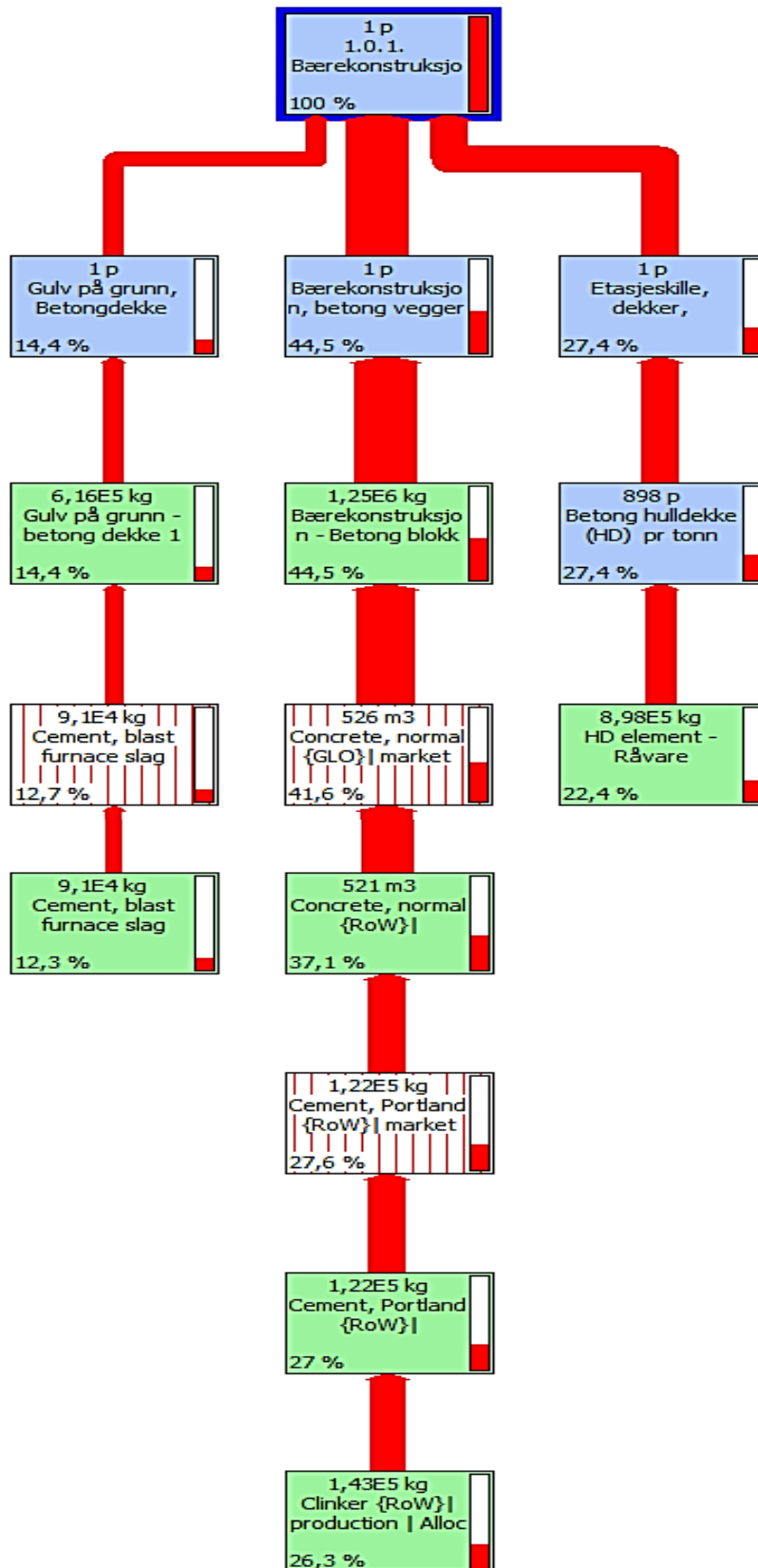
Energibærer	Byggefase: Selve bygningen	Driftsfase: Energiforbruk	Driftsfase: Vedlikehold	Samlet over livsløpet
Norsk el-miks	1 817 189	1 646 005	716 490	4 179 683
Agder Energi	1 817 189	324 221	716 490	2 857 899
Norsk el-miks & CO <sub>2</sub> -lagring i skog	-248 471	1 646 005	716 490	2 114 023
Agder Energi & CO <sub>2</sub> -lagring i skog	-248 471	324 221	716 490	792 239

**Tabell C9.** Klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) fordelt på livsløpsfaser i alt. B ved bytte av energibærer i driftsfasen.

Energibærer	Byggefase: Selve bygningen	Driftsfase: Energiforbruk	Driftsfase: Vedlikehold	Samlet over livsløpet
Norsk el-miks	4 857 654	1 566 155	2 870 727	9 294 536
Agder Energi	4 857 654	308 492	2 870 727	8 036 873

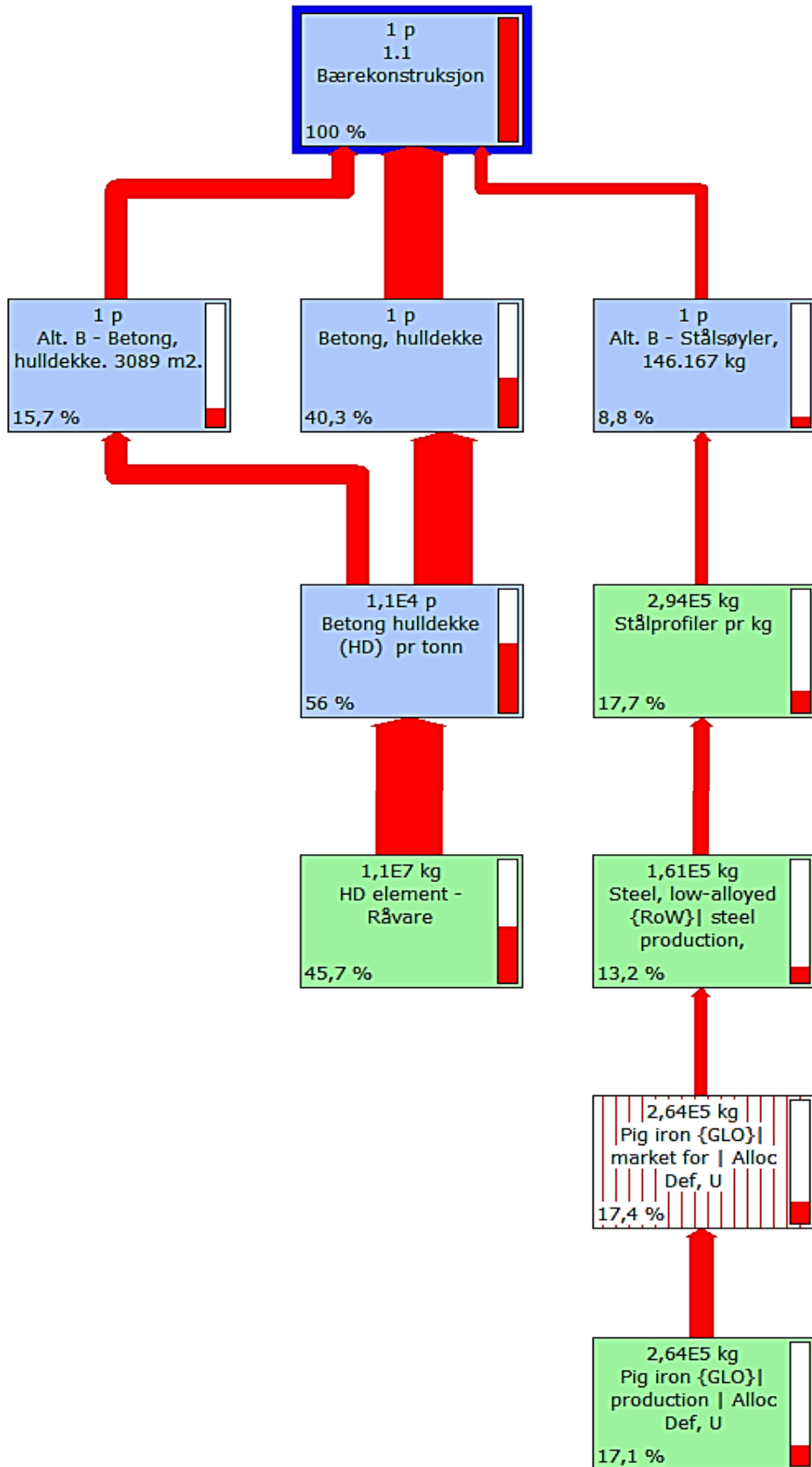
VEDLEGG D1.

Flyttdiagram for bærekonstruksjonens materialprosesser i alt. A som bidrar til flest klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) i % av bærekonstruksjonens samlede klimagassutslipp.



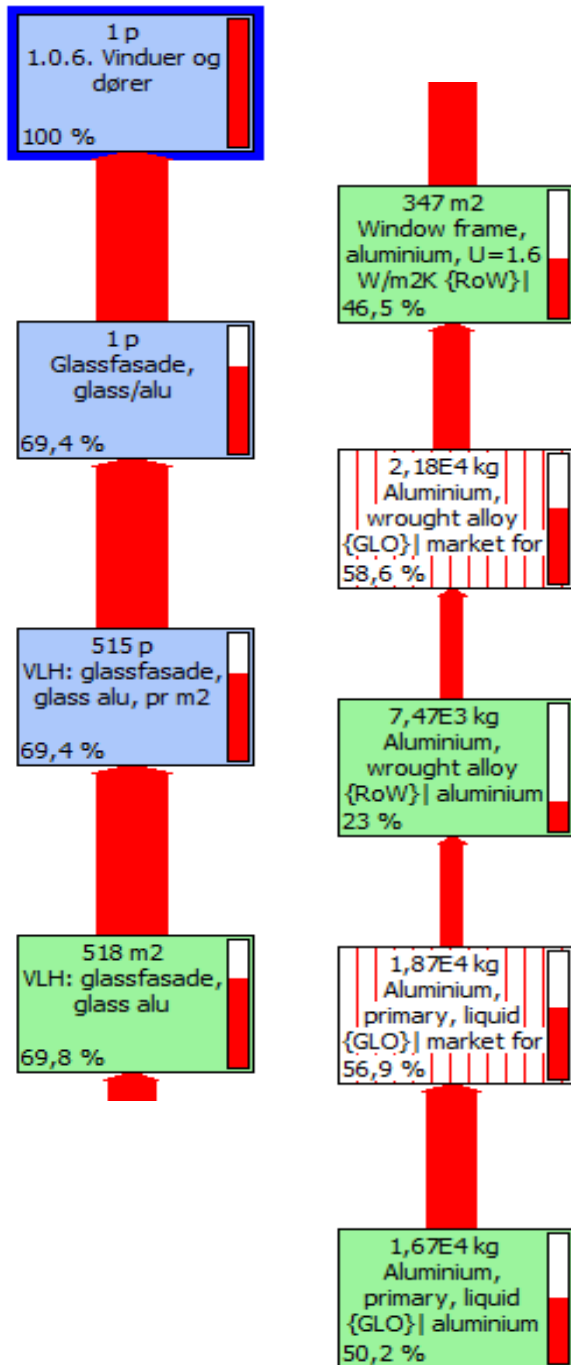
VEDLEGG D.2.

Flytdiagram for bærekonstruksjonens materialprosesser i alt. B som bidrar til flest klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) i % av bærekonstruksjonens samlede klimagassutslipp.



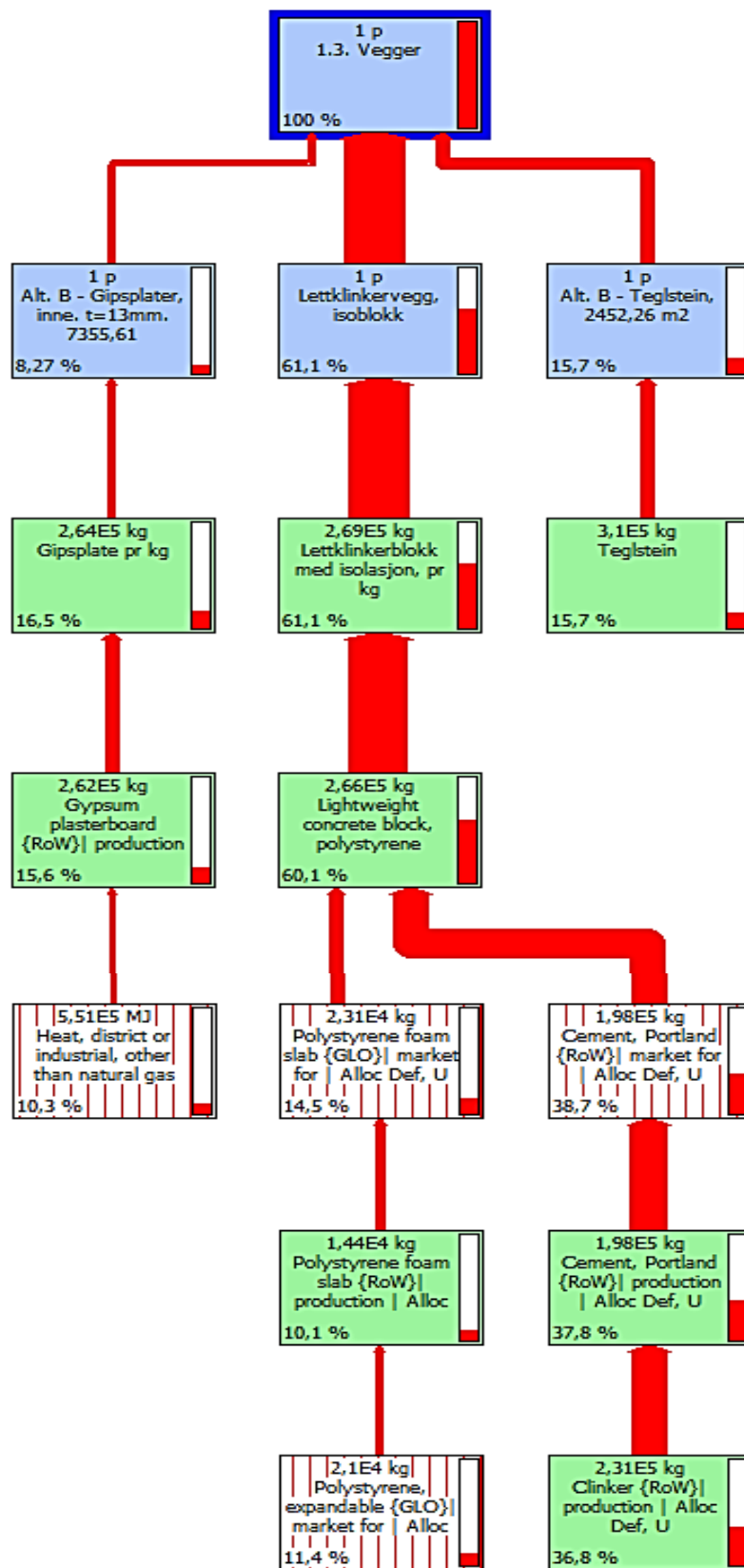
VEDLEGG D.3.

Flytdiagram for vinduer og dørers materialprosesser i alt. A som bidrar med flest klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) i % av samlede klimagassutslipp for vinduer og dører.



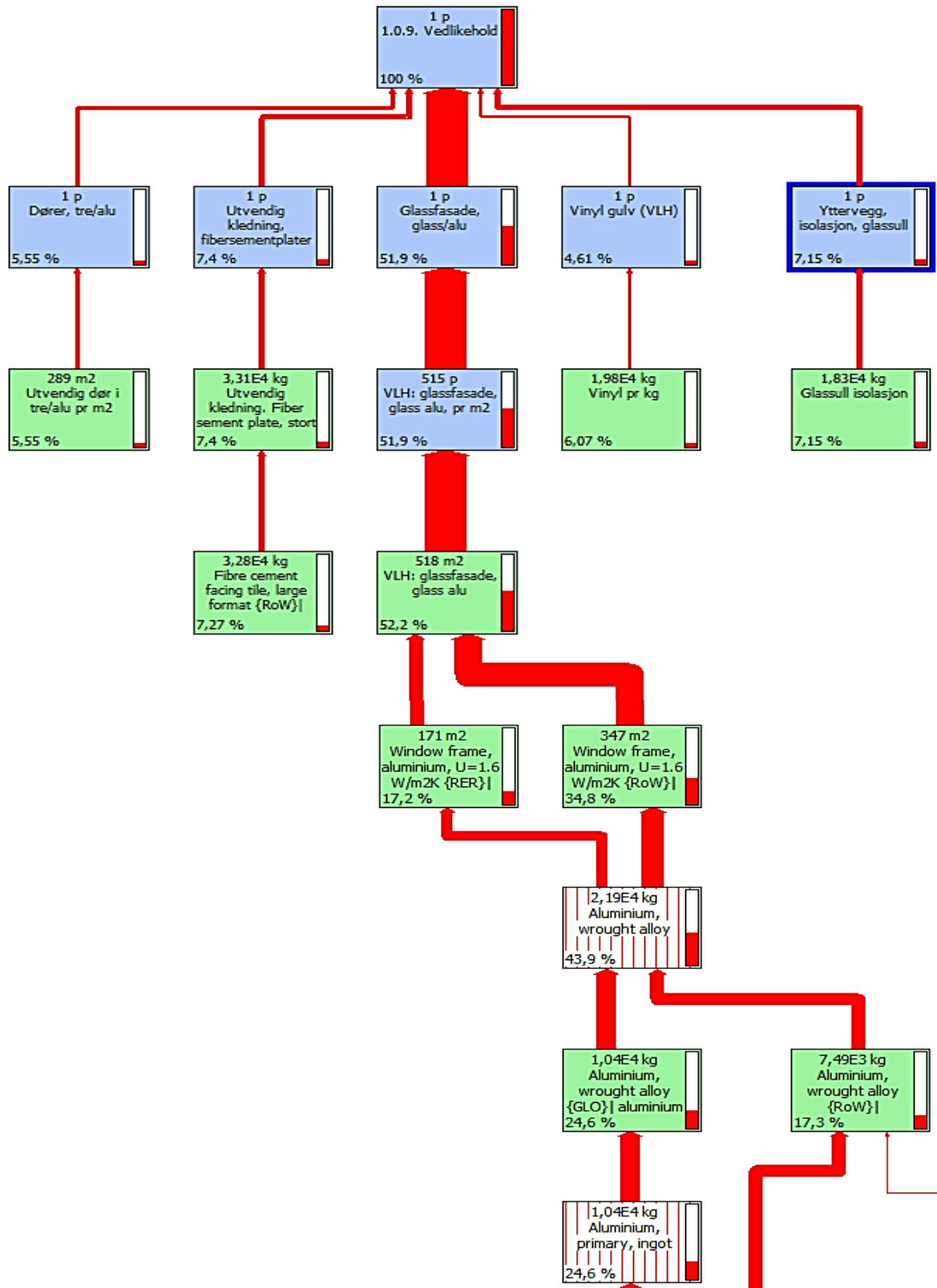
#### VEDLEGG D.4.

Flytdiagram for veggers materialprosesser i alt. B som bidrar med flest klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) i % av totale klimagassutslipp fra vegger.



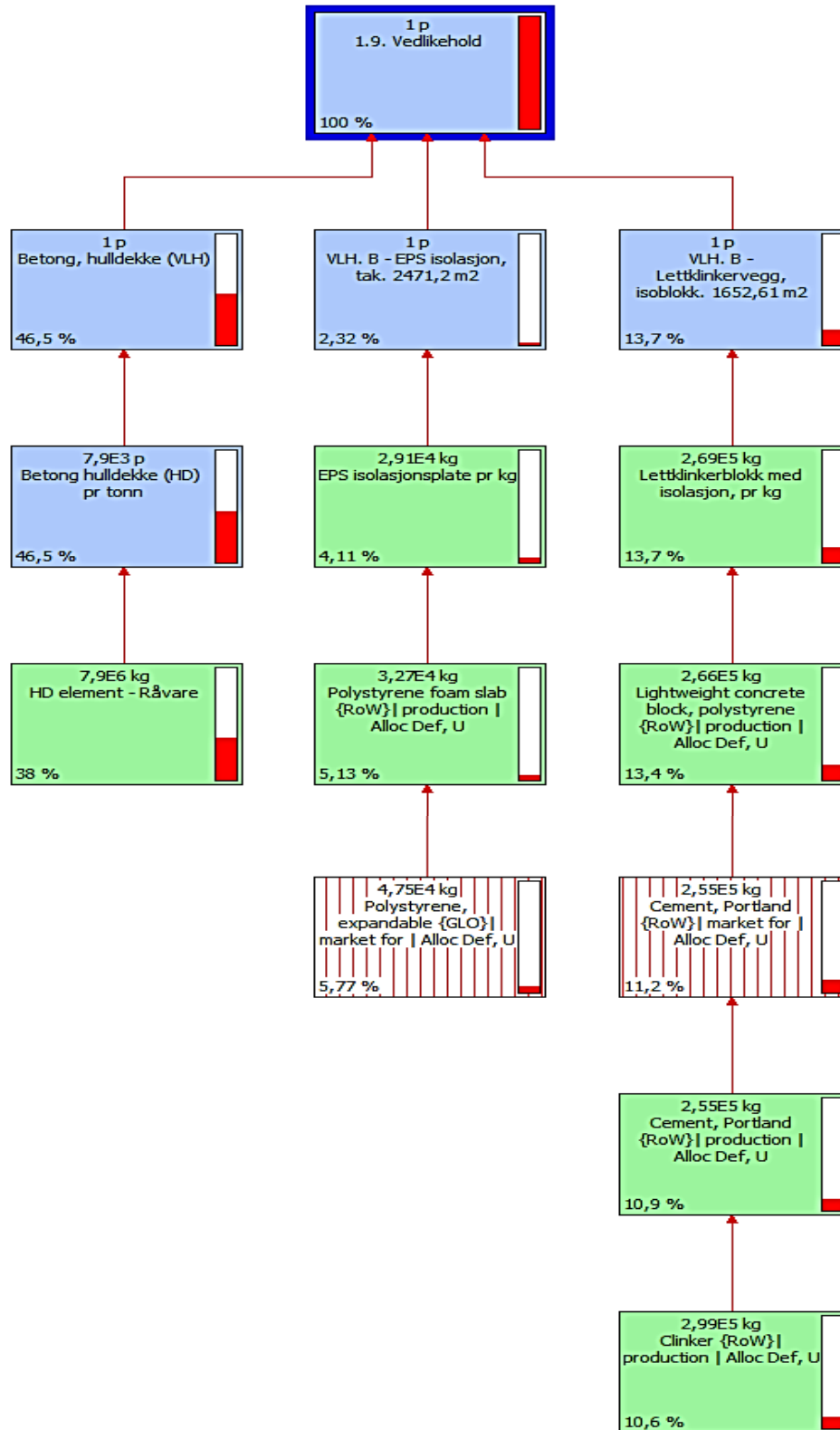
## VEDLEGG D.5.

Flytdiagram for vedlikeholdets materialprosesser i alt. A som bidrar til flest klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) i % av totale klimagassutslipp fra vedlikehold.



## VEDLEGG D.6.

Flyttdiagram for vedlikeholdets materialprosesser i alt. B som bidrar til flest klimagassutslipp (CO<sub>2</sub>-eq) i % av totale klimagassutslipp fra vedlikehold.









Norges miljø- og biovitenskapelig universitet  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway