

Bygging av høyhus i tre som et klimatiltak

En sammenliknende LCA av bæresystemer i tre og betong for bygg med varierende antall etasjer

Julie Lyslo Skullestad

Master i energi og miljø

Innlevert: juni 2016

Hovedveileder: Rolf André Bohne, BAT

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for bygg, anlegg og transport

Forord

Denne masteroppgaven er avsluttende oppgave i hovedprofil Energi- og miljøanalyse ved Institutt for energi- og prosesssteknikk ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU). Oppgaven tilsvarer 30 studiepoeng, og er skrevet under Institutt for bygg, anlegg og transport i samarbeid med Asplan Viak AS.

Masteroppgaven er artikkel-basert. Det vil si at et sentralt mål med arbeidet var å utarbeide en vitenskapelig artikkel. Artikkelen er skrevet som en konferanseartikkel for SBE16 Tallin og Helsinki, og vil bli publisert i Energy Procedia hvis den blir antatt. Retningslinjer for Energy Procedia er derfor brukt som rammer i utarbeidelsen av artikkelen.

Oppgaven er delt inn i to deler. Første del består av artikkelen «High-Rise Timber Buildings as a Climate Change Mitigation Measure». Andre del består av en prosessrapport som fungerer som et utvidelse av artikkelen. Prosessrapporten utdyper metodiske valg og funn som er omtalt i artikkelen, i tillegg til å presentere arbeid som ikke er tatt med i artikkelen. Det er anbefalt å lese oppgaven i den rekkefølgen den er presentert, det vil si å begynne med artikkelen.

Rolf André Bohne har vært hovedveileder for masteroppgaven, og er medforfatter av artikkelen. Jardar Lohne har gitt veiledning knyttet til oppbygging og språk i artikkelen, og står også som medforfatter av artikkelen. Mie Fuglseth har vært veileder fra Asplan Viak. Mia Nilsson har utført dimensjoneringen av trekonstruksjonene.

Jeg vil takke Rolf André Bohne for å ha kommet med forslag til en veldig spennende oppgave, for gode innspill underveis, og ikke minst for god humor og støtte gjennom hele arbeidet. Jeg vil også rette en stor takk til Mie Fuglseth som har bidratt med faglige kompetanse og råd om språk og oppbygging av masteroppgaven. Tusen takk til Mia Nilsson for å ha jobbet overtid for å dimensjonere byggene ferdig for meg, og til Sigurdur Gunnarsson som har engasjert seg i oppgaven og kommet med gode innspill. Jeg vil også takke Oddbjørn Dahlstrøm og Christian Solli for hjelp med faglige spørsmål. Til slutt vil jeg rette en takk til Asplan Viak med ansatte for å ha bevilget arbeidstimer til dimensjoneringsarbeidet, og for å ha latt meg få plass på kontoret i Sandvika under arbeidet med masteren.

Sammendrag

Fleretasjes bygg og høyhus med bærekonstruksjoner i tre har blitt stadig mer populært de siste årene. Teknologi for bæresystemer og trematerialer er i rask utvikling, og det har etablert seg en uformell global konkurranse om å bygge det høyeste trebygget. Den store interessen skyldes klimafordelene ved trematerialer kombinert med økt urbanisering og fortetting av byer.

Formålet med denne masteroppgaven er å undersøke potensialet for å redusere klimapåvirkningen fra byggesektoren ved å bygge tettere byer med høyhus i tre. Ideen er at tettere byer fører til økt bruk av kollektivtransport, og at fleretasjes bygg trenger mindre energi til romoppvarming per person. I tillegg kan valg av trekonstruksjoner fremfor konstruksjoner i stål og betong redusere de bundne klimagassutslippene i byggene.

Livsløpsvurdering (LCA - Life Cycle Assessment) er benyttet for å sammenlikne klimapåvirkningen fra en armert betongkonstruksjon med en tilsvarende trekonstruksjon for fire bygg fra 3 til 21 etasjer. Trekonstruksjonene er dimensjonert for samme laster som betongkonstruksjonene. Systemgrensene for analysen omfatter bærekonstruksjoner inkludert fundamentering. Klimapåvirkning er beregnet fra vugge til port, og i tillegg er netto gevinst fra gjenbruk og resirkulering inkludert i en konsekvensiell metode. Livsløpsvurderingen inneholder tre metoder som varierer i analyseperspektiv, allokeringmetoder og modellering av biogene CO₂-utslipp og karbonatisering av betong.

En kostnadssammenlikning for bæresystemene basert på priser fra Norsk Prisboker også gjennomført. Kostnadene omfatter materialkostnader og kostnader knyttet til rigg og drift av byggeplass.

Klimapåvirkning per m² bruttoareal er beregnet for alle konstruksjoner for å vurdere hvordan klimaendringen endres med antall etasjer. På grunn av behovet for større materialmengder per m² for høye bygg, øker også klimaendringen per m². Dette fenomenet har blitt beskrevet i nyere litteratur som «CO₂-premien» for bygningshøyde, og inntreffer for betongkonstruksjonene over 12 etasjer. For trekonstruksjonene er CO₂-premien synlig allerede fra 3 etasjer. Økningen i klimapåvirkning per m² fra 12 til 21 etasjer er imidlertid vesentlig lavere enn for betongkonstruksjonene. Dette betyr at potensialet for å redusere klimagassutslipp ved å bygge bygninger med bærekonstruksjoner i tre øker med bygningshøyde over 12 etasjer.

De ulike beregningsmetodene gir et stort spenn i beregnet klimapåvirkning for hver konstruksjon. Spesielt er valget mellom et regnskapsmessig eller et konsekvensielt perspektiv av stor betydning. Uavhengig av hvilke antakelser som ligger til grunn blir beregnet klimapåvirkning fra trekonstruksjonene lavere enn for betongkonstruksjonene. Med regnskaps-LCA får trekonstruksjonene 34-84 % lavere klimapåvirkning enn betongkonstruksjonene. Det store spennet skyldes ulike antall etasjer og metodiske antakelser. Besparelse i klimagassutslipp per m² som følge av å velge bærekonstruksjon i tre fremfor betong avtar med antall etasjer opp til 12 etasjer, men øker fra 12 til 21 etasjer.

Fra et konsekvensielt LCA-perspektiv fører bygging av trekonstruksjonene til en redusert klimapåvirkning sammenliknet om de ikke hadde blitt bygget. Dette skyldes at treavfallet er antatt å brukes som biobrensel etter levetiden for å erstatte naturgass. Sammenliknet med betongstrukturene fører dette til besparelser på over 100 %.

Kostnadssammenlikningen viser at bærekonstruksjoner i tre kan være økonomisk konkurransedyktig med betong for de rette betingelsene. Generelt er det mer lønnsomt å bygge høyhus i tre enn lavere bygg i tre, sammenliknet med betong. Redusert byggetid for bærekonstruksjoner med prefabrikkerte massivtre-moduler kan i tillegg redusere kostnader knyttet til rigg og drift av byggeplass.

Abstract

Multi-storey and high-rise timber buildings with structural systems of timber have gained increasing interest over the last decade. New structural concepts and engineered timber materials are being developed, and an informal global competition to build the highest timber building has emerged. The popularity is owed to the impression of timber as a climate friendly material combined with the increasing urbanisation and population growth.

The purpose of this thesis is to investigate the potential for reducing the climate change impact of the building sector by construction of dense cities with tall timber buildings. The idea is that denser cities increase the use of public transportation, and that multi-storey buildings require less energy for heating and other building services per occupant. In addition, the substitution of steel and concrete building structures with timber structures can reduce the embodied GHG emissions of the buildings.

Life cycle assessment (LCA) is applied to compare the climate change impact (CC) of a reinforced concrete (RC) benchmark structure to the CC of an alternative timber structure for four buildings ranging from 3 to 21 storeys. The timber structures are dimensioned to meet the same load criteria as the benchmark structures. The system boundaries for the analysis comprise the structural systems including foundations. The GHG emissions are calculated from cradle to gate. In addition, the net benefit from recycling and reuse is accounted for in a consequential approach. The LCA comprises three different calculation approaches differing in analysis perspective, allocation methods, and modelling of biogenic CO₂ and carbonation of concrete.

A brief cost comparison of the structural systems based on generic prices from Norsk Prisbok is also carried out. The cost comparison include material costs and costs for operation of the construction site.

The CC per m² floor area is plotted for each building structure to reveal how the climate change impact varies with building height. Due to the need for more structural materials per m² gross floor area (GFA) for taller buildings, the CC/GFA also increase. This is described in the literature as the “CO₂ premium” for building height, and occurs for the concrete structures above 12 storeys. For the timber structures, the premium is already evident from 3 to 7 storeys. However, the increase in CC per m² from 12 to 21 storeys is substantially lower compared to

the concrete structures. This means that the potential of reducing GHG emissions by constructing buildings with timber structures increase with building height above 12 storeys.

Irrespective of the assumptions made, the timber structures cause lower CC than the RC structures. By applying attributional LCA, the timber structures are found to cause a CC that is 34-84 % lower than the RC structures. The large span is due to different building heights and methodological assumptions. The CC saving per m² GFA obtained by substituting a RC structure with a timber structure decrease slightly with building height up to 12 storeys, but increase from 12 to 21 storeys. From a consequential LCA perspective, constructing timber structures can result in avoided GHG emissions, indicated by a negative CC. Compared to the RC structures, this equal savings of GHG emissions greater than 100 %.

The cost comparison show that timber structures can be economically competitive with concrete structures under the right conditions. In general, the profitability of timber buildings increase with increased building heights. Reduced construction time for prefabricated mass timber modules can reduce the construction costs for the timber buildings. This can further contribute to the profitability of constructing buildings with timber structural systems.

Innholdsfortegnelse

Del A: Artikkel	1
1 Introduction	7
2 Theoretical framework - the CC of building materials	9
2.1 Timber	9
2.2 Concrete and steel.....	10
3 Methods	13
3.1 The building structures	13
3.2 LCA methodology	14
3.3 Assumptions for the different building materials	16
4 Findings	21
5 Discussion	27
6 Conclusion.....	29
Del B: Prosessrapport	37
7 Introduksjon	39
7.1 Temabakgrunn	39
7.2 Formålet med masteroppgaven.....	41
7.2.1 Struktur for prosessrapporten	41
8 Bakgrunnsteori	43
8.1 Bæresystemer for høye bygninger	43
8.1.1 Bæresystemets formål	43
8.1.2 Sammenhengen mellom materialbruk i bæresystem og bygningshøyde	43
8.2 Byggematerialer i tre	44
8.2.1 Egenskaper for trematerialer	44
8.2.2 Limtre	44
8.2.3 Massivtreelementer	45
8.3 Konsepter for bæresystemer i tre.....	46
8.4 LCA	48
8.4.1 Fasene i en LCA	48
8.4.2 Analyseperspektiv for en LCA.....	53
8.4.3 Allokering, gjenbruk og gjenvinning	54
8.4.4 LCA av bygninger	56
8.4.5 Bundet energi og bundne klimagassutslipp.....	57
8.4.6 Miljøpåvirkning fra klimagasser - globalt oppvarmingspotensial	57

9	Litteraturstudium.....	61
9.1	Tidligere forskning på miljøpåvirkning fra bygg	61
9.1.1	Økt betydning av bundet energi	61
9.1.2	Tett bebyggelse som et tiltak for utslippsreduksjon.....	62
9.1.3	Energi- og CO ₂ -premie for høyhus	65
9.2	Bygninger i tre	67
9.2.1	Høyhus i tre – State-of-the-art.....	67
9.2.2	Livsløpsanalyser av bygninger og byggematerialer i tre.....	70
9.2.3	Kostnader for bygninger med bærekonstruksjoner i massivtre.....	77
10	Metode.....	79
10.1	Arbeidsprosessen	79
10.2	Utdypning av metodiske beslutninger.....	80
10.2.1	Dimensjonering av byggene og mengdedata	80
10.2.2	Metodiske valg i livsløpsanalysen.....	84
10.2.3	Modellering av utslippsfaktorer for limtre og massivtre.....	87
10.2.4	Modellering av utslippsfaktorer for betong.....	88
10.2.5	Modellering av utslippsfaktorer for stål	90
10.2.6	Sammenlikning av beregnede utslippsfaktor med verdier i litteraturen	90
10.3	Metode for kostnadsanalysen.....	95
10.3.1	Materialkostnader.....	96
10.3.2	Kostnader til rigg og drift av byggeplass	97
11	Dyptgående analyse av resultatene	99
11.1	Mengdedata.....	99
11.2	Klimagassutslipp.....	101
11.2.1	Sammenlikning av totale klimagassutslipp	101
11.2.2	Bidragsanalyse	105
11.2.3	Klimagassutslipp som funksjon av antall etasjer	107
11.2.4	Sensitivitetsanalyse	113
11.3	Kostnader	120
11.3.1	Materialkostnader.....	120
11.3.2	Kostnader inkludert rigg og drift av byggeplass	122
12	Diskusjon.....	125
12.1	Livsløpsanalysen.....	125
12.2	Kostnadsanalysen.....	128

13	Konklusjon	131
14	Anbefalinger om videre arbeid.....	135
15	Arbeidsfordeling for artikkelen.....	137
	Referanser.....	139

Del A: Artikkel

High-Rise Timber Buildings as a Climate Change Mitigation Measure

A comparative LCA of structural system alternatives

Julie Lyslo Skullestad^a, Rolf André Bohne^b, Jardar Lohne^b

^a *Energy and Environmental Analysis Programme, Department of Energy and Process Engineering, Kolbjørn Hejes v 1B, NO-7491, Trondheim, Norway*

^b *Department of Civil and Transport Engineering, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Høgskoleringen 7A, NO-7491 Trondheim, Norway*

Key words: High-rise buildings, timber buildings, LCA, climate change mitigation, CLT

Abstract

This paper reports on a study examining the potential of reducing greenhouse gas (GHG) emissions from the building sector by substituting multi-storey steel and concrete building structures with timber structures. Life cycle assessment (LCA) is applied to compare the climate change impact (CC) of a reinforced concrete (RC) benchmark structure to the CC of an alternative timber structure for four buildings ranging from 3 to 21 storeys. The timber structures are dimensioned to meet the same load criteria as the benchmark structures. The LCA comprises three calculation approaches differing in analysis perspective, allocation methods, and modelling of biogenic CO₂ and carbonation of concrete. Irrespective of the assumptions made, the timber structures cause lower CC than the RC structures. By applying attributional LCA, the timber structures are found to cause a CC that is 34-84 % lower than the RC structures. The large span is due to different building heights and methodological assumptions. The CC saving per m² floor area obtained by substituting a RC structure with a timber structure decrease slightly with building height up to 12 storeys, but increase from 12 to 21 storeys. From a consequential LCA perspective, constructing timber structures can result in avoided GHG emissions, indicated by a negative CC. Compared to the RC structures, this equal savings greater than 100 %.

1 Introduction

In their fifth assessment report (IPCC, 2014b), the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) confirms that there is a 95% probability that human influence is the dominant cause of climate change. The temperature increase needs to be stabilised below 2°C relative to pre-industrial levels in order to prevent severe and irreversible impacts on the climate system with devastating consequences for humans and ecosystems. Reaching this target requires an urgent and fundamental departure from business as usual. Alongside reducing anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions to maintain global warming below 2°C, several counteracting trends need to be handled: Rapid population growth, extensive migration to cities and increased levels of wealth for billions of people in developing countries. UN-Habitat estimates that 3 billion people will need a new home in the next 20 years (UN-Habitat, 2008). In 2010 buildings accounted for 35% of total global energy use, and 19% of energy-related GHG emissions (IPCC, 2014a). This energy use and related emissions may double or potentially triple by 2050 if business as usual is practiced to meet our demands. Consequently, reducing the energy use and climate change impacts of buildings is seen as a critical climate change mitigation measure by the IPCC.

The last decades have seen extensive efforts to increase the efficiency of building operations, to reduce the related energy use and GHG emissions. With reduced energy consumption and GHG emissions in the use phase, the relative contribution from building materials increase. In addition, energy saving measures like increased insulation thickness and more complex building installations such as solar panels lead to an absolute increase in the embodied energy use and GHG emissions of the materials (Blengini and Di Carlo, 2010; Dahlstrøm et al., 2012; Ramesh et al., 2010; Ruuska and Häkkinen, 2014; Sartori and Hestnes, 2007; Verbeeck and Hens, 2010).

Another opportunity for reducing the environmental impact of the building sector is to construct more densely concentrated city centres with multi-storey and high-rise buildings. Dense cities allow for increased public transportation and less car travel. Several studies find that denser cities use less transport energy and emit less GHG emissions due to transport than more sprawled urban configurations (Glaeser and Kahn, 2010; Makido et al., 2012; Mindali et al., 2004; Rickwood et al., 2008). In addition, denser cities with multi-unit apartment buildings have better opportunities for district heating and cooling systems, and a reduced energy need for residential heating due to a lower building surface to volume ratio and more shared walls

(Diamond, 1995; IPCC, 2014a; Norman et al., 2006). Less living space per capita also leads to less energy use from other building operations per household member.

These trends combined with the need for housing a growing population, calls for constructing high-rise buildings. However, constructing taller comes with a “structural premium”: taller buildings require stronger structures, and have greater use of materials per floor area (Khan, 1968). As an effect, high-rise buildings have higher embodied energy use and GHG emissions per m² floor area compared to low-rise buildings. This have been described in the literature as the “energy premium” and the “CO₂ premium” for building height (Bawden, 2013; Foraboschi et al., 2014; Ordóñez and Modi, 2011; Treloar et al., 2001; Ytrehus, 2015). Thus, choosing environmental friendly construction materials is especially important for taller buildings.

Structural systems for high-rise buildings have traditionally consisted of steel and concrete. Production of these materials is energy and emission intensive, and accounts for a great portion of total GHG emissions from materials production in the building sector. Subsequently, there is a huge potential in reducing the environmental impact from the building sector by reducing energy use and GHG emissions from production of building materials. Timber building materials prove to cause considerably lower climate change impact (CC) than materials of steel and concrete (Börjesson and Gustavsson, 2000; Gustavsson and Sathre, 2006; Petersen and Solberg, 2002; Ruuska and Häkkinen, 2014; Tellnes et al., 2013; Yeh and Haller, 2013). The interest in multi-storey and high-rise timber buildings has consequently grown around the world, and several structural systems for high-rise timber buildings have been proposed (Green and Karsh, 2012; SOM, 2013; Abrahamsen and Malo, 2014).

The purpose of this study is to assess the potential of reducing GHG emissions from the structural systems of multi-storey buildings by substituting structures of reinforced concrete (RC) with timber structures. Life cycle assessment (LCA) is applied to compare the CC of a RC structure with a corresponding timber structure, for building heights of 3, 7, 12 and 21 storeys. The CC per m² floor area is plotted as a function of building height for both structural alternatives, to investigate the relation between building height and GHG saving potential. Different methodological approaches are applied in order to get a holistic picture of the CC of the different structural alternatives.

2 Theoretical framework - the CC of building materials

2.1 Timber

Timber materials are often referred to as being «carbon neutral», due to the feature of biomass as a temporary carbon storage. The CO₂ released from biomass due to decay or incineration is referred to as biogenic CO₂ emissions, and was once removed from the atmosphere by the biomass through photosynthesis. However, if the global biomass stock is reduced due to timber production, the biospheric pool of stored carbon will be reduced. This would not yield carbon neutrality, but cause an increased atmospheric CO₂ concentration. Hence, an important prerequisite for climate friendly timber materials is a sustainable harvest where the biospheric carbon pool is maintained.

As long as the biospheric carbon pool is kept constant, the biogenic CO₂ fluxes absorbed from and released to the atmosphere that are initiated from timber production cancel each other out. However, even if a timber product is carbon flux neutral when it comes to biogenic CO₂, GHG emissions will occur during felling, logging and manufacturing of timber products. In addition, *carbon flux* neutral does not necessarily mean *climate change* neutral. While the net CO₂ emission may be zero, the net effect on the radiative forcing can be either positive or negative, depending on the time difference between CO₂ release into and sequestration from the atmosphere (Cherubini et al., 2011; Guest et al., 2013). If the release of biogenic CO₂ occurs before the same amount is again sequestered by replanted trees, the related harvest will have caused a temporary increased radiative forcing in the atmosphere. Conversely, if timber production cause sequestration of biogenic CO₂ prior to the corresponding release, the timber products can cause a temporary reduction of the radiative forcing in the atmosphere. When timber is used in long-lived products like building structures, this can be achieved if the rotation period of the tree species used is short enough compared to the lifetime of the building structures.

How to account for biogenic CO₂ emissions in LCA is widely debated. The currently common LCA practice is to assume that biogenic CO₂ emissions are climate change neutral. This practice underestimates the benefit from storing carbon in long-lived products, but overestimates the benefit from short-lived products like biofuel incinerated shortly after harvest (Cherubini et al., 2011; Guest et al., 2013)

Guest et al. (2013) propose a method for calculating the global warming potential (GWP) of biogenic CO₂ emissions from different biomass products, denoted GWP_{bio}. The GWP_{bio} factors are calculated as a function of storage period in the biomass product and the rotation period of the three species used. The temporary perturbation of the atmospheric CO₂ concentration is taken into account by combining the decay function of a pulse emission of CO₂ occurring at the end-of-life (EOL) of the biomass product, with the growth-rate function for the relevant biomass species. The Bern IRF function is used to model the decay of the released CO₂ to the atmosphere. Results show that the GWP_{bio} decrease with shorter rotation periods and longer storage periods, since then atmospheric CO₂ equivalent to the biogenic CO₂ pulse spends shorter time in the atmosphere. If the storage period is too short compared to the rotation period, then the GWP_{bio} has a positive value, meaning that it causes a temporary increased atmospheric CO₂ concentration within the time horizon. However, since a sustainable harvest is assumed, the GWP_{bio} is less than 1 in all cases, showing that it is a better option than fossil CO₂ emissions. The results also show that even if only carbon sequestration occurs within the time horizon, due to a storage period that exceeds the rotation period, the GWP_{bio} values never reach -1. This illustrates an important aspect of including interactions with the global carbon cycle: Due to the carbon exchange mechanisms between the atmosphere and other carbon sinks, the actual CC cannot be found by simply summing all the CO₂ fluxes going to and from the atmosphere within the time horizon. Removing CO₂ from the atmosphere will reduce the rate of carbon uptake by the oceans and terrestrial biosphere, in order to obtain a new equilibrium.

2.2 Concrete and steel

The production of cement is the major source of the energy use and CO₂ emissions related to concrete manufacturing. About 50% of these emissions stem from fossil fuel combustion, while the rest are caused by release of CO₂ during the calcination of limestone (Pade and Guimaraes, 2007). When exposed to air, concrete will over time absorb some of the CO₂ emitted during the calcination process. This process is termed carbonation and is a very slow process, where CO₂ is re-bound to the calcium compounds in the hardened cement. Carbonation occurs during the entire lifecycle of concrete, and the rate of the reaction depends on several factors, such as the amount of pure clinker in the concrete, density of the concrete and the surface area of the concrete exposed to air. The carbonation rate will be far higher for exposed concrete surfaces that are in direct contact with CO₂ and water than for the interior of the concrete (Kjellsen et al., 2005).

Demolished concrete, if not landfilled, is usually crushed into recycled aggregate and later used in road construction, as filling in drainage works or reused in production of new concrete (Dodoo et al., 2009). Recycled aggregate is usually stored for 2-16 weeks at the crushing plant before it is used. During this period, the rate of carbonation is substantially higher than during the lifetime of the building (Pade and Guimaraes, 2007). When the crushed concrete is taken into use, the carbonation rate is slowed down again. The amount of demolished concrete that is recycled is varying significantly across countries. In Denmark, about 90 % of the demolished concrete is recycled, while Norway and Sweden recycles approximately 70 % (Pade and Guimaraes, 2007).

Reduction of the environmental impact of concrete is usually related to the clinker production. Since the emissions stemming from the calcination process cannot be avoided, the amount of clinker in the cement has to be reduced. Limestone can be replaced by pozzolans like fly ash, blast-furnace slag or silica dust (Huntzinger and Eatmon, 2009). Pozzolans can also be added separately to the concrete mix, replacing some of the cement.

Production of steel is causing a great share of the CO₂ emissions in the manufacturing sector, about 27 % (IEA, 2007). Virgin steel production requires large quantities of coal. Using recycled steel helps reducing the coking coal needed from reduction of iron ore, and is thus widely adopted in steel manufacturing. Most steel construction materials are recovered at the EOL of the building life cycle and used as scrap for production of new steel products. About 85 % of all scrap from construction steel was recycled in 2013 on a global scale (Fact Sheet: Steel and Raw Materials, 2014). However, since recycled steel is desired for steel production, the current availability of steel scrap is not high enough to meet the demand (Pauliuk et al., 2013). This is due to a constant increase in the steel production; since the availability of scrap is dependent on steel production in the past, it cannot follow the demand until the steel production has been stabilised for a certain period. Most of the recent increase in steel production has taken place in fast developing countries like China, where no steel scrap has been available. As long as there is a lack of steel scrap, using scrap in steel production will cause production of virgin steel somewhere else where the scrap could have been used. Thus, it can be argued that the benefit of steel recycling should be given to the producer of steel which make scrap available, rather to the user of scrap.

3 Methods

3.1 The building structures

The specifications of the benchmark structures of 3, 7 and 12 stories are based on a shearwall framing system in reinforced concrete (RC) designed by Ayensu and Jensen (2006). The authors calculated detailed material quantities and costs of two different building structural systems for variable building heights and structural load combinations. Foundations were not included. In the current study, the shearwall framing system designed for a wind speed of 150 miles per hour (67 m/s) is analysed. The material quantity data of the structural components is adopted from Ayensu and Jensen (2006). In addition, a RC foundation slab is dimensioned for each structure. For all three structures, a concrete strength of approximately 30 MPa is assumed. Resulting material quantities are summarised in Table 2.

Specifications for the benchmark structure of 21 storeys are based on the hotel part of the building Scandic Lerkendal in Trondheim, Norway. Slabs, columns and structural walls of RC make up the structural system, which includes a basement. The foundations consist of a foundation slab and 400 friction piles of concrete. Four steel columns at the top floor are omitted in the current study, as their total mass is less than 0.05 % of the mass of reinforcing steel in the structure. The building information model (BIM) of the building is used as the data source for material quantities. The average concrete strength for the entire structure is estimated to be 45 MPa by the supplier of the structural system (personal communication, Ronald Slungård, 08.03 2016). The amounts of reinforcing steel per m³ of concrete are based on environmental product declarations (EPD) of precast concrete products delivered by the supplier of the structural system (Vold, 2011b; Vold, 2011a; Bakke and Krogh, 2015).

All timber structures are dimensioned to meet the same loading conditions as the benchmark structures. The structures are also designed with the same footprint areas and building heights. The program Sofistik is used to model the loads (Sofistik, 2016). The timber structures up to 12 storeys are modelled with a column/beam frame of glue-laminated timber (glulam) combined with mass timber elements of cross-laminated timber (CLT). CLT is used in slabs, shearwalls and core walls around the elevator shaft and stairs. The 21-storey timber structure consist of slabs and walls of CLT, glulam beams, and a glulam trusses along the façade. A concrete basement is added to achieve the required wind load resistance. The foundations consist of a 600 mm concrete slab and 250 RC friction piles.

Table 1. Building specifications

	3	7	12	21
Location	USA	USA	USA	Trondheim, Norway
Design wind speed	67 m/s	67 m/s	67 m/s	26 m/s
Live load	2.4 kN/m ²	2.4 kN/m ²	2.4 kN/m ²	2-3 kN/m ²
Storey height	3.66 m	3.66 m	3.66 m	3.4 m
Building height	12 m	26.5 m	44.8 m	76 m
Footprint area	871 m ²	871 m ²	871 m ²	563 m ²
Gross floor area	2613 m ²	6097 m ²	10542 m ²	11823 m ²

Table 2. Material quantity data

Material	RC structures				Timber structures			
	3	7	12	21	3	7	12	21
Concrete C25/30 (m ³)	925	2031	3436	0	23	174	261	718
Concrete C35/45 (m ³)	0	0	0	7186	0	0	0	0
Rebar steel (t)	51	105	186	955	2	24	36	93
Glulam (m ³)	0	0	0	0	78	125	206	234
CLT (m ³)	0	0	0	0	513	1410	2792	4639

3.2 LCA methodology

LCA is a standardised method used to quantify environmental impacts of a product's life cycle from the extraction of resources, through raw material production, manufacture, use and up to EOL disposal and recycling. The ISO standards provide a framework (Standards Norway, 2006a) and rules for calculation (Standards Norway, 2006b). The software tool SimaPro v7 is used to calculate the life cycle resource consumption and emissions of the building materials. Inventory data has been collected from several sources including the Ecoinvent v.3.2 database (Ecoinvent, 2015), EPDs, information from manufacturers and other studies. The goal of the LCA study is to compare the environmental impact of RC structures and timber structures, given different sets of assumptions and scenarios. The functional unit is defined to be a building structural system including foundations with a certain load bearing capacity and a given number of storeys, with a 60-year lifetime. Since only the building structures are assessed, and the goal is to compare two material choices, the system boundaries are set to cradle-to-gate. This corresponds to A1-A3 as defined in the standard NS-EN 15643-2 (Standards Norway, 2011) In a consequential approach, the avoided impacts due to recycling or reuse of materials after EOL are also accounted for (stage D). The impact category assessed is the climate change impact (CC), calculated with the ReCiPe method using the hierarchal perspective (Goedkop et al.,

2009). This perspective is based on the most common policy principles regarding time frame (100 years) and impacts considered.

In the current study, three calculation approaches are applied, differing in analysis perspective, handling of biogenic CO₂-emissions, allocation rules and accounting for recycling benefits. For all three approaches, material emission factors are calculated and multiplied with the corresponding material quantities to obtain the total CC for each building structure. Approach 1 follows common EPD practice as given by related standards (Standards Norway, 2010; Standards Norway, 2013; Standards Norway, 2014b; Standards Norway, 2014a). Approach 2 differ in allocation methods and includes GWP_{bio} factors from Guest et al. (2013) and carbonation of concrete during the building lifetime. In approaches 1 and 2, all generic data is modelled with the Ecoinvent system model “Recycled content”, with allocation by partitioning in multi-output processes and cut-off allocation in recycling chains. Approach 3 is a consequential approach, where impacts from reuse and recycling and carbonation of concrete after EOL are included. Generic processes applied in this approach are based on the consequential system model in Ecoinvent, with substitution by system expansion instead of allocation. All emission factors in approaches 1 and 2 are calculated with a Nordic electricity mix (0.139 kg CO₂-eq/kWh). In the consequential approach, a marginal electricity mix has to be used. It is assumed that in a Nordic market, the marginal mix is a European mix (0.476 kg CO₂-eq/kWh). The emission factors for both mixes are based on statistics from Eurostat and Entso-e, 2007-2011 (Eurostat; ENTSO-E, 2011). A sensitivity analysis is conducted in approaches 1 and 2 where European or American electricity mixes are used. The emission factor for the American electricity mix (1.1 kg CO₂-eq/kWh) is taken from Ecoinvent. All approaches are summarised in Table 3:

Table 3. Overview of the calculation approaches

	Approach 1	Approach 2	Approach 3
Analysis perspective	Attributional	Attributional	Consequential
Carbonation of concrete	Not included	During building lifetime	Lifetime & after EOL
GWP _{bio} : materials & biofuels	0 & 0	-0.06 & 0.44	-0.06 & 0.44
Ecoinvent system model	Recycled content	Recycled content	Consequential
Allocation, wooden products	Partitioning, economy	Partitioning, mass	Substitution
Allocation of coal incineration to fly ash	No	Partitioning, economy	No
Allocation of benefits from steel recycling	To the user of scrap	To the user of scrap	To the producer of scrap
Electricity mix	Nordic	Nordic	EU
System boundaries	A1-A3	A1-A3	A1-A3 + D

3.3 Assumptions for the different building materials

The timber is assumed to stem from a sustainable harvest where the biospheric carbon pool is kept constant. The LCI data for the timber materials are based on data from Norwegian forestry and timber producers, collected and quantified in the Norwegian MIKADO project (Wærp et al., 2009). The project used average data for spruce and pine collected from several forestry production chains and sawmills, and specific data for a Norwegian producer of mass timber. Most of the emissions in the forestry supply chain stem from fossil fuel use by harvester machines and the transport trucks. In the rest of the supply chain up to factory gate, electricity use is the main contributor to resource use and emissions.

In the current study, several allocation methods are applied in multi-output processes in the timber production chain. In approach 1, allocation methods are based on product category rules (PCR) for building materials (Standards Norway, 2013). Economic partitioning is applied to allocate impacts between residues and timber products. Mass allocation is applied between timber products of which the difference in economic value is low. In approach 2, mass allocation is applied in all cases. Since approach 3 is a consequential approach, substitution is used. It is assumed that 90 % of all residues except cellulose fibres are incinerated to replace natural gas. After deconstruction of the building, 90 % of the timber materials are assumed to be incinerated with heat recovery to replace natural gas.

Biogenic CO₂ emissions are treated climate change neutral in approach 1. In approaches 2 and 3, a GWP_{bio} factor of -0.06 is applied to the biogenic CO₂ emissions from the timber materials, corresponding to a rotation period of 100 years and a storage period of 60 years (Guest et al., 2013). In addition, a GWP_{bio} factor of 0.44 is applied to all biogenic emissions stemming from incineration of biofuel. This corresponds to a 100-year rotation period and no storage, assuming that the biofuel is incinerated shortly after harvest. The factor is applied to all bioenergy used as input in the timber production, and to the emissions occurring when residues from the timber production is incinerated to replace natural gas. Even though the system boundaries are set to cradle-to-gate, the biogenic CO₂ emissions from incineration of timber materials at EOL are accounted for; by applying the GWP_{bio} factor to the CO₂ content of the timber materials, both the uptake and the release of biogenic CO₂ is included in the resulting CC. Excluding the release

of the biogenic CO₂ emissions would give a biased result, indicating that the timber materials are causing a permanent CO₂ removal.

In modelling the emission factors for steel and concrete, three different production scenarios are applied, due to a large variety in production in technologies. The scenarios are shown in Table 4. The concrete emission factors are based on processes in the Ecoinvent library, and modified according to electricity mix and fly ash content. The carbonation uptake is calculated according to Pommer and Pade (2005). The carbonation uptake is dependent on cement content in the concrete mix, exposure and geometry of the concrete structure, and is therefore calculated for each of the structures. After deconstruction, 90 % of the concrete is assumed to be crushed into aggregate. The remaining 10 % is lost during the recovery and recycling process. The aggregate is assumed to be exposed to air for 4 months, before it replaces natural gravel in new concrete production or as filling in belowground applications. The increased carbonation during the 4-month exposure period is accounted for in stage D. This stage also contains avoided impacts from extraction of natural gravel and impacts from crushing of concrete into gravel size. These impacts are calculated according to Wahlström et al. (2014), excluding transport between the crushing facility to the final utilization site due to uncertain data. The impact of crushing concrete into aggregate is almost as high as the impact of extracting gravel, hence the net benefit is very small.

Table 4. Overview of the production technology scenarios applied for steel and concrete emission factors

	Reference scenario	Worst case scenario	Best case scenario
Concrete	5 % fly ash	no fly ash	30 % fly ash
Rebar steel	80 % scrap content	16 % scrap content	100 % scrap content

Table 5 Material emission factors for concrete and steel applied in the current study, by calculation approach and production technology scenario. The carbonation uptake displayed yields for the 12-storey structure for C25/C30 and the 21-storey structure for C35/C45. Contribution from fly ash shows the resulting emissions from allocating impacts from burning of coal to the fly ash.

Contribution to CC	Approach 1			Approach 2			Approach 3			
	Ref	Worst	Best	Ref	Worst	Best	Ref	Worst	Best	
Concrete C25/30 (kg CO₂-eq/m³)										
A1-A3	Without fly ash emissions	291	383	207	291	383	207	293	377	203
A1-A3	Contribution from fly ash	0	0	0	7	0	44	0	0	0
	Carbonation lifetime	0	0	0	-26	-34	-16	-26	-34	-16
D	Carbonation after EOL	0	0	0	0	0	0	-35	-46	-21
D	Net recycling benefit	0	0	0	0	0	0	-0,07	-0,07	-0,07
Total		291	383	207	272	349	235	231	297	167
Concrete C35/45 (kg CO₂-eq/m³)										
A1-A3	Without fly ash emissions	326	433	228	326	433	228	343	444	239
A1-A3	Contribution from fly ash	0	0	0	8	0	51	0	0	0
	Carbonation lifetime	0	0	0	-22	-29	-14	-22	-29	-14
D	Carbonation after EOL	0	0	0	0	0	0	-45	-59	-27
D	Net recycling benefit	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total		326	433	228	312	404	265	276	356	199
Rebar steel (kg CO₂-eq/kg)										
A1-A3		0.89	2.21	0.48	0.89	2.21	0.48	2.97	2.97	2.97
D		0	0	0	0	0	0	-0.65	-0.65	-0.65
Total		0.89	2.21	0.48	0.89	2.21	0.48	2.32	2.32	2.32

The steel emission factors are modelled with Ecoinvent processes and modified according to scrap content and electricity mix. Rebar steel is commonly produced with a large share of steel scrap, and thus 80 % and 100 % scrap is assumed in the reference and the best case scenario, respectively. The worst case scenario is based on a global average rebar steel product from Ecoinvent with 16 % scrap. In approach 3, the availability of steel scrap is taken into account. Since there is a current lack of steel scrap, the benefit from recycling is allocated to the producer of steel as a benefit obtained after EOL (stage D). It is assumed that whenever a steel product is demanded, this result in production of some virgin steel, i.e. the global steel production mix is maintained. The recycled content in all scenarios is consequently assumed equal to the share of scrap in the global production mix. At EOL, it is assumed that 90 % of the steel is recycled and replaces the global average steel mix in 2076. According to Pauliuk et al. (2013), the global mix in 2016 and 2076 respectively, contains approximately 30 % and 60 % steel scrap. Where the steel scrap is used is not important in a consequential approach, and thus equal emission factors are obtained for all production scenarios.

Table 6. Material emission factors for glulam and CLT. *Biogenic CO₂ materials*: Biogenic CO₂ emissions from incineration of building materials at EOL. *Biogenic CO₂ bioenergy*: Biogenic CO₂ emissions from bioenergy used in the production chain for the timber products. *NG replaced by residues*: The natural gas replaced by incineration of residues from felling, logging and manufacturing. *Incineration of residues*: Biogenic CO₂ emissions from incineration of the residues to replace the natural gas. *NG replaced by materials*: The natural gas replaced by incineration of the timber materials at EOL.

Contribution to CC	Glulam (kg CO ₂ -eq/m ³)			CLT (kg CO ₂ -eq/m ³)		
	Approach 1	Approach 2	Approach 3	Approach 1	Approach 2	Approach 3
Biogenic CO ₂ materials	0	-44	-44	0	-47	-47
Biogenic CO ₂ bioenergy	0	113	105	0	121	112
Fossil fuels	91	87	131	104	99	147
NG replaced by residues	0	0	-322	0	0	-343
Incineration of residues	0	0	118	0	0	125
NG replaced by materials	0	0	-596	0	0	-634
Total	91	156	-608	104	173	-640

4 Findings

Table 7 shows the resulting CC per gross floor area (GFA) for the benchmark structures and the timber structures. Variations with production technologies are considerably smaller for the timber structures, due to the small amounts of concrete and steel compared to the benchmark structures. For all analysis perspectives and production technology scenarios, the timber structures cause a substantially lower CC than the benchmark structures. The smallest difference in CC caused by the RC structure and the timber structures occurs for the 12-storey structures constructed with the best case concrete and steel materials, when approach 2 is applied. Still, the CC in this case is 34 % lower for the timber structure. In approach 1, substituting a RC structure with a timber structure will on average cause a 70 % lower CC, based on all scenarios and building heights. This average saving is smaller in approach 2 due to the inclusion of GWP_{bio} factors: 56 %. In approach 3, the CC for all timber structures is negative, due to the avoided emissions from replacement of natural gas by incineration of bioenergy and timber materials. This leads to savings greater than 100 % compared to the RC structures.

Figure 1 illustrates the CC/GFA of all structures in the reference scenario as a function of building height (A), and the saving of CC/GFA obtained by constructing a timber structure instead of a RC structure in each case (B). For the benchmark structures, the CC/GFA decrease slightly by building height up to 12 storeys, due to a decrease of structural materials per GFA. From 12 to 20 storeys the use of structural materials per GFA increase rapidly, and the CO₂ premium emerge. For the timber structures, the CO₂ premium is somewhat evident already from 3 storeys in approaches 1 and 2. However, the CO₂ premium from 12 to 21 storeys is substantially lower for the timber structures than the concrete structures. This cause the GHG saving potential to decrease from 3 to 12 storeys, but increase from 12 to 21 storeys. In approach 3, the opposite of a CO₂ premium occur for the timber structures: the CC/GFA decrease with building height. In the consequential perspective, greater use of timber materials per m² floor area is equivalent to a greater amount of avoided GHG emissions due to substitution of natural gas by biofuel from timber waste.

The CO₂ premiums for the two structural alternatives is dependent on the structural premiums, and reflect how the structural material quantities per m² increase or decrease with building height. In addition, the material choices affect the steepness of the CO₂ premium curves; materials with more GHG emissions lead to steeper curves. Consequently, there are two reasons

for why the timber structures outperform the concrete structures with respect to the CC: Firstly, the timber structure consist of materials with lower emission factors. Secondly, the structural premium for the timber structure is smaller from 12 to 21 storeys. However, the material emission factors are of greatest importance.

Table 7. CC per m² GFA for all structures in reinforced concrete (RC) and timber (T). Δ shows the GHG emissions saved if a timber structure is constructed instead of a RC structure, relative to the emissions caused by the RC structure.

Number of storeys	Reference scenario			Worst case scenario			Best case scenario		
	RC	Timber	Δ	RC	Timber	Δ	RC	Timber	Δ
Approach 1									
3	120,5	26,3	-78 %	179,1	27,9	-84 %	82,8	25,3	-69 %
7	112,3	37,8	-66 %	165,8	45,7	-72 %	77,3	33,8	-56 %
12	111,6	40,0	-64 %	165,3	46,8	-72 %	76,7	36,4	-52 %
21	270,1	67,3	-75 %	441,8	83,2	-81 %	177,7	59,0	-67 %
Approach 2									
3	114,7	41,6	-64 %	168,1	43,1	-74 %	93,2	41,0	-56 %
7	105,8	54,6	-48 %	154,1	62,1	-60 %	86,5	51,9	-40 %
12	105,4	59,3	-44 %	154,1	65,8	-57 %	85,9	56,9	-34 %
21	261,7	94,7	-64 %	424,1	109,7	-74 %	200,4	89,1	-56 %
Approach 3									
3	127,9	-140,3	-210 %	151,1	-139,7	-193 %	104,8	-140,9	-234 %
7	117,0	-144,7	-224 %	138,5	-142,8	-203 %	95,4	-146,5	-254 %
12	117,3	-169,1	-244 %	139,0	-167,4	-220 %	96,0	-170,7	-278 %
21	355,2	-230,8	-165 %	403,8	-226,8	-156 %	308,2	-234,8	-176 %

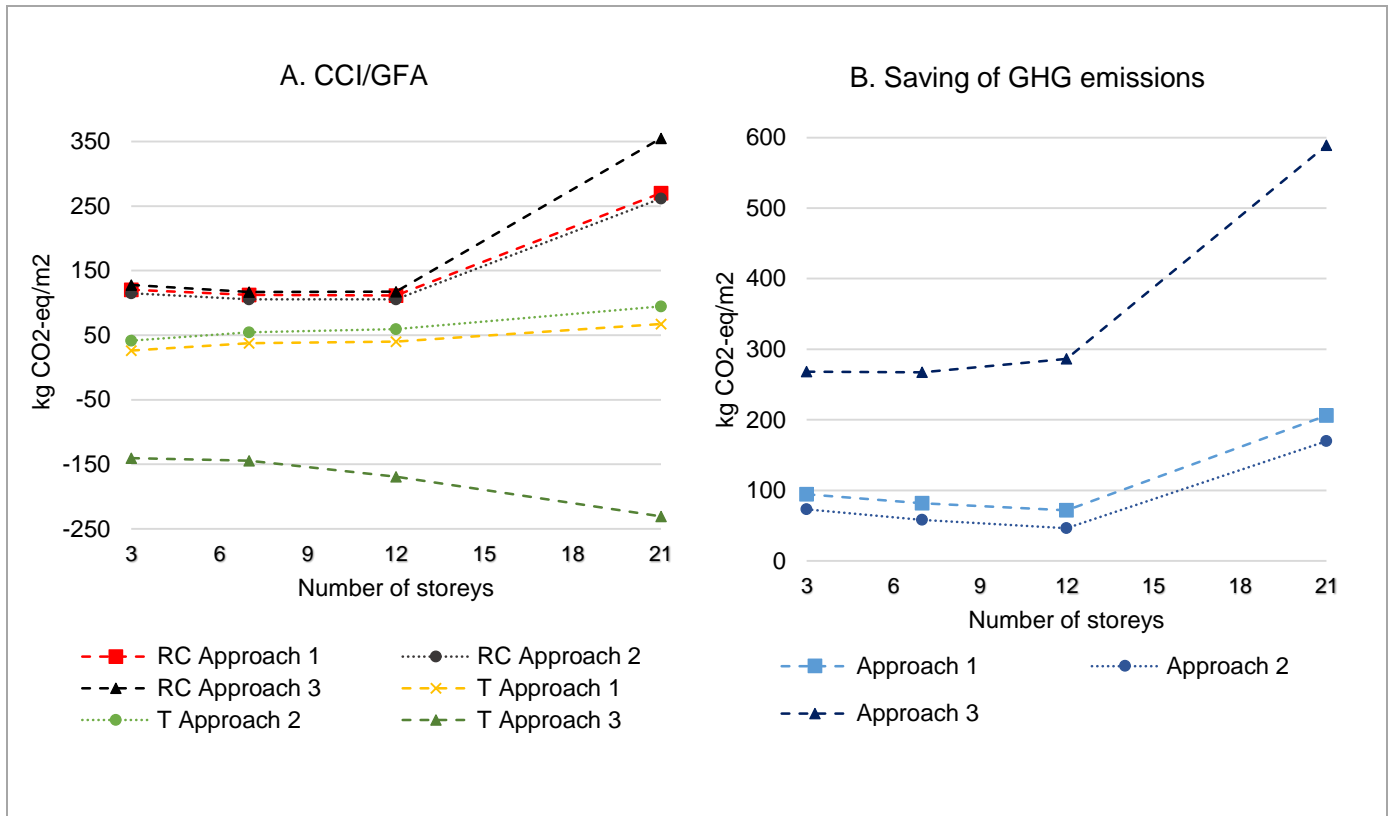


Figure 1. A: Comparison of CC per m² GFA for reinforced concrete (RC) and timber (T), by building height and calculation approach for the reference scenario. B: absolute saving of CC/GFA by substituting RC structure by a timber structure for the reference scenario.

Figure 2 and 3 shows the total CC for the 21-storey timber and the 21-storey RC structures, respectively. The CC is broken down into contribution from the different parts of the supply chains, according to the divisions shown in table 5 and 6. For the timber structures, the biogenic CO₂ emissions from incineration of biofuels increase the CC substantially when the GWP_{bio} factor is applied. This increase is larger than the decrease caused by the negative GWP_{bio} factor for the timber materials, resulting in a net increase of the CC from A1-A3 of about 40 %. In approach 3, the avoided emissions from replacement of natural gas by incineration of bioenergy and timber materials are larger than the emissions from the production of materials for the timber structure, resulting in a net negative CC. When it comes to stage D, the total net avoided GHG emissions for the concrete structure are considerably smaller than the net avoided GHG emissions for the timber structures. Hence, the climate change mitigation potential of substituting concrete structures with timber structures is larger seen from a consequential analysis perspective.

It is important to note that the dimensioning wind load is far greater for the buildings up to 12 storeys than for the 21-storey building. If all structures were dimensioned for the same wind load, the building structures up to 12 storeys would require less materials. Hence, the difference in CC between the buildings up to 12 storeys and the 21-storey building would most likely be higher.

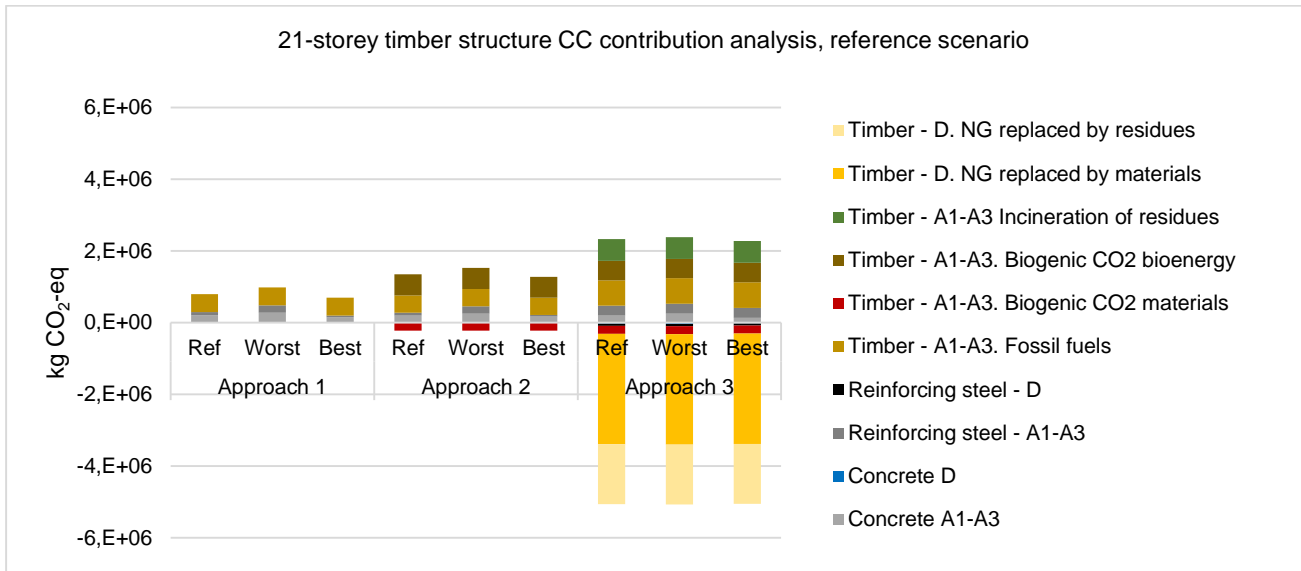


Figure 2. The resulting CC for the 21-storey timber structure, by contribution from the different stages in the life cycle.

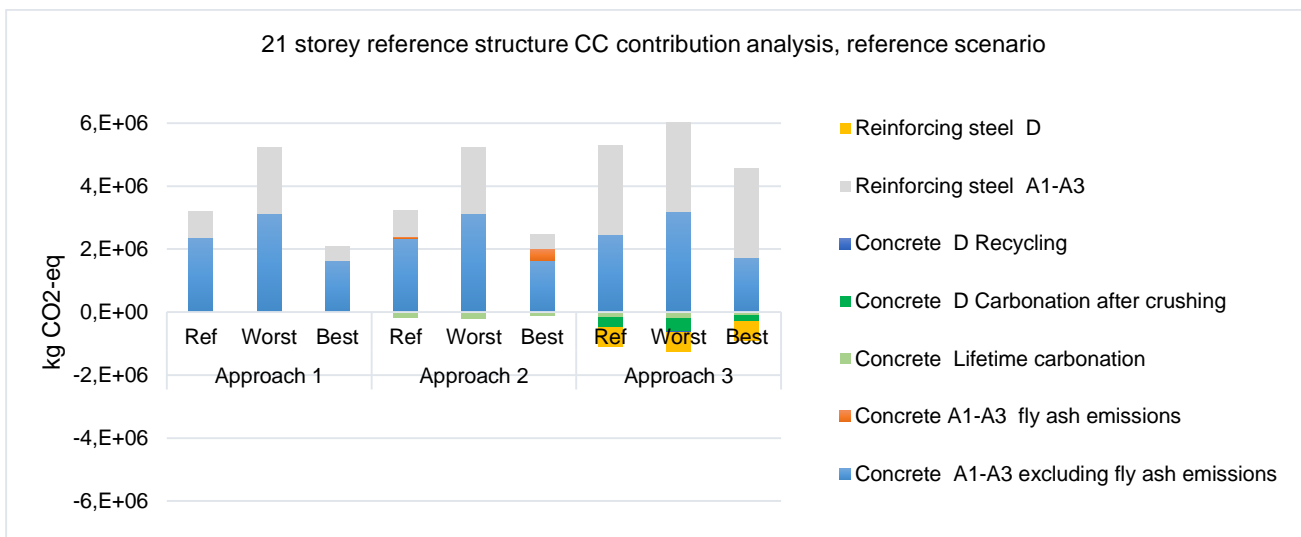


Figure 3. The resulting CC for the 21-storey RC structure, by contribution from the different stages in the life cycle.

All emissions are calculated with a Nordic electricity mix in approaches 1 and 2, and a European mix in approach 3. This is done to isolate the effects of the methodological choices. However, the climate change impact for the building structures will vary considerably with the electricity mix used in the production of the materials. Thus, the climate change impact of each structure

is also calculated with European and American electricity mixes in approaches 1 and 2, and with American mix in approach 3. When the EU mix is applied, the CC saving obtained by substituting a RC structure with a timber structure decrease on average by 9 % in approach 1, and 8 % in approach 2. Still, the average saving is a 61 % lower CC in approach 1 and 48 % lower in approach 2. When the American electricity mix is used, the saving potential decreases by 16 % on average in both approaches 1 and 2, still leaving a saving potential of 45 % in approach 1 and 31 % in approach 2. For one case, the calculated climate change impact is 6 % higher for the timber structure than the concrete structure: for the 12-storey buildings when approach 2 and the best case scenario for production of concrete and steel is applied. However, when the benefits from reuse and recycling is included in approach 3, the timber structures are outperforming the concrete structures for all cases, also for the 12-storey building. With the American electricity mix, substituting a concrete structure with a timber structure can still save 2 times the emissions caused by the concrete structure.

5 Discussion

The results obtained in this study yield for theoretical building structures dimensioned on a conceptual level. Environmental impacts of structural systems can vary substantially according to structural detailing and geographical location. The location will both determine the load resistance criteria for the structures and the production technologies and thus emission factors for the building materials. Since the structures analysed in the current study are dimensioned for different locations, the relations obtained for CC/GFA as a function of building height are not suitable to generate a general function, but are rather meant to show the trends. Further research should include LCAs of specific as-built multi-storey timber buildings to get more certain data.

The findings analysed are representative for a Nordic market, or material production technologies corresponding to a Nordic electricity mix. The sensitivity analysis reveal that with European or American average electricity mixes, the CC will in general be higher for all structures. The timber structures are more affected by higher emission factors for the electricity mix, due to a larger share of electricity used as input compared to the steel and concrete. However, there are still large potentials in saving GHG emissions by substituting steel and concrete structures with timber structures.

The methodological choice that affect the results most significantly is whether to model the system with an attributional or a consequential analysis perspective. The consequential perspective gives a holistic picture of the actual environmental consequences, rather than an average “footprint”. This perspective is thus recommended to use in conjunction with urban planning.

6 Conclusion

LCA is used to compare the climate change impact of reinforced concrete structures to corresponding timber structures in a Nordic market, for building heights of 3, 7, 12 and 21 storeys. The CC is calculated with three different calculation approaches. The relation between building height and the potential of reducing GHG emissions by substituting RC structures with timber structures is examined by comparing the CO₂ premium for building height for the two structural alternatives. The results show that constructing building structures with timber materials instead of steel and concrete can reduce the CC of the building sector, with the underlying assumption of sustainable harvest. If 90 % of timber production residues and timber material waste is incinerated with heat recovery to replace natural gas, the consequence of constructing a timber structural system is a negative CC. The timber structures can cause from -140 to -235 kg CO₂-eq/m² floor area in a consequential analysis perspective, depending on building height. The absolute saving of GHG emissions in this analysis perspective range from 246 to 634 kg CO₂-eq/m². If the benefits of reuse and recycling are excluded, and the structures are analysed with an attributional approach, the timber structures cause from 34% to 84% lower CC than the RC structures, depending on building height and production technologies applied. The absolute CC reduction obtained by substituting a RC structure with a timber structure per m² decrease with building height from 3 to 12 storeys, but increase with building height from 12 to 21 storeys, except from in the consequential approach where it increase all the way. Despite the methodological differences, the timber structures cause lower CC than the benchmark structures for all structures, in all approaches and scenarios.

Acknowledgements

The structural dimensioning of the timber structures has been conducted by structural engineer Mia Nilsson from Asplan Viak AS.

The authors would also like to acknowledge the valuable expertise, inputs and guidance from Dr.-Ing Sigurdur Gunnarsson, Mie S. Fuglseth, Oddbjørn Dahlstrøm and Christian Solli.

References

- Abrahamsen, R. B. & Malo, K. A. 2014. Structural Design and Assembly of "Treet" - a 14-Storey Residential Building in Norway. *World Conference on Timber Engineering*. Quebec City, Canada.
- Ayensu, K. G. & Jensen, E. 2006. Model Development for the Evaluation of Cost-Effectiveness of Concrete Framing Systems for Low-, Mid- and High-Rise Buildings. *Portland Cement Association*.
- Bakke, C. & Krogh, A. S. 2015. Nepd-350-242-No Oval Betongsøyle 300x600 Mm.
- Bawden, R. K. 2013. *Hybrid Life Cycle Assessment of Low, Mid and High-Rise Multi-Family Dwellings with Development of Knowledge-Based Uncertainty Bounds*. Master of Science Rochester Institute of Technology.
- Blengini, G. A. & Di Carlo, T. 2010. The Changing Role of Life Cycle Phases, Subsystems and Materials in the Lca of Low Energy Buildings. *Energy and Buildings*, 42, 869-880.
- 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, 575-588.
- Cherubini, F., Peters, G. P., Berntsen, T., Strømman, A. H. & Hertwich, E. 2011. CO₂ Emissions from Biomass Combustion for Bioenergy: Atmospheric Decay and Contribution to Global Warming. *GCB Bioenergy*, 3, 413-426.
- Dahlstrøm, O., Sørnes, K., Eriksen, S. T. & Hertwich, E. G. 2012. Life Cycle Assessment of a Single-Family Residence Built to Either Conventional- or Passive House Standard. *Energy and Buildings*, 54, 470-479.
- Diamond, R. J. 1995. Energy Savings Rise High in Multifamily Buildings. *Home energy magazine online*.
- Dodoo, A., Gustavsson, L. & Sathre, R. 2009. Carbon Implications of End-of-Life Management of Building Materials. *Resources, Conservation and Recycling*, 53, 276-286.
- Ecoinvent. 2015. *Ecoinvent* [Online]. Available: <http://www.ecoinvent.ch> [Accessed 05.11 2015].
- ENTSO-E 2011. Statistical Yearbook 2011. European Network of Transmission System Operators for Electricity.
- Eurostat. Available: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Energy_production_and_imports [Accessed 27.04 2016].
- Fact Sheet: Steel and Raw Materials. 2014. Brussels: World Steel Association.
- Foraboschi, P., Mercanzin, M. & Trabucco, D. 2014. Sustainable Structural Design of Tall Buildings Based on Embodied Energy. *Energy and Buildings*, 68, 254-269.
- Glaeser, E. L. & Kahn, M. E. 2010. The Greenness of Cities: Carbon Dioxide Emissions and Urban Development. *Journal of Urban Economics*, 67, 404-418.
- Goedkop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J. & Zelm, R. v. 2009. Recipe 2008 Report I: Characterisation. Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.
- Green, M. C. & Karsh, E. J. 2012. The Case for Tall Wood Buildings. mgb Architecture + Design, Equilibrium Consulting. Accessed from: <http://cwc.ca/wp-content/uploads/publications-Tall-Wood.pdf>.
- Guest, G., Cherubini, F. & Strømman, A. H. 2013. Global Warming Potential of Carbon Dioxide Emissions from Biomass Stored in the Anthroposphere and Used for Bioenergy at End of Life. *Journal of Industrial Ecology*, 17, 20-30.
- Gustavsson, L. & Sathre, R. 2006. Variability in Energy and Carbon Dioxide Balances of

- Wood and Concrete Building Materials. *Building and Environment*, 41, 940-951.
- Huntzinger, D. N. & Eatmon, T. D. 2009. A Life-Cycle Assessment of Portland Cement Manufacturing: Comparing the Traditional Process with Alternative Technologies. *Journal of Cleaner Production*, 17, 668-675.
- IEA 2007. Tracking Industrial Energy Efficiency and CO₂ Emissions. International Energy Agency.
- IPCC 2014a. Buildings. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA.
- IPCC 2014b. 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 *In: Team, T. C. W., Pachauri, R. K., Meyer, L. & (eds.)*. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Khan, F. R. 1968. Column-Free Box-Type Framing with and without Core. Chicago, Illinois.
- Kjellsen, K. O., Guimaraes, M. & Nilsson, Å. 2005. The CO₂ Balance of Concrete in a Life Cycle Perspective. Main Project Report: Results and Conclusions. Nordic Innovation Centre.
- Makido, Y., Dhakal, S. & Yamagata, Y. 2012. Relationship between Urban Form and CO₂ Emissions: Evidence from Fifty Japanese Cities. *Urban Climate*, 2, 55-67.
- Mindali, O., Raveh, A. & Salomon, I. 2004. Urban Density and Energy Consumption: A New Look at Old Statistics. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 38, 143-162.
- Norman, J., MacLean, H. & Kennedy, C. 2006. Comparing High and Low Residential Density: Life-Cycle Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions. *Journal of Urban Planning and Development*, 132, 10-21.
- Ordóñez, J. & Modi, V. 2011. Optimizing CO₂ Emissions from Heating and Cooling and from the Materials Used in Residential Buildings, Depending on Their Geometric Characteristics. *Building and Environment*, 46, 2161-2169.
- Pade, C. & Guimaraes, M. 2007. The CO₂ Uptake of Concrete in a 100 year Perspective. *Cement and Concrete Research*, 37, 1348-1356.
- Pauliuk, S., Milford, R. L., Müller, D. B. & Allwood, J. M. 2013. The Steel Scrap Age. *Environmental Science & Technology*, 47, 3448-3454.
- Petersen, A. K. & Solberg, B. 2002. Greenhouse Gas Emissions, Life-Cycle Inventory and Cost-Efficiency of Using Laminated Wood Instead of Steel Construction.: Case: Beams at Gardermoen Airport. *Environmental Science & Policy*, 5, 169-182.
- Pommer, K. & Pade, C. 2005. Guidelines - Uptake of Carbon Dioxide in the Life Cycle Inventory of Concrete. *Nordic Innovation Centre Project - NI-project 03018 - CO₂ Uptake During The Concrete Life Cycle*. Danish Technological Institute.
- Ramesh, T., Prakash, R. & Shukla, K. K. 2010. Life Cycle Energy Analysis of Buildings: An Overview. *Energy and Buildings*, 42, 1592-1600.
- Rickwood, P., Glazebrook, G. & Searle, G. 2008. Urban Structure and Energy - a Review. *Urban Policy and Research*, 26, 57-81.
- Ruuska, A. P. & Häkkinen, T. M. 2014. The Significance of Various Factors for Ghg Emissions of Buildings. *International Journal of Sustainable Engineering*, 8, 317-330.
- Sartori, I. & Hestnes, A. G. 2007. Energy Use in the Life Cycle of Conventional and Low-Energy Buildings: A Review Article. *Energy and Buildings*, 39, 249-257.
- Sofistik. 2016. Available: <http://www.sofistik.com/en/> [Accessed 29.04 2016].
- SOM 2013. Timber Tower Research Project.
- Standards Norway 2006a. ISO 14040:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.

- Standards Norway 2006b. ISO 14044:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.
- Standards Norway 2010. ISO 14025 Environmental Labels and Declarations - Type III Environmental Declarations - Principles and Procedures.
- Standards Norway 2011. EN 15643-2:2011 Sustainability of Construction Works - Assessment of Buildings - Part 2: Framework for the Assessment of Environmental Performance.
- Standards Norway 2013. EN 15804:2012+A1:2013 Sustainability of Construction Works - Environmental Product Declarations - Core Rules for the Product Category of Construction Products.
- Standards Norway 2014a. NS-EN 16449:2014 Wood and Wood-Based Products - Calculation of the Biogenic Carbon Content of Wood and Conversion to Carbon Dioxide
- Standards Norway 2014b. NS-EN 16485:2014 Round and Sawn Timber - Environmental Product Declarations - Product Category Rules for Wood and Wood-Based Products for Use in Construction.
- Tellnes, L. G. F., Eide, S., Kristjansdottir, T. F. & Kron, M. 2013. Assessment of Carbon Footprint of Laminated Veneer Lumber Elements in a Six Story Housing - Comparison to a Steel and Concrete Solution. *In: Braganca, L., Pinheiro, M. & Mateus, R. (eds.) Portugal Sb13. Contribution of Sustainable Bilding to Meet Eu 20-20-20 Targets.* Portugal.
- Treloar, G. J., Fay, R., Ilozor, B. & Love, P. E. D. 2001. An Analysis of the Embodied Energy of Office Buildings by Height. *Facilities*, 19, 204-214.
- UN-Habitat 2008. State of the World's Cities 2010/2011. United Nations Human Settlements Programme.
- Verbeeck, G. & Hens, H. 2010. Life Cycle Inventory of Buildings: A Contribution Analysis. *Building and Environment*, 45, 964-967.
- Vold, M. 2011a. NEPD-219N Veggelement.
- Vold, M. 2011b. NEPD-220N Forspent Betongdekke.
- Wahlström, M., Laine-Ylioki, J., Järnström, H., Erlandsson, M., Cousins, A. P., Wik, O., Suer, P., Oberender, A., Hjelm, O., Birgitsdottir, H., Butera, S., Astrup, T. F. & Jørgensen, A. 2014. Environmentally Sustainable Construction Products and Materials - Assessment of Release and Emissions. Oslo: Nordic Innovation.
- Wærp, S., Grini, C., Folvik, K. & Svanær, J. 2009. Life Cycle Assessment (LCA) of Norwegian Timber Products - Results from the Mikado Project (Livsløpsanalyser (LCA) Av Norske Treprodukter - Resultater Fra Mikado-Prosjektet). Prosjektrapport 50-2009. In Norwegian.: Sintef Byggforsk.
- Yeh, Y. & Haller, P. 2013. Lca of Multi-Storey Timber Building and Comparative Estimation with Alternative Building Materials. *In: Strauss, Frangopol & Bergmeister (eds.) Life-Cycle and Sustainability of Civil Infrastructure Systems.* London: Taylor & Francis Group.
- Ytrehus, E. K. 2015. *Investigating the "CO₂-Premium" for Building Height.* Master's thesis, Norwegian University of Science and Technology.

Del B: Prosesrapport

7 Introduksjon

Denne prosessrapporten er et tillegg til artikkelen «High-Rise Timber Buildings As a Climate Change Mitigation Measure - A Comparative LCA of Structural System Alternatives» som utgjør første del av masteroppgaven. Formålet med prosessrapporten er å utjevne forskjellen mellom en vitenskapelig artikkel og en masteroppgave. Rapporten inneholder dermed momenter det ikke er plass til i en vitenskapelig artikkel, som utvidet teori og mer dyptgående diskusjon av metode og resultater. I tillegg er det gjennomført en enkel kostnadsanalyse av bæresystemene som ikke ble inkludert i den vitenskapelige artikkelen.

7.1 Temabakgrunn

Den femte rapporten fra FNs klimapanel (The Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) stadfester at menneskeskapte klimagassutslipp med 95 % sannsynlighet er hovedårsaken til klimaendringene (IPCC, 2014b). Temperaturøkningen må stabiliseres under 2 grader for å forhindre irreversible endringer av klimasystemet med alvorlige konsekvenser for mennesker og økosystemer. For å nå dette målet kreves endringer i teknologi, verdiskapning og levevis.

En begrensning av den globale oppvarmingen til 2 grader krever en reduksjon på 40 - 70 % av årlige globale klimagassutslipp innen 2050 sammenliknet med 2010-nivå. Innen 2100 må menneskeskapte klimagassutslipp være nær null eller lavere (IPCC, 2014b). Reduksjonen av klimagassutslipp må skje samtidig med flere motvirkende trender som rask befolkningsvekst, økt urbanisering og høyere velstand for milliarder av mennesker i mange av verdens utviklingsland. FNs bosettingsprogram estimerer at 3 milliarder mennesker vil trenge et nytt hjem de neste 20 årene (UN-Habitat, 2008). I 2010 forårsaket bygninger 35 % av det årlige globale energiforbruket og 19 % av energi-relaterte klimagassutslipp (IPCC, 2014a). Dette energiforbruket og de relaterte utslippene kan dobles eller triples innen 2050 hvis utslippene forårsaket av byggesektoren fortsetter som i dag. Følgelig definerer FNs klimapanel reduksjon av energiforbruk og klimagassutslipp i forbindelse med bygninger som et kritisk klimatiltak.

De siste tiårene har det vært et økt fokus på å redusere energiforbruk og klimagassutslipp knyttet til driftsfasen i bygg. Med redusert energiforbruk og klimagassutslipp i driftsfasen vil det relative bidraget fra produksjon av byggematerialer øke. I tillegg kan energisparingstiltak som tykkere isolasjon og installasjon av solceller føre til en økning i bundet energi og klimagassutslipp for bygg (Blengini & Di Carlo, 2010; Dahlstrøm et al., 2012; Ramesh et al., 2010; Ruuska & Häkkinen, 2014; Sartori & Hestnes, 2007; Verbeeck & Hens, 2010). Bruk av

byggematerialer som krever mindre energiforbruk og klimagassutslipp i produksjonen blir dermed desto viktigere.

En annen mulighet for å redusere miljøpåvirkningen fra byggesektoren er å bygge tettere bykjerner med fleretasjes bygg og høyhus. Tette byer åpner for mer kollektiv transport og mindre biltrafikk. I tillegg fører mindre boareal per person og varmflyt mellom etasjer til et lavere energiforbruk til oppvarming og andre bygningsinstallasjoner per person (Diamond, 1995; IPCC, 2014a; Norman et al., 2006). Kombinert med behovet for å bosette en stadig større befolkning taler dette for å bygge flere høyhus. Med bygging av høyhus følger imidlertid en «strukturell premie»: Høyere bygg krever sterkere bæresystemer og dermed mer materialer per bygningsareal enn lavere bygg. (Khan, 1968). Høyhus har dermed høyere bundet energi og klimagassutslipp enn lavere bygg (Bawden, 2013; Foraboschi et al., 2014; Ordóñez & Modi, 2011; Treloar et al., 2001; Ytrehus, 2015). Valg av miljøvennlige byggematerialer er følgelig ekstra viktig for høye bygg.

Bæresystemer for høyhus har tradisjonelt bestått av stål og betong. Produksjonen av disse materialene krever mye energi og forårsaker betydelige klimagassutslipp. Betongproduksjonen alene representerer omtrent 5 % av globale CO₂-utslipp. Dette er 5 ganger høyere enn CO₂-utslippene forårsaket av flyindustrien (Green & Karsh, 2012). Erstatning av bæresystemer i stål og betong med materialer som forårsaker mindre klimagassutslipp kan redusere miljøpåvirkningen fra byggesektoren betraktelig. Byggematerialer i tre har lavere klimagassutslipp enn stål og betong, og kan i tillegg brukes til å lag sterke konstruksjoner. Følgelig har interessen for bygging av høyhus i tre økt de siste årene.

7.2 Formålet med masteroppgaven

Den overordnede problemstillingen for masteroppgaven har vært å undersøke potensialet for å redusere klimagassutslipp fra byggesektoren ved å bygge fleretasjes bygg og høyhus i tre. Problemstillingen er konsentrert til følgende forskningsspørsmål:

- Hvor mye kan klimapåvirkningen fra bygg reduseres ved å bytte ut bæresystemer i armert betong med tre?
- Hvordan endres bundne klimagassutslipp fra bæresystemer i tre med antall etasjer?
- Hvordan endres besparelse i klimagassutslipp sammenliknet med bæresystemer i armert betong med antall etasjer?
- Kan bæresystemer i tre være konkurransedyktige på pris sammenliknet med bæresystemer i betong?

Forskningsspørsmålene er besvart ved å beregne klimapåvirkning fra bæresystemer for bygg på 3, 7, 12 og 21 etasjer. For hver bygning er et bæresystem i tre sammenliknet med et bæresystem i armert betong. Klimapåvirkningen for alle bæresystemene er beregnet med tre ulike LCA-metoder for å gi en mest mulig rettferdig sammenlikning for alle byggematerialer. Materialkostnader og kostnader knyttet til rigg og drift av byggeplass er vurdert for de ulike bæresystemene for å undersøke om trekonstruksjoner kan konkurrere mot konstruksjoner i betong.

7.2.1 Struktur for prosessrapporten

Kapittel 8 presenterer bakgrunnsteori som ikke er inkludert i artikkelen. Kapittel 9 omhandler litteraturen som ble studert som et forarbeid til analysen. I kapittel 10 utdypes og diskuteres metoden for livsløpsanalysen. I tillegg presenteres metoden for kostnadsanalysen her. En mer detaljert presentasjon av resultatene følger i Kapittel 11. Kapittel 12 presenterer en overordnet diskusjon av metodikk og resultater. Kapittel 13 gjengir konklusjonene fra artikkelen sammen med konklusjonene fra kostnadsanalysen, slik at dette kapitlet fungerer som en samlet konklusjon for hele masteroppgaven. I kapittel 14 er det foreslått videre arbeid. I siste kapittel klargjøres arbeidsfordelingen ved utarbeidelsen av artikkelen.

8 Bakgrunnsteori

Dette kapittelet tar for seg bakgrunnsteori som omfatter bæresystemer og LCA. Teorien som er direkte knyttet til metodikken er beskrevet i kapittel 2 i artikkelen.

8.1 Bæresystemer for høye bygninger

Dette delkapittelet gir en kortfattet oversikt over viktige aspekter ved bæresystemer som er av betydning for oppgavens tematikk. Detaljerte beskrivelser av bæresystemer går utover omfanget av denne studien.

8.1.1 Bæresystemets formål

Det strukturelle skjelettet i en bygning må bære vertikale og horisontale laster. Vertikale laster (gravitasjonslast) kan deles inn i dødlaster og nyttelaster. Dødlaster omfatter statiske krefter fra bygningen selv, inkludert bærekonstruksjon, vegger, tak, vinduer og alt som sitter permanent fast i bygget. Nyttelaster varierer innenfor drifts-syklusen til bygget, og forårsakes av for eksempel møbler, mennesker og snø på taket. Horisontale laster innvirker ved å tippe bygget, og kan forårsake horisontale forskyvninger. Typiske horisontale laster er vindlast og jordskjelv-laster. De delene av bæresystemet som skal motvirke horisontale laster må ha tilstrekkelig motstand mot skjærkrefter og bøyning (Ali & Moon, 2007).

8.1.2 Sammenhengen mellom materialbruk i bæresystem og bygningshøyde

Høye bygninger krever sterkere bærestrukturer sammenliknet med lavere bygninger for å være motstandsdyktige mot laster. Dermed trenger høye bygninger større materialmengder i bærekonstruksjonen. Dette skyldes ikke bare en lineær økning av materialer på grunn av en høyere struktur, men også til et behov for mer solide elementer i bæresystemet (Foraboschi et al., 2014). Søyledimensjonene må øke progressivt mot fundamentet i bygget på grunn av akkumulering av gravitasjonslast fra etasjene over. Ekstra materialmengder som må til som følge av økte gravitasjonskrefter alene er imidlertid nesten neglisjerbare sammenliknet med mengdene som må til for å motstå horisontale laster. Det er altså økte horisontale laster på et høyt bygg som er hovedårsaken til økningen i materialdimensjoner (Ali & Moon, 2007).

Som en følge av de økte lastene krever høye bygg mer materialer per m² bygningsareal enn lavere bygg. Dette fenomenet kan kalles «den strukturelle premien» eller «material-premien» for bygningshøyde, og ble introdusert av Khan (1968). Han demonstrerte at høyere bygninger

fører til økte horisontale laster, som krever større materialmengder. Ifølge Khan (1969, som sitert i Ali & Moon, 2007) begynner de horisontale lastene å kontrollere bygningsdesignet når bygningshøyden øker over 10 etasjer; da er det stivheten, og ikke styrken, som er dominerende faktor. Herfra øker den strukturelle premien raskt med antall etasjer.

8.2 Byggematerialer i tre

8.2.1 Egenskaper for trematerialer

Tre er et naturlig materiale, og dermed vil materialegenskapene variere. Strukturen til cellulosefibre i treet gir materialet høy styrke og stivhet, og sammenliknet med stål og betong har tre høy stivhet relativt til materialvekt. Bøyningsmotstand er imidlertid lavere for trematerialer (Utne, 2012). En måte å forbedre de strukturelle egenskapene til tre på er å feste flere trematerialer sammen ved hjelp av lim eller andre festemetoder. Både plank og laminater kan festes sammen til slike sammensatte produkter. De mest vanlige trematerialene som benyttes i høyhus er limtre og ulike elementer av massivtre.

8.2.2 Limtre

Limtre lages ved å lime sammen trelameller parallelt med lengderetningen på lamellene. På denne måten kan små elementer brukes til å lage lange søyler og bjelker som ikke begrenses av størrelsen på trestammene. Det er også mulig å lage kurvede limtrebjelker, som ofte brukes i broer. Søyler og bjelker i limtre produseres med de sterkeste laminatene i toppen og bunnen, hvor de største belastningene forekommer. Dette gir en effektiv bruk av tømmer, der lameller med lavere kvalitet kan plasseres i soner med mindre belastning. (APA, 2008; Solli & Glasø, 2011).



Figur 1. Limtre (ArchiExpo, 2015)

8.2.3 Massivtreelementer

Begrepet massivtre eller massivtreelementer henviser til sammensatte trematerialer som består av mange lag treplater. Treplatene kan være festet sammen med skruer, nagler, bolter eller lim. Tykkelse og antall lag avhenger av ønsket funksjon for elementet. Massivtreelementer kan brukes som bærende og ikke-bærende elementer i vegger, dekker/gulv, tak og balkonger. Bæresystemet kan bestå av kun massivtreelementer, eller massivtreelementer kombinert med andre materialer (Aarstad & Glasø, 2008). Massivtreelementer er velegnet for prefabrikkering, hvilket muliggjør en rask byggeprosess (Karacebeyli & Douglas, 2013).

Et mye brukt massivtremateriale er krysslagt massivtre (CLT - cross laminated timber). CLT-elementer består av mange lag med treplater festet sammen på kryss av hverandre (typisk med 90-graders vinkel). Tverrsnittet av et CLT-element har minst tre lag med plater plassert i ortogonalt vekslende retning relativt til nabolagene. CLT-produkter lages vanligvis med tre til syv lag. Krysslamineringen gir materialet økt stabilitet og muliggjør lange, vide elementer som kan brukes som dekker og vegger. Elementene har høy styrke og stivhet, i tillegg til toveis motstand på linje med armerte betongdekker (Karacebeyli & Douglas, 2013).

Andre typer massivtrematerialer er LVL-elementer (laminated veneer lumber) og LSL-elementer (laminated strand lumber). LVL-elementer lages av tynne lag med tre-finér sammen med et strukturelt lim, og kan sees på som en mellomting mellom limtre og kryssfiner. LSL er et komposittmateriale produsert av trespon iblandet lim og presset sammen parallelt med lengderetningen på elementene (Green & Karsh, 2012).



Figur 2. Krysslagt massivtreelement (CLT) (Lesoteka, 2015)

8.3 Konsepter for bæresystemer i tre

Boligbygninger har primært blitt bygget med tre i Skandinavia og mange europeiske land i flere århundrer. Tradisjonelt har trebygninger vært konstruert med lett rammeverk av plank begrenset til to eller tre etasjer. På 80-tallet økte interessen for å bygge høyere trebygninger i Norge, inspirert av USA og Canada hvor tyngre trestrukturer hadde blitt brukt i bygg på opptil 7 og 8 etasjer i flere tiår (Glasø, 2005; Edvardsen & Helle, 2006). Byggeforskrifter introdusert i det 20.ende århundre har imidlertid begrenset lovlig høyde på trebygninger i mange land. Hovedargumentet for begrensningen har vært brannsikkerhet. Ettersom forskning på høyere trebygninger har utviklet seg, har byggeforskrifter etter hvert åpnet for nye muligheter for trebyggeri. Det er for tiden ingen begrensninger på bygningshøyde for trebygninger i Norge, New Zealand eller i Storbritannia (Green & Karsh, 2012). I henhold til Gerard et al. (2013), Utne (2012)Utne (2012)Utne (2012)Utne (2012)Utne (2012)Utne (2012) og Glasø (2005) kan bæresystemer deles inn i:

Bindingsverk:

Konvensjonelle trestrukturer med plank i standarddimensjoner. Kryss-struktur brukes i takkonstruksjonen. Bindingsverk er vanlig i boligbygninger med to eller tre etasjer, men brukes av og til i bygninger opptil fem-seks etasjer, da ofte over en etasje i betong.

Bjelke-/søylesystem

Rammeverk med bjelker og søyler av dimensjoner større enn 150mm x 150mm. Søyler og bjelker kan lages av heltre, men er ofte laget av sammensatte treprodukter som limtre eller LVL. Sammensatte treprodukter er sterkere enn heltreprodukter, og gir derfor muligheter for lengre spenn og åpne arealer.



Figur 3. Bindingsverk (HebHomes, 2015)



Figur 4. Søyle- bjelkesystem (ArlingtonTimberFrames, 2015)

Kryss-struktur (truss structure):

Strukturer av bjelker som er festet sammen i endepunktene i «trekkspill-formasjon». Kryss-struktur brukes ofte i takkonstruksjoner og i broer, men kan også kombineres med bjelker og søyler for ekstra avstiving i høye bygninger.



Figur 5. Brokonstruksjon med kryss-struktur (WesternWoodStructures, 2015)



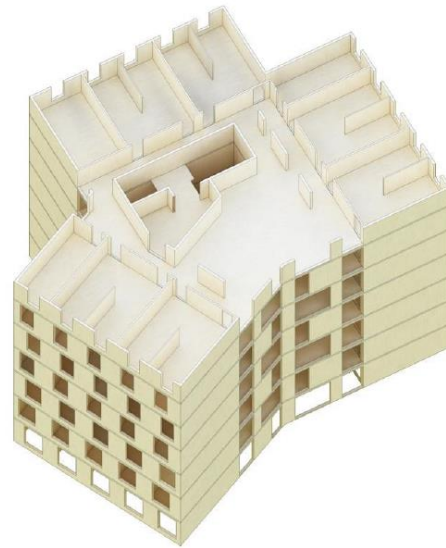
Figur 6. Kryss-struktur i den 14-etasjes bygningen «Treet» (Abrahamsen & Malo, 2014).

Element-struktur:

Elementer av massivtre kan brukes som bæresystem, både i vertikal og i horisontal retning. Massivtreelementer brukes som regel i bærende vegger og i dekker. Elementene kan brukes i kombinasjon med en søyle-/bjelkestruktur og/eller kryss-struktur. Massivtreelementer kan prefabrikeres, det vil si dimensjoneres og tilpasses til sitt eksakte formål allerede på fabrikk. Da trengs ingen tilpasning på byggeplassen, og elementene kan monteres direkte. På denne måten kan bygging med massivtre bidra til en rask og effektiv byggeprosess.



Figur 7. Vegger og dekker av krysslagte massivtreelementer (FPInnovations, 2015)



Figur 8. Bærestruktur av krysslagte massivtreelementer i Moholt 5050-byggene (Skjervik, 2015).

8.4 LCA

Livsløpsvurdering (LCA - Life Cycle Assessment) er en standardisert metode for å vurdere miljøpåvirkningene fra hele verdikjeden til et produkt eller et system. Livsløpet omfatter utvinning av ressurser, produksjon av råmaterialer og produkter, distribusjon og transport, bruk, og til slutt avhending. Forbruk av materialer, energi og tjenester over hele verdikjeden må kartlegges, samt utslipp forårsaket av dette. Enden av livsløpet kalles End-of-life (EOL).

8.4.1 Fasene i en LCA

Et overordnet rammeverk for livsløpsanalyser er gitt av standardene NS-ISO 14040:2006 «Miljøstyring - Livsløpsvurderinger - Prinsipper og rammeverk» (StandardNorge, 2006a) og NS-ISO 14044:2006 «Miljøstyring - Livsløpsvurderinger - Krav og retningslinjer» (StandardNorge, 2006b). Et liknende rammeverk er beskrevet av EPA (Environmental Protection Agency) (Curran, 2006). NS - ISO 14040 definerer fire faser i en LCA:

- Definisjon av mål og omfang
- Livsløpsinventar
- Konsekvensutredning
- Tolkning

Definisjon av mål og omfang

Den første fasen i en LCA består i å definere målet med analysen og å sette systemgrensene deretter. Målet med analysen er avgjørende for valg av metodikk. LCA kan brukes til å kvantifisere miljøpåvirkningen til et produkt eller en aktivitet, ofte for å finne en effektiv strategi til å redusere miljøpåvirkningen fra ulike faser i verdikjeden. Målet med analysen kan også være å sammenlikne to alternativer, for eksempel to ulike produkter med samme funksjon, eller to ulike måter å produsere det samme produktet på.

Et produkt eller et system kan ha flere ulike funksjoner. Det er derfor viktig å definere hvilken funksjon som skal være analysens *funksjonelle enhet*. Den funksjonelle enheten skal karakterisere produktet, og er referansen som alle inngangsfaktorer (input) og utslipp relateres til. Dersom to ulike produkter skal sammenliknes, er det viktig at de har samme funksjonelle enhet for at analysen skal være rettferdig.

Systemgrensene definerer avgrensningskriteriene og detaljnivået for modellen som brukes for å beskrive systemet som analyseres. Systemmodellen bygges opp av enhetsprosesser; materialer, produkter eller prosesser som trengs for å levere den funksjonelle enheten. Hver enhetsprosess krever igjen andre enhetsprosesser lenger oppstrøms i verdikjeden. Jo flere prosesser som inkluderes i modellen, desto færre avgrensningsfeil vil forekomme. På en annen side vil for mange prosesser føre til en tidkrevende datainnsamlingsfase.

Omfanget av analysen dikterer også hvilke miljøpåvirkningskategorier som skal inkluderes, tidshorisonten for hvis miljøpåvirkningene skal vurderes, og krav til datakvaliteten.

Livsløpsinventar

Utarbeidelsen av livsløpsinventaret innebærer kartlegging og kvantifisering av alle inn- og utgående strømmer av substanser til enhetsprosessene i systemmodellen. Substansene omfatter energi, råmaterialer, produkter, bi-produkter, avfall og utslipp. I tillegg til utslipp kan en prosess forårsake såkalte *stressorer*: Utvinning av ressurser, okkupasjon av naturområder og andre aktiviteter som potensielt kan skade miljøet. Målet med livsløpsinventar-fasen er en liste over alle resulterende stressorer som følge av etterspørselen av én funksjonell enhet av produktet som analyseres. Dette oppnås ved å kvantifisere resulterende mengder for alle inngangsfaktorer som totalt trengs for alle enhetsprosesser, for så å identifisere resulterende stressorer.

Inventardata kan innhentes fra produsenter og leverandører, LCI (Life Cycle Inventory) databaser, miljødeklarasjoner og statistiske data. LCI-databasen Ecoinvent (Ecoinvent, 2015), er utbredt i Europa, og inneholder inventardata for tusenvis av produkter og prosesser. Metodikken som ligger bak inventardataene er presentert i Frischknecht, et al. (2007).

Når det kreves lav usikkerhet bør *spesifikke data* benyttes. Dette er data på faktiske inngangsfaktorer produsert med faktisk produksjonsteknologi, og må innhentes fra produsenter o.l. For å minimere usikkerhet brukes normalt spesifikke data for de mest sentrale enhetsprosessene, som inngår i det såkalte *forgrunnssystemet*. *Bakgrunnssystemet* består av oppstrøms prosesser som kreves av forgrunnssystemene, og kan utgjøre hundrevis eller tusenvis av prosesser. For å redusere kompleksiteten i analysen brukes derfor ofte generiske data fra LCI-databaser i bakgrunnssystemet.

Dersom en enhetsprosess produserer flere produkter, må alle inngangsfaktorer og resulterende stressorer for denne enhetsprosessen *allokeres* (fordeles) mellom bi-produktene. I tilfeller der et produkt kan resirkuleres eller brukes på nytt, må det også defineres hvordan inngangsfaktor og avhending fordeles i de ulike fasene i verdikjeden. Ulike allokeringsmetoder er beskrevet i kapittel 8.4.3.

I konvensjonell LCA antas det at alle utslipp og andre stressorer forekommer på samme tidspunkt. Dermed inneholder livsløpsinventaret en kvantifisert liste over alle utslipp og stressorer som forekommer som følge av produksjon av en funksjonell enhet. Denne listen danner grunnlaget for konsekvensutredningen.

Konsekvensutredning

I konsekvensutredningen bearbeides livsløpsinventaret for å undersøke resulterende miljøpåvirkning. Dette gjøres ved å konvertere stressorer til miljøpåvirkning. Konsekvensutredningen består av følgende steg:

- **Valg av miljøpåvirkningskategorier og karakteriseringsmodeller:** Hvilke miljøpåvirkninger som skal analyseres må defineres, sammen med metodikk for å kvantifisere miljøpåvirkningene. Dette steget er også en del av mål og omfangs-fasen.
- **Klassifisering:** De ulike stressorene tildeles miljøpåvirkningskategorier, ved å gruppere stressorer som bidrar til klimaendring, stressorer som bidrar til forsurening, stressorer som bidrar til ressursuttømming osv. Én stressor kan bidra til flere miljøpåvirkningskategorier.

- **Karakterisering:** Miljøpåvirkningen i hver kategori kvantifiseres ved bruk av karakteriseringsfaktorer, som beskriver bidraget fra en stressor til den relevante miljøpåvirkningen. Resultatet av karakteriseringen er en indikator for den typen miljøpåvirkning den aktuelle kategorien beskriver. For eksempel er den vanlige indikatoren for klimaendring CO₂-ekvivalenter (CO₂-ekv), mens forsurende indikeres med SO₂-ekvivalenter. Siden ulike miljøpåvirkningskategorier har forskjellige enheter, kan ikke resultatene for hver kategori legges sammen til en total sum for miljøpåvirkning.
- **Normalisering, vektning og gruppering:** Dette steget er valgfritt, men kan være nyttig for å plassere resultatene i en kontekst. De resulterende indikatorverdien for hver miljøpåvirkningskategori kan normaliseres ved å regne ut dens verdi relativt til en referanse. Resultatet blir da dimensjonsløst, slik at resultater for ulike miljøpåvirkningskategorier størrelsesmessig kan sammenliknes med hverandre. Etter normalisering kan de ulike indikatorresultatene også vektet ved å tildele en vektingsfaktor til hver miljøpåvirkningskategori. Vektingsfaktorene baseres på bestemte kriterier, for eksempel hvordan miljøpåvirkningene påvirker menneskelig helse, eller deres innflytelse på oppnåelsen av et politisk mål. Vektning og normalisering kan altså brukes til å gruppere alle miljøpåvirkningene til noen få eller én poengsum. Normaliseringsfaktorer er imidlertid forbundet med høy usikkerhet og bør brukes med forsiktighet. I henhold til ISO-standardene er det ikke tillatt å benytte normalisering og vektning i LCA dersom konkurrerende produkter sammenliknes.

En mye brukt metode for konsekvensutredning av miljøpåvirkninger er ReCiPe-metoden (Goedkop et al., 2009). Metoden inkluderer 18 ulike miljøpåvirkningskategorier på såkalt «mid-point»-nivå. «Mid-point»-indikatorer kvantifiserer et potensiale for miljøpåvirkning midt i årsaks-virkningskjeden, og ikke det endelige utfallet. For eksempel vil klimapåvirkningen målt i CO₂-ekvivalenter ikke si noe om en endelig konsekvens som eksempelvis resulterende temperaturstigning eller skade på økosystemer, men den forteller noe om potensialet for klimaendring i form av økt konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren. Endelige konsekvenser kan modelleres med «end-point»-indikatorer, som reflekterer miljøpåvirkninger på et mer håndgripelig nivå (Bare et al., 2000). «End-point»-kategoriene i ReCiPe består av skade på menneskelig helse, skade på økosystem-diversitet og skade på ressurs-tilgjengelighet. Konvertering fra «mid-point»-indikatorer til «end-point»-indikatorer er en form for normalisering og gruppering, og medfører modellering av kompliserte korrelasjoner og en rekke antakelser. Det er følgelig knyttet mer usikkerhet til disse indikatorene, hvilket er en

grunn til at mid-point-indikatorerne er mer brukt. I tillegg til miljøpåvirkningskategoriene presentert i Tabell 1 er det også vanlig å regne ut primærenergiforbruk gjennom livsløpet til et produkt. En vanlig metode for dette er CED-metoden (cumulative energy demand).

ReCiPe-metoden, eller andre metoder for konsekvensutredning, kan brukes sammen med en LCA-programvare og en LCI-database for å modellere miljøpåvirkningene til et produkt. SimaPro (PRÉSustainability, 2015) er et mye brukt beregningsverktøy for LCA som kan brukes med en rekke ulike LCI-databaser og konsekvensutredningsmetoder. Ulike enhetsprosesser kan modelleres ved å legge inn data på inngangsfaktorer og utslipp. Valgt LCI-database kan brukes til å komplettere systemmodellen der hvor spesifikke data ikke foreligger. SimaPro inneholder flere ulike konsekvensutredningsmetoder, bl.a. ReCiPe. Disse metodene inneholder alle formler for konvertering av inventardata til miljøpåvirkninger.

Tabell 1. Oversikt over miljøpåvirkningskategorier i ReCiPe-metoden. Angitt på engelsk, med norsk oversettelse.

Miljøpåvirkningskategori (eng)	Enhet	Norsk oversettelse	Karakteriseringsfaktor (eng)		
Climate change	CC	kg CO ₂ -ekv	Klimaendring	Global warming potential	GWP
Ozone depletion	OD	kg CFC-11-ekv	Nedbrytning av ozonlaget	Ozone depletion potential	ODP
Terrestrial acidification	TA	kg SO ₂ -ekv	Forsuring på landjord	Terrestrial acidification potential	TAP
Freshwater eutrophication	FE	kg P-ekv	Eutrofiering i ferskvann	Freshwater eutrophication potential	FEP
Marine eutrophication	ME	kg N-ekv	Eutrofiering i havvann	Marine eutrophication potential	MEP
Human toxicity	HT	kg 1,4 DB-ekv	Menneskelig toksisitet	Human toxicity potential	HTP
Photochemical oxidant formation	POF	kg NMVOC	Dannelse av fotokjemisk smog	Photochemical oxidant formation potential	POFP
Particulate matter formation	PMF	kg PM10	Dannelse av partikkelutslipp	Particulate matter formation	PMFP
Terrestrial ecotoxicity	TET	kg 1,4 DB-ekv	Økotoksitet på landjord	Terrestrial ecotoxicity potential	TETP
Freshwater ecotoxicity	FET	kg 1,4 DB-ekv	Økotoksitet i ferskvann	Freshwater ecotoxicity potential	FETP
Marine ecotoxicity	MET	kg 1,4 DB-ekv	Økotoksitet i havvann	Marine ecotoxicity potential	METP
Ionising radiation	IR	kg U235-ekv	Ioniserende stråling	Ionising radiation potential	IRP
Agricultural land occupation	ALO	m ² a	Forbruk av jordbruksområder	Agricultural land occupation potential	ALOP
Urban land occupation	ULO	m ² a	Forbruk av urbane områder	Urban land occupation potential	ULOP
Natural land transformation	NLT	m ² a	Arealforbruk av naturområder	Natural land transformation potential	NLTP
Water depletion	WPD	m ³	Forbruk av vannressurser	Water depletion potential	WPDP
Metal depletion	MRD	kg olje-ekv	Forbruk av metallressurser	Metal depletion potential	MRDP
Fossil depletion	FRD	kg jern-ekv	Forbruk av fossile ressurser	Fossil depletion potential	FRDP
"Endpoint"-kategori (eng)	Enhet	Norsk oversettelse			
Damage to human health	HH	DALY	Skade på menneskelig helse		
Damage to ecosystem diversity	ED	Species.yr	Skade på økosystemdiversitet		
Damage to resource availability	RA	\$	Skade på ressurstilgjengelighet		

En mulig snarvei for å regne ut miljøpåvirkningen relatert til et produkt eller et materiale er å benytte miljødeklarasjoner (Environmental Product Declaration - EPD). EPDer er tredjepartsverifiserte dokumenter som inneholder informasjon om miljøpåvirkningene over livsløpet til produkter. En EPD må følge standarden NS-EN ISO 14025 (StandardNorge, 2010b).

Tolkning

Tolkningen av LCA-resultatene er viktig for å forstå og å kommunisere resultatene. Denne fasen presenterer funnene fra livsløpsinventaret og konsekvensutredningen, og bør levere resultater som er konsistente med definert mål og omfang. Konklusjoner, anbefalinger og begrensninger med studien bør presenteres.

8.4.2 Analyseperspektiv for en LCA

Analyseperspektivet i en LCA er avgjørende for mange av forutsetningene som gjøres i miljøvurderingen, og må velges i henhold til ønsket mål med analysen. Det finnes hovedsakelig to ulike analyseperspektiver som kan brukes i en LCA:

- Regnskaps-LCA (attributional LCA)
- Konsekvens-LCA (consequential LCA)

Regnskaps-LCA er den tradisjonelle LCA-formen der alle resulterende utslipp og miljøpåvirkninger forårsaket av et produkt fordeles mellom de ulike produktene og prosessene som krevdes for å fremskaffe produktet. For alle enhetsprosesser hvor spesifikke data ikke foreligger, benyttes data på gjennomsnittsprodukter. Dette betyr for eksempel å bruke gjennomsnittlig elektrisitetsmiks for et bestemt område, eller et gjennomsnittlig stålprodukt, som inngangsfaktorer i livsløpet. Regnskaps-LCA egner seg for å sammenlikne miljøpåvirkningen til to produkter med samme funksjonelle enhet, eller for å identifisere hvilke deler av verdikjeden som forårsaker de største miljøpåvirkningene over livsløpet. Regnskaps-LCA tar imidlertid ikke i betraktning konsekvenser av å velge ett produkt ovenfor et annet; alle effekter som inntreer utenfor systemgrensene blir oversett.

En konsekvens-LCA tar hensyn til marginale endringer som er et resultat av valg som er tatt gjennom livsløpet til et produkt. For eksempel ville en konsekvensiell LCA av 1 kWh elektrisitet ta hensyn til hvordan bruken av denne kWh påvirker elektrisitetsmarkedet. Ved å bruke 1 kWh elektrisitet, må en ny kWh produseres. I et konsekvensielt perspektiv er det da

aktuelt å vite hvilken teknologi den nye kWh produseres med, og ikke hvilken teknologi den brukte kWh ble produsert med (som er hva man etterspør i en regnskaps-LCA). Konsekvensielle livsløpsanalyser tar ikke i betraktning hva som har skjedd, men hva som mest sannsynlig vil komme til å skje som et resultat av produktet eller aktiviteten som analyseres. Denne typen analyser bør derfor legges til grunn i beslutningstaking, når et bredt perspektiv er viktig. Konsekvens-LCA krever imidlertid mer data og mer kompleks modellering enn regnskaps-LCA, og er dermed vanskeligere og mer tidkrevende å gjennomføre.

8.4.3 Allokering, gjenbruk og gjenvinning

Generelle metoder

I en regnskaps-LCA må allokering benyttes hver gang en enhetsprosess produserer produkter som defineres som utenfor systemgrensene, det vil si som ikke benyttes av noen prosess i systemmodellen. Allokeringsregler må da brukes for å fordele utslipp rettferdig mellom de ulike produktene, slik at en riktig porsjon av utslippene inkluderes i systemmodellen. Ett eksempel er bruk av elektrisitet som er produsert i et kombikraftverk som også produserer varme. Da må utslippene som skyldes kun elektrisitetsproduksjonen isoleres ut fra utslippene som skyldes varmeproduksjonen. Dette er ofte ikke rett frem å finne ut av, da utslippene ikke er fysisk atskilt mellom de ulike produktene. Allokeringsreglene bestemmer da hvilke kriterier som skal ligge til grunn i fordelingen av utslipp. Strømman (2010) definerer tre hovedmetoder for allokering:

- **Dekomponeringsmetoden:** Dersom det er mulig bør den aktuelle prosessen deles inn i mindre prosesser for å skille inngangsfaktorer og stressorer for de ulike produktene. Dette forutsetter at den nødvendige informasjonen er tilgjengelig.
- **Fordelingsmetoden:** En andel av totale stressorer tildeles til hver prosess ut ifra en valgt egenskap som for eksempel masse, energi-innhold eller pris. I økonomisk allokering for eksempel, vil bi-produktet med den høyeste økonomiske verdien bli tildelt størstedelen av stressorene.
- **Substitusjonsmetoden:** Denne metoden er også kjent som «unngått produkt-metoden» eller «system-ekspansjonsmetoden». I realiteten er dette ingen allokeringsmetode, men heller en måte å unngå allokering på. Metoden tar i betraktning hvordan andre prosesser og produksjonsteknologier påvirkes av enhetsprosessene i systemmodellen. Resulterende stressorer fra produksjon av et bi-produkt regnes ut ved å substituere de andre prosessene med alternative teknologier. Ideen er at produksjonen av biproduktet kan antas å erstatte

produksjonen av dette produktet med en alternativ produksjonsteknologi. Denne metoden danner grunnlaget for et konsekvensielt analyseperspektiv.

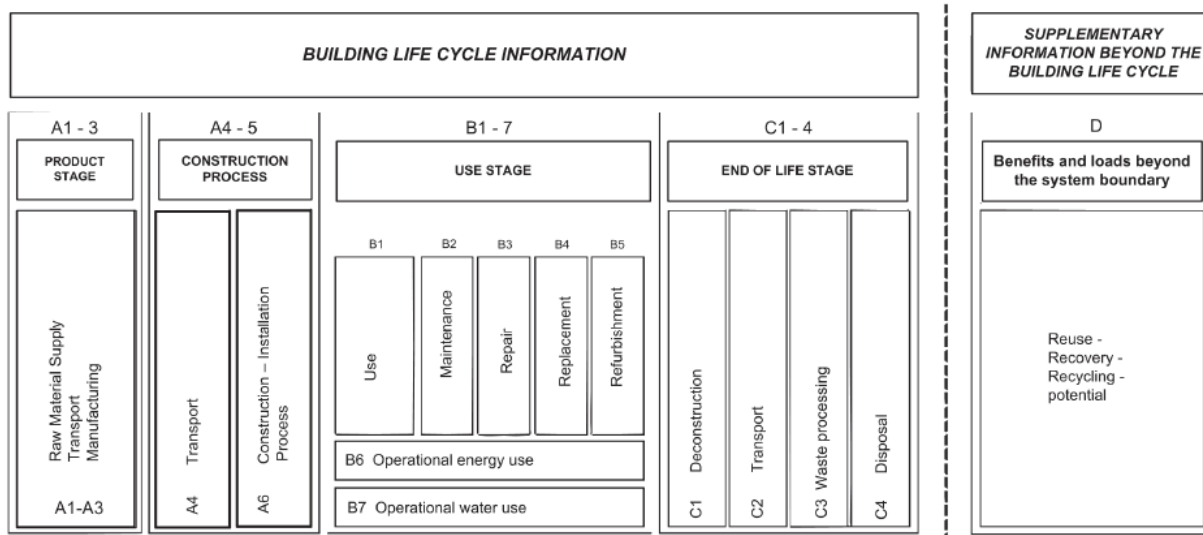
Allokering i avfallsbehandling og resirkulering

Allokering er spesielt komplisert i tilfeller med resirkulering og avfallshåndtering. Baumann & Tillmann (2004), som sitter av Solli et al. (2015), beskriver ulike metoder for å allokere utslipp mellom de ulike bruksfasene av et resirkulerbart produkt:

- **Avgrensning (Cut-off):** Miljøbelastningene forårsaket av produksjonen allokeres til «jomfrumaterialet», og belastninger fra resirkulering allokeres til neste «runde» i resirkulerings-loopen, det vil si til neste bruker av produktet. Miljøpåvirkninger fra avfallshåndtering allokeres til siste bruker av produktet.
- **Kvalitetsforringelse:** Miljøbelastninger allokeres i henhold til kvaliteten på produktet og gjenværende levetid.
- **Miljøbelastninger for avfallsbehandling allokeres til første produkt:** Produsenten av det første produktet «betaler» for miljøbelastninger som forekommer senere på grunn av avfallshåndtering. Resirkuleringsbelastninger allokeres som i avgrensningsmetoden.
- **Erstatning av tapt materiale:** Miljøbelastningene fra produksjonen allokeres til resirkulerings-stadiene hvor materiale tapes, det vil si hvor det genereres avfall.
- **50/50-metoden:** Gevinsten ved at resirkulering reduserer behovet for primærproduksjon fordeles likt mellom den som tilbyr og den som bruker resirkulerte produkter.
- **Lukket kretsløp:** Den totale miljøbelastningen fra hele resirkuleringskretsløpet fordeles likt over alle bruksfasene, slik at hver bruksfase har en gjennomsnittlig miljøpåvirkning.
- **Substitusjon:** Når substitusjonsmetoden brukes på resirkulerte produkter, blir gevinsten av redusert primærproduksjon fordelt på bakgrunn av den aktuelle markedsituasjonen. Dersom det er mangel på et resirkulert materiale, må gevinsten allokeres til produsenten som (etter første bruksfase) gjør det resirkulerte materialet tilgjengelig. Dersom det motsatte er tilfelle, og tilgjengeligheten av det resirkulerte materiale er større enn etterspørselen, bør gevinsten allokeres til den som benytter resirkulert materiale istedenfor et jomfruelig materiale.

8.4.4 LCA av bygninger

Standardene NS-EN 15643-1 og NS-EN 15643-2 definerer et rammeverk for miljøvurderinger av bygninger (StandardNorge, 2010a; StandardNorge, 2011a). Levetiden til et bygg deles inn i fire faser, som vist i Figur 9:



Figur 9. Inndeling av livsløpet til bygg som definert i NS-EN 15643-2 (StandardNorge, 2011a).

Definisjoner av systemgrensene for hver prosess finnes i NS-EN 15978 (StandardNorge, 2011b). Transport-prosessen A2 i produktfasen inkluderer kun transport av materialer og produkter frem til fabrikkport, mens prosess A4 i byggefasen representerer transport fra fabrikkport til byggeplass. B6 omfatter energiforbruk til drift av VVS-systemer, varmtvann, belysning og elektriske apparater. Miljøbelastninger og gevinster knyttet til gjenbruk og resirkulering av materialer eller energigjenvinning fra avfallsforbrenning skal rapporteres i fase D, som er definert utenfor bygningens livsløp. C3 inneholder alle miljøbelastninger fra forberedelser til fase D, mens C4 inneholder alle miljøpåvirkninger fra avfallshåndtering som forbrenning eller deponering.

EPDer for bygningsmaterialer som er utarbeidet i henhold til NS-EN 15804 (StandardNorge, 2013) følger samme inndeling av livsløpet. Ikke alle faser er imidlertid like aktuelle for et materiale som for en bygning. Driftsenergi eller vannforbruk er eksempler på dette.

En LCA av en bygning eller et materiale som inneholder alle fire faser kalles en vugge-til-grav-analyse, og en analyse som kun inkluderer produktfasen (A1-A2) kalles en vugge-til-port-analyse.

8.4.5 Bundet energi og bundne klimagassutslipp

Begrepet «bundet energi» brukes ofte i sammenheng med LCA av bygninger. Den bundne energien til en bygning er energiforbruket knyttet til livsløpet til materialene i bygningen, i motsetning til driftsenergien som er knyttet til energiforbruket til oppvarming, ventilasjon, belysning og andre aktiviteter. På samme måte kan «bundne klimagassutslipp» referere til klimagassutslipp forbundet med materialene i bygget. Ifølge inndelingen i NS-EN 15643-2, vil bundet energi og bundet klimapåvirkning potensielt omfatte A1-A3, A4-A5, B2-B5, C1-C4 og eventuelt D. Systemgrensene for utregningen avhenger imidlertid av mål og omfang for analysen. Begrepene «bundet energi» og «bundne klimagassutslipp» brukes med andre ord om all energiforbruk og alle klimagassutslipp som ikke forårsakes av driften av bygget, og det finnes dermed ingen universell definisjon av begrepene som tilsier eksakte systemgrenser.

Ifølge NS-EN 15804 må en EPD for et byggemateriale minimum inneholde A1-A3, men kan i tillegg inneholde andre faser i livsløpet som er relevante for analysen. Ofte blir transport, byggefase og rivning utelatt i livsløpsanalyser for byggematerialer, fordi dette er størrelser som varierer fra byggeprosjekt og byggeprosjekt. Det gir derfor mer mening å inkludere disse fasene i en LCA av en hel bygning, og ikke for et materiale. Fasene blir likevel inkludert i en del EPDer for å gi en pekepinn på hvor stort bidragene kan være fra disse fasene. Informasjonen i disse tilfellene bør dog behandles forsiktig, og eventuelt justeres for spesifikke prosjekter.

8.4.6 Miljøpåvirkning fra klimagasser - globalt oppvarmingspotensial

Den mest brukte miljøpåvirkningskategorien i LCA er klimapåvirkning (climate change impact) med enheten CO₂-ekvivalenter. Karakteriseringsfaktoren for klimapåvirkning er globalt oppvarmingspotensial (Global Warming Potential - GWP). Faktoren er utarbeidet av International Panel on Climate Change (IPCC). Alle klimagasser har en GWP-faktor som sier noe om deres påvirkning på klimaendringer. For å regne ut resulterende klimapåvirkning forårsaket av et produkt, blir altså alle mengder av klimagasser i livsløpsinventaret ganget med deres respektive GWP-faktor.

Strålingspådriv

GWP-faktoren for en klimagass er relatert til gassens effekt på *strålingspådrivet* i atmosfæren. Strålingspådrivet er forstyrrelsen av balansen mellom inngående solstråling og utgående infrarød stråling i atmosfæren, og har enhet W/m². Strålingsbalansen kontrollerer jordas overflatetemperatur; positivt strålingspådriv forårsaker temperaturøkning. Ulike klimagasser

har forskjellige *strålingseffekter* (*radiative efficiency*), det vil si i hvilken grad de påvirker strålingspådrivet. Den totale klimapåvirkningen fra en prosess som slipper ut flere typer klimagasser kan derfor finnes ved å legge sammen alle gassenes påvirkning på strålingspådrivet. Det er imidlertid ikke økt strålingspådriv som brukes som indikator for klimapåvirkning, men CO₂-ekvivalenter. Denne indikatoren er lettere å relatere seg til, ettersom CO₂ har en viden kjent innvirkning på drivhuseffekten. GWP er altså en relativ enhet, som måler strålingseffektiviteten til en klimagass relativt til strålingseffektiviteten for CO₂.

GWP-faktoren for en gitt klimagass regnes ut som strålingspådrivet forårsaket av utslipp av 1 kg gass integrert over en gitt tidshorison, dividert med samme verdi for CO₂. GWP-faktoren for en klimagass x over en gitt tidshorison TH er definert som (Forster et al., 2007):

$$GWP_x^{TH} = \frac{\int_0^{TH} SP_x dt}{\int_0^{TH} SP_{CO_2} dt} = \frac{\int_0^{TH} a_x \cdot C_x(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} = \frac{AGWP_x}{AGWP_{CO_2}} \quad (1)$$

der:

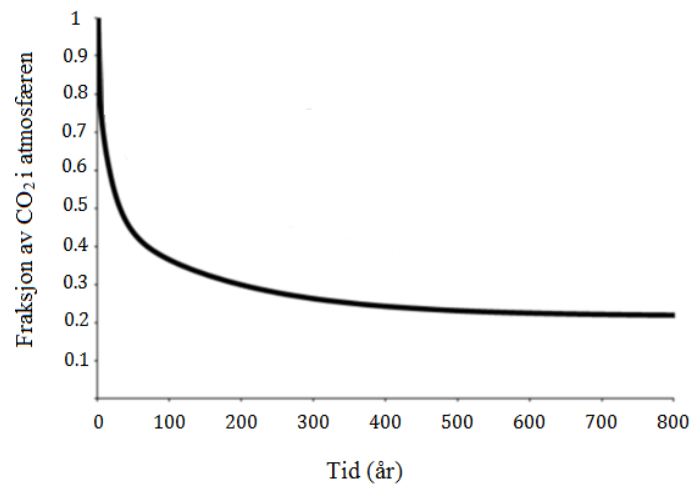
- SP_x er globalt gjennomsnittlig strålingspådriv fra klimagass x
- a_x strålingseffektiviteten målt i økning i strålingspådriv per enhet masseøkning av klimagass x [$Wm^{-2}kg^{-1}$]
- $C_x(t)$ er den tids-avhengige konsentrasjonen av klimagass x i atmosfæren som følge av et engangsutslipp

Det akkumulerte strålingspådrivet blir ofte kalt AGWP - absolute global warming potential. GWP for en klimagass x kan altså forstås som AGWP for x relativt til AGWP for CO₂. GWP for CO₂ er dermed alltid 1, uavhengig av valgt tidshorison.

Bern impuls-respons-funksjon

Den vanligste funksjonen for å modellere den tidsavhengige konsentrasjonen av CO₂ i atmosfæren er Bern impuls-respons-funksjonen (IRF - Impulse Response Function) (Joos et al., 2001), som gitt i Figur 10. Denne funksjonen viser hvordan konsentrasjonen av CO₂ i atmosfæren forårsaket av et engangsutslipp synker som funksjon av tiden. Konsentrasjonen synker på grunn av den globale karboncyklussen. Etter en økt konsentrasjon av CO₂ i atmosfæren vil noe av CO₂-en bli tatt opp av karbon-sluk som havene eller biosfæren. Som IRF-funksjonen

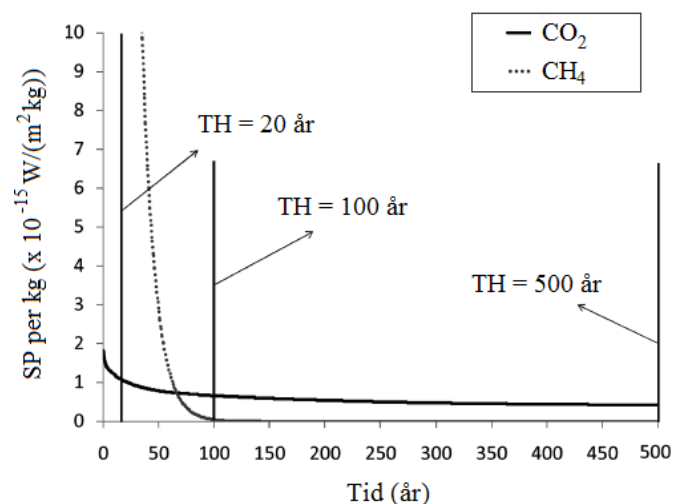
viser, går konsentrasjonen asymptotisk til omtrent 0,21. Dette betyr at ca. 21 % av CO₂-en som ble sluppet ut i engangsutslippet blir værende i atmosfæren i flere tusen år.



Figur 10. Bern impuls-respons-funksjon for CO₂

Tidshorisonten for GWP

I utregningen av GWP-faktoren til en gass må det velges en tidshorisont for hvor lenge virkningen av utslippet skal måles. Den valgte tidshorisonten fungerer som en avgrensning av vurderingen av klimaendringspotensialet, slik at klimapåvirkning etter tidshorisontens slutt ikke tas hensyn til. Dette betyr at korte tidshorisonter legger større vekt på miljøpåvirkninger som skjer nært i tid. Den vanligste tidshorisonten for GWP er 100 år, men 20 og 500 år blir også vurdert av IPCC.



Figur 11. Strålingspådriv pr kg CO₂ og CH₄. Figur tilpasset fra (Levasseur et al., 2010).

Figur 11 viser strålingspådrivet (SP) forårsaket av et engangsutslipp av 1 kg metan (CH₄) sammenliknet med et engangsutslipp av 1 kg CO₂. Strålingspådrivet forårsaket av CH₄ er mye

sterkere i løpet av de 50 første årene enn strålingspådrivet forårsaket av CO_2 . Etter 100 år er imidlertid strålingspådrivet fra CH_4 -gassen nesten null, imens CO_2 -utslippet fortsetter å påvirke strålingspådrivet i flere hundre år. Siden AGWP for en klimagass er gitt av integralet av SP-funksjonen, kan AGWP-faktoren for de ulike gassene forstås som arealet under SP-kurvene. GWP-faktoren for CH_4 er AGWP-faktoren relativt til AGWP-faktoren for CO_2 , og vil derfor være mye større i et 100-årsperspektiv enn i et 500-årsperspektiv. Med andre ord: Med en 100-års tidshorisont blir arealet under SP-kurven for CH_4 sammenliknet med CO_2 mye større enn for en 500-årsperspektiv.

9 Litteraturstudium

9.1 Tidligere forskning på miljøpåvirkning fra bygg

Hensikten med dette kapitlet er å presentere en oversikt over tidligere forskning gjort på reduksjon av miljøpåvirkningen fra bygg, samt å vise hvordan trebygg passer inn i den videre utviklingen mot mer miljøvennlige bygg.

I løpet av de siste tiårene har energibruk til drift av bygninger sunket drastisk på grunn av stadig strengere krav til energieffektivitet i byggeforskriftene. På slutten av 70-tallet kunne driftsenergien i et bygg typisk utgjøre 90-95 % av levetidsenergien til bygget (Sartori & Hestnes, 2007). I dag finnes bygg med netto forbruk til driftsenergi lik null, i såkalte null- og plussus der driftsenergien balanseres av fornybar energiproduksjon på byggets tomt. Selvforsynte bygg er fortsatt begrenset til ekstra ambisiøse prosjekter, mens lav-energihus/passivhus blir stadig vanligere. I EUs reviderte «byggningsenergidirektiv» (EPDB2) er det bestemt at alle nye bygg skal bygges som «nesten-nullenergihus» innen 2020 (EU, 2010). I Norge vil dette føre til stadig strengere energikrav i fremtidige oppdateringer av byggt teknisk forskrift.

9.1.1 Økt betydning av bundet energi

Med stadig lavere energiforbruk til å drifte byggene, spiller energien bundet i byggematerialene en tilsvarende stadig større rolle. I tillegg til en relativ økning sammenliknet med driftsenergien, kan den bundne energien også øke i absoluttverdi som følge av energieffektiviseringstiltak, slik som tykkere isolasjon og installasjon av solcellepaneler (Blengini & Di Carlo, 2010; Dahlstrøm et al., 2012; Ramesh et al., 2010; Ruuska & Häkkinen, 2014; Sartori & Hestnes, 2007; Verbeeck & Hens, 2010).

Ramesh et al. (2010) undersøkte en rekke studier gjort av livsløpsenergien til bygninger. Resultater fra 73 caser fra 13 land ble analysert. Blant casene utgjorde driftsenergien i gjennomsnitt 80-90% av byggenes livsløpsenergi, mens bundet energi utgjorde 10-20% (ikke medregnet energi til avhending av byggematerialene). Den høye andelen driftsenergi skyldes at de fleste casene omfattet konvensjonelle bygg uten spesielle energieffektiviseringsløsninger. I casene med lavenergibygg var det høyere bundet energi enn for gjennomsnittet.

Sartori & Hestnes (2007) analyserte energiforbruket over levetiden for seks versjoner av ett bygg: ett konvensjonell, fire lav-energibygg og ett som var selvforsynt med energi. Resultatene

viste at to av lav-energibyggene hadde lavest livsløpsenergi selv om det selvforsynte bygget hadde lavest driftsenergi. Dette skyldtes at bundet energi økte mer enn driftsenergien ble redusert i disse tilfellene. Tiltak som er ment å redusere energibruk kan altså være ugunstige i et livsløpsperspektiv.

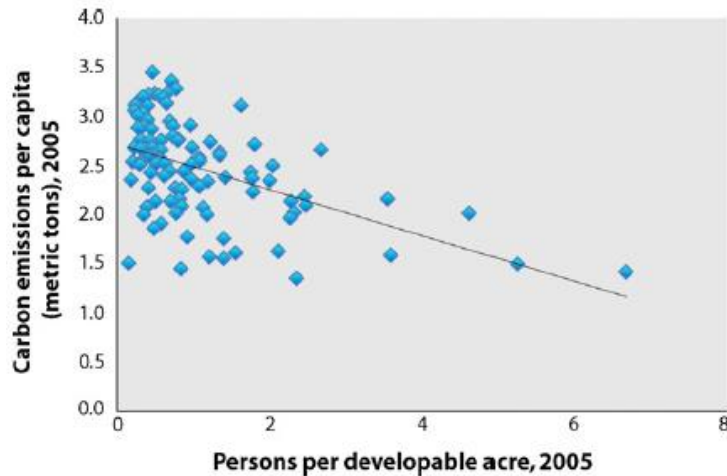
9.1.2 Tett bebyggelse som et tiltak for utslippsreduksjon

Reduksjon av uberørte naturområder er ofte en uønsket konsekvens av byspredning. Bygging av tette bykjerner med høye bygninger er et tiltak for å forhindre dette. Det viser seg dessuten at byer med høy tetthet av mennesker og bygninger har lavere energiforbruk og forårsaker mindre klimagassutslipp enn områder med spredt bebyggelse. Kompakte bykjerner muliggjør kortere transportdistanser, flere fotgjengere og syklister, og større bruk av kollektivtransport. En rekke studier har dokumentert reduksjonen i energiforbruk og utslipp knyttet til transport i tettbebygde byer sammenliknet med byer med mer spredt bebyggelse (Glaeser & Kahn, 2010; Breheny, 1995; Makido et al., 2012; Mindali et al., 2004; Rickwood et al., 2008).

Tett bebyggelse gir også bedre muligheter for fjernvarme- og fjernkjølingsløsninger. Flere husholdninger samlet i ett bygg fører dessuten til redusert behov for romoppvarming fordi det er mindre yttervegsareal per husholdning, og varme dermed utveksles mellom leiligheter gjennom vegger og gulv (Diamond, 1995; IPCC, 2014a; Norman et al., 2006; Üрге-Vorsatz et al., 2012). Færre kvadratmeter per person bidrar til ytterligere reduksjon av driftsenergien. Statistikk fra Statistisk Sentralbyrå viser at flermannsboliger bruker om lag 33 % mindre energi per husholdning enn enmannsboliger, og at boligblokker bruker over 40 % mindre. I tillegg er energiforbruket per husholdning betraktelig lavere i Oslo enn i andre regioner, noe som skyldes større tetthet av flermannsboliger og boligblokker (SSB, 2012). Ifølge U.S. Energy Information Administration (EIA) gjelder samme trend for amerikanske boliger. Statistikk fra 2012 viser at amerikanske enmannsboliger bruker 37 % mer energi per beboer enn leilighetsbygg med 5 leiligheter eller mer (EIA, 2012). Den samme statistikken viser at per m² bygningsareal bruker leilighetsbyggene mer driftsenergi. Dette skyldes flere beboere og bygningsinstallasjoner per m² enn i enmannsboliger. I det store bildet er det imidlertid antall personer som bestemmer antall boliger som bygges, og ikke omvendt, og derfor er det viktigere å redusere energiforbruk per person enn per m² gulvareal.

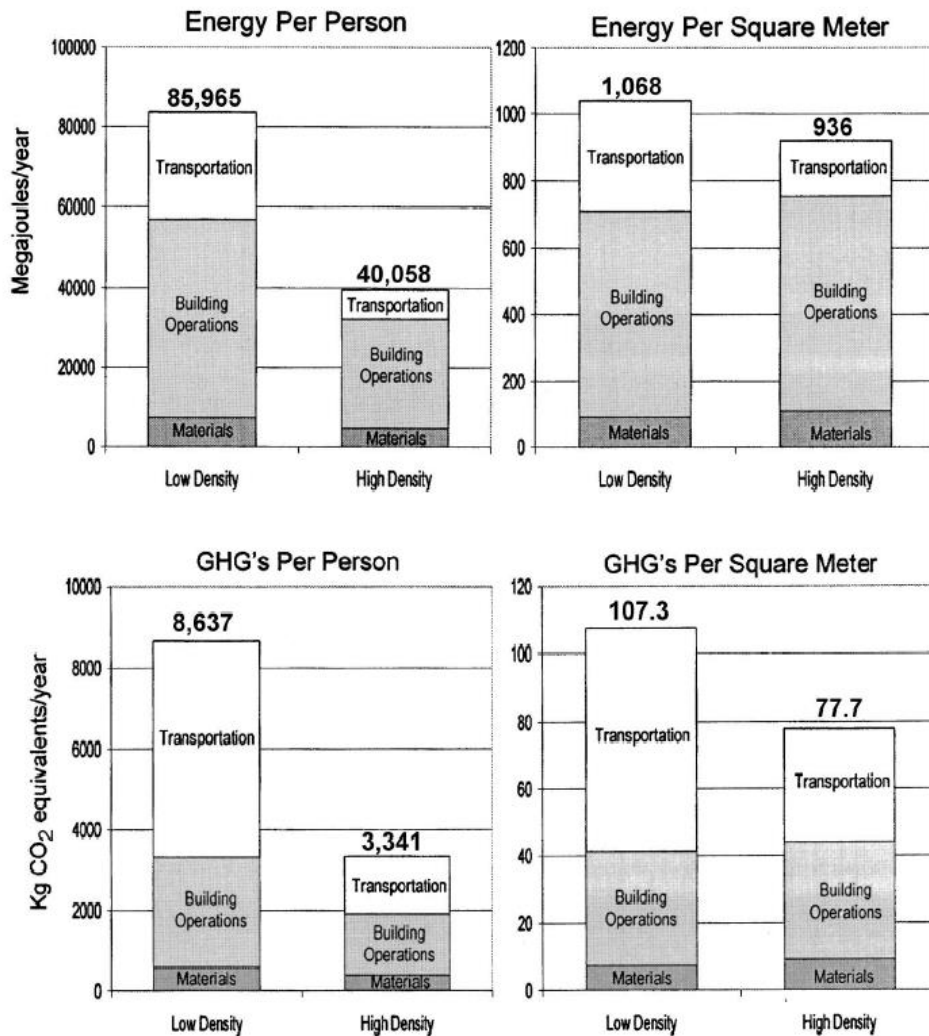
Brown et al. (2009) analyserte CO₂-utslipp fra de 100 største byområdene i USA. Beregningene omfattet utslipp fra bygninger og transport. Et av hovedfunnene var at store byområder bruker

mindre energi og forårsaker mindre utslipp enn mindre tettbygde områder. Forskjellene skyldtes i hovedsak mindre biltrafikk og lavere elektrisitetsforbruk i husstandene for de tettbygde områdene. Jernbaneinfrastruktur og togtilbud var også en viktig faktor. Figur 12 viser korrelasjonen mellom CO₂-utslipp per capita og befolkningstettheten for et område:



Figur 12. Reduksjon av CO₂-utslipp med befolkningstetthet. Fra Brown et al. (2009).

En studie gjennomført av Norman et al. (2006) sammenlikner klimapåvirkning fra områder med høy og lav bebyggelsestetthet. Analysen omfatter miljøpåvirkning fra transport, drift av bygninger og infrastruktur. Inkludert i infrastrukturen er boligbygg, veier og utendørs bygningstjenester, som kloakksystem og vannforsyning. Resultatene viser at rurale områder med spredt bebyggelse (bestående av enmannsboliger) totalt bruker mer energi og har større klimapåvirkning enn urbane områder med tett bebyggelse (bestående av fleretasjes hus i indre kjerne av byen) over livsløpet. Målt per person, er energiforbruket og klimapåvirkningen henholdsvis 2 og 2,5 ganger høyere for de rurale områdene enn for de urbane. Dette skyldes i stor grad høyere driftsenergi i enmannsboliger og mer biltrafikk i de rurale områdene. Dersom energiforbruket og klimapåvirkningen i stedet måles per m² boareal, blir forskjellen mellom de urbane og de rurale strøkene mindre tydelig: Per m² er energiforbruket og klimapåvirkningen da henholdsvis 1,1 og 1,5 ganger høyere i de rurale områdene. Dette skyldes at driftsenergi og bundet energi for byggematerialer er høyere per m² i urbane områder der hvor det bor flere mennesker per m². Disse effektene er vist i Figur 13:

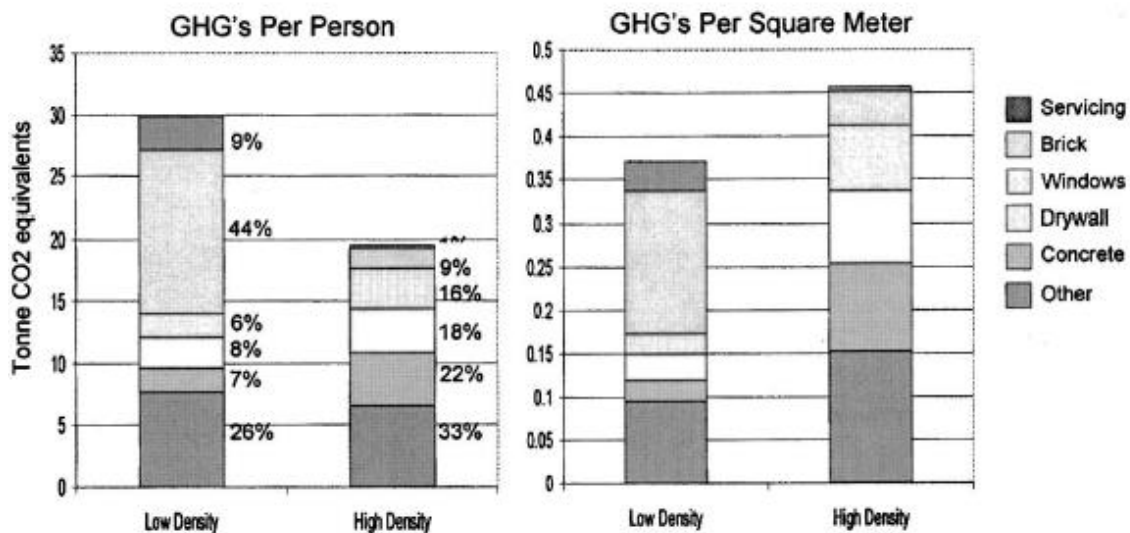


Figur 13. Sammenlikning av energiforbruk (MJ/år) og klimapåvirkning (CO₂-ekv/år) for områder med tett (*high density*) og spredt (*low density*) bebyggelse. Resultatene er vist per person og per m² bebodd areal. Hentet fra Norman et al. (2006).

Til drift av bygninger bruker de rurale områdene 1,8 ganger mer energi per person enn de urbane. Én årsak til dette er økt behov for oppvarming og kjøling i enmannsboliger på grunn av større ytterveggareal. Per m² bebodd areal er energiforbruket til drift av bygninger omtrent like stort i urbane og rurale områder. Dette skyldes at flere mennesker får plass på samme areal i de urbane områdene sammenliknet med i de rurale. Dermed vil ikke gevinsten ved å bruke mindre energi per person vises når resultatene normaliseres per areal.

Når det gjelder bundet energi og klimapåvirkning fra infrastruktur, er økningen fra per person til per areal ikke bare forårsaket av mindre boareal per person, men i tillegg den såkalte strukturelle premien for høyhus som er omtalt i kapittel 8.1.2. Bundet energi og klimapåvirkning i infrastruktur er omtrent 1,5 ganger lavere per person i urbane områder fordi flere mennesker bor på et mindre areal, men blir 1,25 ganger høyere per m² boareal. Bidragene

til denne økningen er visualisert i Figur 14, som viser de relative bidragene til bundet klimapåvirkning fra de byggematerialene som bidrar mest (teglstein, vinduer, gipsvegger og betong i bærekonstruksjonen), andre bygningsmaterialer, i tillegg til tjenester (bygningstjenester og veier). Det viser seg at utslipp fra veier og bygningstjenester (representert ved øverste del av diagrammene) kun spiller en vesentlig rolle i de rurale områdene med spredt bebyggelse. Dette fordi tettbebygde områder har færre veier og bygningstjenester per person og per bebodd areal. Det største bidraget til økning i bundet energi for de urbane områdene sammenliknet med de rurale ser ut til å forårsakes av betong i bærekonstruksjonene, spesielt per m². Årsaken er den ekstra materialmengden som trengs per m² boareal. Per person er ikke den strukturelle premien like synlig på grunn av flere personer per m².



Figur 14. Bidrag til bundet energi og klimapåvirkning i infrastruktur (boligbygg, bygningstjenester og veier) for områder med tett (*high density*) og spredt (*low density*) bebyggelse. Resultatene er vist per person og per m² bebodd areal. Hentet fra Norman et al. (2006).

Resultatene fra Norman et al. (2006) viser at energiforbruk og klimapåvirkning generelt sett er lavere for tettbebygde urbane områder enn rurale områder med spredt bebyggelse bestående av enmannsboliger. Potensialet for å redusere energiforbruket og klimapåvirkningen videre ligger i å redusere bundet energi og utslipp av klimagasser fra materialer, spesielt for bærekonstruksjoner.

9.1.3 Energi- og CO₂-premie for høyhus

Som forklart i kapittel 8.1.2 er det sammenheng mellom materialmengde i bæresystem og bygningshøyde. Flere studier har undersøkt effektene av den såkalte strukturelle premien for bygningshøyde på bundet energiforbruk og klimapåvirkning i bygg. Treloar et al. (2001)

analyserte bundet energi for bæresystemer (inkludert materialproduksjon og byggefase) for fem bygninger fra 3 til 52 etasjer, og fant at de to høyeste bygningene hadde 60 % høyere bundet energi per m² bruttoareal enn de to laveste bygningene.

Ordóñez and Modi (2011) gjennomførte en studie av sammenhengen mellom bygningshøyde og CO₂-utslipp. Bundet energi i byggematerialene og energiforbruk til drift av bygget ble inkludert. Den bundne energien omfattet bæresystem, bygningskall og fundamenter. Høyden på et rektangulært bygg ble variert mellom 1 og 60 etasjer samtidig som volumet ble holdt konstant. På bakgrunn av bundet CO₂ var den optimale bygningshøyden 5 etasjer. Herfra økte utslippene med bygningshøyde.

I sin masteroppgave analyserte Bawden (2013) bundet energi og klimapåvirkning for fleretasjes leilighetsbygg. Systemgrensene omfattet materialproduksjon, byggefase og drift av byggene. Ti ulike bygg fra 3 til 21 etasjer ble analysert med bygningshøyder på 3, 4, 7, 11 og 21 etasjer. For hvert bygg ble to ulike bærekonstruksjoner analysert. Byggene på 3 etasjer hadde bærekonstruksjoner i tre, mens resten av byggene hadde bærekonstruksjoner i enten stål eller armert betong. Resultatene viser at både bundet energi og bundne klimagassutslipp per m² bruttoareal øker med høyden. Mesteparten av økningen skyldes produksjon av materialer, men byggefasen er også av betydning.

Foraboschi et al. (2014) analyserte bundet energi for bærekonstruksjoner for bygninger fra 20 til 70 etasjer. Flere ulike konstruksjonsalternativer ble undersøkt, og for alle alternativene ble det funnet en klar økning i bundet energi per m² netto areal til utleie (NRA - net renteable area) på grunn av den strukturelle premien. Forfatterne kalte dette «bundet energi-premie for bygningshøyde».

I en masteroppgave fra NTNU undersøkte Ytrehus (2015) det han kalte «CO₂-premien» for bygningshøyde - den økte klimapåvirkningen per m² bruttoareal med økende bygningshøyde. Bundet klimapåvirkning (vugge-til-port) ble analysert for bygninger fra 3 til 70 etasjer. Fundamenter var ikke inkludert. Data på materialmengder ble hentet fra Ayensu & Jensen (2006) og Foraboschi et al. (2014). De tre strukturelle alternativene definert av Foraboschi et al. (2014) ble analysert, og resultater ble beregnet for tre scenarier basert på ulike utslippsfaktorer som ble benyttet for materialene. Utslippsfaktorene ble også hentet fra litteraturen.

Resultatene viser at CO₂-premien er mindre fremtredende enn energi-premien funnet av Foraboschi et al. (2014) og Bawden (2013). CO₂-premien ser ut til å være ikke-eksisterende for bygninger opp til 12 etasjer, og veldig liten fra 20 til 30 etasjer. For høyere bygninger er premien sterkt avhengig av strukturelle løsninger, materialvalg og utslippsfaktorer. Hvis materialer med lave utslippsfaktorer benyttes, det vil si hvis materialene produseres med teknologi som forårsaker lite utslipp, er premien lav for alle alternativer.

9.2 Bygninger i tre

9.2.1 Høyhus i tre – State-of-the-art

Forskningen på høye trehus har økt de siste årene, motivert av målet om å redusere klimapåvirkningen fra bygninger. Flere høyhus i tre er bygd, og en rekke er under planlegging eller oppføring.

Treet i Bergen

Det foreløpig høyeste trebygget som er ferdig bygd, Treet, er oppført i Bergen, og eies av Bergen og Omegn Boligbyggelag (BOB). Arkitekten Artec og konsulentselskapet Sweco har utviklet Treet. Bygget har 14 etasjer og er omtrent 50 m høyt (Trifkovic, 2015). Bærekonstruksjonen består av prefabrikkerte leilighetsmoduler i massivtre og limtre, samt store limtretragere i en kryss-struktur i utkanten av bygget. Konstruksjonen kan kalles en hybridkonstruksjon, ettersom den består av en blanding av tre og betong. Etasje 5 og 10 er såkalte «poweretasjer» med betongdekker. Krysslimte massivtreelementer er brukt i innervegger, heissjakter og trapperom. Vindlast har vært den dimensjonerende lasten, og bygget er dimensjonert for en vindhastighet på 44,8 m/s (Abrahamsen & Malo, 2014). Treet ble ferdigstilt høsten 2015.



Figur 15. Illustrasjon av Treet (Abrahamsen & Malo, 2014)



Figur 16. Illustrasjon av Moholt 5050 (gammel illustrasjon med bare 8 etasjer. (MDHArkitekter, 2015)

Moholt 5050 i Trondheim

I Moholt studentby i Trondheim bygges fem nye 9-etasjes bygg bestående av massivtremoduler og trefasader. Massivtre er brukt i yttervegger, innervegger, dekker, heissjakter og trapperom. Prosjektet er et samarbeid mellom studentsamskipnaden i Trondheim (SiT) og Veidekke. Byggingen satte i gang i mars 2015, og første bygg var reist i august 2015. Hele prosjektet skal ferdigstilles i løpet av våren 2016.

Mjøstårnet i Brummundal

Den norske investoren Arthur Buckhart samarbeider med Voll Arkitekter om et 66 m høyt hotell på 17 etasjer i massivtre. Bygget vil også inneholde leiligheter, og planlegges å bli bygget i Brummundal i 2018.

Hoho Wien

Østerrikske Kerbler Gruppe planlegger en 24-etasjes bygning med tre-hybridstruktur i Wien. HoHo Wien blir omtrent 84 m høyt, og vil bestå av omtrent 75 % fra 1. etasje og opp. Konstruksjonen baseres på prefabrikkerte massivtreelementer og en bygningskjerne av armert betong. Bygningen vil trolig ferdigstilles i 2017 (HoHoWien, 2015).



Figur 17. Mjøstårnet (VollArkitekter, 2015)



Figur 18. Hoho Wien (HoHoWien, 2015)

I tillegg til ferdigstilte og planlagte høyhus i tre har det blitt gjennomført mulighetsstudier for å kartlegge strukturell kapasitet og brannsikkerhet.

Tall Wood - FFTT-systemet

Den Vancouver-baserte arkitekten Michael Green har gjennomført en konseptuell studie av trebygg på opptil 30 etasjer i samarbeid med MGB Architecture og Equilibrium Consulting (Green & Karsh, 2012). Rapporten presenterer et bæresystem som kan brukes i høye trebygg med varierte høyder. Fire ulike løsninger er foreslått for bygg med 10 - 30 etasjer. Systemet kalles FFTT-systemet, et akronym for «Finding the Forest Through the Trees». Systemet består av en sentral kjerne av massivtreelementer, limtresøyler- og bjelker og bærende vegger av massivtre. Bæresystemene for 20 og 30 etasjer inneholder i tillegg stålbjelker.



Figur 19. FFTT-systemet for to av løsningene. Venstre: Løsning for bygg opptil 20 etasjer med kjerne av massivtre, og ramme av limtresøyler- og bjelker. Midten: Løsning for bygg opptil 30 etasjer med kjerne av massivtre, ramme av limtrebjelker- og søyler og bærende innervegger og yttervegger i massivtre.

Timber Tower Research Project - CJTF-systemet

Det amerikanske arkitektfirmaet Skidmore, Owings & Merrill (SOM) har utviklet et bæresystem for et 42-etasjes høyhus i tre og betong i sitt «Timber Tower Research Project» (SOM, 2013). Det foreslåtte systemet kalles «Concrete jointed timber frame» (CJTF), og består av massivtreelementer koplet sammen med forsterkende knutepunkter i armert betong i hjørner og i skjæringspunkter mellom vegger og gulv. Bærekonstruksjonen består av betong fra fundamentet og opp til 2. etasje for å kunne ha færre bærende vegger i lobby-området. En typisk etasje består volummessig av omtrent 80 % tre og 20 % betong. Totalt for hele byggets bærekonstruksjon er omtrent 70 % av volumet tre, og 30 er % betong.

9.2.2 Livsløpsanalyser av bygninger og byggematerialer i tre

Mesteparten av den eksisterende litteraturen som omhandler energiforbruk og/eller klimagassutslipp for trebygninger omfatter lave og mellomhøye bygg. De fleste studier følger den konvensjonelle LCA-metoden der biogene CO₂-utslipp betraktes som klimanøytrale, slik at tidspunktene for opptak og utslipp ikke tas hensyn til. Metodiske utfordringer ved behandling av biogene CO₂-utslipp er diskutert mer dyptgående i artikkelen. Dette kapittelet gir en oversikt over ulike metodikker om er brukt i livsløpsanalyser av trebygg og trematerialer. Resultater og viktige funn er oppsummert i Tabell 2 og Tabell 3.

Flere studier som sammenlikner miljøpåvirkningen fra bygninger benytter en form for konsekvens-LCA som tar i betraktning gevinsten av resirkulering og gjenbruk av bygningsavfall.

(Börjesson & Gustavsson, 2000; Dadoo et al., 2014; Gustavsson et al., 2006; Gustavsson et al., 2009). For trebygg er det også mulig å bruke rivningsavfall av tre som biobrensel etter byggets levetid, slik at dette kan erstatte forbrenning av fossile brensler. Det samme gjelder med flis, bark og andre restprodukter fra produksjonen av trematerialene.

Börjesson & Gustavsson (2000) har sammenliknet primærenergiforbruk og utslipp av CO₂ og CH₄ for et 4-etasjes leilighetsbygg i Sverige med bæresystem i tre eller betong. Analysen omfatter hele levetiden fra produktstadiet til EOL, samt alle byggematerialer. Biogent CO₂ ble antatt å være klimanøytralt. For betongløsningen ble det å unngå å felle trær til trematerialer tatt med i betraktning, der overskuddsbiomassen enten ble brukt til bioenergi for å erstatte fossile brensler, eller fortsatte å fungere som karbonlager i skogen. For trealternativet ble rester fra tømmerproduksjonen og rivningsavfall brukt som biobrensel. Karbonatisering i betong (som diskutert i artikkelen) ble også inkludert, med antakelse om at 70% av CO₂-utslippene fra kalsineringsprosessen i sementproduksjonen blir tatt opp og bundet til betongen innen 100 år. Bundet primærenergiforbruk var 60-80% høyere for betongkonstruksjonen enn for trekonstruksjonen. Resultatet var imidlertid svært avhengig av hvordan treavfallet for trebygget ble behandlet, og hvordan den urørte skogen for betongbygget ble benyttet. Resulterende energiforbruk og utslipp for fire forskjellige EOL-scenarier for trebyggene ble beregnet: Forbrenning med varmegjenvinning for å erstatte fossile brensler; 50 % av trematerialene brukes på nytt og 50 % brennes; deponi av materialene uten fangst av klimagasser som skapes i forråtnelsesprosessen; deponering av materialer med fangst av klimagasser der gassen brukes til å produsere varme for å erstatte fossile brensler. Gjenbruk av halvparten av trematerialene i et nytt bygg førte til de laveste utslippene, mens deponering uten fangst av klimagasser førte til de høyeste. Det høye opptaket av CO₂ som følge av karbonatisering i betong førte til en betydelig reduksjon i utslippene fra betongalternativet. Likevel viste trebygget å ha lavest klimapåvirkning, selv når gevinsten av å bruke ubenyttet skog til bioenergi for å erstatte fossile brensler ble regnet med for betongbygget. Netto klimagassutslipp for alle alternativer ble negative, også for betongbyggene, på grunn av bruken av overskuddsbiomasse. Gevinsten av å bruke biomasse til å erstatte fossile brensler ville imidlertid vært lavere dersom rotasjonsperiode og tidsjustering av biogene CO₂-utslipp hadde blitt tatt hensyn til, se kapittel 2.1 i artikkelen.

Gustavsson et al. (2006) foreslo en metode for å sammenlikne CO₂-utslipp fra bygg med bærekonstruksjoner i betong og tre. Metoden ble også benyttet for to 4-etasjes bygg i Sverige og Finland med bærekonstruksjoner i tre, som ble sammenliknet med funksjonelt ekvivalente

bygg med betongkonstruksjoner. Byggenes levetid ble satt til 100 år, og alle byggematerialer ble inkludert i analysen. CO₂-utslipp ble beregnet for produksjon av byggematerialer; erstatning av fossilt brensel med biobrensel fra tømmerproduksjonsrester, byggefase og rivningsfase; endringer i karbonlager i biosfæren; og karbonatisering av betong. CO₂-flukser ble kvantifisert for år 0 og år 100, og summert for å gi netto totale CO₂-utslipp over byggenes livsløp. Metoden likner veldig på metoden beskrevet av Börjesson & Gustavsson (2000), men inneholder noen modifikasjoner. For eksempel er karboniseringsopptaket redusert til å utgjøre 8 % av CO₂-utslippene fra kalsineringsprosessen, og ikke 70 %. Byggene med trekonstruksjoner fikk lavere utslipp enn betongalternativene for alle kombinasjoner av scenarier. Forskjellen i utslipp mellom trebyggene og betongbyggene varierte fra 30 til 130 kg CO₂ per m² bygningsareal. Reduksjon av klimapåvirkning fra trebyggene viste seg å være enda større dersom trematerialene ble brukt til å erstatte andre typer materialer i nye bygg etter byggets levetid, sammenliknet med når materialene ble brent for å erstatte fossile brensler. Forfatterne anbefalte på bakgrunn av studien å erstatte betongmaterialer med trematerialer for å redusere CO₂-utslipp.

Gustavsson et al. (2009) analyserte CO₂-utslippene over livsløpet til et åtte etasjes leilighetsbygg i tre, for levetider på 50 og 100 år. Bygningen ble ikke sammenliknet med noen alternativ konstruksjonsløsning, men de relative bidragene fra de ulike livsløpsfasene ble vurdert. Materialene omfattet alle bygningsmaterialer. Avfall fra trefelling, materialproduksjon og byggefase, samt rivningsavfall, ble antatt å erstatte fossile brensler. Forfatterne antok at 90 % av rivningsavfallet vil bli utnyttet som biobrensel, og at resten vil råtne og slippe ut CO₂. Avfallshåndtering for andre materialer enn trematerialer ble ikke tatt hensyn til. Karbonatisering av betong over livsløpet til bygget ble antatt å være 8 %.

Dodoo et al. (2014) utforsket forskjellen i CO₂-utslipp for konvensjonelle og lavenergiversjoner av tre ulike trekonstruksjonssystemer for en 4-etasjes leilighetsbygning. De ulike konstruksjonssystemene bestod av massivtreelementer; et søyle-/bjelkesystem med limtre og LVL-elementer; og et system med prefabrikkerte moduler av bindingsverk. Analysen fulgte metoden introdusert av Gustavsson et al. (2006), i tillegg til å inkludere gevinsten ved å resirkulere betong og stål. Antakelser for avfallshåndtering var at 90 % av trematerialene brennes etter byggets levetid, 100 % av stålet blir resirkulert og erstatter jernmalm, og 90 % av betongen knuses og brukes i veifylling. Gevinsten ved å resirkulere betongen viste seg å være veldig liten. Resulterende CO₂-utslipp ble høyest for lavenergi-versjonene av byggene. For begge versjoner førte konstruksjonssystemet med bindingsverk til høyest utslipp på grunn av at

forekomstene av stål og betong var størst i dette systemet. Massivtresystemet førte til lavest CO₂-utslipp for både de konvensjonelle versjonene og for lavenergiversjonene. En sensitivitetsanalyse ble gjennomført for avfallsbehandlingen, der treavfallet ble antatt å deponeres på fylling med CO₂-fangst. Det ble antatt en effektivitet på 55 % for CO₂-fangsten. De ulike resultatene er oppsummert i Tabell 3.

Salazar & Meil (2009) studerte energiforbruket og klimapåvirkningen for to alternative boligbygninger med trekonstruksjoner: én typisk trebygning med teglstegnsfasade, vinylvinduer, fibreglassisolasjon og asfaltsingel; og én tilsvarende trebygning med trevinduer, celluloseisolasjon, samt fasader og singel av sedertre. Opptak av CO₂ for biomassen i trematerialene ble behandlet på den konvensjonelle måten. To ulike EOL-scenarier ble vurdert: alt rivningsavfall sendes til deponering der 70 % av klimagassene fanges og brukes som bioenergi, eller 100 % av rivningsavfallet brukes direkte som bioenergi. Gevinsten fra erstattet forbruk av fossile brensler ble regnet med i begge tilfeller. Gevinst ved å bruke rester fra trematerialproduksjon som biobrensel ble ikke medregnet. Karbonatisering av betong og resirkulering av andre materialer enn tre ble også utelatt. Lavest energiforbruk og klimapåvirkning ble oppnådd for bygningen som maksimerer bruken av tre. For begge byggene førte EOL-scenariet med brenning av rivningsavfallet med energigjenvinning til lavest utslipp. Resultatene er vist i Tabell 2.

En studie gjennomført av Yeh & Haller (2013) tar for seg klimapåvirkning, forbruk av råolje og forbruk av naturgass for en 7-etasjes bygning bygget enten med trematerialer, stål eller armert betong. Analysen omfatter kun bæresystemet. Forfatterne understreker potensialet for gjenbruk av trematerialer ved bruk av enkle renoveringsteknikker, og at dette er et mer miljøvennlig alternativ enn å brenne avfallet som bioenergi. I beregningene er det antatt at 70% av treavfallet brukes på nytt etter byggets levetid, og at resten brennes uten energigjenvinning. Utslipp forårsaket av gjenvinningsprosessen for trematerialene er inkludert. For stålbygget blir 90 % av stålet resirkulert ved EOL og erstatter jernmalm i produksjonen av nytt stål. 60% av betongavfallet knuses til grus og brukes i veifylling e.l. Artikkelen oppgir ingen eksakte tall for resulterende klimapåvirkning, men en grafisk fremstilling viser at trebygningen forårsaker omtrent - 20 000 kg CO₂-ekv. Til sammenlikning forårsaker stålbygget ca. 46 000 kg CO₂-ekv., og betongbygget ca. 45 000 kg CO₂-ekv. Dette betyr at beregnet klimapåvirkning fra stål- og betongbyggene er omtrent 140% høyere enn for trebygningen. Stål- og betongbyggene

forbruker også hhv. 46 % og 141 % mer råolje, og hhv. 214 % og 136 % mer naturgass enn trebygget.

Tellnes et al. (2013) har analysert klimapåvirkning (vugge-til-port) for en 6-etasjes boligbygning med bæresystem av LVL-elementer og limtresøyler og -bjelker. Resultatene ble sammenliknet med en tilsvarende struktur i stål og betong. Analysen omfatter fundamenter og bæresystem (heissjakt, trapperom, bjelker, søyler og dekkeelementer). Heissjakt og trapperom for trebygningen er laget i betong. Opptak av biogent CO₂ er ikke tatt vurdert, ettersom systemgrensene kun omfatter A1-A3 (dette tilsvarer å inkludere opptak av CO₂ i år 0, og så anta at samme mengde slippes ut ved EOL). Resultatene indikerer at bygningen i stål og betong fører til 35 % høyere klimapåvirkning enn trebygningen. Over 50 % av klimapåvirkningen for trebygningen kommer fra fundamentene og sjaktene i betong. Uten å inkludere fundamenter og sjakter i sammenlikningen, får bygningen i stål og betong 85 % høyere klimapåvirkning enn trebygningen.

Tellnes et al. (2014) beregnet klimapåvirkning fra ulike fasadematerialer i tre. Forskjellige metoder for behandling av biogent CO₂ ble benyttet, bl.a. den konvensjonelle metoden og GWP_{bio}-metoden fra (Guest et al., 2013a), som omtalt i artikkelen. Levetiden for bygget ble antatt å være 60 år. Antatt lagringstid for de ulike tresortene brukt i fasadeproduktene varierer fra 30 til 100 år. Gevinst ved resirkulering eller energigjenvinning er ikke inkludert i analysen. Resultatene viser at GWP_{bio}-metoden kan gi høyere klimapåvirkning fra trematerialer når mye bioenergi brukes i produksjonen, fordi bioenergi som brennes innen et år etter hogst har en GWP_{bio} på 0,44 (for rotasjonstid på 100 år). Dersom trematerialene lagres lenge nok i forhold til den aktuelle tresortens rotasjonstid kan imidlertid klimapåvirkningen reduseres. Dette kommer av negative GWP_{bio}-faktorer for brenning av trematerialer som har vært lagret i byggets levetid. Forfatterne argumenterer for at tidsjustering av GWP-faktoren for biogent CO₂ (som GWP_{bio}-metoden) gir et mer realistisk resultat, men at det er viktig å følge konsensus for å få et sammenliknbart LCA-resultat. Dermed foreslår forfatterne å inkludere tidsjustering av GWP-faktorer i fremtidige EPDer.

Petersen & Solberg (2002) sammenliknet klimagassutslippene og energiforbruket over livsløpet til limtresøyler og stålsøyler brukt på Oslo Lufthavn Gardermoen. Levetiden for bygget ble satt til 50 år. Analysen inkluderer gevinsten å brenne trematerialer med energigjenvinning for å erstatte fossile brensler etter EOL. CO₂-opptak av biomassen i vekstfasen ble ikke medregnet.

Flere scenarier er vurdert i analysen. I scenariet ansett som mest sannsynlig av forfatterne antas det at forbrenning av trematerialene erstatter 30 % olje og 70 % vannkraft, at stålet inneholder 50 % skrap, og at stålet erstatter skrap når det resirkuleres. Alternative avhendingsscenarioer inkluderer deponering av treavfallet, at brenning av treavfallet erstatter 100 % olje, og at stålet erstatter jomfruelig stål istedenfor skrap. Gevinster knyttet til resirkuleringen telles to ganger: både i produktfasen (A1-A3) der resirkulert innhold er 50 %, og i EOL-fasen der stålet erstatter skrap eller jomfruelig stål. Analysen omfatter også diskonterte klimagassutslipp, beregnet på samme måte som diskonterte kostnader. Diskonteringsrater på 0 og 8 % er benyttet. Resultatene viser at energiforbruket i produksjonsfasen er 2 til 3 ganger høyere for stålbjolkene enn for limtrebjolkene, og at bruken av fossile brensler er 6-12 ganger høyere. I scenariet ansett som det mest sannsynlige forårsaker produksjonen av stålbjolkene 5 ganger høyere klimagassutslipp enn produksjonen av limtrebjolkene. Dersom limtreavfallet deponeres uten fangst av klimagasser vil stålbjolkene være et bedre alternativ sett over hele livsløpet. Ellers er limtrebjolkene de mest klimavennlige. Deponering av organisk avfall er imidlertid ulovlig i Norge og mange andre europeiske land, og er dermed et lite sannsynlig scenario. At gevinsten av resirkulering av stålbjolkene er medregnet dobbelt bidrar også til å svekke resultatenes relevans. Diskontering av klimagassutslipp viste seg å ha lite innvirkning på resultatene.

Solli et al. (2015) gjennomførte en omfattende LCA av ulike byggematerialer, og sammenliknet klimapåvirkning fra ekvivalente konstruksjonselementer. Funksjonell enhet for analysen er et konstruksjonselement med søyler og drager til et bygningareal på 6x20 meter. Analysen omfatter 6 alternativer for konstruksjonselementet bestående av limtre, fagverk i tre, fagverk i stål, aluminium, plaststøpt og armert betong. Studien vektlegger hvilken innvirkning ulike metodiske valg kan ha på resultatene, og vurderer mange scenarier for å understreke dette. Blant annet varierer systemgrenser, metoder for allokering, tidsperspektiv, produksjonsteknologier og behandling av biogent CO₂. Regnskaps-LCA og konsekvens-LCA er inkludert, samt en slags mellomting mellom disse som følger «dagens praksis» for EPDer. I tillegg til tidsjustering av biogene CO₂-utslipp ved bruk av GWP_{bio} fra Guest et al. (2013b), inkluderer analysen tidsjustering av samtlige klimagassutslipp, såkalt dynamisk LCA. Istedenfor å anta at alle utslipp skjer i år 0, tar dynamisk LCA hensyn til hvor lenge klimagassutslippene virker i atmosfæren innenfor analysens tidshorisont. Utslipp som skjer tidlig i et gitt tidsrom vil dermed tillegges større vekt enn utslipp som skjer mange år frem i tid. Dette fører også til at gevinst for gjenvinning eller erstattet energi etter byggets levetid får noe mindre betydning. De mest utslagsgivende forutsetningene viser seg å være tidsperspektivet for analysen, inkludering av

GWP_{bio}-faktorer og valg av konsekvensielt eller regnskapsmessig analyseperspektiv. Allokering av utslipp knyttet til utvinning av flyveaske fra kullkraftverk, karbonatisering av betong og allokering av gevinst ved resirkulering av stål viser seg også å ha innvirkning på resultatene. Til tross for den store variasjonen i resultater er rangeringen mellom de ulike materialene relativt lik hele veien, og de trebaserte konstruksjonsløsningene kommer best ut for alle kombinasjoner av forutsetninger.

Viktige funn i litteraturstudiet

Alle studiene vurdert i litteratursøket finner at trematerialer og trebygninger forårsaker lavere klimagassutslipp og energiforbruk enn materialer og bygninger i stål og betong. Tabell 2 oppsummerer besparelser i energiforbruk og klimagassutslipp:

Tabell 2. Besparelser i energiforbruk og klimagassutslipp forårsaket av å erstatte bygningsmaterialer i stål og betong med trematerialer i ulike studier.

Artikkel	Funn
Börjesson & Gustavsson (2000)	Primærenergiforbruk i produksjon av materialer er 60-80 % lavere hvis bygningen bygges med bæresystem i tre istedenfor betong. Klimagassutslipp over livsløpet er 2-3 ganger lavere for trebygningen.
Gustavsson et al. (2006)	Forskjellen i CO ₂ -utslipp fra et bygg med trekonstruksjon og et bygg med betongkonstruksjon varierer fra 30 til 130 kg CO ₂ per m ² bygningsareal, avhengig av metodiske valg.
Yeh & Haller (2013)	Trekonstruksjonen har ca. 140 % lavere klimapåvirkning enn tilsvarende strukturer i stål og betong.
Tellnes et al. (2013)	Resulterende klimapåvirkning fra produksjon av materialer er 35 % lavere for en hybridstruktur som består av 50 % tre og 50 % betong sammenliknet med en struktur som består av stål og betong. Dersom betongen i kjernen og fundamentet ikke inkluderes i analysen av de to byggene, er klimapåvirkningen 85 % lavere for trekonstruksjonen enn for konstruksjonen i stål og betong.
Petersen & Solberg (2002)	Produksjon av limtrebjelker forårsaker 2-3 ganger lavere energiforbruk enn produksjon av stålbjelker. I det mest sannsynlige scenariet forårsaker produksjon av limtrebjelker 5 ganger mindre klimagassutslipp enn produksjon av stålbjelker.

Beregnete klimagassutslipp for trebygninger fra den vurderte litteraturen er oppsummert i Tabell 3, og viser et stort spenn i resultatene. Variasjonene skyldes flere faktorer: ulike systemgrenser og EOL-scenarier, og variasjon i antall etasjer og i hvilke klimagasser som er inkludert i analysen. Klimagassutslippene funnet av Salazar & Meil (2009) er betraktelig høyere enn resten. Dette skyldes at flere materialer er inkludert i analysen enn i resten av

studiene, for eksempel singel på gårdsplassen. I tillegg er verken karbonatisering av betong eller bruk av trevirkerester som bioenergi inkludert. Analysene gjennomført av Gustavsson et al. (2009) og Dadoo et al. (2014) er basert på samme metodikk, og indikerer at en 8-etasjes trestruktur forårsaker med CO₂-utslipp per m² enn en 4-etasjes trestruktur.

Tabell 3. Oversikt over resulterende klimagassutslipp for trebygninger fra litteraturstudiet. CO₂/m² betyr at kun CO₂ er medregnet. CO₂-ekv/m² betyr at klimapåvirkning er beregnet. **1-7:** EOL scenario: 90 % av rivningsavfallet brennes og brukes som biobrensel for å erstatte fossile brensler, resten råtner. D inkluderer gevinst fra forbrenning med energigjenvinning av trevirkerester fra materialproduksjon og av rivningsavfall. Karbonatisering av betong er inkludert. **8-10:** EOL-scenario: 100 % av rivningsavfallet deponeres med fangst av klimagasser fra forråtnelsesprosessen. 55 % av klimagassene fanges. Resten er tilsvarende som for 1-7. **11-12:** EOL-scenario: 100 % av rivningsavfallet brennes og brukes som biobrensel. D inkluderer gevinsten fra å erstatte fossile brensler med biobrenselet fra rivningsavfallet. **13-14:** EOL-scenario: 100 % av treavfallet deponeres med fangst av klimagasser fra forråtnelsesprosessen. 70 % av klimagassene fanges. D inkluderer gevinst fra forbrenning av fanget klimagass, som erstatter fossile brensler. **15:** Inkluderer ikke D. Omfatter kun bæresystemet.

Artikkel	Bygningstype	CO ₂ /m ²	CO ₂ -ekv/m ²	A1-A3		A1-A3+D
				Fossilt	Netto	Netto
1 Gustavsson et al. (2009)	8 et.. tre		x*	227	-1	-266
2 Dadoo et al. (2014)	4 et.. konvensjonelt, CLT	x		114	-99	-736
3 Dadoo et al. (2014)	4 et.. konvensjonelt, limtre og LVL	x		151	-40	-685
4 Dadoo et al. (2014)	4 et.. konvensjonelt, moduler i bindingsverk	x		132	-34	-408
5 Dadoo et al. (2014)	4 et.. lavenergi CLT	x		127	-104	-785
6 Dadoo et al. (2014)	4 et.. lavenergi limtre & LVL	x		157	-47	-672
7 Dadoo et al. (2014)	4 et.. lavenergi moduler i bindingsverk	x		137	-41	-449
8 Dadoo et al. (2014)	4 et.. lavenergi CLT	x		127	-104	-523
9 Dadoo et al. (2014)	4 et.. lavenergi limtre & LVL	x		157	-47	-441
10 Dadoo et al. (2014)	4 et.. lavenergi moduler i bindingsverk	x		137	-41	-244
11 Salazar & Meil (2009)	2 et. typisk trehus		x	293	205	193
12 Salazar & Meil (2009)	2 et.. maksimalt trebruk		x	210	54	-87
13 Salazar & Meil (2009)	2 et.. typisk trehus		x	293	205	234
14 Salazar & Meil (2009)	2 et.. maksimalt trebruk		x	210	54	140
15 Tellnes et al. (2013)	6 et.. tre, kun bæresystem		x	103	103	-

*Kun CO₂ og CH₄ er medregnet. ** Verdiene er ikke gitt eksplisitt i studien, men er avledet fra et detaljert diagram.

9.2.3 Kostnader for bygninger med bærekonstruksjoner i massivtre

Masteroppgaven «Økonomisk lønnsomhet ved bruk av bæresystemer i massivtre» (Finstad, 2014) tar for seg økonomiske fordeler og ulemper med massivtre som konstruksjonsmateriale. Oppgaven omfatter kvalitative intervjuer med personer som var involvert i to byggeprosjekter der massivtre ble benyttet - Pentagon studentboliger på Ås og et studentboligprosjekt i Halden. Ifølge svarene fra intervjuobjektene var alle enige om at byggetid for et bygg i massivtre er betraktelig kortere enn et bygg i betong. Leverandøren av massivtreelementer, Woodcon, påpekte at den lave vekten til massivtreelementene sammenliknet med prefabrikkerte betongelementer effektiviserer bruken av kraner. Om prosjektet Ås studentby oppgav Veidekke at de brukte ca. 30-40 % kortere tid på montering av bærekonstruksjonene sammenliknet med tilsvarende konstruksjoner i stål og betong. Ove Skar AS bekreftet at de sparte to måneder med

utgifter til rigg og drift for Halden studentby på grunn av de prefabrikkerte massivtreelementene, sammenliknet med hva som ville vært tilfelle dersom de skulle oppføre et betongbygg.

Flere av intervjuobjektene rapporterte at det krevdes litt lenger prosjekteringstid på grunn av mindre erfaring med massivtre, særlig for prosjektering av lyd- og brannisolasjon. Veidekke poengterte at mangel på informasjon om tekniske løsninger gjorde det nødvendig med testing av forskjellige løsninger på byggeplass. Dette gjaldt særlig løsninger for flanketransmisjon og trinnlyd i forbindelse med etasjeskiller mot vegg. Den ekstra testingen førte til økte kostnader. Studentsamskipnaden i Østfold kommenterte imidlertid at ved å hente erfaringer fra studentboligene på Ås, oppnådde man en effektiv prosjekteringsfase, slik at totale prosjekteringskostnader sannsynligvis ikke ble høyere enn om de hadde prosjektert byggene i stål og betong.

Kalkylen for studentboligene på Ås (utarbeidet av Veidekke) er videre i studien sammenliknet med kostnader basert på normtall fra Norsk prisbok (v. 2013) for et modellprosjekt for en boligblokk i prefabrikkert betong på 3-4 etasjer. Studentboligene på Ås består av blokker på 8 etasjer pluss kjeller. Kostnadene for modellprosjektet er modifisert noe for å ta hensyn til de ulike forutsetningene, men sammenlikningen av kostnader blir likevel veldig vag og lite spesifikk. Dermed trekker ikke forfatteren noen konklusjon basert på kostnadssammenlikningen.

Det er ikke avdekket mer litteratur som spesifikt omhandler forskjeller i kostnader mellom bygg i massivtre og bygg i stål og betong. Sigbjørn Faanes fra Veidekke kan imidlertid bekrefte betraktelig kortere oppføringstid sammenliknet med betong for studentboligblokkene i prosjektet Moholt 5050. For et bygg (9 etasjer) har oppføringstiden i gjennomsnitt vært på 5 uker, noe som er ca. 50 % raskere enn om byggene hadde vært oppført i betong. Videre bekrefter Faanes at lyd har vært utfordrende, men at det ikke er beregnet noe økt risikopåslag på grunn av dette. Mer erfaring med å bygge i tre vil også redusere risiko og kostnader forbundet med dette (personlig kommunikasjon, Sigbjørn Faanes, 18.04.16).

10 Metode

I dette kapittelet beskrives utarbeidelse av problemstilling og mål, valg som er gjort underveis i arbeidet, og en mer dyptgående diskusjon av metodikken som er benyttet. Metode for arbeid som ikke er omtalt i artikkelen er også beskrevet her. Kapittel 10.1 gir en oppsummering av arbeidsprosessen. I kapittel 10.2 utdypes metodiske beslutninger i forbindelse med innhenting av materialdata og beregninger i livsløpsanalysen. For selve beskrivelsen av de metodiske valgene, se artikkelen. Metoden for kostnadsanalysen presenteres i sin helhet i kapittel 10.3.

10.1 Arbeidsprosessen

Problemstilling og mål med masteroppgaven ble utarbeidet i fordypningsprosjektet, som ble gjennomført i løpet av høstsemesteret 2015. Bakgrunnen for valg av tema for oppgaven var et sammenfallende ønske om å vurdere klimapåvirkning fra trebaserte bæresystemer generelt, og for høyhus spesielt, hos samarbeidsbedriften og veileder ved NTNU. Mangel på litteratur som omhandler miljøpåvirkning fra høyhus i tre bekreftet at dette var et aktuelt tema.

Masteroppgaven “Investigating the CO₂-premium for Building Height” (Ytrehus, 2015) avdekket en sammenheng mellom klimagassutslipp fra bæresystem i stål og betong og bygningshøyde. Det var derfor først tenkt å kun finne klimagassutslipp fra tilsvarende bæresystemer i tre, for å sammenlikne resultatet med resultatene for stål og betong. For å få en analyse med mer konsistente systemgrenser og valg av forutsetninger og metodikk, ble det imidlertid i stedet besluttet å regne ut utslippene for stål og betong på nytt, for å forsikre et rettfærdig sammenlikningsgrunnlag.

Fordypningsprosjektet ble brukt til å gjennomføre et grundig litteraturstudium for å avdekke eksisterende kunnskap om høyhus, trebygg og trematerialer. I tillegg ble betongkonstruksjonene som var analysert av Ytrehus (2015) brukt for å definere forutsetningene for bæresystemene i tre. Det ble holdt møter med Mia Nilsson i Asplan Viak for å klargjøre spesifikasjoner for trekonstruksjonene slik at dimensjoneringsarbeidet kunne starte.

I litteraturstudiet ble det avdekket at de metodiske beslutningene har avgjørende betydning for beregnede klimagassutslipp fra bygg. Det ble derfor inkludert som et mål med analysen å vurdere ulike metoder for å beregne utslipp. På bakgrunn av litteratursøket ble en midlertidig metode for LCA-beregningene utarbeidet i prosjektet, i hovedsak basert på utslippsfaktorer fra

EPDer og vitenskapelige artikler. Den midlertidige metoden ble benyttet for å beregne klimapåvirkning fra bæresystemer i tre og betong for et 3-etasjes bygg.

I arbeidet med masteroppgaven har metodikken blitt videreutviklet ved å legge til flere scenarier og å lage en omfattende modell i SimaPro. I tillegg er det gjennomført en kostnadsanalyse. Kostnadsanalysen ble introdusert på bakgrunn av en mangel på kostnadssammenlikninger for bæresystemer i massivtre og stål/betong, og fordi det forelå mengdedata for sammenliknbare bæresystemer. Selv om det ikke var nok tid til å utføre en like dyptgående analyse av kostnader som klimapåvirkning, ble nytteverdien av en slik vurdering vurdert som tilstrekkelig. Det ble forsøkt å samle inn erfaringstall for kostnader i byggeprosjekter med bæresystemer i tre, spesielt kostnader knyttet til rigg og drift av byggeplass. Det har imidlertid vært vanskelig å få tak i representative erfaringstall for trebygninger, da mange byggeprosjekter fortsatt ikke er ferdigstilt.

10.2 Utdypning av metodiske beslutninger

10.2.1 Dimensjonering av byggene og mengdedata

For å skaffe grunnlag til sammenlikningen av bæresystemer, ble det tatt utgangspunkt i allerede dimensjonerte bæresystemer i betong. Byggene opp til 12 etasjer er dimensjonert etter amerikanske krav og forhold. For å gjøre oppgaven mer aktuell for det norske markedet var det et ønske at det høyeste bygget skulle være dimensjonert for norske forhold. Scandic Lerkendal er benyttet til dette formålet, ettersom det fantes BIM-modell for bygget, som har gjort det mulig å hente ut detaljerte mengdedata for bygget.

Betongbyggene opp til 12 etasjer er dimensjonert på skisseprosjektnivå av Ayensu & Jensen (2006). Mengdedata fra studien omfatter antall og dimensjoner for søyler, dekker og vegger, i tillegg til volum av betong (ft³) og massen av stål (lb) som inngår. Dataene er konvertert til metriske enheter. Betongbygget på 21 etasjer er modellert som hotell-delen av Scandic Lerkendal, som består av et høyhus på 21 etasjer pluss kjeller. RIB-filen (rådgivende ingeniør bygg) til byggets BIM-modell er benyttet for å hente ut mengdedata for bæresystemet. For å isolere ut hotelldelen fra resten av bygget er det gjort noen få modifikasjoner i kjelleren: Det er antatt en helhetlig ringmur rundt kjelleren, uten hull mot den andre delen av bygget. I tillegg til kjeller krever grunnen på Lerkendal pelefundamentering. Hotelldelen står på over 400 friksjonspeler i betong. For at de to bærekonstruksjonene skal være sammenliknbare, er det er antatt at trebygget på 21 etasjer står på samme grunn. Trebygget krever imidlertid mindre

fundamentering fordi det kun veier 30 % av betongbyggets vekt. For å ha rikelig med margin er det likevel antatt at trebygget har 250 friksjonspeler, som tilsvarer 62,5 % av pelefundamenteringen til betongbygget.

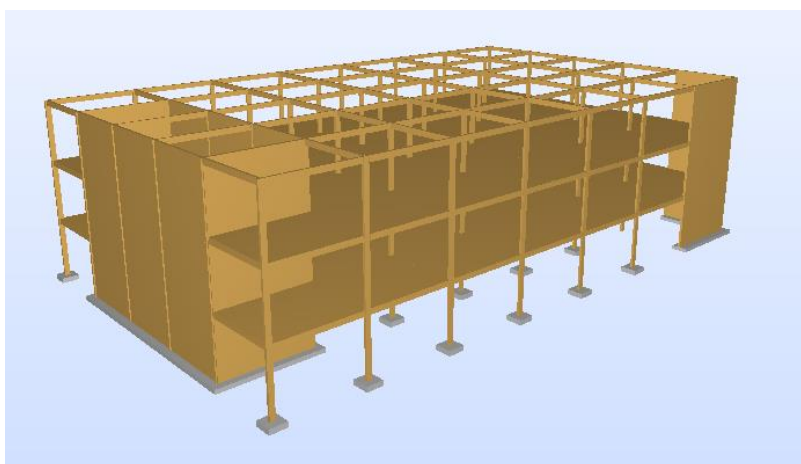
Trekonstruksjonene er dimensjonert av byggingeniør Mia Nilsson i Asplan Viak basert på de dimensjonerende lastene for betongkonstruksjonene og ytre dimensjoner på byggene. Fundamenter for betongbyggene opp til 12 etasjer er også dimensjonert, da dette ikke er inkludert i den opprinnelige analysen til Ayensu & Jensen (2006). Trekonstruksjonene er dimensjonert på skisseprosjektstadiet, det vil si at det ikke har blitt utført detaljerte simuleringer. Programmet "Sofistik" er brukt til å beregne dimensjoner basert på lastkravene. Dimensjonene på bæresystemene opp til 12 etasjer er optimalisert slik at minst mulig materiale er brukt for å møte lastene.

For det høyeste trebygget er kun deler av bæresystemet simulert i Sofistik på grunn av manglende tid til fullstendige simuleringer. Resten av materialene er dimensjonert med god margin, inspirert av FFTT-systemet (Green & Karsh, 2012). I motsetning til FFTT-systemet som bruker stålbjelker for avstivning, er det heller brukt kryss-struktur i ytterkanten for å stive av bygget. Ekstra mengde av bærende massivtrevegger er også benyttet, i tillegg til en kjeller i betong. Ettersom materialmengdene ikke er optimalisert i Sofistik, er det sannsynlig at detaljprosjektering ville gitt lavere materialmengder.

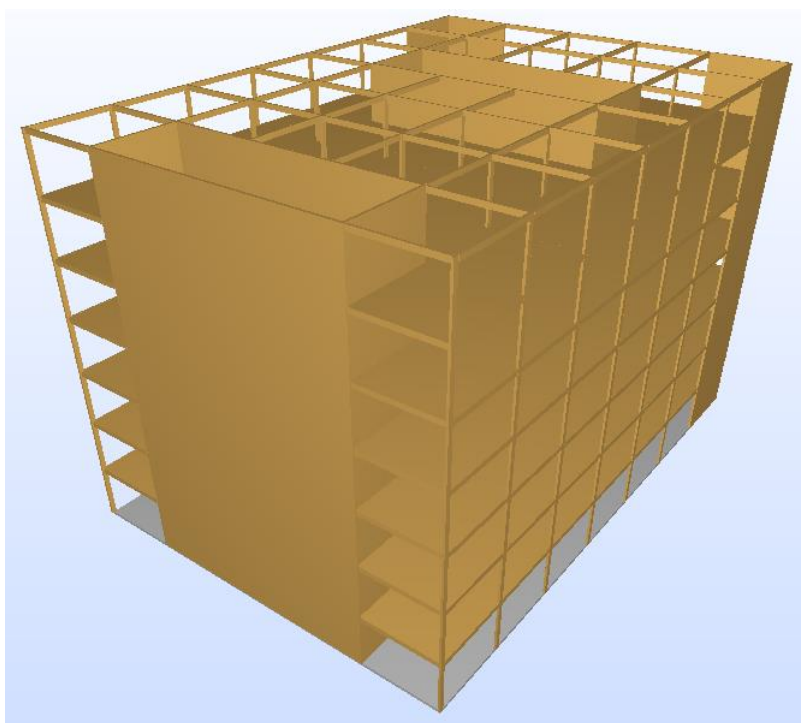
I utregning av utslipp og kostnader er det for enkelhets skyld antatt en gjennomsnittlig tetthet av armeringsstål i betongen for betongkonstruksjonene opp til 12 etasjer. De gjennomsnittlige armeringstetthetene er basert på oppgitt mengdedata fra Ayensu & Jensen (2006), og gjelder dermed kun for selve bærekonstruksjonen og ikke fundamentene. Armeringstetthetene for bærekonstruksjonene er beregnet ved å dele total mengde armeringsstål (kg) på den totale mengden betong i (m^3) i bærekonstruksjonene for hvert bygg. Det betyr at totale mengder av armeringsstål blir uforandret, men at fordelingen av armeringsstål i hver bygningsdel vil avvike noe i denne oppgaven sammenliknet med den originale dimensjoneringen. Antakelsen vil ikke ha noe å si på totale utslipp eller kostnader for byggene, men vil påvirke de relative bidragene fra hver bygningsdel noe. Resulterende gjennomsnittlig armeringstetthet avledet av oppgitte mengdedata er $36,23 \text{ kg/m}^3$, 39 kg/m^3 og $44,62 \text{ kg/m}^3$ for betongbyggene på 3, 7 og 12 etasjer. De faktiske armeringstetthetene benyttet av Ayensu & Jensen (2006) er imidlertid høyere for søyler og vegger, og lavere for dekker.

For betongbygget på 21 etasjer er det antatt armeringstettheter i henhold til EPDer på prefabrikkerte betongelementer fra Con-Form (Bakke & Krogh, 2015; Vold, 2011a; Vold, 2011b), som var leverandør for Scandic Lerkendal. Armeringstetthetene benyttet er 139 kg/m^3 , 127 kg/m^3 og 92 kg/m^3 for hhv. dekker, vegger og søyler. Tilsvarende armeringstettheter er antatt for betong i fundament og kjeller for trebyggene, samt for fundamentene for betongbyggene opp til 12 etasjer.

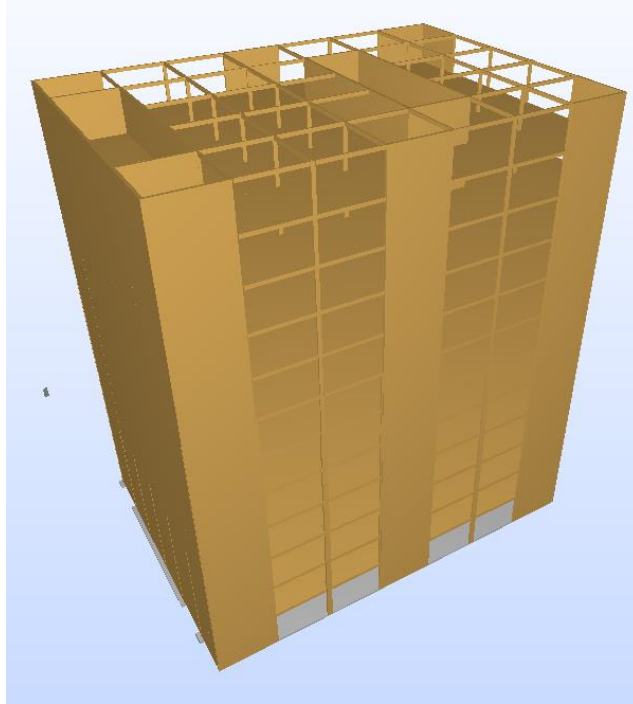
Figurene under viser modellene for trekonstruksjonene:



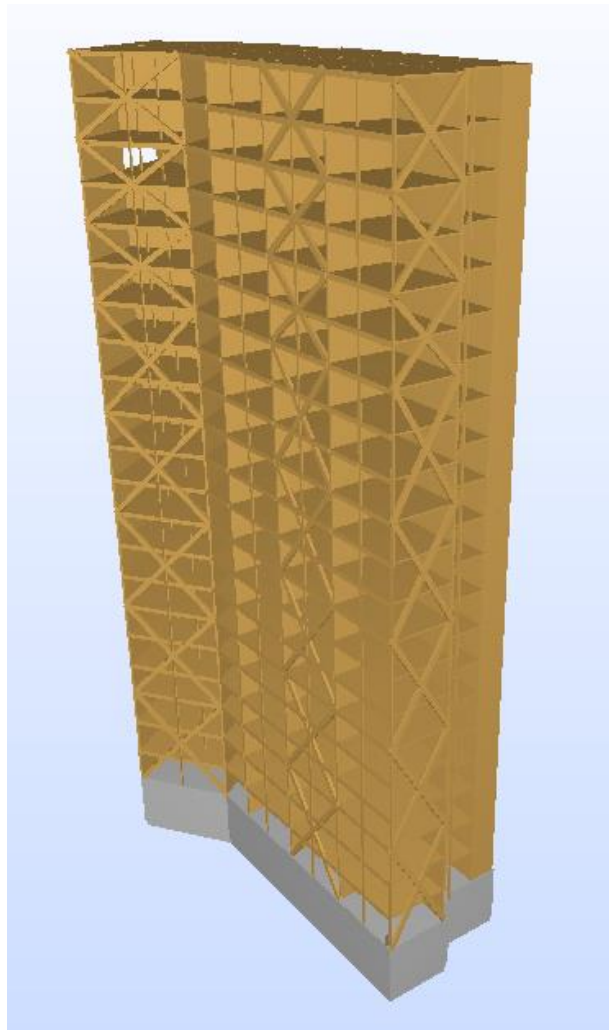
Figur 20. Trekonstruksjon for et bygg på 3 etasjer.



Figur 21. Trekonstruksjon for et bygg på 7 etasjer.



Figur 22. Trekonstruksjon for et bygg på 12 etasjer



Figur 23. Trekonstruksjon for et bygg på 21 etasjer

10.2.2 Metodiske valg i livsløpsanalysen

Dette kapitlet utdyper og diskuterer de metodiske valgene som er gjort i forbindelse med utregning av klimapåvirkning fra bæresystemene. Metoden presenteres i større detalj i kapittel 3 i artikkelen.

Systemgrenser

Systemgrensene for livsløpsanalysen er satt til vugge-til-port (A1-A3). Dette ansees som hensiktsmessig for å vurdere to ulike materialvalg for et gitt bæresystem. Transport fra leverandør til byggeplass, byggefase og rivefase er påvirket av forhold som kan variere svært mye fra prosjekt til prosjekt. Disse fasene er derfor utelatt. Flere studier tyder også på at byggefase og rivefase har liten miljøpåvirkning sammenliknet med den totale miljøpåvirkningen til et bygg (Sartori & Hestnes, 2007; Dahlstrøm et al., 2012). Transport til byggeplass er likevel viktig å ta i betraktning når miljøpåvirkningen til et bestemt bygg skal vurderes, og bør inngå dersom man skal vurdere ulike materialvalg for et spesifikt prosjekt.

Avfallshåndtering av byggematerialene har også stor betydning for miljøpåvirkningen til et bygg. Gjenbruk og resirkulering av materialer kan gi en betraktelig mindre miljøpåvirkning enn om materialene deponeres. Modul D for resirkulering og gjenvinning er derfor inkludert i den konsekvensielle metoden i analysen. I forarbeidet som ble gjort i prosjektoppgaven var også modulene C3 og C4 for avfallsbehandling inkludert. C3 omfatter for eksempel utslipp knyttet til sortering av avfall eller andre forberedelser til resirkulering, mens C4 omfatter utslipp knyttet til deponi eller forbrenning (StandardNorge, 2011b). I denne analysen er imidlertid forbrenning av trematerialene inkludert i vugge-til-port-resultatet. Dette er vanlig praksis for trematerialer dersom man beregner miljøpåvirkninger for vugge-til-port – hvis ikke vil kun opptaket og ikke utslippet av biogent CO₂ medregnes. Dersom biogent CO₂ regnes som klimanøytralt, kan dette gjøres på to måter: Enten inkludere både opptak og utslipp, eller ekskludere begge. Hvis tidspunkter for biogene opptak og utslipp skal tas hensyn til, multipliseres GWP_{bio}-faktoren med mengden av biogent CO₂ som tilsvarer karboninnholdet i trematerialene. For de andre materialene viste det seg i prosjektoppgaven at C3 og C4 hadde liten innvirkning på de totale utslippene (Skullestad, 2015). Det største bidraget til disse fasene viste seg å være bidraget fra knusing av betong. Dette er flyttet til modul D i denne studien, fordi det er antatt at knusing av betong til grus-størrelse kun forekommer dersom den skal gjenbrukes i veifylling og lignende.

Metoder og scenarier

LCA er benyttet for å beregne *utslippsfaktorer* for de ulike materialene, som her angir klimagassutslipp i CO₂-ekvivalenter per enhet materiale. Antakelser gjort i modelleringen av utslippsfaktorer for materialene er basert på litteraturen som er presentert i kapittel 9.2.2, og standarder presentert i kapittel 8.4. I litteraturstudiet ble det bl.a. beskrevet vanlige avhendingsscenarier for de ulike materialene. Det ble også avdekket at klimapåvirkning fra biogent CO₂ er et omdiskutert tema, og at stadig flere anbefaler en tidsjustering av GWP-faktoren som brukes for å beregne dette. Den store variasjonen i resultatene i litteraturen indikerte også at metodiske valg har stor betydning. På bakgrunn av disse funnene ble det besluttet å gjennomføre livsløpsanalysen med tre alternative metoder for å gjøre analysen mer robust. De tre metodene er inspirert av Solli et al. (2015), men er forenklet og tilpasset til denne analysens mål og omfang. Blant annet er dynamisk LCA utelatt på grunn av mangel på tid innenfor rammene for denne oppgaven.

De tre metodene er beskrevet i artikkelen og oppsummert i Table 3 i artikkelen. De to første metodene er begge basert på regnskaps-LCA og er begrenset til vugge-til-port. Metode 1 følger standarder som ligger til grunn for EPDer, og er inkludert for at utslippsfaktorer og resultater beregnet i denne studien skal være sammenliknbare med EPDer og andre livsløpsanalyser som følger «standard» metode. Metode 2 inkluderer GWP_{bio}-faktorer fra Guest et al. (2013b) og opptak av CO₂ for betong som følge av karbonatisering, samt bruker masseallokering istedenfor økonomisk allokering for treprodukter, og allokere utslipp fra kullkraftverk til flyveaske i betongen. Metode 3 er basert på et konsekvensielt perspektiv der hendelser som forekommer etter byggets levetid er tatt hensyn til. Dette inkluderer karbonatisering av knust betong etter riving og gjenbruk og gjenvinning i modul D. I tillegg er generiske prosesser fra Ecoinvent basert på den konsekvensielle systemmodellen benyttet, og de ulike treproduktene er modellert med substitusjon av naturgass istedenfor med allokering. Gevinst for resirkulering av stål gis dessuten til produsenter av stål istedenfor til forbruker av skrap, ettersom det er mangel på skrap i dagens marked.

De tre metodene omfatter ulike valg for hvordan klimaendringen for bæresystemene skal beregnes. I tillegg er det inkludert ulike scenarier for hvordan materialene produseres. Disse er angitt i Table 4 i artikkelen. Det er antatt tre ulike produksjonsteknologier for stål og betong, men ikke for tre. Grunnen til dette er at resulterende utslipp for trematerialene avhenger mest av elektrisitetsmiks, ettersom elektrisitet er den klart største inngangsfaktoren. Dersom tre ulike

elektrisitetmikser skulle antas for trematerialene, måtte de samme tre antas for stål og betong for å få en rettferdig sammenlikning. Det er imidlertid antatt kun én elektrisitetmikser for alle produksjonsteknologier i hver metode for å isolere virkningen av karbonatisering, flyveaskeinnhold og resirkuleringsgrad i de ulike produksjonsteknologiene. Nordisk elektrisitetmikser er benyttet i metode 1 og 2 for at materialene skal være representative for det nordiske markedet. I metode 3 er det antatt forbruk av elektrisitet i Norden fører til økt import av europeisk elektrisitet, og dermed regnes utslippsfaktorene ut med europeisk elektrisitetmikser i denne metoden. Variasjoner av elektrisitetmikser innen de ulike metodene er inkludert i en sensitivitetsanalyse. Resultatene fra denne er presentert i kapittel 11.2.4.

Bruk av SimaPro og Ecoinvent

Utslippsfaktorene for de ulike materialene er beregnet ved å modellere enhetsprosesser for materialene i SimaPro. En enhetsprosess modellerer hvilke inngangsfaktorer som trengs, produsert avfall og eventuelle direkte utslipp per enhet. Materialprosessene er brukt for å bygge opp system-modeller i SimaPro for de ulike bæresystemene, ved å angi mengder av de ulike materialene i hvert bæresystem. Total klimapåvirkning fra hvert bæresystem er beregnet ved å bruke ReCiPe-metoden. Det er i tillegg utført kontrollerende beregninger av klimaendring for hvert bæresystem i regneark for å luke ut feil i SimaPro-modellen. Dette er gjort ved å først beregne utslippsfaktorene i SimaPro, og deretter multiplisere materialmengdene for hvert bæresystem med korresponderende utslippsfaktorer.

System-modellene er modellert som parametriserte modeller der ulike sett med antakelser kan justeres for hver beregning. Parametere for elektrisitetmikser, innhold av skrapstål, sement-type, GWP_{bio} -faktorer, allokeringsregler osv. er lagt inn i enhetsprosessene det gjelder. På denne måten kan klimapåvirkning beregnes for ulike metoder og scenarier.

Det er laget spesifikke materialprosesser for hver av de tre metodene der dette er nødvendig, ettersom disse varierer i analyseperspektiv og innhold av andre enhetsprosesser. Utslippsfaktorene beregnet med metode 1 og 2 er basert på enhetsprosesser beregnet med systemmodellen «Allocation, recycled content» fra Ecoinvent. Denne er valgt fremfor «Allocation, default», fordi den sistnevnte ikke medregner noen gevinst fra resirkulering av materialer. Dette gir dermed en mest mulig ren regnskaps-LCA der påvirkninger i markedet ikke tas hensyn til. Bruk av denne modellen sikrer at de generiske prosessene har samme systemgrenser som de spesifikke prosessene når det kommer til gjenbruk og resirkulering. I

metode 3 baserer alle benyttede generiske prosesser seg på systemmodellen «Consequential». Denne tar i større grad hensyn til endringer i markedet ved bruk av de ulike enhetsprosessene, ved at substitusjon av tilsvarende produkter benyttes istedenfor allokering, se kapittel 8.4.3. I tillegg til å velge enhetsprosesser fra denne modellen i metode 3, er det lagt til spesifikke prosesser for unngåtte utslipp i modul D. Dette er gjort ved å legge inn negative utslipp tilsvarende materialene og energien som erstattes, som beskrevet i artikkelen.

10.2.3 Modellering av utslippsfaktorer for limtre og massivtre

Modellering av treprosessene er basert på inventardata fra MIKADO-prosjektet (Wærp et al., 2009), oversendt fra SINTEF Byggforsk. Både limtre og massivtre består av skurlast (fra furu og gran) og lim. Dermed er det antatt like inventardata frem til limingen. Herfra varierer andel lim og trevirke. Det er antatt at limtre har en tetthet på 470 kg trevirke per m³ og at massivtre har en tetthet på 500 kg/m³. Resten av inngangsfaktorene er antatt like for de to materialene. Systemgrensen omfatter hele veien fra såing av frø til hogst, sagbruk og til produksjonssted for limtre og massivtre, inkludert transport. Dermed er det laget materialprosesser i SimaPro for en rekke midlertidige treprodukter, bl.a. tømmer under bark, høvellast med og uten emballasje, skurlast og kutteflis.

Beregninger av biogent karboninnhold og tilhørende utslipp er basert på NS 16449 (StandardNorge, 2014b). Klimapåvirkning fra biogene utslipp er beregnet ved å multiplisere GWP_{bio}-faktorene med antall kg biogene utslipp som tilsvarer karboninnholdet i 1 m³ tremateriale. En faktor på 0,44 er benyttet for alle biogene utslipp som forekommer i produksjonsfasen, da disse er antatt å skje innen ett år etter felling. En faktor på -0,06 er benyttet for de biogene utslippene ved brenning av rivningsavfallet etter 60 år.

Tilgjengelig energi til forbrenning fra trematerialene etter endt levetid er beregnet ved å anta en nedre brennverdi på 5,4 kWh/kg, basert på brennverdier for furu og gran angitt av Norsk institutt for skog og landskap (Belbo & Gjølsjø, 2008). En energimengde tilsvarende energiinnholdet i 90 % av trematerialene i bygget er videre antatt å erstatte naturgass. Dette tilsvarer 17,5 MJ/kg tilgjengelig for varmeenergi per kg trevirke – 8 225 MJ per m³ limtre som brennes, og 8 750 MJ per m³ massivtre som brennes. Erstatningen av naturgass er lagt inn i modul D ved å lage en egen prosess i SimaPro der det trengs en tilsvarende negativ mengde energi fra naturgass.

10.2.4 Modellering av utslippsfaktorer for betong

Betong deles inn i såkalte trykkfasthetsklasser som angir fastheten til betongen. Høyere fasthet krever mer sement per m³ betong, og fører derfor til høyere utslipp. Styrkeklasser betegnes i henhold til NS-EN 206:2013+NA2014 med dobbeltnotasjoner som angir verdi for såkalt sylindrefasthet og terningfasthet (StandardNorge, 2014a). Notasjonen består av bokstaven «C» etterfulgt av [sylindrefasthet]/[terningfasthet]. I Norge er det tradisjonelt benyttet enkeltnotasjon der kun sylindrefasthet angis etter bokstaven «B». Sylindrefasthet refereres normalt til som trykkfasthet.

Betong med styrkeklasse C25/30 (25 MPa sylindrefasthet, også kalt B25) er modellert i SimaPro med utgangspunkt i en prosess fra Ecoinvent for betong med sylindrefasthet 30-32 MPa. Betong med styrkeklasse C35/45 er basert på en prosess for betong med 50 MPa. For begge betongtypene er elektrisitmiks byttet ut med elektrisitmikser som omtalt i artikkelen. I tillegg er det lagt inn spesifikke sementprosesser der innhold av flyveaske er justert i henhold til produksjonsscenario. Tabell 4 oppsummerer de viktigste antakelsene for betongprosessene benyttet i analysen:

Tabell 4. Antakelser benyttet i modellering av utslippsfaktorer for betong. *Sement til betong* angir mengden sement per m³ betong. *Klinker til sement* angir mengde klinker per kg sement. Tilsvarende for *flyveaske til sement*.

Betongprosess	Betong C25/30			Betong C35/45		
	PA	PB	PC	PA	PB	PC
Sement til betong (kg/m ³)	300	300	300	348	348	348
Klinker til sement (kg/kg)	0,9	1,17	0,6	0,9	1,17	0,6
Flyveaske til sement (kg/kg)	0,05	0	0,3	0,05	0	0,3

I metode 3 er det i tillegg modellert en prosess for å knuse betong, og en prosess for unngåtte utslipp fra utvinning av grus som kan erstattes med knust betong. Inngangsfaktorer for begge prosessene er hentet fra Wahlström et al. (2014).

Karbonatisering

Karbonatiseringsprosessen i sement fører til at en andel av CO₂-utslippene som stammer fra kalsineringsprosessen tas opp og bindes tilbake til sementen over tid. Dette betyr at CO₂-utslipp fra betongmaterialer over livsløpet er noe mindre enn utslippene forbundet med produksjonen av materialene.

Karbonatisering av betong er beregnet for alle betongstrukturer med metodikken beskrevet av Pommer & Pade (2005). I den forbindelse er det beregnet overflatearealer for alle strukturer når

byggene står, og etter at betongen er knust. Overflatearealene for konstruksjonene er beregnet ved å summere overflater for alle søyler, bjelker, vegger og dekker. For den knuste betongen er overflatearealene beregnet på bakgrunn av Pommer and Pade, der det er antatt en prosentvis fordeling av størrelsen på de knuste partiklene som varierer fra <1 mm til >30 mm.

Karbonatiseringsopptak av CO₂ for en struktur eller et materiale kan regnes ut ved formelen:

$$\text{Opptak av CO}_2 = D \cdot O \cdot r_{\text{CaO}} \cdot m_s \cdot a_k \cdot a_{\text{CaO}} \cdot \frac{M_{\text{CO}_2}}{M_{\text{CaO}}} \quad (2)$$

der:

- D = karbonatiseringsdybde (m)
- O = eksponert betongoverflate (m²)
- r_{CaO} = andel av tilgjengelig CaO som kan reagere med CO₂
- m_s = mengde sement i betong (kg/m³)
- a_k = andel klinker i sement (%)
- a_{CaO} = andel CaO i klinker (%)
- M_{CO_2} = molmassen til CO₂
- M_{CaO} = molmassen til CaO

Det antas i Pommer & Pade (2005) at $r_{\text{CaO}} = 75 \%$ og at $a_{\text{CaO}} = 65 \%$. Karbonatiseringsdybden regnes ut ved:

$$D = K \cdot \sqrt{t} \quad (3)$$

der

- D = karbonatiseringsdybde (m)
- K = faktor for karbonatiseringsraten = $k_1 \cdot k_2 \cdot k_3$
- t = eksponeringstid (år)

Verdien for k_1 avhenger av styrkeklasser og type eksponering, og er angitt i tabell 4.1 i Pommer & Pade (2005). k_2 inkluderer korrigeringer for overflatebehandling, og k_3 korrigerer for innhold av flyveaske eller andre tilsetninger. For k_1 er det antatt “indoor concrete”, og for k_2 “indoor house concrete”. k_3 -verdiene avhenger av

produksjonsscenario. Verdiene som er brukt til å regne ut karbonatiseringsraten er oppsummert i Tabell 5. Verdien for k3 benyttet i referansescenariet gjelder for 15 % flyveaske, men er antatt å også gjelde for 5 % flyveaske.

Tabell 5. Benyttede k-verdier for utregning av karbonatiseringsdybde. Hentet fra Pommer & Pade (2005).

Konstant	Kommentar	Verdi
k1	Innendørs eksponering 25-35 MPa	6 mm * år ^{-0,5}
	Innendørs eksponering > 35 MPa	3,5 mm * år ^{-0,5}
k2	Overflatebehandling for innendørs bruk	0,7
k3	0 % flyveaske (worstcase scenario)	1
	15 % flyveaske (referansescenario)	1,05
	30 % flyveaske (bestcase scenario)	1,1

10.2.5 Modellering av utslippsfaktorer for stål

Stålprosessene er modellert ved hjelp av tre Ecoinvent-prosesser: En prosess for produksjon av jomfruelig stål («steel, low-alloyed, steel production, electric»), en prosess for produksjon av stål fra skrapstål («steel, low-alloyed, steel production, converter»), og en bearbeidingsprosess for valsing av stål («hot rolling»). Andel stål fra skrap, samt elektrisitetsmiks er modifisert for alle scenarier.

10.2.6 Sammenlikning av beregnede utslippsfaktor med verdier i litteraturen

Utslippsfaktorer beregnet med LCA-modellen er sammenliknet med utslippsfaktorer fra EPD og litteratur for å kontrollere at de er representative. Tabell 6 viser utslippsfaktorene for treprodukter i denne studien sammenliknet med EPD-verdier og Solli et al. (2015). Nyere EPDer inkluderer opptak av biogent karbon i fase A1, og utslipp av samme mengde i avhendingsfasen. Dette er tilfellet for begge EPDene brukt i sammenlikningen. Det betyr at avhendingsfasen inneholder en miks av biogene CO₂-utslipp og andre klimagassutslipp fra avhendingsprosesser som sortering av rivningsavfall. Tallene i Tabell 6 markert med * er utledet fra EPDene ved å regne ut biogene CO₂-utslipp vha. NS 16449 (StandardNorge, 2014b), og legge disse til det negative vugge-til-port-resultatet. Dette er gjort for å ha samme systemgrenser for alle faktorene i tabellen, altså A1-A3 hvor biogene utslipp i avhendingsfasen er inkludert.

Tabell 6. Utslippsfaktorer for limtre og massivtre benyttet i denne studien sammenliknet med andre kilder.

Kilde	Kommentar	Systemgrenser	kg CO ₂ e/m ³
Denne studien	Limtre, metode 1	A1-A3	91,4
Denne studien	Limtre, metode 2	A1-A3	156
Denne studien	Limtre, metode 3	A1-A3 + D	-608
Tellnes (2015) (EPD)	Moelven standard limtrebjelke	A1-A3 + C3*	92
Tellnes (2015) (EPD)	Moelven standard limtrebjelke	A1-A3 + C3* + D	-246
Denne studien	Massivtre, metode 1	A1-A3	104
Denne studien	Massivtre, metode 2	A1-A3	173
Denne studien	Massivtre, metode 3	A1-A3 + D	-639,88
Bossenmayer (2014a) (EPD)	Massivtre, Tyskland	A1-A3 + C3*	191,23
Bossenmayer (2014a) (EPD)	Massivtre, Tyskland	A1-A3 + C3* + D	-168,77
Solli et al (2015) (LCA)	Ulike metoder og systemgrenser	A1-A3/+D	-558 - +275

* EPDene definerer utslipp fra forbrenning av trematerialer i fase C3, som i denne studien er innbakt i A1-A3.

Beregnete utslippsfaktorer for limtre og massivtre i denne studien er basert på data som ble brukt til å utarbeide EPDer i 2009. Nordisk elektrisitetssmiks ble benyttet i disse EPDene. Det ser ut til at samme data er lagt til grunn for den nye norske EPDen (Tellnes, 2015), ettersom vugge-til-port-resultatet for denne er omtrent det samme. Metode 2 i denne studien gir høyere utslipp enn EPDen på grunn av inkludering av GWP_{bio}. Vugge-til-port-resultatet for det tyske massivtreproduktet ligger over faktoren brukt i denne studien, fordi det er antatt en elektrisitetssmiks med høyere andel fossile energikilder.

Inkludering av modul D gir større gevinst i denne studien sammenliknet med i EPDene. Dette skyldes blant annet at gevinst fra forbrenning av rester fra produksjon av trematerialer er inkludert i denne studien. Utslippsfaktorene for metode 3 er dermed noe optimistiske, og representerer beste mulige praksis. De er likevel beholdt slik i analysen for å vise det fulle potensialet for besparelse av klimagassutslipp ved bruk av trematerialer. Tellnes (2015) har antatt at rivningsavfallet brennes og erstatter oppvarming fra norsk elektrisitetssmiks og fjernvarme. Den tyske EPDen har antatt erstatning av naturgass, som i denne studien. Erstatning av naturgass som varmekilde er muligens ikke så aktuelt i Norge, men er mer aktuelt generelt i Norden (Gjengedal et al., 2012).

Tabell 7. Utslippsfaktorer for betong (kg CO₂ekv/m³) i denne studien sammenliknet med EPDer og andre kilder. Systemgrenser er A1-A3 for alle utslippsfaktorer vist, bortsett fra for utslippsfaktorene beregnet med metode 3 i denne studien, som også inkluderer D. FA = flyveaske.

Kilde	Kommentar	30 Mpa	45 Mpa
Denne studien metode 1	0 % FA, nordisk	383	433
Denne studien metode 2	0 % FA, nordisk	349	404
Denne studien metode 3	0 % FA, nordisk	297	356
Hammond & Jones (2011) (Database)	Britisk gjennomsnitt, 0% FA	348	442
Smepllass et al. (2015)	Bransjereferanse	320	360
Denne studien metode 1	5 % FA, nordisk	291	326
Denne studien metode 2	5 % FA, nordisk	272	312
Denne studien metode 3	5 % FA, nordisk	231	276
Hammond & Jones (2011) (Database)	Britisk gjennomsnitt, 15 % FA	324	409
Hammond & Jones (2011) (Database)	Britisk gjennomsnitt, 30 % FA	291	364
Skjæveland & Brekke (2013) (EPD Norge)	Norge, ukjent mengde FA	244	
Eriksen (2015) (EPD Norge)	Norge, ukjent mengde FA		252
Smepllass et al. (2015) (Kriterie)	Lavkarbon A (ca. 24 % FA)	205	
Denne studien metode 1	30 % FA, nordisk	207	228
Denne studien metode 2	30 % FA, nordisk	235	266
Denne studien metode 3	30 % FA, nordisk	167	199
Solli et al. (2015) (LCA)	0-24 % FA, ulike metoder	234-380	

Sammenlikning av utslippsfaktorene for betong er vist i Tabell 7. Generelt ligger utslippsfaktorene beregnet med metode 1 litt høyere enn tilsvarende utslippsfaktorer fra andre kilder. Dette er naturlig i sammenlikning med betong produsert med norsk elektrisitet, som vil føre til lavere utslipp enn dersom nordisk miks legges til grunn. Utslippsfaktoren for metode 1 og 0 % flyveaske ligger også høyere enn tilsvarende faktor for britisk gjennomsnitt. Dette kan skyldes at kilden (fra 2011) er utdatert, eller at de generiske prosessene fra Ecoinvent som er brukt gir et noe høyt estimat på klimagassutslipp sammenliknet med hva de faktiske produsentene forårsaker. For høyere innhold av flyveaske ligger imidlertid faktorene i denne studien under de britiske gjennomsnittsfaktorene, som forventet. Metode 2 gir lavere utslippsfaktorer enn metode 1, bortsett fra for best case-scenariet med 30 % flyveaske, der allokering av utslipp fra flyveaske fører til høyere utslipp, som overstiger gevinsten fra karbonatisering (jf. Table 5 i artikkelen). Generelt spenner utslippsfaktorene beregnet for betong i denne studien over hele spekteret av det som er funnet i litteraturen, og antas å være representative i et nordisk marked.

Tabell 8 viser utslippsfaktorene for armeringsstål sammenliknet med EPDer for stålprodukter. Det finnes lite EPDer på armeringsstål, men den viktigste faktoren som skiller klimapåvirkning for armeringsstål fra konstruksjonsstål er andel skrap. Dette er normalt vesentlig høyere for armeringsstål enn for gjennomsnittlig konstruksjonsstål. Det er sett på flest EPDer for

konstruksjonsstål som er bearbeidet med valsing, siden dette er antatt som bearbeidingsprosess for armeringsstålet. Utslippsfaktorene i metode 1 og 2 stemmer godt overens med utslippsfaktorer fra EPDene, tatt i betraktning ulike skrapmengder og produksjonssteder. Utslippsfaktorene for metode 3 ligger ikke overraskende over tilsvarende faktorer fra EPDer, fordi det ikke gis gevinst til andel skrap her, men heller til å gjøre skrap tilgjengelig. Stålprosessen for metode 3 er basert på samme prosesser som i metode 1 og 2, slik at det kun er allokering av resirkuleringsgevinsten som utgjør forskjellen i utslippsfaktor.

Tabell 8. utslippsfaktorer for stål i denne studien sammenliknet med utslippsfaktorer i EPDer for stålprodukter som inkluderer bearbeiding. Systemgrenser er A1-A3 for alle utslippsfaktorer vist, bortsett fra for utslippsfaktorene beregnet med metode 3 i denne studien, som også inkluderer D.

Kilde	Andel skrap	kg CO ₂ e/kg	Produksjonssted	Kommentar
Sedal (2014) (EPD Norge)	Ukjent	2,2	Latvia	Stål til søyler, bjelker, dragere
Fet (2014d) (EPD Norge)	11 %	2,47	Europa	Konstruksjonsstål, plater (valset)
Fet (2014b) (EPD Norge)	13 %	2,29	Europa	Konstruksjonsstål "Cold formed structural hollow sections"
Fet (2014c) (EPD Norge)	13 %	2,1	Europa	Konstruksjonsstål "Hot finished structural hollow sections"
Denne studien metode 1 og 2	16 %	2,21	Norden	Armeringsstål med bearbeiding (valsing)
Denne studien metode 3	(16%)	(2,32)	Norden	Armeringsstål med bearbeiding (valsing)
Sedal (2016) (EPD Norge)	20-30 %	2,44	Finland	Konstruksjonsstål med bearbeiding (valsing)
Bossenmayer (2013) (Tysk EPD)	35 %	1,73	Europa	Konstruksjonsstål med bearbeiding (valsing)
Denne studien metode 1 og 2	80 %	0,89	Norden	Armeringsstål med bearbeiding (valsing)
Denne studien metode 3	(80%)	(2,32)	Norden	Armeringsstål med med bearbeiding (valsing)
Fet (2014a) (EPD Norge)	85 %	1,16	Europa	I,H,U,L,T-profiler (valset)
Bossenmayer (2014b) (Tysk EPD)	100 %	0,632	Spania + Polen	Konstruksjonsstål
Denne studien metode 1 og 2	100 %	0,48	Norden	Armeringsstål med bearbeiding (valsing)
Denne studien metode 3	(100%)	(2,32)	Norden	Armeringsstål med bearbeiding (valsing)
Almemark (2016) (EPD Norge)	100 %	0,36	Norge	Armeringsstål med bearbeiding (valsing)

10.3 Metode for kostnadsanalysen

Kostnadsvurderinger for ulike materialalternativer i bygg bør betrakte hele livsløpet til bygget. Levetidskostnader (LCC - life cycle costs) omfatter kostnader til forvaltning, drift og vedlikehold, i tillegg til investeringskostnadene. Levetidskostnadene vil kunne avdekke forskjeller i kvalitet og varighet for ulike byggematerialer. Ettersom bæresystemet for et bygg er antatt å vare ut levetiden til hele bygget, er det ikke aktuelt å beregne kostnader knyttet til utskiftning og/eller forventet vedlikehold. Driftskostnader er heller ikke aktuelt for et bæresystem. Dermed er det i denne studien kun beregnet kapitalkostnader for bæresystemene, og kostnadsvurderingen representerer dermed ikke en tradisjonell LCC.

Det er foretatt en forenklet kalkyle av materialkostnader for de ulike bæresystemene i henhold til standard kontoplan etter NS 3451 "Bygningsdelstabellen" og NS 3453 "Spesifikasjon av kostnader i byggeprosjekt" (StandardNorge, 2009; StandardNorge, 1987). Kontoplanen er gjengitt i Tabell 9. Det er kun beregnet kostnader for konto 2 «Bygning», i tillegg til veldig overslagsmessige beregninger for rigging og drift av byggeplass under konto 1 «Felleskostnader». Konto 3 til 7 ansees som irrelevante i denne studien. Konto 1, 8 og 9 vil variere fra prosjekt til prosjekt, og er vanskelige å anslå for teoretiske case. Selv om Finstad (2014) avdekket at massivtre kan føre til økte prosjekteringskostnader, er dette ikke tatt hensyn til i denne studien av to årsaker. For det første er det svært vanskelig å anslå prosjekteringskostnader tilknyttet dette på generelt grunnlag, og for det andre vil økende erfaring med massivtre mest sannsynlig kunne føre til lavere prosjekteringskostnader (Finstad, 2014).

Tabell 9. Standard kontoplan for kalkyle av bygningskostnader

Konto	Innhold
0. Reserver og marginer	Forventede tillegg, marginer for byggherres sikkerhet, prisstigning
1. Felleskostnader	Rigging og drift av byggeplass, entreprisadministrasjon, hjelpearbeider for tekniske anlegg
2. Bygning	Riving og forberedende arbeider, bæresystemer, vegger, dekker, tak, fast inventar, trapper, balkonger og malerarbeider
3. VVS	Alt tilknyttet VVS-systemer
4. Elkraft	Elkraftinstallasjoner, belysning, elektriske varmeovner, høyspent og lavspent forsyning
5. Tele og automatisering	Basisinstallasjon for tele og automatisering, telefoni, alarmsystemer, lyd- og bildesystemer, automatisering, instrumentering
6. Andre installasjoner	Prefabrikkerte rom som kjøle- og fryserom, heiser, rulletrapper, sceneteknisk utstyr, utstyr for avfall og støvsuging
7. Utendørs	Rigging, drift, nedrigging, bearbeidet terreng, parker og hager, utendørs infrastruktur
8. Generelle kostnader	Prosjektering, administrasjon, bikostnader, forsikringer, gebyrer
9. Spesielle kostnader	Inventar og utstyr, tomt, finansieringskostnader, salgskostnader, avgifter

10.3.1 Materialkostnader

Med materialkostnader menes her kostnadene for alle materialene som inngår i de ulike bæresystemene. Disse kostnadene hører inn under konto 2 i standard kontoplan. Enhetspriser fra Norsk Prisbok v2016.01 er benyttet (NorskPrisbok, 2016). Enhetsprisen inkluderer kostnad for materiale levert på byggeplass, festemateriell, montasje, kjøpte tjenester og påslagsprosent (ISY Calcus brukerdokumentasjon versjon 6.1).

For betongbyggene er det beregnet kostnader for to alternativer: plasstøpt og prefabrikkert (prefab) betong. For prefab-alternativet er det antatt plasstøpte fundamenter. For trekonstruksjonene er det også beregnet to alternativer. Første alternativ baserer seg utelukkende på priser fra Norsk Prisbok. Andre alternativ benytter priser fra massivtreprodusenten Massivlust AS (personlig kommunikasjon, Casper Helmark Andersen, 04.04.2016) for massivtreelementene. For begge trealternativene er det antatt plasstøpt armert

betong i fundament, unntatt for bygget på 21 etasjer. Her er det antatt prefabrikkert hulldekke i første etasje over kjeller, imens resten av kjelleren antas å være plasstøpt.

Kostnadene som er benyttet er presentert i vedlegg 2. Der hvor priser på eksakte dimensjoner ikke foreligger i Norsk Prisbok, er prisene korrigert med en faktor basert på forholdet mellom dimensjonene. Totale materialkostnader er så beregnet for bæresystemer i massivtre og betong, for bygg på 3, 7, 12 og 21 etasjer. Kostnader per m² er sammenliknet for de ulike bygningshøydene for å se hvordan kostnadene per m² endres med bygningshøyde.

10.3.2 Kostnader til rigg og drift av byggeplass

Som nevnt i kapittel 9.2.3, trekkes kortere byggetid ofte frem som en fordel med bærekonstruksjoner i massivtreelementer. Dermed ligger det et potensiale i å redusere kostnader knyttet til rigging og drift av byggeplass. Disse kostnadene er spesifisert i hhv. konto 1.1 og 1.2 i standard kontoplan. Det er spesielt selve oppføringen av byggene som erfaringsvis tar betraktelig kortere tid for massivtrebyggene, som omtalt i kapittel 9.2.3. Kostnadene i konto 1.2 gjelder imidlertid for hele byggefasen, som ikke vil reduseres prosentvis like mye som selve oppføringen av byggene.

Grunnet mangel på data gjøres det i denne studien kun en grov sammenlikning i av kostnader til rigg og drift av byggeplass for de alternative bæresystemene. Kostnadene er beregnet med utgangspunkt i modellprosjekter fra Norsk Prisbok (v. 2016 01) og kalkylen for studentboligene på Ås som angitt i Finstad (2014). Norsk Prisbok inneholder foreløpig ingen modellprosjekter for bygg med bæresystemer i prefabrikkerte moduler av massivtre. Priser på rigg og drift av byggeplass for betongkonstruksjonene er basert på modellprosjekter for tre ulike bygg: Et bygg i prefabrikkert betong på 3 etasjer, og to bygg i plasstøpt betong på 3 og 6 etasjer. For de plasstøpte betongbyggene på 12 og 21 etasjer er disse prisene ekstrapolert med antakelse om lineær økning i kvadratmeterpris med antall etasjer. For bygget på 3 etasjer er kostnadene for drift av byggeplass ca. 7,5 % lavere for et bygg med prefabrikkerte betongelementer, sammenliknet med plasstøpt betong, trolig grunnet kortere byggetid. Det er dermed antatt at også resten av byggene i prefabrikkert betong har 7,5 % lavere kostnader for drift av byggeplass.

Kostnaden for rigg og drift av byggeplass for Pentagon på Ås er oppgitt til 2273 NOK per m² bruttoareal. Basert på at denne prisen gjelder for 2013/2014 og for et bygg på 8 etasjer pluss kjeller, antas det at en pris på 2300 NOK er rimelig for et bygg på 7 etasjer i 2016.

Sammenliknet med bygget på 7 etasjer i plasstøpt betong, er denne kostnaden 30 % lavere. På bakgrunn av dette antas det videre at alle byggehøyder medfører 30 % lavere kostnader for rigg og drift av byggeplass for massivtre enn for plasstøpt betong. Prisene øker med antall etasjer for alle materialalternativer. Dette skyldes bl.a. behov for høyere kraner og stillaser, og generelt lengre byggetider for høyere og større bygg. Antakelsene for prisene på drift av byggeplass er oppsummert i Tabell 10:

Tabell 10. Antatte priser på rigg og drift av byggeplass for sammenlikning av bæresystemer i plasstøpt betong, prefabrikkert betong og prefabrickerte massivtreelementer. Prisene gjelder bygg på 3, 7, 12 og 21 etasjer. Tallene er enten hentet fra modellprosjekter i norsk prisbok eller kalkyle for Pentagon på Ås. Resten av tallene er ekstrapolert utfra dette.

Antatte priser for rigging og drift av byggeplass (konto 1.1 og 1.2) (NOK/m2)					
Et.	Plasstøpt betong		Prefab betong		Massivtre
3	2403	norsk prisbok	2224	norsk prisbok	1689 ekstrapolert
7	3273	norsk prisbok	3029	ekstrapolert	2300 Pentagon Ås
12	4361	ekstrapolert	4036	ekstrapolert	3064 ekstrapolert
21	6318	ekstrapolert	5847	ekstrapolert	4440 ekstrapolert

Sammenlikningen av kostnader til rigg og drift av byggeplass mellom byggene i betong og massivtre har høy usikkerhet, ettersom tallene for massivtrebygget kun er basert på en kalkyle og ikke erfaringstall. Derfor er det i tillegg beregnet nødvendig reduksjon av den totale byggetiden dersom kostnader til drift av byggeplass alene skal veie opp for prisforskjellen på massivtre og betong (i tilfellene der materialkostnader for massivtre er dyrere). Riggkostnader er her utelatt, da det antas at riggkostnadene ikke øker lineært med byggetiden. Det er antatt at kostnader for drift av byggeplass er proporsjonale med byggetiden. Kostnadene er beregnet med samme kilder som angitt i Tabell 10, bortsett fra at riggkostnadene er utelatt. For modellbyggene i norsk prisbok er driftskostnadene alene omtrent 11 % lavere for prefabrikkert betong enn for plasstøpt. Dette er antatt for alle byggehøyder.

Tabell 11. Priser for drift av byggeplass som brukes i utregning av nødvendig redusert byggetid for massivtrebygg sammenliknet med plasstøpt og prefabrikkert betong.

Antatte priser for drift av byggeplass (konto 1.1) (NOK/m2)					
Et.	Plasstøpt betong		Prefab betong		
3	1802	norsk prisbok	1617	norsk prisbok	
7	2364	norsk prisbok	2121	ekstrapolert	
12	3067	ekstrapolert	2752	ekstrapolert	
21	4331	ekstrapolert	3886	ekstrapolert	

11 Dyptgående analyse av resultatene

I dette kapittelet presenteres analyseresultatene i større detalj enn i artikkelen. Resultatene diskuteres mer dyptgående, og en mer grundig sensitivitetsanalyse er gjennomført. I tillegg presenteres resultater for kostnadsanalysen, som ikke ble inkludert i artikkelen.

11.1 Mengdedata

Materialmengdene som er benyttet som underlag for å analysere de ulike bæresystemene er en viktig del av resultatene, da variasjoner i materialmengder kan være en vesentlig årsak til ulikheter i beregnede klimagassutslipp. Table 2 i artikkelen viser totale materialmengder for alle bæresystemer. Tabell 12 og Figur 24 og 25 nedenfor viser hvordan materialmengdene varierer med høyden på bæresystemene, sammenliknet på grunnlag av materialmengder per m² bruttoareal.

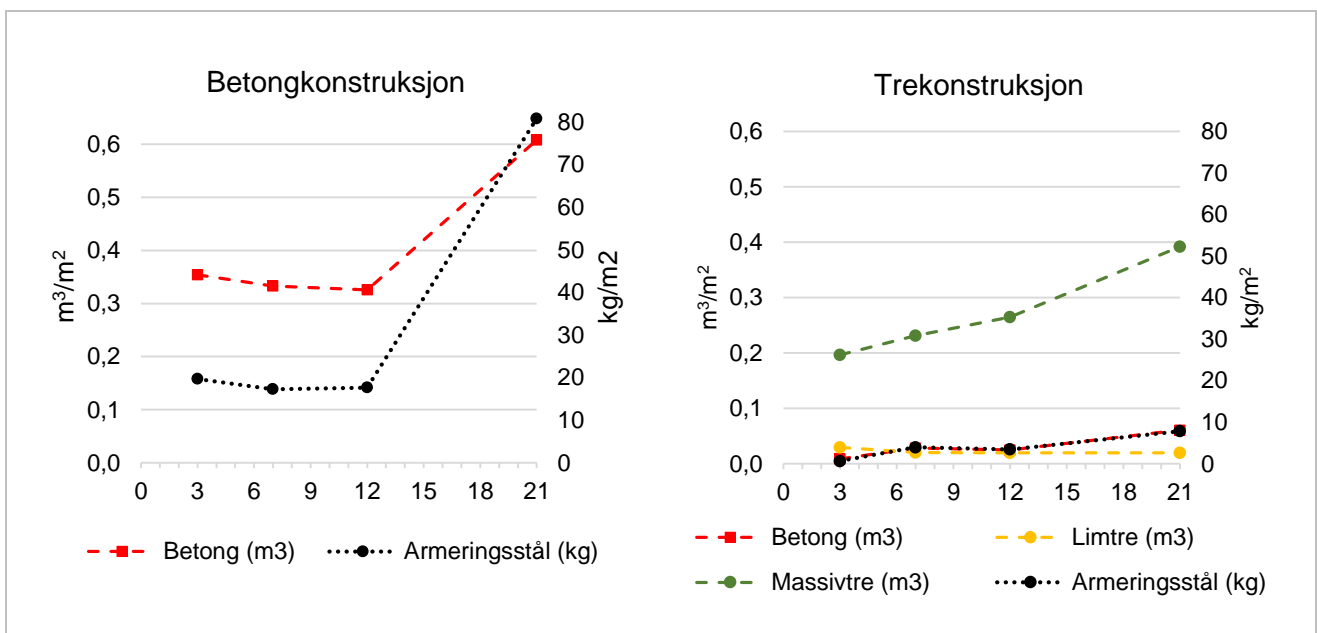
Tabell 12. Materialmengder i bæresystemene per m² bruttoareal for bygg med 3, 7, 12 og 21 etasjer, inkludert og ekskludert fundament.

Material	Bæresystemer i armert betong				Bæresystemer i tre			
	3	7	12	21	3	7	12	21
Inkludert fundament								
Betong (m ³ /m ²)	0,354	0,333	0,326	0,608	0,009	0,029	0,025	0,061
Armeringsstål (kg/m ²)	51,4	105	186	955	1,63	24,2	36,3	92,9
Limtre (m ³ /m ²)	0	0	0	0	0,030	0,021	0,020	0,020
Massivtre (m ³ /m ²)	0	0	0	0	0,196	0,231	0,265	0,392
Ekskludert fundament								
Betong (m ³ /m ²)	0,287	0,290	0,293	0,456	0	0	0	0
Armeringsstål (kg/m ²)	0,010	0,011	0,013	0,061	0	0	0	0
Limtre (m ³ /m ²)	0	0	0	0	0,030	0,021	0,020	0,020
Massivtre (m ³ /m ²)	0	0	0	0	0,196	0,231	0,265	0,392

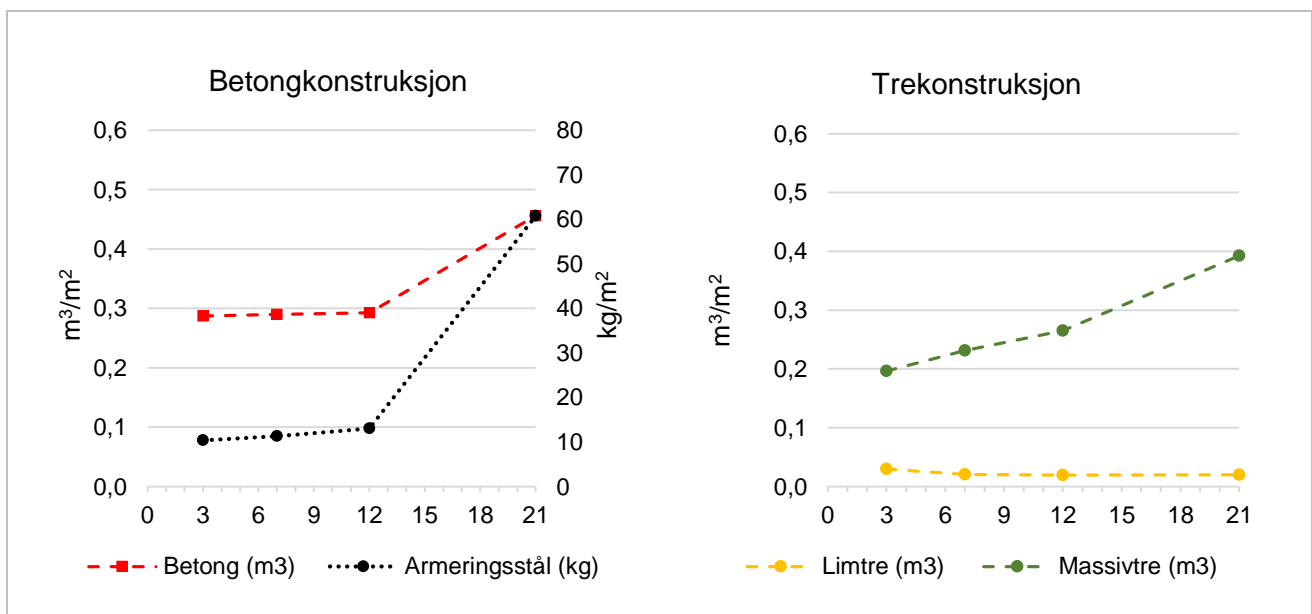
Som det fremgår av Figur 24, minker materialmengder per m² bygningsareal med bygningshøyde for betongbyggene opp til 12 etasjer, men øker dramatisk fra 12 til 21 etasjer. Dette stemmer godt overens med Ali & Moon (2007), som poengterte at den strukturelle premien først inntreer over 10 etasjer. Fundamentene er grunnen til at materialmengdene per m² for betongbyggene synker noe opp til 12 etasjer. Dette fordi dimensjonene på fundamentene øker lite i forhold til økning i bruttoareal, slik at mengde fundament per m² synker. Dersom fundamentene ikke regnes med, øker materialmengdene i liten grad også opp til 12 etasjer. Økningen i armeringsstål fra 12 til 21 etasjer for betongbyggene er større enn økningen i betong.

Dette skyldes bl.a. at det er antatt en betydelig høyere tetthet av armeringsstål i betongen for bygget på 21 etasjer enn for de lavere byggene, jf. kapittel 10.2.1.

For trebyggene øker mengden massivtre og armeringsstål jevnt, imens mengdene betong og limtre synker noe mellom 7 og 12 etasjer. Økningen i for trebyggene er nesten lineær. Generelt er økningen i materialmengder betydelig mindre dramatisk fra 12 til 21 etasjer for trebyggene enn betongbyggene. Figur 24 sammenlikner endring i materialmengder per m² med antall etasjer for bæresystemene i betong og tre. Figur 25 viser sammenlikningen uten fundamenter.



Figur 24. Sammenlikning av materialmengder i bæresystemene i betong og tre per m² bruttoareal



Figur 25. Sammenlikning av materialmengder i bæresystemene i betong og tre per m² bruttoareal ekskludert fundament.

11.2 Klimagassutslipp

11.2.1 Sammenlikning av totale klimagassutslipp

Table 7 i artikkelen viser klimapåvirkning per m² bruttoareal for alle bæresystemer, samt prosentvis besparelse av klimagassutslipp som følge av å velge bæresystemer i tre fremfor bæresystemer i armert betong. Den prosentvise besparelsen er beregnet som besparelse i klimagassutslipp i forhold til klimagassutslipp forårsaket av betongkonstruksjonene. Total klimapåvirkning fra alle bæresystemer er vist i Tabell 13. Tabell 14 viser absolutt besparelse i klimagassutslipp ved å velge tre fremfor armert betong for alle bæresystemer, totalt og per m² bruttoareal. Den prosentvise besparelsen i hvert tilfelle vil være identisk som vist i Table 7 i artikkelen.

Tabell 13. Total klimapåvirkning i CO₂-ekvivalenter for bæresystemene med ulike beregningsmetoder og scenarier.

Antall etasjer	Total klimapåvirkning (kg CO ₂ -ekvivalenter)					
	Referansescenario		Worst case scenario		Best case scenario	
	Betong	Tre	Betong	Tre	Betong	Tre
Metode 1						
3	314 940	68 615	467 869	72 876	216 347	66 026
7	684 903	186 392	1 010 788	220 415	471 487	174 522
12	1 175 976	421 265	1 742 712	493 824	808 470	384 130
21	3 193 345	760 643	5 222 988	932 919	2 100 477	673 179
Metode 2						
3	299 807	108 679	439 362	112 608	243 596	107 139
7	644 966	291 418	939 471	325 109	527 289	280 598
12	1 110 665	624 691	1 624 683	693 438	905 396	599 635
21	3 093 672	1 085 843	5 013 645	1 249 256	2 368 947	1 026 473
Metode 3						
3	334 261	-366 619	394 701	-365 122	273 832	-368 116
7	713 098	-917 146	844 614	-915 649	581 856	-918 643
12	1 237 063	-1 782 188	1 465 445	-1 764 962	1 012 438	-1 799 411
21	4 199 530	-2 764 701	4 774 427	-2 724 639	3 644 052	-2 804 756

Beregnet klimapåvirkningen for trekonstruksjonene er lavere enn for betongkonstruksjonene for alle høyder, produksjonsscenarioer og metoder. I metode 3 får trekonstruksjonene en negativ klimapåvirkning. Dette kommer av det konsekvensielle perspektivet, og betyr at bygging av trekonstruksjonene fører til en lavere klimapåvirkning enn om trekonstruksjonene ikke blir bygget. Klimapåvirkningen for trekonstruksjonene blir negativ når trematerialene brennes etter endt levetid og erstatter naturgass. Etter å ha vært lagret i 60 år får de biogene utslippene fra forbrenningen en effektiv klimapåvirkning på -0,06 kg CO₂-ekvivalenter per m³ tre som

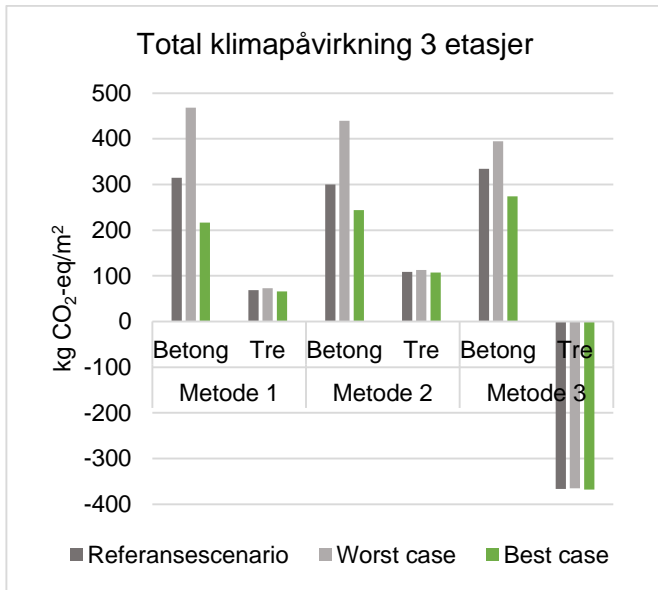
brennes. Dette tilsvarer omtrent $-0,06$ kg CO₂-ekvivalenter per 8 500 MJ energi fra biobrenselet. Naturgassen som erstattes har til sammenlikning en klimapåvirkning på 616 kg CO₂-ekvivalenter for 8 500 MJ. Klimapåvirkningen blir med andre ord redusert med omtrent 616 kg CO₂-ekvivalenter for hver m³ treavfall som brennes, dersom alternativet for å skaffe denne energien er naturgass.

Beregnet klimapåvirkning fra trekonstruksjonene er minst sensitive for valg av produksjonsscenario, siden scenariene bare gjelder stål og betong, som kun inngår i fundamentene til trebyggene. Valg av beregningsmetode gir imidlertid størst utslag for beregnet klimapåvirkning fra trekonstruksjonene. Bruk av GWP_{bio}-faktorene i metode 2 og 3 gjør at beregnet klimapåvirkning fra produksjonen av materialene i trekonstruksjonene er en del høyere enn i metode 1, hvor biogene utslipp er betraktet som klimanøytrale. Dette skyldes at det brukes en betydelig andel bioenergi i produksjonen av trematerialene. Bioenergi som brennes innen ett år etter felling har en GWP_{bio}-faktor på 0,44, og vil dermed bidra til klimapåvirkningen når denne faktoren benyttes i beregningene. Lagringen av trematerialene over byggets levetid bidrar til en redusert klimapåvirkning fra de biogene utslippene forårsaket av forbrenning av rivningsavfallet i metode 2 og 3, sammenliknet med når biogene utslipp regnes klimanøytralt. Dette kommer av GWP_{bio}-faktoren på $-0,06$ for disse utslippene. Dette negative bidraget er imidlertid ikke stort nok til å veie opp for det positive bidraget fra bioenergien. Resultatet blir dermed høyere beregnet klimapåvirkning fra trekonstruksjonene når metode 2 benyttes. I metode 3 vil imidlertid gevinsten fra å brenne rivningsavfallet for å erstatte naturgass være såpass stor at den totale klimapåvirkningen for trekonstruksjonene uansett blir negativ.

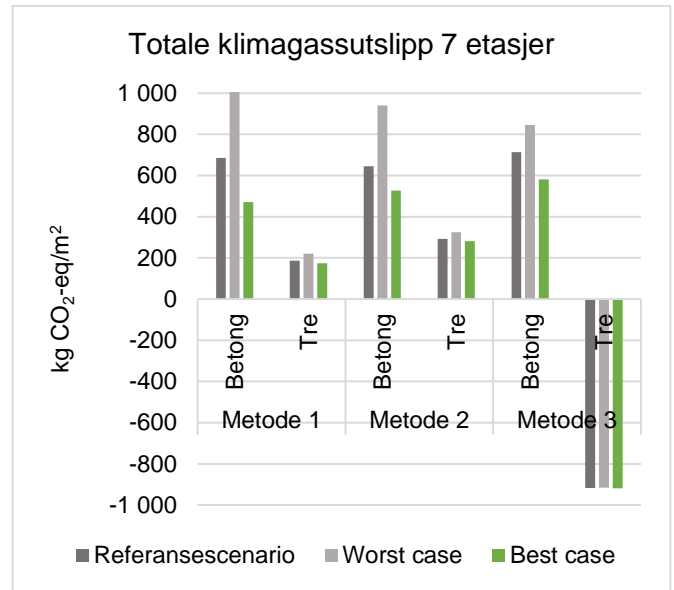
Tabell 14. Sparte klimagassutslipp ved å velge bærekonstruksjoner i tre fremfor i armert betong. Totalt og per m² bruttoareal.

Antall etasjer	Absolutt besparelse av klimagassutslipp ved å velge bærekonstruksjon i tre					
	Referansescenario		Worst case scenario		Best case scenario	
	kg CO ₂ -ekv	kg CO ₂ -ekv/m ²	kg CO ₂ -ekv	kg CO ₂ -ekv/m ²	kg CO ₂ -ekv	kg CO ₂ -ekv/m ²
Metode 1						
3	246 325	94	394 993	151	150 321	58
7	498 511	82	790 373	130	296 965	49
12	754 711	72	1 248 889	118	424 341	40
21	2 432 702	206	4 290 068	363	1 427 297	121
Metode 2						
3	191 128	73	326 754	125	136 457	52
7	353 548	58	614 362	101	246 692	40
12	485 974	46	931 245	88	305 760	29
21	2 007 828	170	3 764 389	318	1 342 474	114
Metode 3						
3	700 881	268	759 824	291	641 948	246
7	1 630 244	267	1 760 262	289	1 500 499	246
12	3 019 251	286	3 230 407	306	2 811 850	267
21	6 964 231	589	7 499 066	634	6 448 808	545

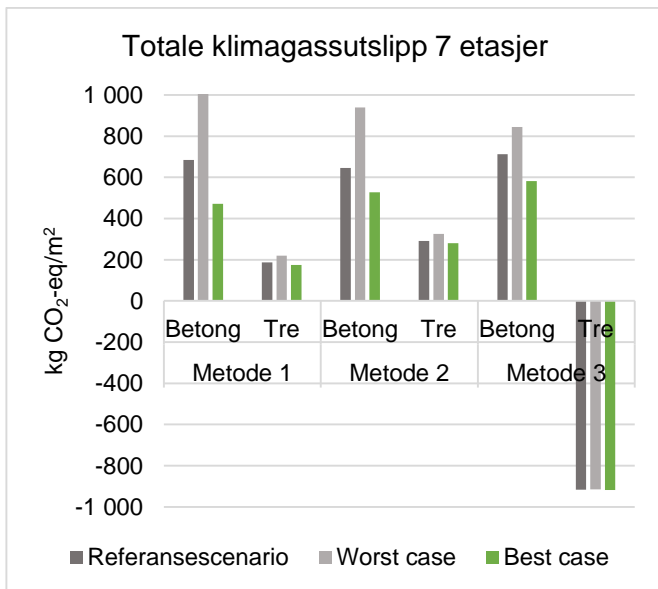
Som Tabell 14 viser, vil valg av bæresystem i tre fremfor bæresystem i armert betong føre til besparelse av klimagassutslipp på mellom 136 og 7 500 tonn CO₂-ekvivalenter. Metode 3 gir klart størst besparelse for alle bæresystemer, fordi unngåtte utslipp som følge av varmegjenvinning av trematerialene etter byggets levetid er medregnet. Besparelsene er videre kommentert i kapittel 11.2.3. Tabell 13 er visualisert i Figur 26 til 29 som viser total klimapåvirkning for alle bygg, produksjonsscenarioer og metoder. De negative søylene for metode 3 representerer den negative klimapåvirkningen for trekonstruksjonene som følge av det konsekvensielle perspektivet.



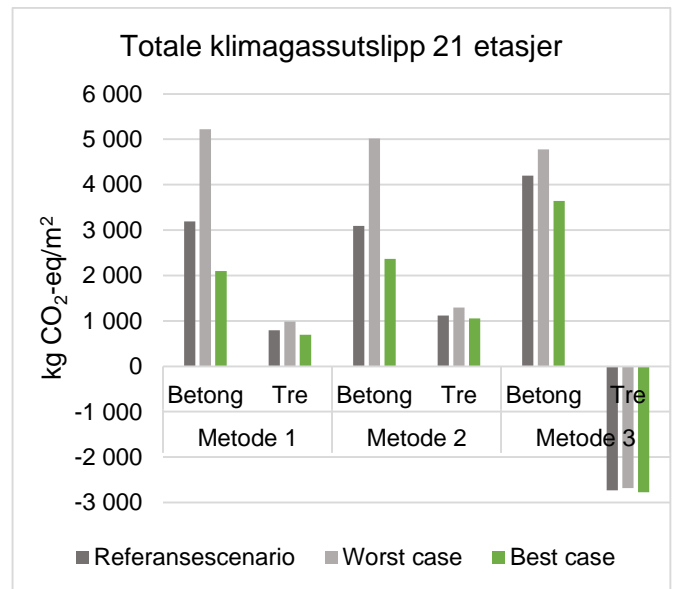
Figur 26. Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning fra bæresystemer i tre og betong for bygg på 3 etasjer.



Figur 27. Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning fra bæresystemer i tre og betong for bygg på 7 etasjer.



Figur 28. Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning fra bæresystemer i tre og betong for bygg på 12 etasjer.



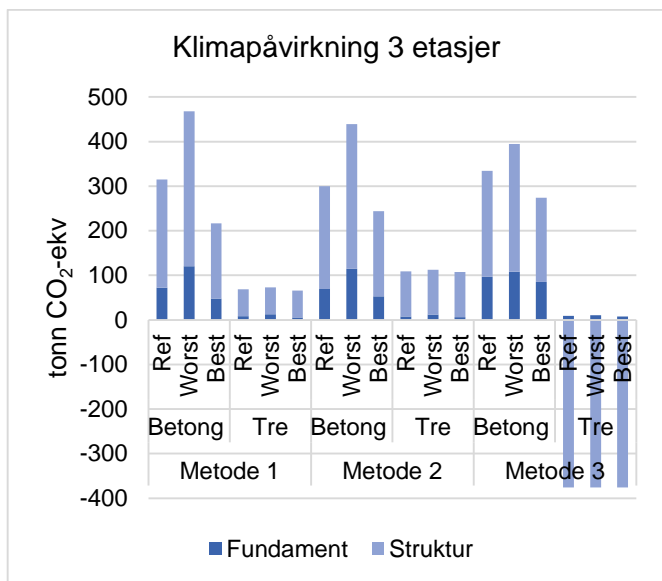
Figur 29. Sammenlikning av beregnet klimapåvirkning fra bæresystemer i tre og betong for bygg på 21 etasjer.

11.2.2 Bidragsanalyse

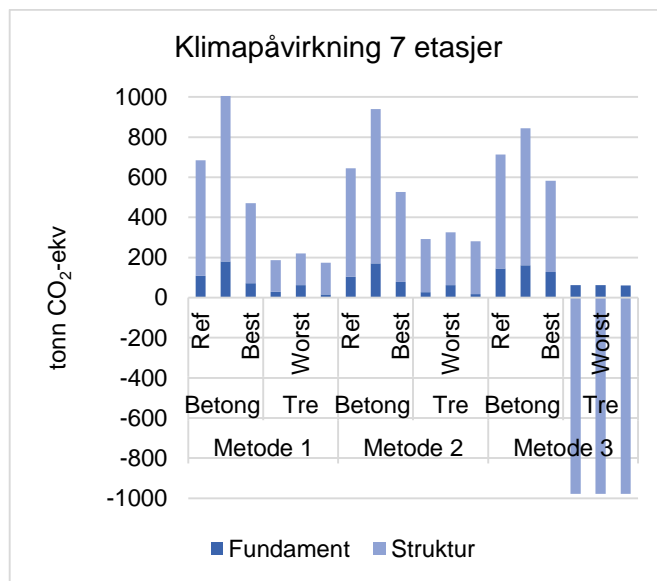
I dette kapitlet utdypes bidragsanalysen som er omtalt i artikkelen. Klimapåvirkning forårsaket av de ulike materialene i bæresystemene for et 21-etasjes bygg er illustrert i Figure 2 og 3 i artikkelen. Bidragene fra hvert material er delt inn i bidrag fra ulike deler av verdikjeden for å illustrere hvordan de ulike beregningsmetodene virker inn på resultatene. I et konsekvensielt perspektiv kommer trematerialene enda bedre ut, sammenliknet med stål og betong enn i et regnskapsperspektiv. Dette skyldes at å erstatte naturgass med bioenergi fra brenning av trematerialer gir en større utslippsgevinst enn gevinsten ved å resirkulere betong og stål. Beregnet gevinst fra resirkulering av stål det er lavere med metode 3, der fordelene knyttes til at materialet er resirkulerbart, istedenfor til å benytte resirkulert stål inn i produksjonen. Andelen stålskrapp i markedet er i metode 3 antatt å øke til omtrent det dobbelte i løpet av byggets levetid. Dermed vil ikke erstatningseffekten av å benytte skrap være like stor om 60 år som i dag. Dette resulterer i høyere netto utslipp fra armeringsstålet i metode 3 enn i metode 1 og 2.

I metode 3 er det antatt at 90 % av trematerialene brennes etter endt levetid og erstatter naturgass, noe som gir høye unngåtte utslipp. Det samme er antatt for flis, bark og andre trevirkerester fra materialproduksjonen. Selv om det er vanlig i Norge å benytte disse bestanddelene som bioenergi i trevirkeproduksjonen (Aarstad & Glasø, 2008), kan det diskuteres om skogbruk i andre land har lik praksis. Likevel fremgår det av bidragsanalysen at selv om unngåtte utslipp fra utnyttelse av trevirkerester som bioenergi ikke regnes med, vil utnyttelse av trematerialene som bioenergi være nok til å veie opp for alle utslipp som forekommer i verdikjeden slik at bæresystemet i tre fortsatt gir en netto utslippsgevinst.

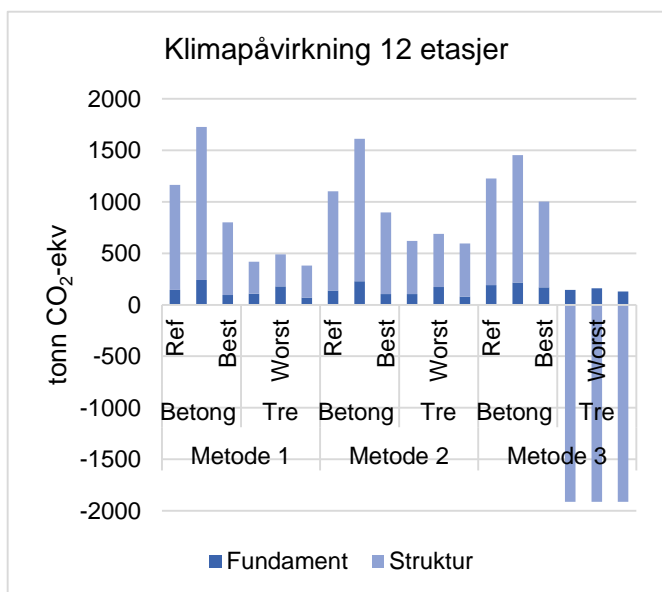
Fordelingen av utslipp per bidrag er kun vist for byggene på 21 etasjer, fordi den relative fordelingen vil se omtrent lik for alle byggehøyder innenfor hvert materialvalg. Den største forskjellen for trekonstruksjonene er at fundamentet spiller en mindre rolle for byggene opp til 12 etasjer sammenliknet med bygget på 21 etasjer. For betongbyggene ligger den største forskjellen i at bygget på 21 etasjer har en større andel utslipp fra armeringsstål enn de andre byggene.



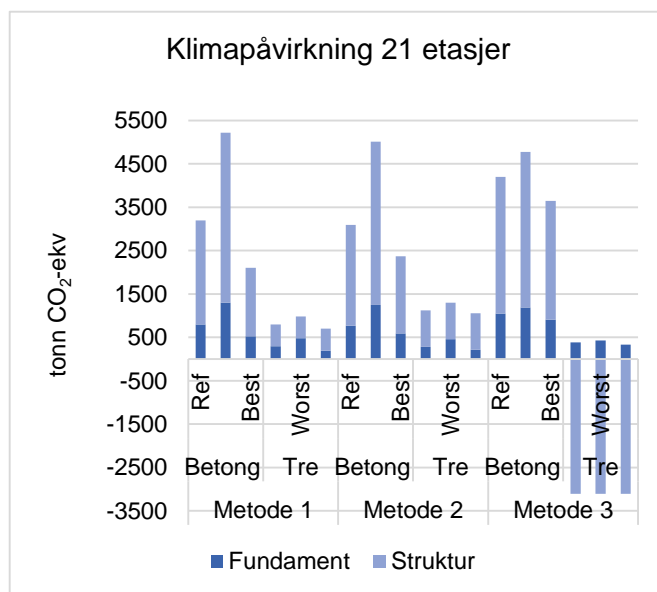
Figur 30. Total klimapåvirkning fordelt på fundament og struktur for bæresystemer i tre og betong for bygg på 3 etasjer.



Figur 31. Total klimapåvirkning fordelt på fundament og struktur for bæresystemer i tre og betong for bygg på 7 etasjer.



Figur 32. Total klimapåvirkning fordelt på fundament og struktur for bæresystemer i tre og betong for bygg på 12 etasjer.



Figur 33. Total klimapåvirkning fordelt på fundament og struktur for bæresystemer i tre og betong for bygg på 21 etasjer.

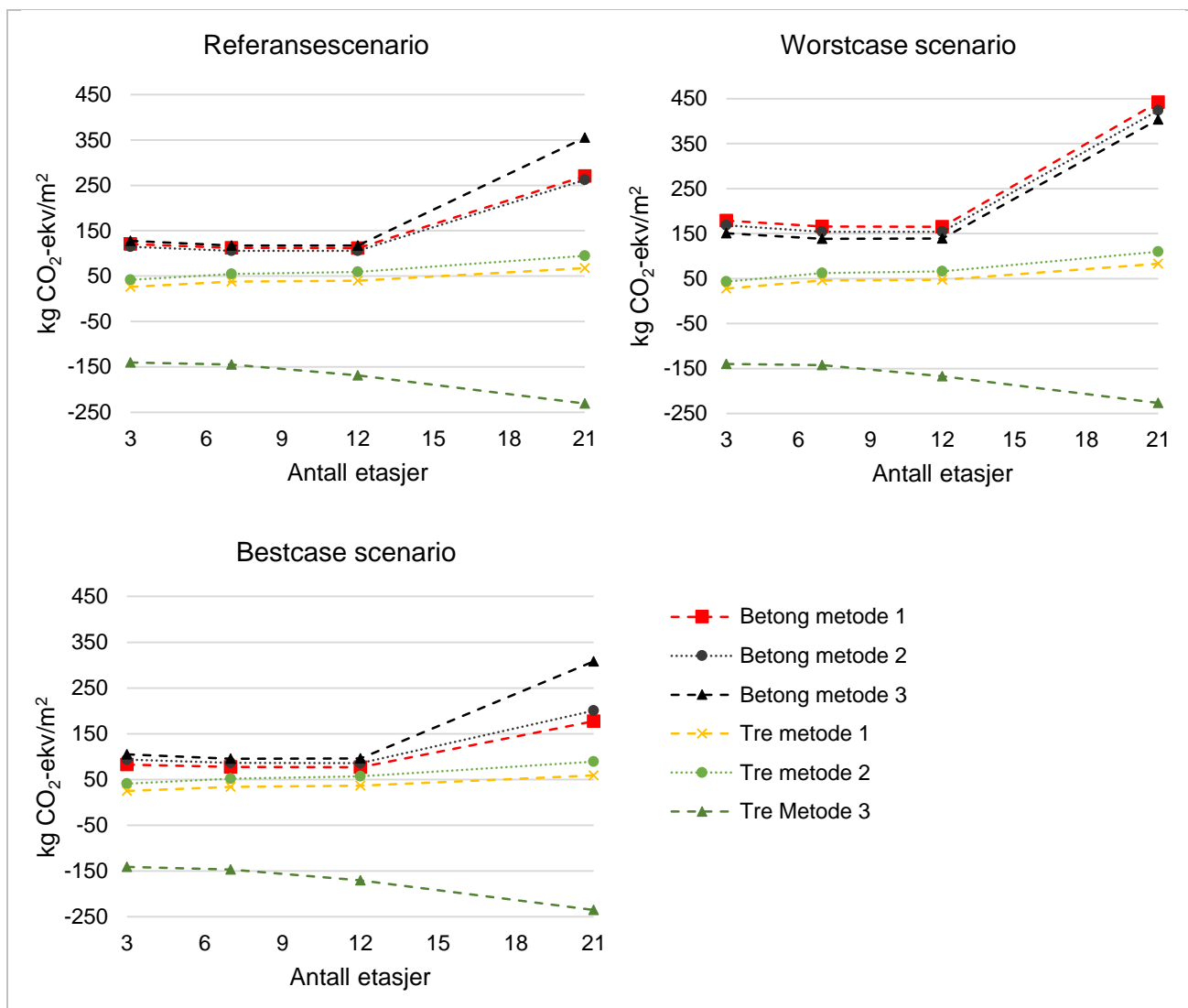
Figur 30 til Figur 33 sammenlikner de absolutte klimapåvirkningsverdiene for de to typene bæresystem i hvert bygg. Klimapåvirkningen er delt inn i bidrag fra fundamentering og bærekonstruksjon. For betongbyggene står fundamenteringen for 12 til 31 % av total klimapåvirkning, avhengig av produksjonsscenarioer og antall etasjer. For trekonstruksjonene varierer bidraget fra fundamenteringen fra 6 til 49 % i metode 1 og 2, avhengig av antall etasjer

og produksjonsscenario. I metode 3 bidrar fundamentene til å redusere utslippsgevinsten for trekonstruksjonene med opptil 16 %.

Andelen av klimagassutslipp som skyldes fundamentet synker med antall etasjer opp til 12 etasjer for betongbyggene, men øker herfra og opp til 21 etasjer. Dette skyldes at materialmengdene for fundamentene øker saktere med antall etasjer enn de øvrige materialmengdene for betongbyggene opp til 12 etasjer. For trekonstruksjonene øker materialmengdene til fundamentering jevnt med antall etasjer hele veien, og dermed er økningen i andelen av utslippene som skyldes fundamentet tilsvarende jevn.

11.2.3 Klimagassutslipp som funksjon av antall etasjer

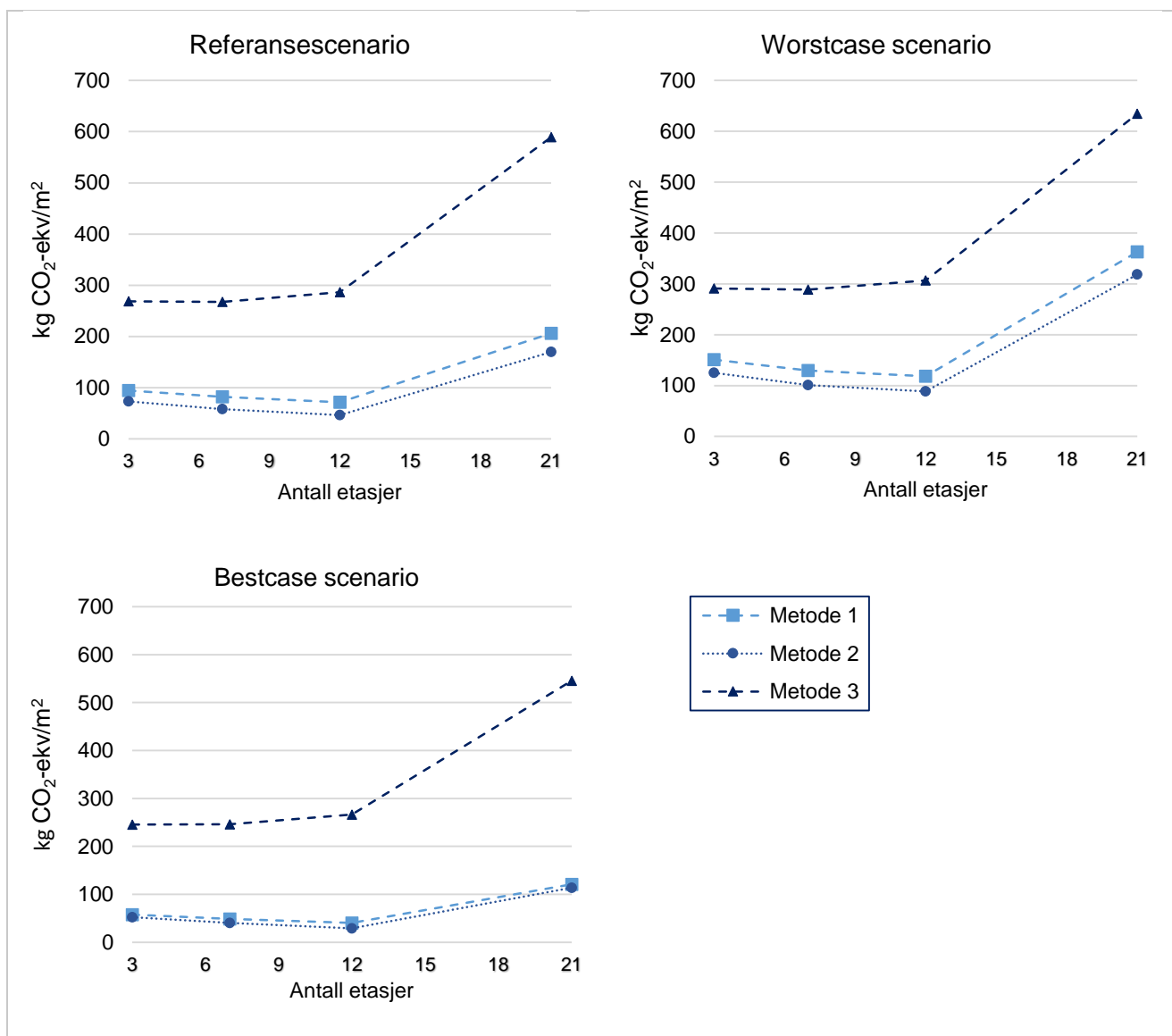
Figure 1 i artikkelen viser klimapåvirkning per m² bruttoareal som funksjon av antall etasjer for alle metoder, når referansescenariet er antatt for produksjon av stål og betong. Under er figuren for referansescenariet gjengitt med en sammen med figurer for worst case-scenariet og best case-scenariet til sammenlikning.



Figur 34. Klimapåvirkning per m² som funksjon av høyden for de alternative bæresystemene. For hvert produksjonsscenario er resultater vist for alle beregningsmetoder.

Som diskutert i artikkelen, er den såkalte CO₂-premien for trekonstruksjonene fra 12 etasjer og oppover betraktelig mindre enn for betongkonstruksjonene – klimapåvirkning per m² øker mindre med antall etasjer. Dette skyldes delvis at utslippsfaktorene for trematerialene er lavere enn utslippsfaktorene for stål og betong, og delvis at materialmengdene øker mindre for trekonstruksjonene enn for betongkonstruksjonene fra 12 til 21 etasjer. Sammenliknet med referansescenariet er CO₂-premien for de ulike byggene større for worst case-scenariet og mindre for best case-scenariet der hvor materialmengdene øker med høyden. Dette skyldes at det er brukt hhv. høyere og lavere utslippsfaktorer for materialene. Tilsvarende blir nedgangen i utslipp per areal fra 3 til 12 etasjer dempet i bestcase-scenariet og forsterket i worstcase-scenariet. For trekonstruksjonene er imidlertid disse effektene neglisjerbare. Generelt dempes CO₂-premien med lavere utslippsfaktorer, hvilket betyr at mer miljøvennlige produksjonsteknologier fører til lavere CO₂-premie. Ergo vil CO₂-premien dempes med en mer

miljøvennlig produksjonsteknologi for stål og betong sammenliknet med tradisjonell produksjon, og dempes ytterligere dersom trematerialer benyttes i stedet.



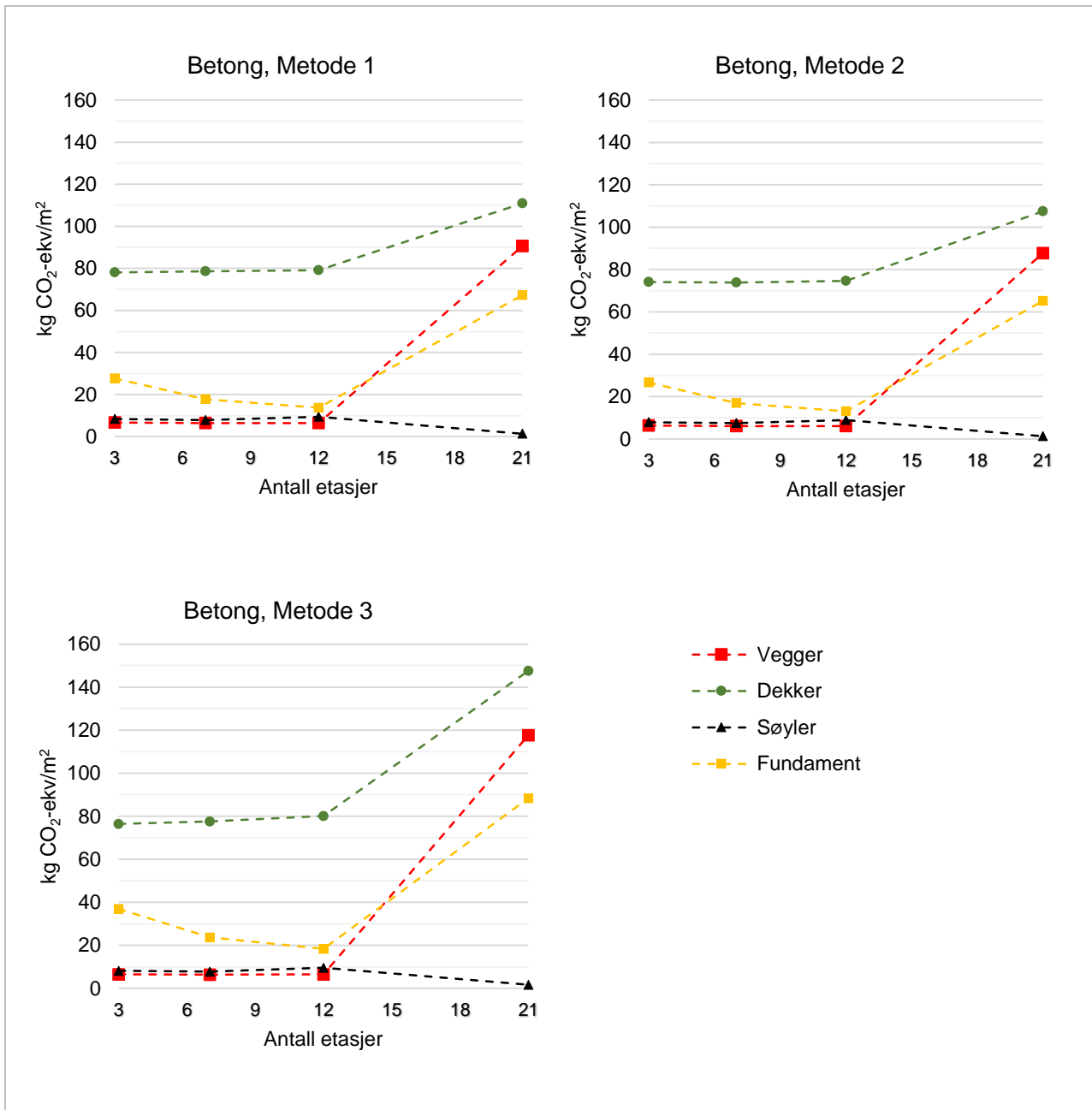
Figur 35 Besparelse i klimagassutslipp per m² bruttoareal dersom bæresystemer av tre velges istedenfor bæresystemer av armert betong, for ulike produksjonsscenarier antatt for stål og betong.

Besparelse i klimagassutslipp (for bæresystem i tre, sammenliknet med armert betong) per m² som funksjon av høyden er vist i Figur 35 for referansescenariet, worst case og best case. Besparelsen er lavere i best case-scenariet og forsterket i worst case-scenariet på grunn av at valg av produksjonsteknologi i størst grad påvirker betongbyggene.

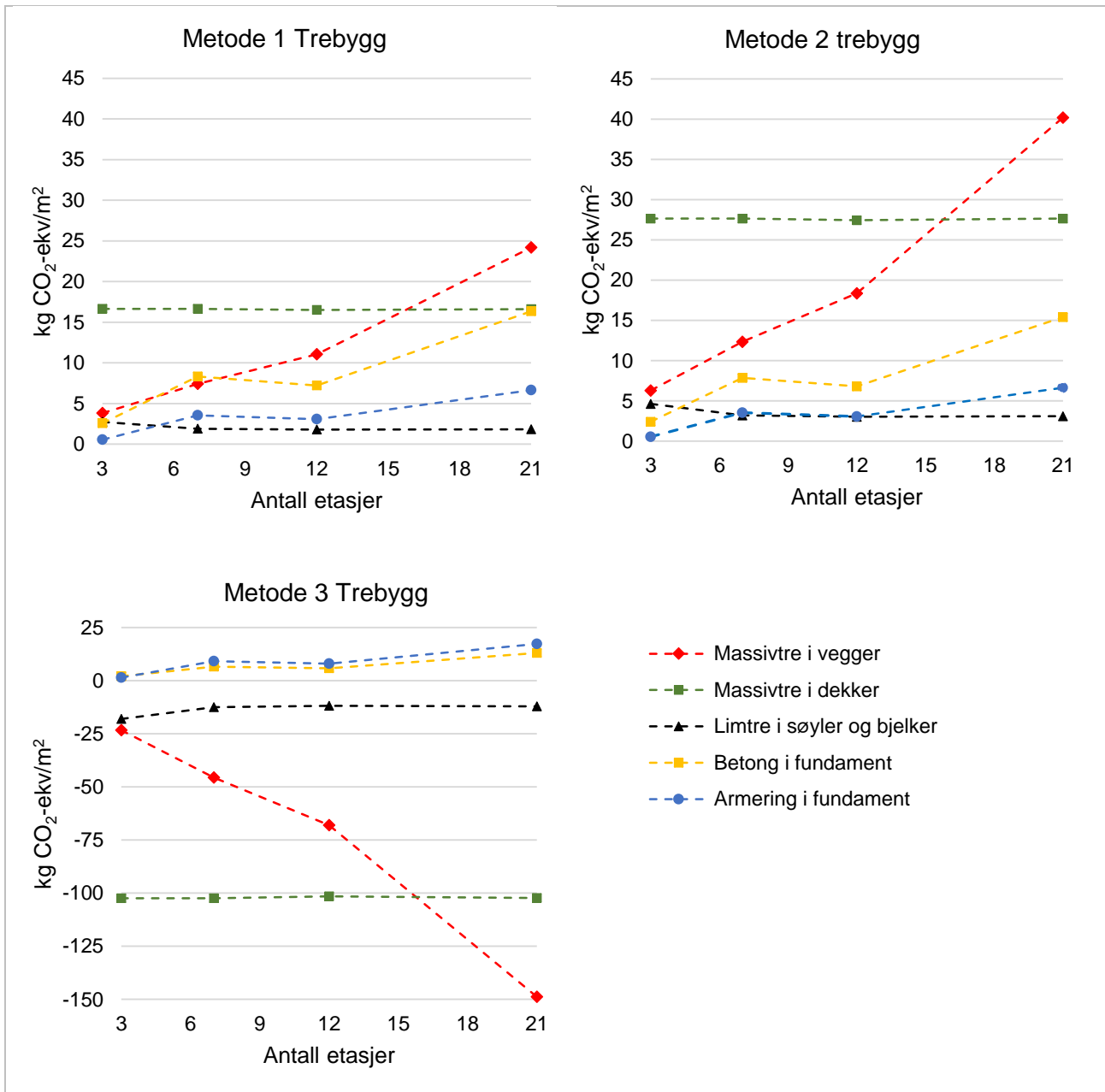
Figur 36 viser hvordan utslipp fra de ulike bygningsdelene i betongkonstruksjonene øker som funksjon av antall etasjer i referansescenariet. Generelt reflekterer utslippskurvene hvordan materialmengdene per m² for de ulike bygningsdelene varierer med antall etasjer. Lavere materialmengde til fundamentering per m² med økende bygningshøyde opp til 12 etasjer

reflekteres i minkende utslipp fra fundamentet. Utslipp fra søyler minker fra 12 til 21 etasjer på grunn av mindre bruk av søyler og mer bruk av bærende vegger i bygget på 21 etasjer. Dekketykkelsen og materialmengde i fundamenteringen er også betydelig høyere i det høyeste bygget, noe som gjenspeiles i høyere relative bidrag til klimapåvirkningen.

De tre beregningsmetodene reflekterer hvordan ulike utslippsfaktorer spiller inn på resultatet. For betongbygget gir metode 1 og metode 2 nokså like resultater for hver bygningsdel. Dette kommer av at utslippsfaktorene for stål er like i de to metodene. Forskjellen på utslippsfaktorene for betong er dessuten ikke veldig stor mellom metode 1 og 2. Metode 3 gir imidlertid en mer dramatisk økning i klimapåvirkning fra materialene der mengden øker med høyden, på grunn av høyere utslippsfaktorer sammenliknet med metode 1 og 2. Som i Figur 34 og Figur 35, vil forskjellene dempes for best case-scenariet og forsterkes i worst case-scenariet, sammenliknet med referansen, men kurvene vil ellers se like ut som i Figur 36.



Figur 36. Beregnet klimapåvirkning med for de ulike bygningsdelene som funksjon av høyden for betongkonstruksjonene, for referanse-scenariet.



Figur 37 Utslipp for de ulike bygningsdelene som funksjon av høyden for trekonstruksjonene, referanse-scenariet.

Figur 37 viser klimapåvirkning fra de ulike bygningsdelene i trekonstruksjonene. Merk at diagrammet for metode 3 har ulik skala enn for metode 1 og 2. Det fremgår tydelig at valg av beregningsmetode påvirker resultatene for trebyggene mer enn resultatene for betongbyggene. Dimensjoner på og mengde av massivtrevegger øker mest med antall etasjer, noe som fører til den største økningen av klimapåvirkning blant de ulike bygningsdelene med metode 1 og 2, og en betydelig reduksjon i klimapåvirkning med metode 3. Bidraget fra dekkene øker lineært fordi det er antatt samme dekketykkelse for alle bygningshøyder. Betong og armeringsstål i fundamentet øker dramatisk fra 12 til 21 etasjer på grunn av behov for kjeller og pelefundamentering i det høyeste bygget.

11.2.4 Sensitivitetsanalyse

Livsløpsanalysen er blitt gjennomført med 3 metoder for å ta høyde for ulike metodiske beslutninger og antakelser. Elektrisitetstmiksen er holdt konstant i hver metode for å vurdere virkningene av følgende metodiske valg:

- inkludere timing av biogene CO₂-utslipp
- inkludere CO₂-opptak som følge av karbonatisering av betong
- inkludere gevinst fra gjenbruk og gjenvinning
- benytte ulike allokeringsregler

Betydningen av å endre de ulike forutsetningene diskuteres i dette kapittelet. Det er også gjort en sensitivitetsanalyse for valg av elektrisitetstmikse. Dette er presentert kort i artikkelen, og utdypes i dette kapittelet.

Endring av beregnede klimagassutslipp med valg av metode

Tabell 15 viser hvordan ulike metodiske valg fører til en økning eller en reduksjon av klimagassutslipp som regnes med i utslippsfaktorene for trematerialene. Endringene som er vist er beregnet i forhold til metode 1.

Tabell 15. Bidrag til økning eller reduksjon av utslippsfaktorer for trematerialene som følge av endringer i metodiske forutsetninger. «Gevinst forbrenning rester»: Netto besparelse i utslipp som følge av å utnytte rester fra produksjonen av trematerialene som bioenergi for å erstatte naturgass. «Gevinst for forbrenning materialer»: Netto besparelse i utslipp som følge av å brenne trematerialene etter EOL for å erstatte naturgass.

Bidrag til endring av utslippsfaktor	Endring sammenliknet med metode 1			
	Limtre		Massivtre	
	Metode 2	Metode 3	Metode 2	Metode 3
Bruk av GWP _{bio} -faktorer	+ 76 %	+ 67 %	+ 71 %	+ 63 %
Masseallokering	-5 %	-	-5 %	-
Gevinst forbrenning rester	-	-223 %	-	-210 %
Gevinst forbrenning materialer	-	-652 %	-	-610 %
Systemmodell «consequential»	-	+ 10 %	-	+ 10 %

Bruk av GWP_{bio}-faktorer for biogene utslipp fører til en dramatisk økning av utslippsfaktoren for begge trematerialene, opp mot 76 %. Dette skyldes bruk av bioenergi i produksjonen av trematerialene, som har en GWP_{bio}-faktor på 0,44 kg CO₂-ekv., mot 0 kg CO₂-ekv. i metode 1. Dersom allokering av utslipp mellom ulike treprodukter gjøres på grunnlag av masse, vil dette redusere utslippsfaktoren med 5 % sammenliknet med økonomisk allokering. Dette kommer av at produkter med lavere økonomisk verdi (som flis) vil tildeles en mindre andel av utslippene

ved økonomisk allokering. Når de biogene utslippene regnes med, vil gevinst fra brenning av trevirkerester i produksjonsfasen for å erstatte naturgass redusere utslippsfaktoren med over 200 %, hvilket medfører at utslippsfaktoren blir negativ. Gevinsten er omtrent 3 ganger så stor ved brenning av rivningsavfall for å erstatte naturgass. Bruk av generiske prosesser i Ecoinvent som er modellert med den konsekvensielle systemmodellen gir en økning av utslippsfaktoren på rundt 10 % sammenliknet med systemmodellen med cut-off- allokering. Table 6 i artikkelen viser imidlertid at de fossile utslippene øker med mer enn 10 % fra metode 1 til metode 3. Dette stammer fra allokeringemetode. Etersom substitusjon brukes istedenfor allokering (se kapittel 8.4.3), er alle fossile utslipp «midlertidig» allokert til hovedproduktet i hver prosess. Dette kompenseres for ved å anta at bi-produkter erstatter naturgass.

Tabell 16 viser hvordan ulike metodiske valg fører til en endring av klimagassutslipp som regnes med i utslippsfaktorene for de to betongtypene. Endringene er sammenliknet med utslippsfaktorene beregnet i henhold til metode 1.

Tabell 16. Bidrag til endring av utslippsfaktorer for betongmaterialene som følge av ulike i metodiske forutsetninger, sammenliknet med metode 1

Metodisk valg	Endring i utslipp sammenliknet med metode 1					
	Betong C25/30			Betong C34/45		
	Ref	Worst	Best	Ref	Worst	Best
Inkludering av utslipp fra flyveaske	+ 2,4 %	0,0 %	+ 21,3 %	+ 2,5 %	+ 0 %	+ 22,3 %
Karbonatisering over livsløpet	-9,0 %	-8,9 %	-7,6 %	-6,9 %	-6,3 %	-5,9 %
Karbonatisering etter rivning	-12,0 %	-11,9 %	-10,0 %	-13,7 %	-13,6 %	-11,7 %
Systemmodell «consequential»	+ 0,5 %	-1,6 %	-1,8 %	+ 5,2 %	+ 2,6 %	+ 4,8 %

Allokering av utslipp fra kullkraftverket til flyveasken fører til en økning av utslippsfaktor på omtrent 2,5 % når betongen inneholder 5 % flyveaske, og en økning på omtrent 20 % når betongen inneholder 30 % flyveaske. Å inkludere gevinst fra karbonatisering kan til sammen redusere utslippsfaktoren med opptil 20,5 %, når karbonatisering i knust betong legges sammen med karbonatisering over byggets levetid. Bruk av systemmodellen «consequential» for generiske Ecoinvent-prosesser kan øke utslippene med opptil 5 %, «allocation, recycled content». Gjenvinning av betong får forsvinnende lite betydning, og er ikke inkludert i tabellen.

For stål er utslippsgevinst knyttet til resirkulering mest utslagsgivende for utslippsfaktoren. Allokering av gevinst for resirkulering er dessuten vesentlig. Dersom gevinsten tilskrives produsenten av stål som gjør skrap tilgjengelig istedenfor til den som bruker skrap, reduseres utslippsgevinsten ved resirkulering. Dette kommer av at andel skrap i markedet er forventet å

øke i løpet av byggets levetid. Dermed blir gevinst ved resirkulering mindre etter byggets levetid enn den er i dag. Tabell 17 viser klimagassutslipp for et stålprodukt som er bearbeidet med valsing som funksjon av andel skrap, når gevinst gis til forbruker av skrap.

Tabell 17. Utslippsfaktor for stål som funksjon av andel skrapstål. Inkluderer bearbeiding i form av valsing («hot rolling»).

Andel skrap	0 %	10 %	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %	70 %	80 %	90 %	100 %
kg CO ₂ -ekv.	2,54	2,33	2,12	1,92	1,71	1,51	1,30	1,10	0,89	0,69	0,48
Reduksjon fra forrige		-8 %	-9 %	-10 %	-11 %	-12 %	-14 %	-16 %	-19 %	-23 %	-30 %

Tabell 18 viser endring i klimagassutslipp for de ulike byggene for metode 2 og 3. Alle beregninger er regnet i forhold til utslippsfaktorer beregnet med metode 1.

Tabell 18. Endring i klimapåvirkning fra de ulike byggene fra metode 1 til metode 2 og metode 3

Etasjer	Metode 2			Metode 3		
	Ref	Worst	Best	Ref	Worst	Best
Trestruktur						
3	+ 58 %	+ 55 %	+ 62 %	-400 %	-389 %	-405 %
7	+ 45 %	+ 36 %	+ 54 %	-334 %	-304 %	-347 %
12	+ 48 %	+ 40 %	+ 56 %	-353 %	-326 %	-364 %
21	+ 41 %	+ 32 %	+ 51 %	-315 %	-283 %	-330 %
Betongstruktur						
3	-5 %	-6 %	+ 13 %	+ 6 %	-17 %	+ 24 %
7	-6 %	-7 %	+ 12 %	+ 4 %	-18 %	+ 21 %
12	-6 %	-7 %	+ 12 %	+ 5 %	-17 %	+ 23 %
21	-3 %	-4 %	+ 13 %	+ 33 %	-9 %	+ 65 %

Utslippene for trebyggene øker ved bruk av metode 2 med 30 til 60 %. I metode 3 er utslippene 3 til 4 ganger lavere enn i metode 1 for trebyggene. For betongbyggene minker utslippene i metode 2 med 3 til 6 % for referansescenariet og worst case-scenariet på grunn av gevinst fra karbonatisering. For best case-scenariet øker imidlertid utslippene som følge av allokering av flyveaskeutslipp. I metode 3 reduseres utslippene for worst case-scenariet, fordi reduksjonen i beregnede utslipp som følge av karbonatisering overstiger økte utslipp fra stål. For de to andre scenariene vil imidlertid ikke CO₂-opptaket i karbonatiseringen være nok til å kompensere for de økte utslippsfaktoren for stål sammenliknet med i metode 1.

Valg av elektrisitetsmiks

Ettersom det er lagt til grunn samme elektrisitetsmiks i alle metodene er det i tillegg gjort sensitivitetsanalyse for å vurdere innvirkningen av valg av elektrisitetsmiks. Utslippsfaktorer beregnet med metode 1 og 2, som opprinnelig er benytter nordisk miks, er også beregnet med europeisk og amerikansk miks. I metode 3 er det opprinnelig antatt at den marginale

elektrisitet smiksen er europeisk, men det er også undersøkt hva utfallet blir dersom den marginale miksen er amerikansk. De tre elektrisitet smiksene har ulike utslippsfaktorer fordi de er produsert med varierende andel fornybar energi. Utslippsfaktorene som er benyttet er:

- Nordisk elektrisitet smiks: 0,129 kg CO₂-ekv/kWh (Eurostat)
- Europeisk elektrisitet smiks: 0,467 kg CO₂-ekv/kWh (ENTSO-E, 2011)
- Amerikansk elektrisitet smiks: 1,1 kg CO₂-ekv/kWh (Ecoinvent, 2015)

Tabell 19 sammenlikner beregnede utslippsfaktorer for alle materialer med de ulike elektrisitet smiksene. Utslippsfaktorene for tre og stål er mest sensitive for endringer i valg av elektrisitet smiks. Klimapåvirkningen for betong er ikke like avhengig av elektrisitet smiksen, fordi den største delen av klimapåvirkningen skyldes CO₂-utslipp i kalsineringsprosessen i sementen. Utslippsfaktorene for trematerialene beregnet med europeisk miks øker med ca. 40 til 60 % i metode 1 og 2, sammenliknet med bruk av nordisk miks. Med amerikansk miks blir klimapåvirkningen 1 til 1,5 ganger høyere for trematerialene enn når nordisk miks brukes. For betong øker utslippsfaktorene fra 1 til 4 % med europeisk miks og 4 til 12 % med amerikansk miks sammenliknet med nordisk, avhengig av skrapinnhold. Sammenliknet med nordisk miks øker utslippsfaktorene for stål med 17 til 83 % for europeisk miks, og 37 til 113 % for amerikansk.

Tabell 19. Beregnede utslippsfaktorer for materialene, basert på nordisk, europeisk og amerikansk elektrisitet smiks. Negative utslippsfaktorer betyr at materialene fører til en utslippsgevinst i form av unngåtte utslipp.

		Metode 1			Metode 2			Metode 3	
		nordisk	europeisk	amerikansk	nordisk	europeisk	amerikansk	europeisk	amerikansk
Limtre (kg CO ₂ -ekv/m ³)		91,4	145	245	156	213	320	-608	-495
Massivtre (kg CO ₂ -ekv/m ³)		104	161	266	173	234	347	-640	-519
Betong C25/30 (kg CO ₂ -ekv/m ³)	Ref	291	303	325	272	285	306	231	256
	Worst	383	388	397	349	345	363	297	308
	Best	207	215	229	235	243	257	167	180
Betong C35/45 (kg CO ₂ -ekv/m ³)	Ref	326	340	365	312	326	351	276	299
	Worst	433	439	449	404	409	420	356	360
	Best	228	237	253	266	274	291	199	214
Stål (kg CO ₂ -ekv/kg)	Ref	0,89	1,63	1,86	0,89	1,63	1,86	2,32	3,17
	Worst	2,21	2,59	2,69	2,21	2,59	2,69	2,32	3,17
	Best	0,48	0,67	1,02	0,48	0,67	1,02	2,32	3,17

Beregnet klimapåvirkning per m² for de ulike bæresystemene produsert med alternative elektrisitetmikser er vist i Tabell 20.

Tabell 20. Resulterende klimagassutslipp per m² grunnareal for alle bygg, med ulike elektrisitetmikser brukt for å modellere utslippsfaktorene.

El-miks	Metode	Etasjer	Klimapåvirkning per m ² (kg CO ₂ -ekv/m ²)					
			Referansescenario		Worst case		Best case	
			Betong	Tre	Betong	Tre	Betong	Tre
EU	1	3	139,3	39,6	188,3	40,9	89,3	38,2
		7	129,1	55,3	174,0	61,5	83,2	49,0
		12	128,7	59,1	173,7	64,5	82,6	53,5
		21	338,3	97,2	475,8	109,9	198,2	84,3
	2	3	133,6	55,8	177,3	57,1	99,5	54,9
		7	123,7	55,8	163,6	79,0	92,8	68,1
		12	122,6	79,6	162,4	84,6	91,9	75,1
		21	329,6	126,3	458,1	138,1	221,0	116,1
USA	1	3	151,7	63,5	193,4	64,7	101,3	62,2
		7	140,5	83,2	178,7	88,6	94,0	77,2
		12	140,1	90,4	178,5	95,1	93,6	85,1
		21	372,0	143,5	490,1	154,4	236,6	131,1
	2	3	145,9	81,6	182,5	82,6	111,7	80,6
		7	133,9	81,6	167,0	108,0	103,2	98,3
		12	133,8	113,2	167,3	117,5	102,9	109,0
		21	363,6	175,9	472,4	185,9	259,3	166,2
	3	3	153,4	-112,4	171,5	-112,0	126,3	-113,1
		7	139,9	-110,3	156,7	-108,8	114,6	-112,5
		12	140,7	-131,0	157,6	-129,7	115,6	-132,9
		21	437,8	-172,9	474,6	-169,8	386,1	-177,6

Tabell 21 sammenlikner besparelser i klimagassutslipp som kan oppnås ved å erstatte bæresystemer i betong med bæresystemer i tre for de ulike elektrisitetmiksene. Med europeisk miks synker besparelsen i gjennomsnitt med 9% i metode 1 og med 8 % i metode 2. Gjennomsnittlig besparelse for alle bygningshøyder synker altså fra 70 % til 61 % i metode 1, og fra 56 % til 48 % i metode 2.

Besparelsen reduseres i gjennomsnitt med 16 % dersom amerikansk elektrisitetmiks ligger til grunn, både i metode 1 og i metode 2. Gjennomsnittlig besparelse med amerikansk miks ligger da på 45 % i metode 1 og 31 % i metode 2. Med andre ord reduseres klimafordelene med bæresystemer i tre når elektrisitetmiksen i større grad kommer fra ikke-fornybare kilder. Dette er mest kritisk for byggene på 12 etasjer, ettersom besparelsene beregnet med metode 1 og 2 er lavest her. I metode 2 blir faktisk betongkonstruksjonen med 30 % flyveaske et bedre alternativ

enn trekonstruksjonen. Da er karbonatisering av betong tatt med, i tillegg til at GWP_{bio} -faktorene bidrar til høyere utslipp for trematerialene.

Tabell 21. Sammenlikning av mulig besparelse i klimagassutslipp ved å velge bæresystem i tre fremfor i armert betong. Positivt tall betyr besparelse. Negativt tall betyr en økning i utslipp.

Scenario	Etasjer	Metode 1			Metode 2		
		Besparelse nordisk	Besparelse europeisk	Besparelse amerikansk	Besparelse nordisk	Besparelse europeisk	Besparelse amerikansk
Ref	3	78 %	72 %	58 %	64 %	58 %	44 %
	7	66 %	57 %	41 %	48 %	41 %	23 %
	12	64 %	54 %	35 %	44 %	35 %	15 %
	21	75 %	71 %	61 %	64 %	62 %	52 %
Worst	3	84 %	78 %	67 %	74 %	68 %	55 %
	7	72 %	65 %	50 %	60 %	52 %	35 %
	12	72 %	63 %	47 %	57 %	48 %	30 %
	21	81 %	77 %	68 %	74 %	70 %	61 %
Best	3	69 %	57 %	39 %	56 %	45 %	28 %
	7	56 %	41 %	18 %	40 %	27 %	5 %
	12	52 %	35 %	9 %	34 %	18 %	-6 %
	21	67 %	57 %	47 %	56 %	47 %	36 %

Oppsummering og diskusjon av sensitivitetsanalysen

Timing av biogene CO₂-utslipp og inkludering av gevinst fra varmegjenvinning ved brenning av trevirke har klart størst innvirkning på beregnede utslippsfaktorer for trematerialene. Inkludering av GWP_{bio} -faktorer fører til en økning av utslippsfaktorer for trematerialene på 60-70 % sammenliknet med når biogene utslipp regnes karbonnøytrale. Utslippsgevinst fra utnyttelse av trevirkerester og rivningsavfall som bioenergi for å erstatte naturgass reduserer utslippsfaktorene med flere hundre prosent, slik at utslippsfaktorene blir negative. For betong blir utslippsfaktorene i størst grad påvirket av karbonatisering og bruk av flyveaske. Gevinst fra karbonatisering av betong reduserer utslippsfaktorer med opptil 20 % dersom karbonatisering gjennom livsløpet og i knust betong etter EOL inkluderes. Gevinst fra bruk av flyveaske får først betydelig innvirkning på utslippsfaktoren for flyveaskeinnhold på 30 %. Da reduseres utslippsfaktoren med 20 %. Utslippsfaktorer for stål er sterkt avhengig av andel skrap. Allokering av gevinst ved resirkulering kan også være av stor betydning.

Ulike sammensetninger av metodiske valg fører til stor variasjon i beregnede klimagassutslipp fra konstruksjonene. De metodiske valgene som ligger til grunn for en livsløpsanalyse bør

reflektere hva analysen skal brukes til. Metode 1 tar færrest momenter med i betraktning, men representerer standard praksis i samsvar med standarder for livsløpsanalyser og EPDer. Resultatene beregnet med metode 1 egner seg dermed for sammenlikning med livsløpsanalyser som følger standardene. Metode 2 kan sies å være noe mer virkelighetsnær, siden timing av biogene utslipp og karbonatisering ikke ignoreres. Metode 3 er imidlertid den metoden som forsøksvis simulerer virkeligheten best, ved å ta hensyn til konsekvenser frem i tid. Ved vurdering av fremtidige byggeprosjekter vil dermed metode 3 gi et bedre bilde på hvor stor klimapåvirkning byggene vil få, enn metode 1 og 2 som tar utgangspunkt i hendelser som allerede har funnet sted.

De ulike metodene er inkludert i livsløpsanalysen for å undersøke om trekonstruksjonen under noen omstendighet får høyere klimapåvirkning enn betongkonstruksjonen. Dette er ikke tilfelle når gjennomsnittlig elektrisitetsmiks er antatt å være nordisk, og marginal elektrisitetsmiks er europeisk. Analysen kan dermed stadfeste med stor sannsynlighet at bærekonstruksjoner i tre har mindre klimapåvirkning enn bærekonstruksjoner i betong i et nordisk marked.

Valg av elektrisitetsmiks gir imidlertid betydelig utslag på beregnede klimagassutslipp for bærekonstruksjonene, spesielt for trekonstruksjonene. Dette fører til at klimagevinsten ved å bygge med bærekonstruksjoner i tre fremfor betong reduseres i gjennomsnitt med rundt 9 % i et europeisk marked, og rundt 16 % i et amerikansk marked, sammenliknet med det nordiske markedet. Beregnet med amerikansk elektrisitetsmiks, blir klimapåvirkningen høyere for trekonstruksjonen enn betongkonstruksjonen i ett av de 36 tilfellene som er analysert. Dette gjelder imidlertid for metode 2 der gevinster fra gjenbruk og gjenvinning ikke er inkludert. Med det konsekvensielle perspektivets kommer trebyggene bedre ut enn betongbyggene for alle scenarier, også i det amerikanske markedet.

11.3 Kostnader

11.3.1 Materialkostnader

I dette kapitlet presenteres kostnader som er beregnet for materialene som inngår i bæresystemene, som beskrevet i 10.3.1. Tabell 22 viser totale kostnader for trestrukturer og betongstrukturer, beregnet med to prisalternativer per struktur. For trekonstruksjonene gir de to alternativene ulike priser på massivtre. Kostnadene for betongkonstruksjonene representerer et alternativ der hele konstruksjonen er plasstøpt, og ett alternativ der kun fundamentene er plasstøpt og resten er prefabrikkert.

Tabell 22. Totale materialkostnader for bæresystemene, inkludert levering til byggeplass og montasje. Kostnader inkluderer kun kostnader i konto 2 jf. standard kontoplan.

Etasjer	Tre - Norsk prisbok		Tre - diverse		Plasstøpt betong		Prefab betong	
3	kr	6 711 830	kr	4 935 487	kr	7 079 224	kr	5 295 616
7	kr	17 926 181	kr	13 049 296	kr	16 270 046	kr	11 862 249
12	kr	33 458 989	kr	23 734 867	kr	27 318 015	kr	19 963 489
21	kr	71 057 449	kr	54 498 892	kr	86 071 705	kr	69 913 941

Tabell 23 viser de to kostnadsalternativene for trebyggene sammenliknet med de to betongalternativene. Alternativ 1 med priser fra Norsk Prisbok gir høyere kostnader for trekonstruksjonene enn for prefabrikkert betong for alle antall etasjer. For 21 etasjer er imidlertid forskjellen liten. Sammenliknet med plasstøpt betong er massivtre billigere for det laveste og det høyeste bygget, og dyrere for de to i midten. Alternativ 2 gir betraktelig lavere kostnader for trekonstruksjonene enn alternativ 1. De leverandørspesifikke prisene på massivtre benyttet i alternativ 2 er omtrent 30 % lavere enn de generiske prisene fra Norsk Prisbok i alternativ 1. Denne prisforskjellen får store utslag ettersom massivtre er både det dyreste materialet, og er det materialet som forekommer i de største mengdene. Her er trekonstruksjonene billigere enn plasstøpt betong for alle antall etasjer, og billigere enn prefabrikkert betong for bygg på 3 og 21 etasjer.

Merkostnaden ved å velge tre fremfor betong er generelt størst for 12-etasjes bygg, Dette skyldes at materialmengder mer m^2 i massivtrekonstruksjonene øker med høyden opp til 12 etasjer, mens materialmengder per m^2 for betongbyggene minker opp til 12 etasjer, som vist i Figur 24. For et bygg på 21 etasjer gir begge prisalternativer for massivtre lavere kostnader for trekonstruksjonen enn for konstruksjonen i plasstøpt betong. Sammenliknet med prefabrikkert betong gir imidlertid kun det billigste alternativet for trekonstruksjonen lavere kostnader enn betongkonstruksjonen. Ettersom kostnadsforskjellen er relativt liten (2 %), kan imidlertid

trekonstruksjonen likevel sies å være konkurransedyktig med prefabrikkert betong for denne høyden. Lønnsomheten for bæresystem i tre sammenliknet med bæresystemer i betong øker altså med antall etasjer for høyhus over 12 etasjer. Dette skyldes at materialmengder per m² bruttoareal øker mindre dramatisk for trekonstruksjonen for bygg over 12 etasjer enn for betongkonstruksjonen. Beregnede materialkostnader per bygningselement er gitt i Vedlegg 2.

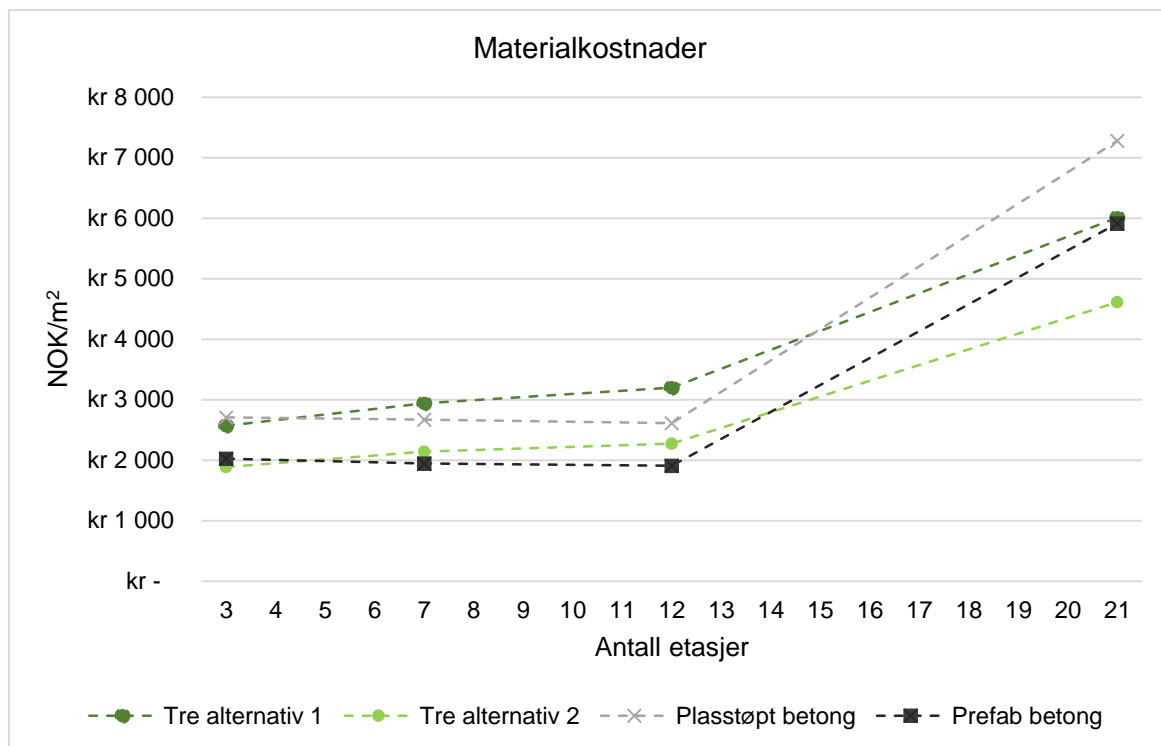
Tabell 23. Sammenlikning av kostnader for bæresystemer i tre med bæresystemer i plasstøpt og prefabrikkert betong. To prisalternativer for massivtre er benyttet. Kostnader inkluderer kun kostnader i konto 2 jf. standard kontoplan.

Etasjer	Tre alternativ 1		Tre alternativ 2	
	Plasstøpt betong	Prefab betong	Plasstøpt betong	Prefab betong
3	- 5 %	+ 27 %	- 30 %	- 7 %
7	+ 10 %	+ 51 %	- 20 %	+ 10 %
12	+ 22 %	+ 68 %	- 13 %	+ 19 %
21	- 23 %	+ 2 %	- 45 %	- 22 %

Tabell 24 viser kostnadene per m² bruttoareal for de ulike byggene, og danner grunnlaget for sammenlikning av hvordan kostnadene varierer med bygningshøyden, som vist i Figur 38.

Tabell 24. Materialkostnader per m² bruttoareal, inkludert levering til byggeplass og montasje. Inneholder kostnader i konto 2 jf. standard kontoplan.

Etasjer	Tre - Norsk prisbok		Tre - diverse		Plasstøpt betong		Prefab betong	
3	kr	2 569	kr	1 888	kr	2 709	kr	2 027
7	kr	2 940	kr	2 140	kr	2 669	kr	1 946
12	kr	3 201	kr	2 271	kr	2 614	kr	1 910
21	kr	6 010	kr	4 610	kr	7 280	kr	5 913



Figur 38. Materialkostnader per m² bruttoareal som funksjon av antall etasjer for bæresystemer i massivtre og betong, beregnet med to ulike kostnadsalternativer for massivtre, plasstøpt betong og prefabrikkert betong.

11.3.2 Kostnader inkludert rigg og drift av byggeplass

Tabell 25 viser materialkostnader pluss kostnader til rigg og drift av byggeplass for alle bærekonstruksjoner, med forutsetning om at kostnader for rigg og drift av byggeplass er 7,5 % lavere for prefabrikkert betong, og 30 % lavere for massivtre, sammenliknet med plasstøpt betong. Tabell 26 sammenlikner kostnadene for trekonstruksjonene med kostnadene for betongkonstruksjonene under disse forutsetningene.

Tabell 25. Kostnader for materialer samt rigg og drift av byggeplass for de ulike bærekonstruksjonene.

Et.	Tre alternativ 1		Tre alternativ 2		Plasstøpt betong		Prefab betong	
3	kr	4 257	kr	3 574	kr	5 112	kr	4 251
7	kr	5 240	kr	4 440	kr	5 942	kr	4 975
12	kr	6 265	kr	5 335	kr	6 974	kr	5 946
21	kr	10 450	kr	9 049	kr	13 707	kr	11 761

Tabell 26. Sammenlikning av kostnader for bæresystemer i tre med bæresystemer i plasstøpt og prefabrikkert betong. To prisalternativer for massivtre er benyttet. Kostnader inkluderer materialkostnader og kostnader til rigg og drift av byggeplass.

Et.	Tre alternativ 1		Tre alternativ 2	
	Plasstøpt betong	Prefab betong	Plasstøpt betong	Prefab betong
3	- 17 %	+ 0 %	- 30 %	- 16 %
7	- 12 %	+ 5 %	- 25 %	- 11 %
12	- 10 %	+ 5 %	- 24 %	- 10 %
21	- 23 %	- 11 %	- 33 %	- 23 %

Dersom kostnadene for rigg og drift av byggeplass kan reduseres med 30 % for massivtrebyggene sammenliknet med plasstøpt betong, er massivtrebyggene konkurransedyktige med betong i nesten alle tilfeller. Unntakene er for 7 og 12 etasjer med priser på massivtre fra norsk prisbok, der trebyggene er rundt 5 % dyrere enn prefabrikkert betong. Det må presiseres at kostnadene til rigg og drift av byggeplass (jf. Tabell 10) er svært usikre, og at det ikke bør kalkuleres med såpass lave kostnader for massivtrebyggene i et tilbud på massivtrebygg dersom det ikke foreligger sikrere data på disse utgiftspostene. Poenget med denne sammenlikningen er å vise det generelle potensialet for kostnadsbesparelse som følge av mer effektiv byggetid.

Ettersom antakelsen om 30 % redusert byggetid for bygg med bæresystemer i tre er svært usikker, er det også beregnet nødvendig reduksjon av byggetiden for de ulike konstruksjonene dersom redusert byggetid alene skal gjøre trekonstruksjonene konkurransedyktige med betongkonstruksjonene. Med kostnader for rigg og drift av byggeplass som angitt i Tabell 10, og materialkostnader som angitt i Tabell 22 og Tabell 24 må byggetiden reduseres som vist i Tabell 27, dersom byggetiden alene skal veie opp før høyere materialkostnader for trebyggene. Reduksjonene er beregnet som prosent av byggetidene for hhv plasstøpt og prefabrikkert betong, der det er antatt at prefabrikkert betong medfører omtrent 11 % kortere byggetid enn plasstøpt.

Tabell 27. Nødvendig reduksjon av byggetiden for trebyggene sammenliknet med plasstøpt og prefabrikkert betong for at massivtrebyggene skal bli konkurransedyktige med betongbyggene.

Et.	Tre alternativ 1		Tre alternativ 2	
	Plasstøpt betong	Prefab betong	Plasstøpt betong	Prefab betong
3	-	-30 %	-	-
7	-11 %	-42 %	-	-8 %
12	-19 %	-42 %	-	-12 %
21	-	-	-	-

12 Diskusjon

12.1 Livsløpsanalysen

Beregnete klimagassutslipp for bæresystemene varierer proporsjonalt med mengdedata og utslippsfaktorer. Usikkerheten knyttet til beregnet klimapåvirkning er dermed avhengig av usikkerheten for materialmengdene og utslippsfaktorene. Mengdedataene for bæresystemene tilsvarer skisseprosjektnivå og kan antas å ha en usikkerhet på omtrent +/- 10%. Ettersom alle strukturer er dimensjonert på samme detaljnivå, er det antatt at denne usikkerheten ikke vil påvirke forholdet mellom de ulike konstruksjonene.

Usikkerheten til utslippsfaktorene er knyttet til usikkerhet i LCA-metodikken og til avvik mellom faktiske forhold og systemmodellen. Livsløpsanalyser vil aldri kunne gi et nøyaktig bilde av faktiske forhold, da det er umulig å bruke spesifikke data på alle enhetsprosesser som inngår i analysen. I et konsekvensielt perspektiv vil det knyttes ekstra usikkerhet til antakelser om fremtidige forhold.

Ettersom studien omfatter en teoretisk sammenlikning av bæresystemer, og ikke LCA for et spesifikt prosjekt, er det hverken mulig eller nødvendig med spesifikke data. Derfor er det i størst grad benyttet generisk data fra Ecoinvent-databasen, tilpasset til analysens rammer. For trematerialene er det benyttet data for produkter levert av produsenten. Dataene kan altså betraktes som spesifikke for disse produktene, men ikke spesifikke for de analyserte bæresystemene, som i teorien kan benytte materialer hvilken som helst leverandør. I tillegg gjelder dataene for årene 2007-2009, og kan dermed være utdaterte.

Det viktigste i en teoretisk sammenlikning er at dataene som benyttes er representative for de ulike produktene innenfor analysens mål og omfang. Dette er vurdert ved å sammenlikne de beregnede utslippsfaktorene med utslippsfaktorer funnet i litteraturen, som omtalt i kapittel 10.2.6. Usikkerheten knyttet til ulike metodiske beslutninger er tatt hensyn til ved å benytte tre ulike metoder for å beregne utslippsfaktorene. Resultatenes sensitivitet for ulike metodiske valg er undersøkt og presentert i kapittel 11.2.4. En sensitivitetsanalyse for valg av elektrisitetsmikser er også gjennomført ved å beregne klimapåvirkning fra alle bæresystemer med europeisk og amerikansk elektrisitetsmikser. Trekonstruksjonene er mest sensitive for valg av elektrisitetsmikser, fordi en stor andel av utslippene fra produksjon av trematerialene stammer fra elektrisitetsforbruk. Selv om elektrisitetsmiksen med høyest utslipp legges til grunn (amerikansk), er det likevel et stort potensiale for å redusere klimapåvirkning fra bygg ved å

erstatte bæresystemer i stål og betong med tre. I ett tilfelle får trekonstruksjonen en høyere beregnet klimapåvirkning enn betongkonstruksjonen. Dette gjelder for et bygg på 12 etasjer, dersom all betong i bygget har 30 % flyveaske og armeringsstålet består av 100 % resirkulert stål, og klimapåvirkningen beregnes med metode 2. Dersom metode 3 benyttes slik at gevinst fra gjenbruk og gjenvinning inkluderes er imidlertid trekonstruksjonen et bedre alternativ enn betongkonstruksjonen når det kommer til klimapåvirkning, for alle produksjonsscenarioer.

I denne studien er det lagt vekt på at utslippsfaktorer skal være representative for nordiske forhold. Resultatene er dermed også gyldige for nordiske land, eller for land der elektrisitetmiksen har omtrent samme utslipp som den antatte nordiske elektrisitetmiksen. På bakgrunn av dette er det inkonsekvent å benytte mengdedata for bygninger dimensjonert med amerikanske standarder for byggene opp til 12 etasjer. Disse er dimensjonert for en vindhastighet på 67 m/s, som er noe høyt for gjennomsnittlige nordiske forhold. Det er imidlertid antatt at dette er representativt for kystområder som er utsatt for sterk vind og orkan. Det viktigste for lastkriteriene er uansett at de samme lastkriteriene gjelder for trebyggene og betongbyggene, slik at sammenlikningen blir rettferdig.

Som omtalt i kapittel 9.2.2, anbefaler Solli et al. (2015) å bruke tidsjusterte GWP-faktorer for alle utslipp ved bruk av dynamisk LCA. I denne studien er det imidlertid kun benyttet tidsjusterte GWP-faktorer for biogene utslipp på grunn av mangel på tid innenfor studiens rammer. Ettersom dynamisk LCA vektlegger utslipp fremover i tid mindre enn utslipp i dag, blir beregnet gevinst ved erstattet energi om 60 år mindre med dynamisk LCA enn med LCA-metodene benyttet i denne studien. Dette betyr at klimagevinsten ved å bygge i tre vil reduseres noe i det konsekvensielle perspektivet dersom utslipp i dag vektlegges mer enn fremtidige utslipp. Når det er sagt, fant Solli et al. (2015) at et konstruksjonselement i tre for et areal på 6x20 meter har mindre klimapåvirkning enn et tilsvarende konstruksjonselement i stål eller betong for mange ulike kombinasjoner av antakelser, selv med dynamisk LCA. Det er dermed god grunn til å tro at beregnet klimapåvirkning for hele bæresystemer i tre fortsatt vil være lavere enn for bæresystemer i betong når dynamisk LCA benyttes.

Klimapåvirkning fra trekonstruksjonene basert på referanse-scenariet i denne studien er sammenliknet med resultatene funnet i litteraturstudiet i Tabell 28. Resultatene fra Salazar & Meil (2009) der avhendingsscenariet omfattet deponering av trematerialene er ikke tatt med her, ettersom dette ikke er representativt for et nordisk marked. Resterende analyser som er tatt

med i sammenlikningen er fortsatt basert på antakelser og systemgrenser som avviker fra denne studien, men har noenlunde samme antakelser om avhendingsscenarioer.

Tabell 28. Sammenlikning av resulterende klimagassutslipp for trekonstruksjonene funnet i denne studien med resultater for trebygninger funnet i litteratursøket. For mer detaljer om artiklene fra litteraturstudiet, se kapittel 9.2.2. Merk at de ulike kildene har ulike systemgrenser og LCA-metoder.

Kilde	Kommentar	Antall etasjer	CO ₂ /m ²	CO ₂ -ekv/m ²	A1-A3 Netto	A1-A3+D Netto
Salazar & Meil (2009)	typisk trehus	2		x	205	193
Salazar & Meil (2009)	maksimalt trebruk	2		x	54	-87
Dodoo et al. (2014)	konvensjonelt CLT	4	x		-99	-736
Dodoo et al. (2014)	konvensjonelt søyler og bjelker	4	x		-40	-685
Dodoo et al. (2014)	konvensjonelt bindingsverk	4	x		-34	-408
Dodoo et al. (2014)	lavenergi CLT	4	x		-104	-785
Dodoo et al. (2014)	lavenergi limtre & LVL	4	x		-47	-672
Dodoo et al. (2014)	lavenergi bindingsverk	4	x		-41	-449
Tellnes et al. (2013)	kun bæresystem inkludert	6		x	103	-
Gustavsson et al. (2009)	kun CO ₂ og CH ₄ inkludert	8		x	-1	-266
Denne studien	metode 1	3		x	26	-
Denne studien	metode 2	3		x	42	-
Denne studien	metode 3	3		x	-	-140
Denne studien	metode 1	7		x	38	-
Denne studien	metode 2	7		x	55	-
Denne studien	metode 3	7		x	-	-145
Denne studien	metode 1	12		x	40	-
Denne studien	metode 2	12		x	59	-
Denne studien	metode 3	12		x	-	-169
Denne studien	metode 1	21		x	67	-
Denne studien	metode 2	21		x	95	-
Denne studien	metode 3	21		x	-	-231

Som det fremgår av Tabell 28, ligger klimagassutslipp for trekonstruksjonene i denne studien generelt høyere enn klimagassutslippene beregnet i litteraturen. En årsak er at denne studien er den eneste som inkluderer GWP_{bio}-faktorer (i metode 2 og 3), som fører til høyere utslipp ved bruk av bioenergi i produksjon av trematerialer. Gustavsson et al. (2009) og Dodoo et al. (2014) har antatt at bioenergi fra trevirkerester og rivningsavfall erstatter kull. Dette gir en større gevinst enn å erstatte naturgass, hvilket er antatt i denne studien. Sistnevnte studie har i tillegg kun regnet med CO₂-utslipp, og ingen andre klimagasser.

Bygget med maksimert bruk av trematerialer analysert av Salazar & Meil (2009) har høyere utslipp enn bygget på 3 etasjer i denne studien (for alle metoder). Årsaker til dette kan være flere materialer (alle bygningsdeler) inkludert i analysen og amerikansk elektrisitetsmiks og produksjonsforhold. I tillegg vil én etasje mindre bety mindre trematerialer per m² som kan

bidra til unngåtte utslipp fra erstatning av fossile brensler til oppvarming. Det «typiske» trehuset har bl.a. teglfasade og asfaltsgel, og har derfor betraktelig høyere utslipp.

I tillegg til resultatene gjengitt i Tabell 28, viser Tabell 2 i kapittel 9.2.2 forskjeller i klimagassutslipp mellom bygninger i tre og betong, basert på litteraturstudiet. Börjesson & Gustavsson (2000) konkluderte med at det forårsaker 2-3 ganger mindre klimagasser dersom en 4-etasjes bygning bygges i tre istedenfor i betong. Inkludert i denne besparelsen er antakelsen om at biomassen som ikke brukes for betongbygget brukes som biobrensel for å erstatte fossile brensler. Det er også antatt et veldig høyt karboniseringsopptak for betongen. Gustavsson et al. (2006) fant at bygninger med 4 etasjer med konstruksjoner av tre sparer mellom 30 og 130 kg CO₂/m² sammenliknet med bygg i stål og betong. Yeh & Haller (2013) beregnet at en bærekonstruksjon i tre på 7 etasjer gir 140 % lavere utslipp enn tilsvarende konstruksjon i betong. Tellnes et al. (2013) fant at et bæresystem i tre på 6 etasjer som består av 50 % betong forårsaker 35 % lavere klimapåvirkning enn en ren betongkonstruksjon. Dersom betongdelen ikke regnes med er trebygget 85 % lavere. I denne studien varierer besparelsen fra 35 til 291 kg CO₂-ekv/m², og 40 % til 254 % for byggene på 3 og 7 etasjer. For byggene på 12 og 21 etasjer varierer besparelsen fra 29 til 631 kg CO₂-ekv/m², og 34 % til 275 %. Dette virker rimelig sammenliknet med besparelsene funnet i litteraturen, tatt i betraktning de ulike systemgrensene.

Sammenliknet med studiene i Tabell 28 er det beregnet høyere utslipp for trekonstruksjonene i denne studien. Besparelser i klimagassutslipp ligger likevel innenfor variasjonene av besparelser funnet i litteraturen. Dette tyder på at også betongbyggene har noe høyere utslipp i denne studien. En årsak til dette er bl.a. konservative anslag for gevinster i forbindelse med gjenbruk og resirkulering sammenliknet med praksisen i flere av de studerte artiklene.

12.2 Kostnadsanalysen

Det er viktig å presisere at kostnadsanalysen er usikker, og ment for å gi en pekepinn heller enn et fasitsvar. Priser varierer fra leverandør til leverandør, og det er derfor ikke mulig å gi et entydig svar til hvilket alternativ som er billigst på generell basis. Prisene i Norsk Prisbok er basert på gjennomsnittlige erfaringstall, og er dermed egnet for en overfladisk generell analyse. For eksempel vil kostnader for grunn og fundamenter variere veldig med lokasjon og type grunn. Ettersom det finnes lite litteratur på kostnader for massivtre, ble det likevel vurdert som nyttig å beregne kostnader i denne studien på grunn av all mengdedataen for sammenliknbare bæresystemer i betong og massivtre.

Kostnader knyttet til rigg og drift av byggeplass er særlig usikre på grunn av mangel på data. Denne posten er kun beregnet for å vise størrelsesorden for kostnader som kan spares som følge av kortere byggetid. Byggetider vil variere fra prosjekt til prosjekt, og redusert byggetid for trebygg sammenliknet med betongbygg vil også derfor variere.

Det mest interessante funnet i kostnadsanalysen er at trekonstruksjonen blir billigere sammenliknet med betongkonstruksjonen når bygningshøyden ligger på et sted mellom 12 og 21 etasjer. Når det billigste alternativet for betong (mest mulig prefabrikkert) sammenliknes med det dyreste alternativet for tre (kun priser fra Norsk Prisbok), er materialkostnadene for trekonstruksjonen kun 2 % høyere enn for betongkonstruksjonen. Med det laveste prisalternativet er trekonstruksjonen billigere enn både plasstøpt og prefabrikkert betong. Årsaken til dette er at materialmengdene øker mer kraftig med antall etasjer for betongkonstruksjonene.

Dersom massivtre importeres fra land utenfor Norge for å få en billigere materialpris, vil dette føre til høyere transportkostnader. Dette vil selvfølgelig spille inn på lønnsomheten, og må inkluderes i analysen. I denne analysen er det kun antatt priser fra Norsk Prisbok, med unntak av alternativ 2 for trekonstruksjonen som benytter oppgitte priser fra en norsk massivtreleverandør. Det kan argumenteres med at alle priser bør innhentes fra leverandører for at sammenlikningen av alternativ 2 for tre med betongkonstruksjonene skal bli rettfærdig. En slik kostnadsanalyse ville imidlertid vært for omfattende for denne oppgaven. Dessuten viste det seg at massivtreet var materialet som gav desidert størst utslag for prisendring, uavhengig av type bærestruktur. Dermed fører en moderat redusert pris på massivtre til en stor besparelse. Det største potensialet i å gjøre trekonstruksjonene i denne studien konkurransedyktige med prefabrikkert betong er ergo å redusere prisene på massivtre. Dette kan oppnås ved mer erfaring og standardisering av produksjon av massivtre og massivtre-moduler. Økt etterspørsel etter massivtre vil automatisk bidra til dette.

Generelt er ikke veien veldig lang før massivtre kan konkurrere mot prefabrikkert betong når det gjelder materialkostnader. Sammenliknet med plasstøpt betong er trekonstruksjonen 5 – 12 % billigere, unntatt for to tilfeller der trekonstruksjonen er 10 – 22 % dyrere. Trekonstruksjonen er 2 – 68 % dyrere enn en konstruksjonen av prefabrikkert betong, der trekonstruksjonen er dyrest for 12 etasjer. For 3 og 7 etasjer er imidlertid trekonstruksjonen billigere enn prefabrikkert betong med det billigste prisalternativet på massivtre.

13 Konklusjon

I denne oppgaven er LCA benyttet for å beregne klimapåvirkning fra bærekonstruksjoner i tre og armert betong for bygg på 3, 7, 12 og 21 etasjer. Livsløpsanalysen er gjennomført med ulike beregningsmetoder med varierende antakelser om systemgrenser, biogent CO₂, karbonatisering av betong og allokeringsregler for fordeling av utslipp mellom bi-produkter og i resirkuleringskretsløp. Forholdet mellom antall etasjer og besparelse av klimagassutslipp som følge av å bygge bæresystemer i tre fremfor betong er undersøkt ved å sammenlikne den såkalte CO₂-premie for de to konstruksjonsalternativene. En enkel kostnadssammenlikning av de ulike bæresystemene er også utført der materialkostnader og kostnader til rigg og drift av byggeplass er vurdert. To prisalternativer er benyttet for de to konstruksjonene, og kostnader er beregnet for antall etasjer.

Arbeidet i denne studien har ført frem til følgende konklusjoner:

- Klimapåvirkningen fra bæresystemer i tre er betraktelig lavere enn klimapåvirkningen fra bæresystemer i armert betong. Utvidet satsning på bygging med bærekonstruksjoner i tre kan derfor sies å være et klimatiltak.

Beregnet klimapåvirkning for bæresystemene avhenger av antakelser og analyseperspektiv for livsløpsanalysen. Likevel gir bæresystemene i tre lavere klimapåvirkning enn bæresystemer i betong i et nordisk marked for alle beregningsmetoder og scenarier. Med et regnskapsmessig analyseperspektiv er beregnet klimapåvirkning for trekonstruksjonene 34 – 84 % lavere enn for betongkonstruksjonene. Dette tilsvarer besparelser på 29 – 314 kg CO₂-ekv/m² bruttoareal. I et konsekvensielt analyseperspektiv der gevinst fra gjenbruk og gjenvinning av de ulike byggematerialene tas i betraktning, blir beregnet klimapåvirkning negativ (under null) for trekonstruksjonene. Dette skyldes at unngåtte utslipp fra forbrenning av naturgass er medregnet, med antakelse om at trevirkerester og rivningsavfall brennes for å erstatte varmeenergi fra naturgass. Sammenliknet med betongkonstruksjonene, som fører til økt klimaendring også i det konsekvensielle perspektivet, vil bygging av trestrukturer føre til store besparelser i klimagassutslipp. Besparelsen varierer fra 246 til 634 kg CO₂-ekv/m² bruttoareal for byggene.

Dersom materialene produseres med elektrisitet som er basert på mindre fornybar energi enn i Norden, vil gevinsten ved å bygge i tre være noe mindre. Likevel kan bygging av trestrukturer

betraktes som et klimatiltak også i et globalt marked, så lenge et bærekraftig skogbruk ligger til grunn for materialproduksjonen.

- Klimapåvirkningen fra trekonstruksjonene per m² bruttoareal øker tilnærmet lineært med antall etasjer for bygg mellom 3 og 21 etasjer.

Økning av materialmengder per m² bruttoareal med antall etasjer fører til en tilsvarende økning i klimagassutslipp. Dette fenomenet er kalt CO₂-premie i nyere litteratur. I et konsekvensielt perspektiv, der trematerialene fører til netto besparelser i utslipp, vil imidlertid klimagevinsten øke med antall etasjer: Jo mer materialmengder i konstruksjonen, desto mer avfall kan brennes etter byggets levetid for å erstatte fossile brensler.

- Økning i klimagassutslipp per m² bruttoareal med antall etasjer inntreffer tidligere (det vil si for lavere antall etasjer) for trekonstruksjonene enn for betongkonstruksjonene. Til gjengjeld er økningen betraktelig mindre for trekonstruksjonene mellom 12 og 21 etasjer.

CO₂-premien avhenger av hvordan materialmengdene endrer seg med antall etasjer. Betongkonstruksjonene krever ikke større dimensjoner før antall etasjer har passert 12. For trebyggene øker derimot dimensjonene på konstruksjonselementene allerede fra 3 etasjer og oppover. Ettersom trekonstruksjonene slipper ut mindre klimagasser per enhet av de ulike materialene enn betongkonstruksjonene, gir likevel trekonstruksjonene lavere klimapåvirkning for alle antall etasjer. Dette er også grunnen til at den strukturelle premien er lavere for trekonstruksjonene.

- Besparelse i klimagassutslipp ved å velge bærekonstruksjoner i tre fremfor i armert betong reduseres fra 3 til 12 etasjer, men øker fra 12 til 21 etasjer.

Forskjellen i klimapåvirkning for de to konstruksjonsalternativene reduseres med antall etasjer opp til 12 etasjer, som følge av CO₂-premien for trekonstruksjonene. Herfra fører imidlertid forskjellen i CO₂-premie for de to konstruksjonene slik at besparelsen igjen øker.

- Materialkostnader for trekonstruksjonene er høyere enn for betongkonstruksjonene i halvparten av tilfellene, og lavere i halvparten av tilfellene, når kostnader for to prisalternativer er beregnet for hver konstruksjon.

Kostnadsforskjellene varierer med antall etasjer. Sammenliknet med plasstøpt betong er trekonstruksjonen 5-12 % billigere, unntatt for to tilfeller der trekonstruksjonen er 10-22 % dyrere. Trekonstruksjonen er 2-68 % dyrere enn en konstruksjonen av prefabrikkert betong, bortsett fra i to tilfeller der trekonstruksjonen er 10-20 % billigere.

Generelt øker materialkostnader per m³ bruttoareal for trekonstruksjonene med antall etasjer. For betongkonstruksjonene avtar imidlertid kostnadene per m² opp til 12 etasjer, i likhet med materialmengdene. Fra 12 etasjer og oppover øker lønnsomheten ved å bygge i tre grunnet den moderate økningen i materialmengder. Trestrukturer er altså konkurransedyktige med eller billigere enn betongstrukturer for høyhus.

- Reduserte kostnader til rigg og drift av byggeplass for bæresystemer med prefabrikkerte moduler i tre kan gjøre trekonstruksjonene konkurransedyktige med betong for alle etasjehøyder.

I tilfellene der materialkostnadene er høyest for trekonstruksjonen, må kostnader for rigg og drift av byggeplass for trebygget reduseres med 30-40 % for at tre skal være konkurransedyktig med prefabrikkert betong, og 10-20 % for at tre skal være konkurransedyktig med plasstøpt betong.

14 Anbefalinger om videre arbeid

Funnene gjort i denne studien tyder på at fordelene ved å bygge i tre øker med høyden for bygg over 12 etasjer. Dette gjelder både klimapåvirkning og kostnader, og skyldes at materialmengdene øker mer moderat for høyere trestrukturer enn for betongstrukturer. Det bør gjøres flere sammenlikninger av materialmengder for ulike høyder i trebygg for å understøtte dette funnet.

En sammenlikning av bæresystemer for høyhus bør også gjennomføres med dynamisk LCA, for å undersøke hvor mye dette vil påvirke klimagevinsten for høye trehus.

Materialmengdene brukt i denne studien kan brukes som basis for en mer inngående kostnadsanalyse. Spesielt bør kostnader til rigg og drift av byggeplass kartlegges for fremtidige byggeprosjekter i tre, for å skaffe en database av erfaringstall på dette området.

15 Arbeidsfordeling for artikkelen

Hovedforfatter av artikkelen er Julie Lyslo Skullestad (undertegnede). Rolf André Bohne og Jardar Lohne er medforfattere. Undertegnede gjennomført litteratursøk og datainnsamling, utarbeidet metoden for beregningene, gjennomført analysen og stått for skrivearbeidet.

Rolf André Bohne har vært hovedveileder for masteroppgaven, og har gitt veiledning til utarbeidelse av artikkelen samt resten av arbeidet i masteroppgaven. Veiledningen inkluderer forslag til innhold og mål med oppgaven, innspill på oppbygging og hjelp med strategiske valg. Jardar Lohne har hjulpet til med språk og oppbygging i artikkelen. Medforfatterne har lest utkast tilsendt fra undertegnede og kommet med tilbakemeldinger på faglig innhold, språk og oppbygging. Dette har blitt brukt som grunnlag for nye utkast.

Mia Nilsson står ikke som medforfatter, men har utført all dimensjonering av bæresystemene. Undertegnede har funnet data på bæresystemer i betong, og sendt en bestilling på forutsetninger for bæresystemene i tre.

Referanser

- Aarstad, J. & Glasø, G. 2008. Fokus på tre nr. 20 - Massivtre. Norsk Treteknisk institutt, Trefokus.
- Abrahamsen, R. B. & Malo, K. A. 2014. Structural design and assembly of "Treet" - a 14-storey residential building in Norway. *World Conference on Timber Engineering*. Quebec City, Canada.
- Ali, M. M. & Moon, K. S. 2007. Structural Developments in Tall Buildings: Current Trends and Future Prospects. *Architectural Science Review*, 50, 205-223.
- Almemark, M. 2016. NEPD-434-305-EN Steel reinforcement products for concrete, Celsa Steel Service AS. EPD Norge.
- APA 2008. Glulam product guide. Form No. X440D. APA - The Engineered Wood Association. Tilgjengelig fra: <https://law.resource.org/pub/us/code/bsc.ca.gov/sibr/org.apawood.X440.pdf>.
- ArchiExpo. 2015. Tilgjengelig fra: http://www.archiexpo.com/prod/holzwerk-gebrschneider/product-55688-147278.html#product-item_942144 [Hentet: 06.12 2015].
- ArlingtonTimberFrames. 2015. Tilgjengelig fra: <http://www.arlingtontimberframes.com/gallery/zoomers.htm> [Hentet: 07.12.15].
- Ayensu, K. G. & Jensen, E. 2006. Model Development for the Evaluation of Cost-Effectiveness of Concrete Framing Systems for Low-, Mid- and High-Rise Buildings. *Portland Cement Association*.
- Bakke, C. & Krogh, A. S. 2015. NEPD-350-242-NO Oval betongsøyle 300x600 mm.
- Bare, J., Hofstetter, P., Pennington, D. & de Haes, H. U. 2000. Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5, 319-326.
- Baumann, H. & Tillmann, A. M. 2004. The hitch hiker's guide to LCA: An orientation in life cycle assessment methodology and application. In: literature, S. (ed.). Lund.
- Bawden, R. K. 2013. *Hybrid Life Cycle Assessment of Low, Mid and High-Rise Multi-family Dwellings with Development of Knowledge-Based Uncertainty Bounds*. Master of Science Rochester Institute of Technology.
- Belbo, H. & Gjølsjø, S. 2008. Trevirke - brennverdier og energitetthet. *Viten fra skog og landskap - Skogens ressurser*, 08.
- Blengini, G. A. & Di Carlo, T. 2010. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. *Energy and Buildings*, 42, 869-880.
- Bossenmayer, H. J. 2013. EPD-BFS-20130094-IBG1-EN Structural Steel: Sections and Plates. IBU - Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Bossenmayer, H. J. 2014a. Cross-laminated timber (X-Lam). *Environmental product Declaration*. Institut Bauen und Umwelt (IBU).
- Bossenmayer, H. J. 2014b. EPD-CEL-20130219-IBD1-EN Structural section steel. IBU - Institut Bauen und Umwelt e.V.
- Breheny, M. 1995. The Compact City and Transport Energy Consumption. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 20, 81-101.
- Brown, M. A., Southworth, F. & Sarzynski, A. 2009. The geography of metropolitan carbon footprints. *Policy and Society*, 27, 285-304.
- 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, 575-588.
- Curran, M. A. 2006. *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*. Ohio, USA: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency (EPA).

- Dahlstrøm, O., Sørnes, K., Eriksen, S. T. & Hertwich, E. G. 2012. Life cycle assessment of a single-family residence built to either conventional- or passive house standard. *Energy and Buildings*, 54, 470-479.
- Diamond, R. J. 1995. Energy savings rise high in multifamily buildings. *Home energy magazine online*.
- Dodoo, A., Gustavsson, L. & Sathre, R. 2014. Lifecycle carbon implications of conventional and low-energy multi-storey timber building systems. *Energy and Buildings*, 82, 194-210.
- Ecoinvent. 2015. *Ecoinvent* [Online]. Tilgjengelig fra: <http://www.ecoinvent.ch> [Hentet: 05.11 2015].
- Edvardsen, K. I. & Helle, K. 2006. *Trehus - Håndbok 5.*, Trondheim, Sintef Byggforsk. Norges byggforskningsinstitutt.
- EIA. 2012. *Residential Energy Consumption Survey (RECS). Table CE1.1* [Online]. U.S. Energy Information Administration. Tilgjengelig fra: <http://www.eia.gov/consumption/residential/data/2009/index.cfm?view=consumption#summary> [Hentet: March 15 2016].
- ENTSO-E 2011. *Statistical Yearbook 2011. European Network of Transmission System Operators for Electricity*.
- Eriksen, K. M. 2015. NEPD-334-218-NO - 1 m³ B45 SV40 <200mm - Velde Betong AS.
- EU. 2010. *Directive 2010/31/EU of the Energy Performance of Buildings (recast)* [Online]. Tilgjengelig fra: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/;ELX_SESSIONID=FZMjThLLzfxmmMCQGp2Y1s2d3TjwD8QS3pqdkhXZbwqGwlgY9KN!2064651424?uri=CELEX:32010L0031 [Hentet: 03.02 2016].
- Eurostat. 2015. Tilgjengelig fra: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Energy_production_and_imports [Hentet: 27.04 2016].
- Fet, A. M. 2014a. NEPD 00252E Generic EPD I,H,U,L,T and wide flats hot-rolled sections (Type 2.1). EPD Norge.
- Fet, A. M. 2014b. NEPD 00254E Generic EPD - Cold formed welded structural hollow sections. EPD Norge.
- Fet, A. M. 2014c. NEPD 00254E Hot finished structural hollow sections (Type 4.1). EPD Norge.
- Fet, A. M. 2014d. NEPD 00255E Generic EPD Hot rolled steel plates (Type 1.1). EPD Norge.
- Finstad, T. 2014. *Økonomisk lønnsomhet ved bruk av bæresystemer i massivtre*. Master, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Foraboschi, P., Mercanzin, M. & Trabucco, D. 2014. Sustainable structural design of tall buildings based on embodied energy. *Energy and Buildings*, 68, 254-269.
- Forster, P., Venkatachalam, R., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schultz, M. & Dorland, R. V. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. *Climate Change 2007: The physical science basis*.
- FPInnovations. 2015. Tilgjengelig fra: www.fpinnovations.ca.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Trebitzer, G., Spielman, M. & Wernet, G. 2007. Overview and Methodology. Ecoinvent report No.1. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Gerard, R., Barber, D. & Wolski, A. 2013. Fire safety challenges of tall wood buildings. Massachusetts, USA: Fire protection research foundation.
- Gjengedal, C., Dahle, G. S., Løhre, L. L., Karlsen, A. G. & Paz, T. 2012. Bruk av naturgass i Norden. Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi, NTNU.

- Glaeser, E. L. & Kahn, M. E. 2010. The greenness of cities: Carbon dioxide emissions and urban development. *Journal of Urban Economics*, 67, 404-418.
- Glasø, G. 2005. Fleretasjes trehus. FOKUS på tre Nr. 32. Norsk Treteknisk Institutt.
- Goedkop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J. & Zelm, R. v. 2009. ReCiPe 2008 Report I: Characterisation. Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.
- Green, M. C. & Karsh, E. J. 2012. The Case for Tall Wood Buildings. mgb Architecture + Design, Equilibrium Consulting.
- Guest, G., Bright, R. M., Cherubini, F. & Strømman, A. H. 2013a. Consistent quantification of climate impacts due to biogenic carbon storage across a range of bio-product systems. *Environmental Impact Assessment Review*, 43, 21-30.
- Guest, G., Cherubini, F. & Strømman, A. H. 2013b. Global Warming Potential of Carbon Dioxide Emissions from Biomass Stored in the Anthroposphere and Used for Bioenergy at End of Life. *Journal of Industrial Ecology*, 17, 20-30.
- Gustavsson, L., Joelsson, A. & Sathre, R. 2009. Life cycle primary energy use and carbon emission of an eight-storey wood-framed apartment building. *Energy and Buildings*, 42, 230-242.
- 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, 667-691.
- Hammond, G. & Jones, C. 2011. Inventory of Carbon and Energy (ICE) Version 2.0. Sustainable Energy Research Team (SERT), Department of Mechanical Engineering, University of Bath, UK.
- HebHomes. 2015. Tilgjengelig fra: http://www.hebrideanhomes.com/timber_frame.html [Hentet: 07.12.15].
- HoHoWien. 2015. Tilgjengelig fra: <http://www.hoho-wien.at/en/> [Hentet: 07.12 2015].
- IPCC 2014a. Buildings. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA.
- IPCC 2014b. 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 *In: Team, T. C. W., Pachauri, R. K., Meyer, L. & (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland.*
- ISY Calcus brukerdokumentasjon versjon 6.1. Norconsult.
- Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., Gerber, S. & Hasselmann, K. 2001. Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Emission Scenarios. *Global Biogeochemical Cycles*, 15, 891-907.
- Karacebeyli, E. & Douglas, B. 2013. CLT Handbook. FPInnovations and Binational Softwood Lumber Council.
- Khan, F. R. 1968. Column-free box-type framing with and without core. Chicago, Illinois.
- Lesoteka. 2015. Tilgjengelig fra: <http://www.lesoteka-hise.si/en/CLT-Houses/Why-CLT> [Hentet: 06.12. 2015].
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L. & Samson, R. 2010. Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44, 3169-3174.
- Makido, Y., Dhakal, S. & Yamagata, Y. 2012. Relationship between urban form and CO₂ emissions: Evidence from fifty Japanese cities. *Urban Climate*, 2, 55-67.
- Mindali, O., Raveh, A. & Salomon, I. 2004. Urban density and energy consumption: a new look at old statistics. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 38, 143-

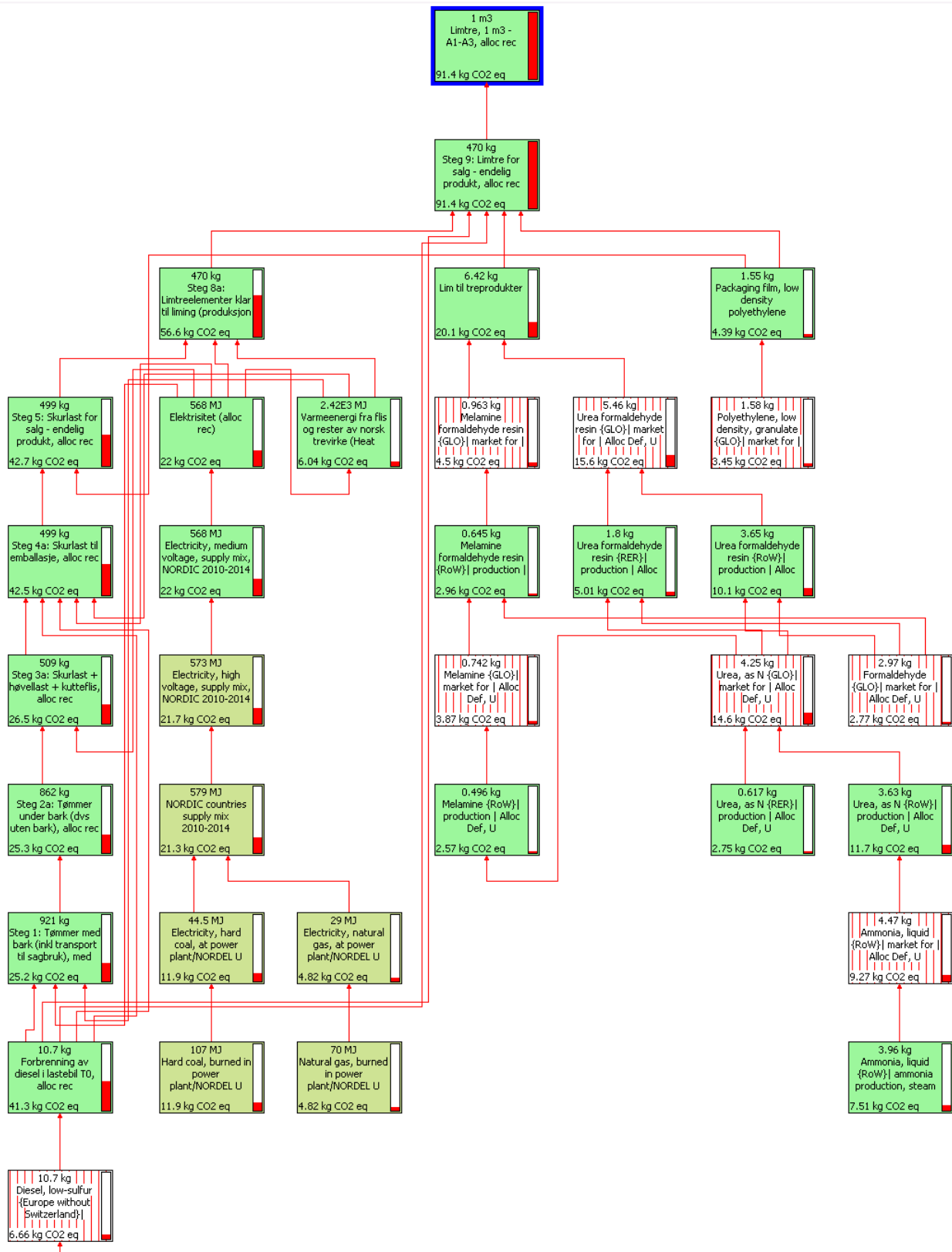
- Norman, J., MacLean, H. & Kennedy, C. 2006. Comparing High and Low Residential Density: Life-Cycle Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions. *Journal of Urban Planning and Development*, 132, 10-21.
- NorskPrisbok. 2016. Tilgjengelig fra: <https://norskprisbok.no/> [Hentet: 01.06 2016].
- Ordóñez, J. & Modi, V. 2011. Optimizing CO₂ emissions from heating and cooling and from the materials used in residential buildings, depending on their geometric characteristics. *Building and Environment*, 46, 2161-2169.
- Petersen, A. K. & Solberg, B. 2002. Greenhouse gas emissions, life-cycle inventory and cost-efficiency of using laminated wood instead of steel construction.: Case: beams at Gardermoen airport. *Environmental Science & Policy*, 5, 169-182.
- Pommer, K. & Pade, C. 2005. Guidelines - Uptake of carbon dioxide in the life cycle inventory of concrete. *Nordic Innovation Centre Project - NI-project 03018 - CO₂ Uptake During The Concrete Life Cycle*. Danish Technological Institute.
- PRéSustainability. 2015. *SimaPro* [Online]. Tilgjengelig fra: <https://www.pre-sustainability.com/simapro> [Hentet: November 5 2015].
- Ramesh, T., Prakash, R. & Shukla, K. K. 2010. Life cycle energy analysis of buildings: An overview. *Energy and Buildings*, 42, 1592-1600.
- Rickwood, P., Glazebrook, G. & Searle, G. 2008. Urban Structure and Energy - A Review. *Urban Policy and Research*, 26, 57-81.
- Ruuska, A. P. & Häkkinen, T. M. 2014. The significance of various factors for GHG emissions of buildings. *International Journal of Sustainable Engineering*, 8, 317-330.
- Salazar, J. & Meil, J. 2009. Prospects for carbon-neutral housing: the influence of greater wood use on the carbon footprint of a single-family residence. *Journal of Cleaner Production*, 17, 1563-1571.
- Sartori, I. & Hestnes, A. G. 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy and Buildings*, 39, 249-257.
- Sedal, H. 2014. NEPD-324-204-EN Welded and coated sections, trusses and beams made of hot-tolled plate, sheet and coil. EPD Norge.
- Sedal, H. 2016. NEPD-402-281-EN Steel structures. EPD Norge.
- Skjervik, A. E. 2015. Moholt 5050. Presentation. *KLIMAX Frokostmøte 29.10.15*. Trondheim, Norway.
- Skjæveland, T. & Brekke, T. 2013. NEPD 169N Ferdigbetong B30 Sola Betong AS.
- Skullestad, J. L. 2015. *High-Rise Timber Buildings as a Climate Change Mitigation Measure - Project Work*. Prosjektoppgave, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Smeplass, S., Fredvik, T., Sæther, Ø., Skagen, R., Magerøy, H., Hegseth, I., Borvik, N. P., Hansson, L., Vikan, H., Barnes, S., Holthe, K., Kjellsen, K. O., Ollendorff, M. & Moen, C. 2015. Publikasjon nr. 37 - Lavkarbonbetong. Norsk Betongforening.
- Solli, C., Nordby, A. S. & Dahlstrøm, O. 2015. Helhetlig miljøvurdering av byggematerialer. Dokumentasjonsrapport (1). Asplan Viak/Stiftelsen Miljømerking/Husbanken.
- Solli, K. H. & Glasø, G. 2011. Timberbased construction elements (Treaserte konstruksjonselementer). Fokus på tre nr. 27. In Norwegian. . Norsk Treteknisk Institutt.
- SOM 2013. Timber Tower Research Project.
- SSB. 2012. *Energibruk i husholdningene* [Online]. Statistisk Sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/energi-og-industri/statistikker/husenergi> [Hentet: 09.05. 2016].
- StandardNorge 1987. NS 3453 Spesifikasjon av kostnader i byggeprosjekt.
- StandardNorge 2006a. NS-EN ISO 14040 Miljøstyring - Livsløpsvurdering - Prinsipper og rammeverk.
- StandardNorge 2006b. NS-EN ISO 14044 Miljøstyring - Livsløpsvurdering - Krav og

- retningslinjer.
- StandardNorge 2009. NS 3451 Bygningsdelstabell.
- StandardNorge 2010a. NS-EN 15643-1:2010 Bærekraftige byggverk - Vurdering av bygninger i et bærekraftsperspektiv. Del 1: Generelt rammeverk.
- StandardNorge 2010b. NS-EN ISO 14025 Miljømerker og deklarasjoner - Miljødeklarasjoner type III - Prinsipper og prosedyrer.
- StandardNorge 2011a. NS-EN 15643-2:2011 Bærekraftige byggverk - Vurdering av bygninger i et bærekraftsperspektiv. Del 2: Rammeverk for vurderingen av miljøpåvirkning.
- StandardNorge 2011b. NS-EN 15978:2011 Bærekraftige byggverk - Vurdering av bygningers miljøpåvirkning - Beregningsmetode.
- StandardNorge 2013. NS-EN 15804:2012+A1:2013 Bærekraftige byggverk - Miljødeklarasjoner - Grunnleggende produktkategoriregler for byggevarer.
- StandardNorge 2014a. NS-EN 206:2013+NA:2014 Betong - Spesifikasjon, egenskaper, framstilling og samsvar. NS-EN203:2013
- StandardNorge 2014b. NS-EN 16449 Tre og trebaserte produkter - Beregning av biogent karbondioksidinnhold i tre og omdanning til karbondioksid.
- Strømman, A. H. 2010. Methodological Essentials of Life Cycle Assessment. *Course book for the course TEP4223 Life Cycle Assessment*. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology
- Department of Energy and Process Engineering
Industrial Ecology Programme.
- Tellnes, L. G. F. 2015. NEPD-336-222-NO Standard Limtrebjelke. *Environmental product Declaration*.
- Tellnes, L. G. F., Eide, S., Kristjansdottir, T. F. & Kron, M. 2013. Assessment of carbon footprint of laminated veneer lumber elements in a six story housing - comparison to a steel and concrete solution. In: Braganca, L., Pinheiro, M. & Mateus, R. (eds.) *Portugal SB13. Contribution of sustainable building to meet EU 20-20-20 targets*. Portugal.
- 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*, 9, 139-143.
- Treloar, G. J., Fay, R., Ilozor, B. & Love, P. E. D. 2001. An analysis of the embodied energy of office buildings by height. *Facilities*, 19, 204-214.
- Trifkovic, M. 2015. Treet - The Worlds Tallest Timber Building (Treet - verdens høyeste trehus). Presentation. In Norwegian. Artec. Accessed from http://www.buildingsmart.no/sites/buildingsmart.no/files/2-4_treet_marina-trifkovic_artec.pdf.
- UN-Habitat 2008. State of the World's Cities 2010/2011. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT).
- Utne, I. 2012. *Numerical models for dynamic properties of a 14 storey timber building*. Master's, Norwegian University of Science and Technology.
- Verbeeck, G. & Hens, H. 2010. Life cycle inventory of buildings: A contribution analysis. *Building and Environment*, 45, 964-967.
- Vold, M. 2011a. NEPD-219N Veggelement.
- Vold, M. 2011b. NEPD-220N Forspent Betongdekke.
- VollArkitekter. 2015. Tilgjengelig fra: http://vollark.no/portfolio_page/mjostarnet/ [Hentet: 07.12 2015].
- Wahlström, M., Laine-Ylioki, J., Järnström, H., Erlandsson, M., Cousins, A. P., Wik, O.,

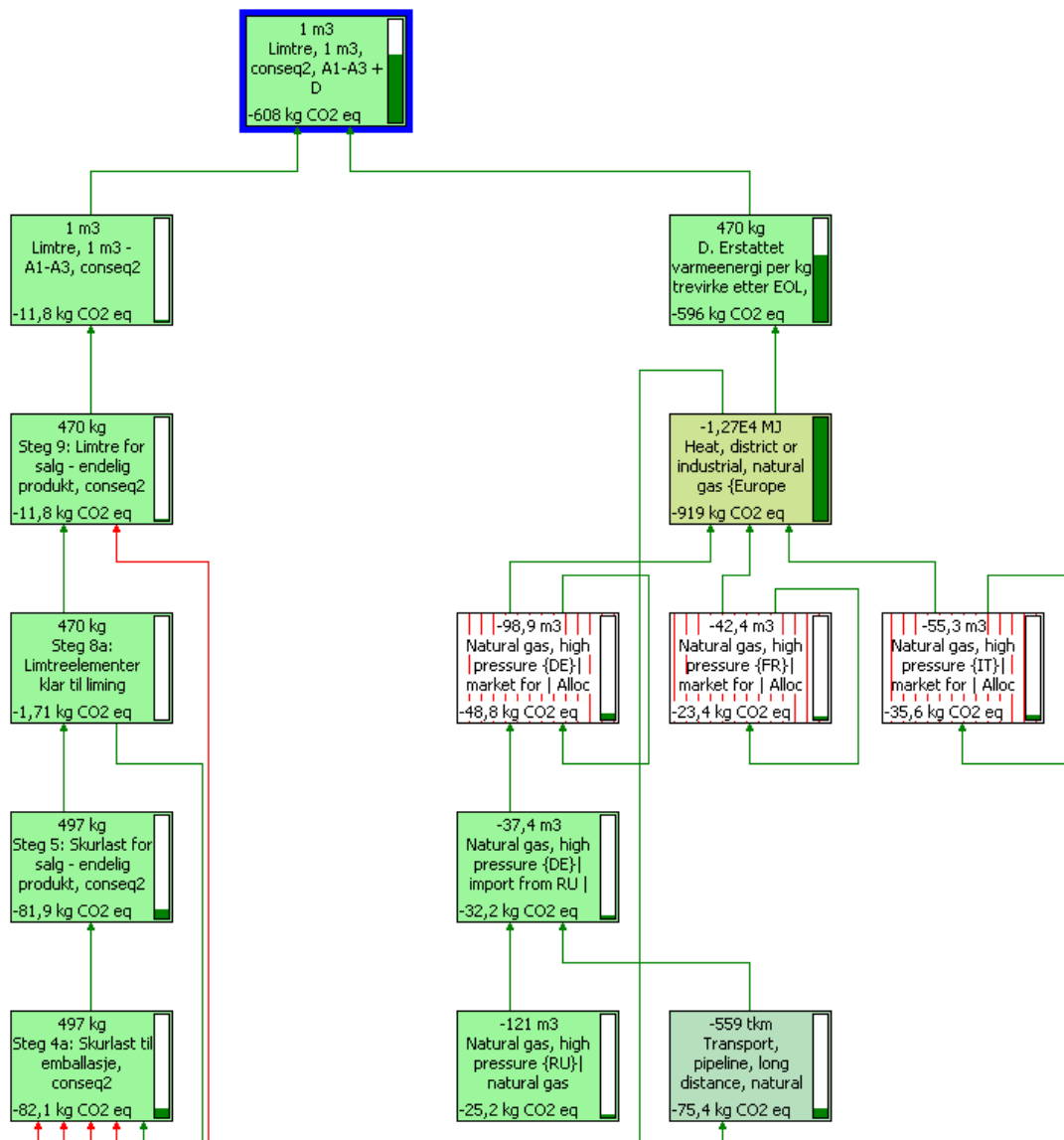
- Suer, P., Oberender, A., Hjelmar, O., Birgitsdottir, H., Butera, S., Astrup, T. F. & Jørgensen, A. 2014. Environmentally sustainable construction products and materials - assessment of release and emissions. Oslo: Nordic Innovation.
- WesternWoodStructures. 2015. Tilgjengelig fra:
<http://www.westernwoodstructures.com/index.php/timber-bridges/vehicular-bridges/>
 [Hentet: 07.12 2015].
- Wærp, S., Grini, C., Folvik, K. & Svanær, J. 2009. Livsløpsanalyser (LCA) av Norske Treprodukter - Resultater fra MIKADO-prosjektet. Prosjektrapport 50-2009. . Sintef Byggforsk.
- Yeh, Y. & Haller, P. 2013. LCA of multi-storey timber building and comparative estimation with alternative building materials. *In: Strauss, Frangopol & Bergmeister (eds.) Life-Cycle and Sustainability of Civil Infrastructure Systems*. London: Taylor & Francis Group.
- Ürge-Vorsatz, D., Eyre, N., Graham, P., Harvey, D., Hertwich, E., Jiang, Y., Kornevall, C., Majumdar, M., McMahon, J. E., Mirasgedis, S., Murakami, S. & Novikova, A. 2012. Chapter 10 - Energy End-Use: Building. *Global Energy Assessment - Toward a Sustainable Future*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA and the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.
- Ytrehus, E. K. 2015. *Investigating the "CO₂-premium" for Building Height*. Masteroppgave, Norwegian University of Science and Technology.

Vedlegg 1 – Modellerte materialprosesser i SimaPro

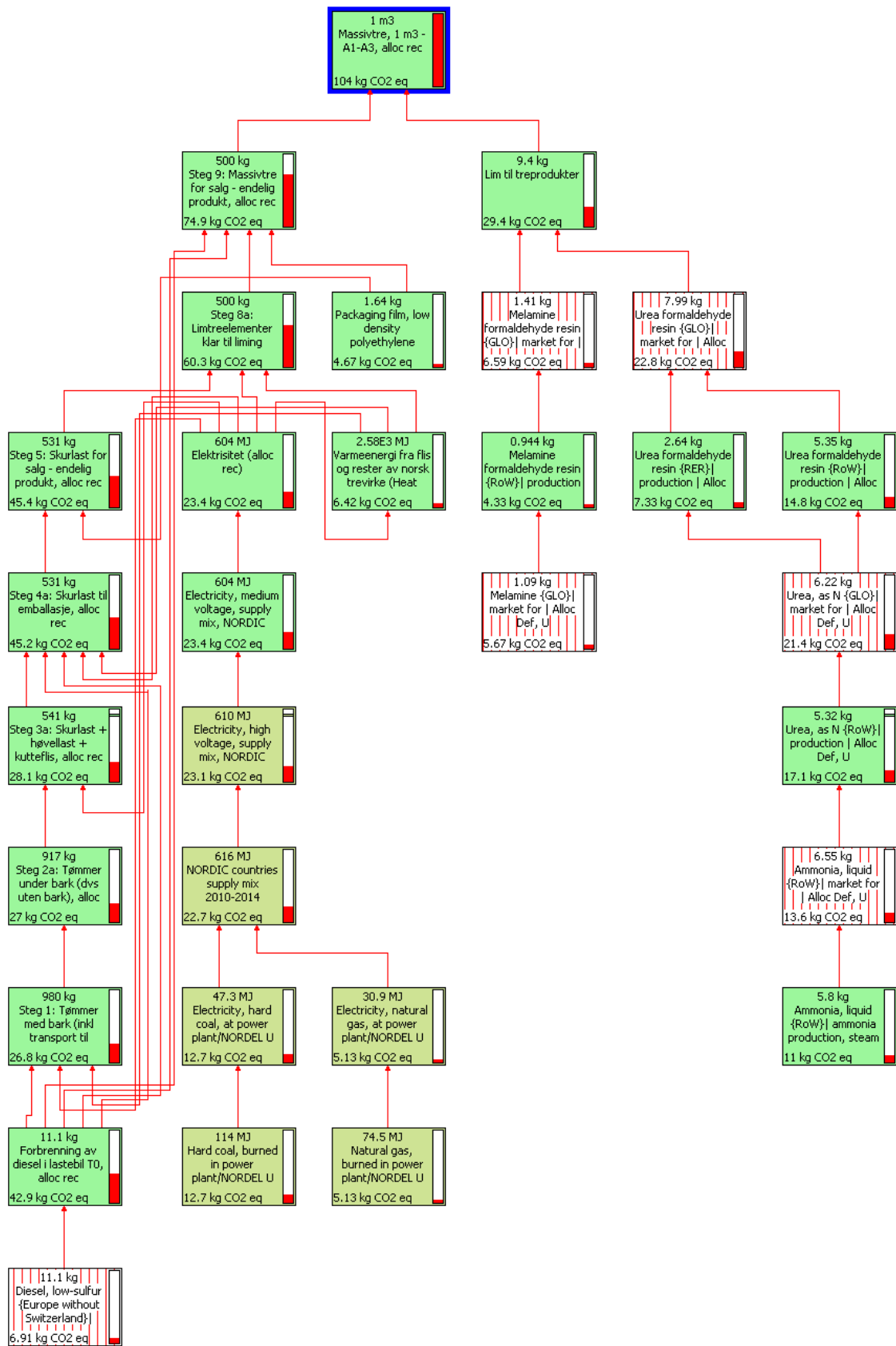
Limtre metode 1



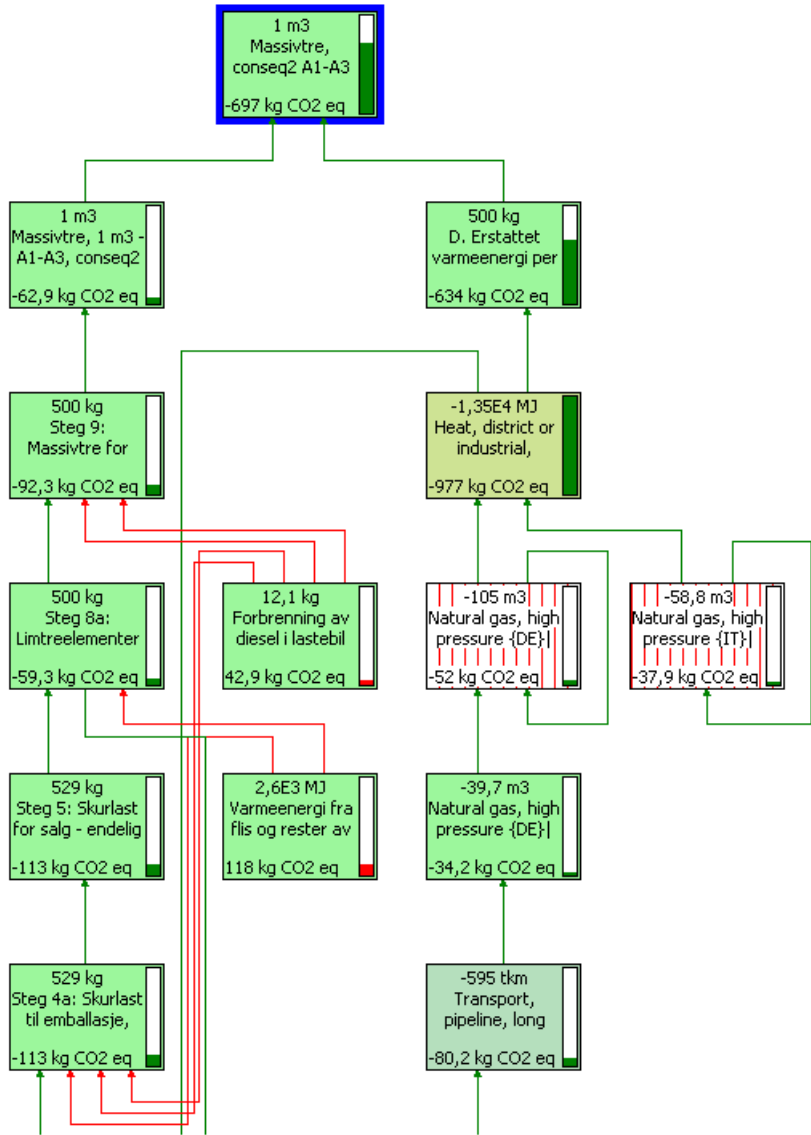
Limtre metode 3



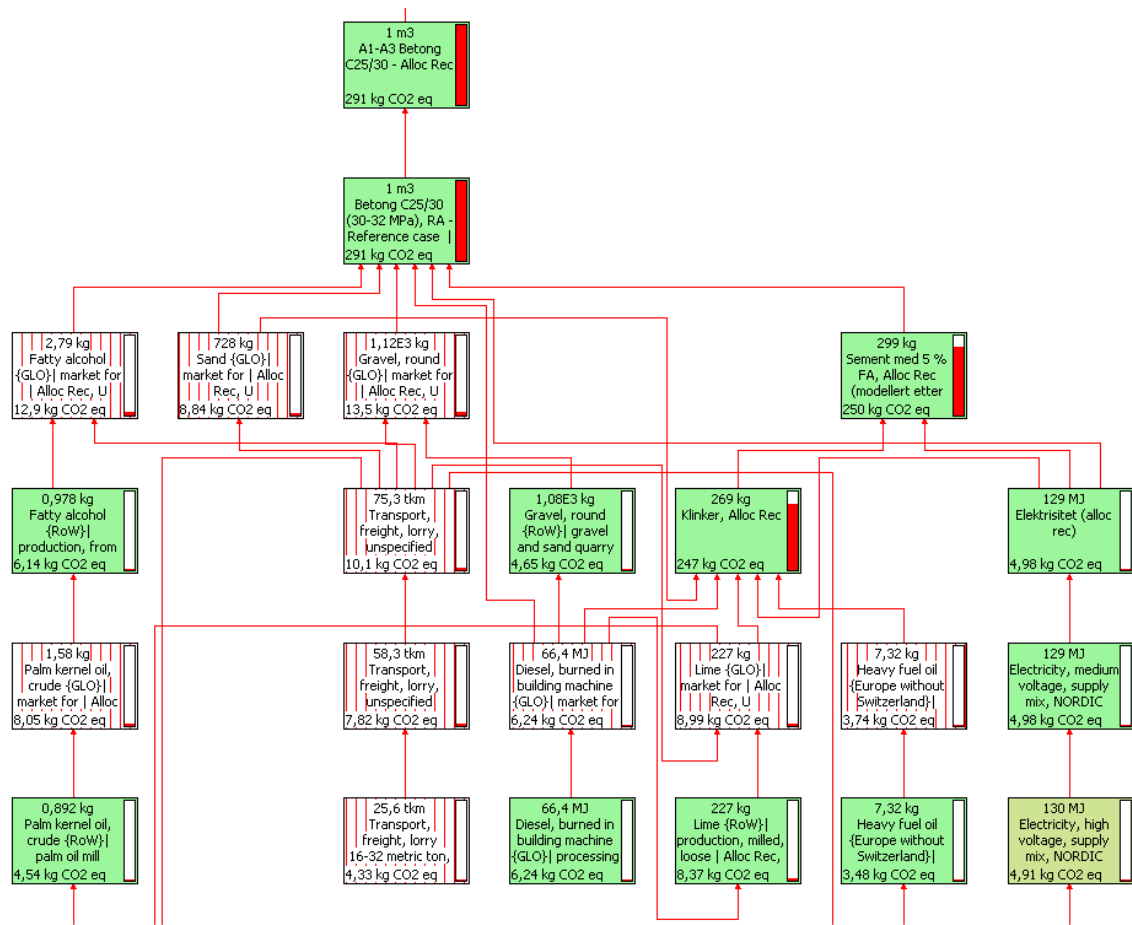
Massivtre metode 1



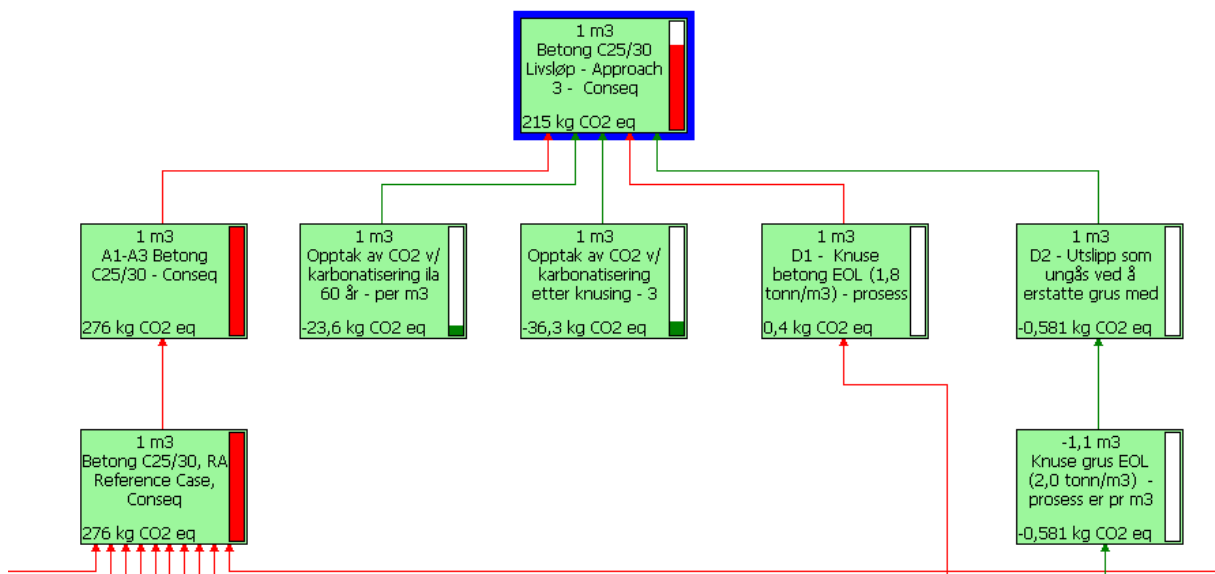
Massivtre metode 2



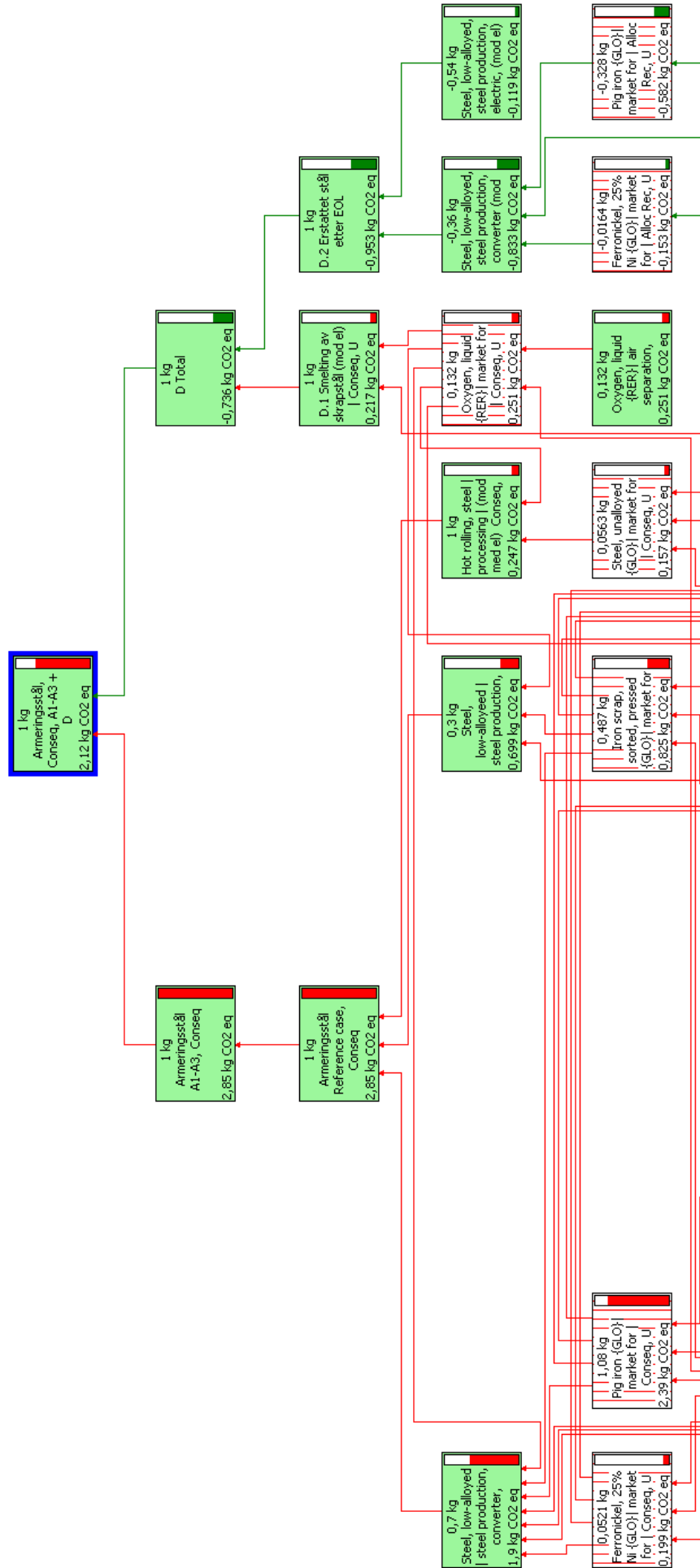
Betong metode 1



Betong metode 3



Stål metode 3



Vedlegg 2 - Kostnadsberegninger

Trestruktur 3 etg. Alternativ 1 - Priser fra norsk prisbok								
Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspriser	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr.-pris	Totalt NOK
Limtrebjelker 140mm x 315 mm	1233,84	m	827,06	NOK/m	140x405	0,78	643,27	kr 793 690,89
Limtresøyler 140 mm x 315mm	526,75	m	810,58	NOK/m	140x405	0,78	630,45	kr 332 090,12
Massivtredekker 160mm	2613,00	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 4 430 367,63
Massivtrevegger 160 mm	595,93	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 1 010 408,67
Punktfundament under søyler 1x1x0,3m	10,80	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 20 055,38
Forskaling av søylefundamenter	36,00	stk	3447,74	NOK/stk	forskaling 0,4m x 1,5m x 1,5 m	0,33	1149,25	kr 41 372,88
Punktfundamentering under vegger	12,10		1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 22 474,10
Forskaling av veggfundamenter, 4 stk à 5x1m	4,00	stk	5807,58	NOK/stk	forskaling 0,6m x 2,0m x 2,0m	0,52	3024,78	kr 12 099,13
Forskaling av veggfundamenter, 2 stk 16x1m	3,00	stk	5807,58	NOK/stk	forskaling 0,6m x 2,0m x 2,0m	1,67	9679,30	kr 19 358,60
Armering i fundament	1631,91	kg	18,33	NOK/kg	armering av fundament			kr 29 912,86
Totalt								kr 6 711 830,25

Trestruktur 3 etg. Alternativ 2 - Blandede priser								
Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspriser	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr.-pris	Totalt NOK
Limtrebjelker 140mm x 315 mm	1233,84	m	827,06	NOK/m	140x405	0,78	643,27	kr 793 633,31
Limtresøyler 140 mm x 315mm	526,75	m	810,58	NOK/m	140x405	0,78	630,45	kr 331 852,50
Massivtredekker 160mm	1142,28	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 2 984 767,19
Massivtrevegger 160 mm	1152,28	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 680 718,82
Punktfundament under søyler 1x1x0,3m	10,80	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 19 872,00
Forskaling av søylefundamenter	36,00	stk	3447,74	NOK/stk	forskaling 0,4m x 1,5m x 1,5 m	0,33	1149,25	kr 41 004,00
Punktfundamentering under vegger	12,10		1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 22 268,60
Forskaling av veggfundamenter, 4 stk à 5x1m	4,00	stk	5807,58	NOK/stk	forskaling 0,6m x 2,0m x 2,0m	0,52	3024,78	kr 12 099,13
Forskaling av veggfundamenter, 2 stk 16x1m	3,00	stk	5807,58	NOK/stk	forskaling 0,6m x 2,0m x 2,0m	1,67	9679,30	kr 19 358,60
Armering i fundament	1631,91	kg	18,33	NOK/kg	armering av fundament			kr 29 912,86
Totalt								kr 4 935 487,00

Betongstruktur 3 etg. Alternativ 1 - Plasstøpt

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Totalt NOK
Betong i ytre søyler, B30	29,24	m3	2074,56	NOK/m3	kr 60 661,07
Armering i søyler	1059,38	kg	18,88	NOK/kg	kr 20 001,12
Forskaling av søyle	258,36	m2	1110,31	NOK/m2	kr 286 865,18
Betong i indre søyler, B30	24,55	m3	2074,56	NOK/m3	kr 50 924,32
Armering i søyler	889,34	kg	18,88	NOK/kg	kr 16 790,73
Forskaling av søyle	193,28	m2	1110,31	NOK/m2	kr 214 604,98
Betong i dekker, B30	630,49	m3	1856,98	NOK/m3	kr 1 170 811,57
Armering i dekker	22842,74	kg	18,33	NOK/kg	kr 418 707,34
Forskaling dekker, reishøyde 6,5 m	2612,90	m2	1222,62	NOK/m2	kr 3 194 581,35
Betong i bærende vegger	33,24	m3	2047,64	NOK/m3	kr 68 057,39
Armering	1204,18	kg	19,30	NOK/kg	kr 23 240,60
Forskaling av vegger > 3,3 m	327,14	m2	627,91	NOK/m2	kr 205 411,81
Betong i bærende vegger	20,76	m3	2047,64	NOK/m3	kr 42 514,94
Armering	752,24	kg	19,30	NOK/kg	kr 14 518,23
Forskaling av vegger > 3,3 m	204,46	m2	627,91	NOK/m2	kr 128 382,38
Bunnplate plasstøpt betong 200 mm	174,20	m3	1856,98	NOK/m3	kr 323 485,92
Armering i fundamentdekke	24213,80	kg	18,33	NOK/kg	kr 443 838,95
Forskaling av fundamentdekke (laveste reishøyde)	871,00	m2	454,45	NOK/m2	kr 395 825,95
Totalt					kr 7 079 223,84

Betongstruktur 3 etg. Alternativ 2 - Prefabrikkert

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Betongsøyler, ytre	142,68	m	2908,17	NOK/m	400x400 prefab	1,28	3724,95	kr 531 476,29
Betongsøyler, indre	95,12	m	3600,59	NOK/m	500x500 prefab	-	-	kr 342 488,12
Hulldekkelement HD 240	2612,90	m ²	846,95	NOK/m ²	HD 220, imtil 9,0 m	1,09	923,95	kr 2 414 175,23
Gysing og fuging av dekkelementer	2612,90	m ²	117,21	NOK/m ²	gysing og fuging av dekker			kr 306 257,77
Bærende vegger i betong 200 mm	163,21	m ²	2024,35	NOK/m ²	Prefab 200 mm innervegg	-	-	kr 331 118,62
Bærende vegger i betong 200 mm	102,23	m ²	2024,35	NOK/m ²	Prefab 200 mm innervegg	-	-	kr 206 949,14
Bunnplate fundament 200 mm	174,20	m ³	1856,98	NOK/m ³	betong i dekker B30			kr 323 485,92
Armering i fundamentdekke	24213,80	kg	18,33	NOK/kg	armering i dekker			kr 443 838,95
Forskaling av fundamentdekke	871,00	m ²	454,45	NOK/m ²	forskaling av betongdekke			kr 395 825,95
Totalt								kr 5 295 616,00

Trestruktur 7 etg. Alternativ 1 - Priser fra norsk prisbok								
Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Limtrebjelker 140mm x 315 mm	2146,27	m	827,06	NOK/m	140x405	0,78	643,27	kr 1 380 628,72
Limtresøyler 140 mm x 315mm	691,74	m	810,58	NOK/m	140x405	0,78	630,45	kr 436 108,25
Massivtredekker 160mm	6096,79	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 10 337 168,41
Massivtrevegger 160 mm	2718,44	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 4 609 142,20
Fundamentdekke 200 mm	174,20	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 323 485,92
Armering i fundament	24212,85	kg	18,33	NOK/kg	armering i fundament			kr 443 821,54
Forskaling av fundament	871,00	m2	454,45	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 395 825,95
Totalt								kr 17 926 180,99

Trestruktur 7 etg. Alternativ 2 - Blandede priser								
Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Limtrebjelker 140mm x 315 mm	2146,27	m	827,06	NOK/m	140x405	0,78	643,27	kr 1 380 628,72
Limtresøyler 140 mm x 315mm	691,74	m	810,58	NOK/m	140x405	0,78	630,45	kr 436 108,25
Massivtredekker 160mm	6096,79	m2	1142,28	NOK/m2	160 mm			kr 6 964 216,89
Massivtrevegger 160 mm	2718,44	m2	1142,28	NOK/m2	160 mm			kr 3 105 208,77
Fundamentdekke 200 mm	174,20	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 323 485,92
Armering i fundament	24212,85	kg	18,33	NOK/kg	armering i fundament			kr 443 821,54
Forskaling av fundament	871,00	m2	454,45	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 395 825,95
Totalt								kr 13 049 296,04

Betongstruktur 7 etg. Alternativ 1 - Plasstøpt

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Totalt NOK
Betong i ytre søyler, B30	92,06	m3	2074,56	NOK/m3	kr 170 247,42
Armering i søyler	3200,50	kg	18,88	NOK/kg	kr 60 425,62
Forskaling av søyle	646,18	m2	1110,31	NOK/m2	kr 717 455,67
Betong i indre søyler, B30	66,20	m3	2074,56	NOK/m3	kr 137 332,92
Armering i søyler	2581,75	kg	18,88	NOK/kg	kr 48 743,34
Forskaling av søyle	473,86	m2	1110,31	NOK/m2	kr 526 134,16
Betong i dekker, B30	147,15	m3	1856,98	NOK/m3	kr 2 731 893,66
Armering i dekker	57374,80	kg	18,33	NOK/kg	kr 1 051 680,05
Forskaling dekker, reishøyde 6,5 m	6096,76	m2	1222,62	NOK/m2	kr 7 454 023,16
Betong i bærende vegger	99,72	m3	1992,7	NOK/m3	kr 198 694,06
Armering	3888,73	kg	19,3	NOK/kg	kr 75 052,45
Forskaling av vegger > 3,3 m	981,41	m2	627,91	NOK/m2	kr 616 235,42
Betong i bærende vegger	50,22	m3	1992,7	NOK/m3	kr 100 079,17
Armering	1958,69	kg	19,3	NOK/kg	kr 37 802,77
Forskaling av vegger > 3,3 m	204,46	m2	627,91	NOK/m2	kr 128 382,38
Fundamentdekke plasstøpt betong 300 mm	261,30	m3	1856,98	NOK/m3	kr 485 228,87
Armering i fundamentdekke	36319,28	kg	18,33	NOK/kg	kr 665 732,44
Forskaling av fundamentdekke	871,00	m2	1222,62	NOK/m2	kr 1 064 902,02
Totalt					kr 16 270 045,58

Betongstruktur 7 etg. Alternativ 2 - Prefabrikkert

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Betongsøyler, ytre	318,00	m	3600,59	NOK/m	gjelder 500x500 prefab	-	-	kr 1 144 987,62
Betongsøyler, indre	212,00	m	3600,59	NOK/m	gjelder 500x500 prefab	1,25	4497,24	kr 953 415,74
Hulldekkeelement HD 240	6096,76	m2	846,95	NOK/m2	HD 220, inntil 9,0 m	1,09	923,95	kr 5 633 075,54
Gysing og fuging av dekkeelementer	6096,76	m2	117,21	NOK/m2				kr 714 601,47
Bærende vegger i betong 200 mm	490,70	m2	2024,35	NOK/m2	prefab yttervegg 200 mm	-	-	kr 993 355,87
Bærende vegger i betong 200 mm	102,23	m2	2024,35	NOK/m2	prefab yttervegg 200 mm	-	-	kr 206 949,14
Fundamentdekke plassstøpt betong 300 mm	871,00	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 485 228,87
Armering i fundamentdekke	36319,28	kg	18,33	NOK/kg				kr 665 732,44
Forskaling av fundamentdekke	871,00	m2	1222,62	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 1 064 902,02
Totalt								kr 11 862 248,71

Trestruktur 12 etg. Alternativ 1 - Priser fra norsk prisbok									
Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totall NOK	
Limtrebjelker 140mm x 315 mm	3405,12	m	827,06	NOK/m	140x405	0,78	643,27	kr 2 190 407,76	
Limtresøyler 140 mm x 315mm	395,28	m	810,58	NOK/m	140x405	0,78	630,45	kr 249 204,72	
Limtresøyler 195 mm x 495 mm	395,28	m	810,58	NOK/m	140 x 405	1,70	1379,91	kr 672,92	
Massivtredekker 160mm	10452,00	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 17 721 470,52	
Massivtrevegger 160 mm	2800,56	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 4 748 375,79	
Massivtrevegger 240 mm	2800,56	m2	2187,71	NOK/m2	210 mm	1,14	2500,24	kr 7 002 069,63	
Fundamentdekke 300 mm	261,30	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 485 228,87	
Armering i fundament	36319,28	kg	18,33	NOK/kg	armering i fundament			kr 665 732,40	
Forskaling av fundament	871,00	m2	454,45	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 395 825,95	
Totalt								kr 33 458 988,56	

Trestruktur 12 etg. Alternativ 2 - Blandede priser									
Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totall NOK	
Limtrebjelker 140mm x 315 mm	3405,12	m	827,06	NOK/m	140x405	0,78	643,27	kr 2 190 407,76	
Limtresøyler 140 mm x 315mm	395,28	m	810,58	NOK/m	140x405	0,78	630,45	kr 249 204,72	
Limtresøyler 195 mm x 495 mm	395,28	m	810,58	NOK/m	140 x 405	1,70	1379,91	kr 672,92	
Massivtredekker 160mm	10452,00	m2	1142,28	NOK/m2	160 mm			kr 11 939 068,75	
Massivtrevegger 160 mm	2800,56	m2	1142,28	NOK/m2	160 mm			kr 3 199 011,33	
Massivtrevegger 240 mm	2800,56	m2	1646,00	NOK/m2	240 mm			kr 4 609 714,51	
Fundamentdekke 300 mm	261,30	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 485 228,87	
Armering i fundament	36319,28	kg	18,33	NOK/kg	armering i fundament			kr 665 732,40	
Forskaling av fundament	871,00	m2	454,45	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 395 825,95	
Totalt								kr 23 734 867,21	

Betongstruktur 12 etg. Alternativ 1 - Plasstøpt

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Totalt NOK
Betong i ytre søyler, B30	167,87	m3	2074,56	NOK/m3	kr 348 255,56
Armering i søyler	7490,34	kg	18,88	NOK/kg	kr 141 417,65
Forskaling av søyle	1201,64	m2	1110,31	NOK/m2	kr 1 334 196,82
Betong i indre søyler, B30	132,92	m3	2074,56	NOK/m3	kr 275 758,30
Armering i søyler	5931,06	kg	18,88	NOK/kg	kr 111 978,37
Forskaling av søyle	873,06	m2	1110,31	NOK/m2	kr 969 369,91
Betong i dekker, B30	2521,97	m3	1856,98	NOK/m3	kr 4 683 246,27
Armering i dekker	112530,26	kg	18,33	NOK/kg	kr 2 062 679,73
Forskaling dekker, reishøyde 6,5 m	10451,59	m2	1222,62	NOK/m2	kr 12 778 325,41
Betong i bærende vegger	182,80	m3	1992,70	NOK/m3	kr 364 272,44
Armering	8156,69	kg	19,30	NOK/kg	kr 157 424,12
Forskaling av vegger > 3,3 m	1799,25	m2	627,91	NOK/m2	kr 1 129 764,93
Betong i bærende vegger	81,79	m3	1992,70	NOK/m3	kr 162 988,71
Armering	3649,60	kg	19,30	NOK/kg	kr 70 437,26
Forskaling av vegger > 3,3 m	204,46	m2	627,91	NOK/m2	kr 128 382,38
Bunnplate plasstøpt betong 400 mm	348,40	m3	1856,98	NOK/m3	kr 646 971,83
Armering i fundamentdekke	48425,71	kg	18,33	NOK/kg	kr 887 643,26
Forskaling av fundamentdekke	871,00	m2	1222,62	NOK/m2	kr 1 064 902,02
Totalt					kr 27 318 014,96

Betongstruktur 12 etg. Alternativ 2 - Prefabrikkert

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Betongsøyler, ytre	537,60	m	5400,89	NOK/m	600x600 prefab	0,87	4684,63	kr 2 518 459,01
Betongsøyler, indre	358,40	m	5400,89	NOK/m	gjelder 600x600 prefab	-	-	kr 1 935 678,98
Hulldekeelementer HD 240	10451,59	m2	846,95	NOK/m2	HD 220, inntil 9,0 m	1,09	923,95	kr 9 656 700,92
Gysing og fuging av hulldekker	10451,59	m2	117,21	NOK/m2	gysing og fuging av hulldekker			kr 1 225 031,10
Bærende betongvegger 200 mm	899,62	m2	2024,35	NOK/m2	prefab yttervegg 200 mm	-	-	kr 1 821 152,42
Bærende betongvegger 200 mm	102,23	m2	2024,35	NOK/m2	prefab yttervegg 200 mm	-	-	kr 206 949,14
Fundamentdekke plasstøpt betong 400 mm	348,40	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 646 971,83
Armering i fundamentdekke	48425,71	kg	18,33	NOK/kg	armering i dekker			kr 887 643,26
Forskaling av fundamentdekke	871,00	m2	1222,62	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 1 064 902,02
Totalt								kr 19 963 488,67

Trestruktur 21 etg. Alternativ 1 - Priser fra norsk prisbok

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Limtrebjelker 140x450 mm	3405,12	m	992,40	NOK/m	140x495	0,91	643,27	kr 3 072 037,35
Limtresøyler 115x300	395,28	m	810,58	NOK/m	140x405	0,61	630,45	kr 194 956,07
Limtresøyler 300x500	395,28	m	1157,73	NOK/m	140 x 585	1,83	1379,91	kr 838 145,63
Massivtredekker 160mm	11809,98	m2	1695,51	NOK/m2	160 mm			kr 20 023 939,19
Massivtredekker 240 mm	11456,07	m2	2187,71	NOK/m2	210 mm	1,14	2500,24	kr 28 642 924,46
Betongvegg 250 mm i kjeller	162,99	m3	2047,64	NOK/m3	betong B30 i yttervegg			kr 333 734,61
Armering av vegger	20699,10	kg	19,30	NOK/kg				kr 399 492,63
Forskaling av vegger	651,94	m2	627,91	NOK/m2				kr 409 359,65
Betongdekke 200 mm over kjeller	112,48	m3	1856,98	NOK/m3	Betong B30 i dekker			kr 208 865,68
Fundamentdekke 600 mm	337,43	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 626 597,05
Armering dekker	62536,66	kg	18,33	NOK/kg				kr 1 146 296,98
Forskaling dekker laveste reishøyde	1124,76	m2	454,45	NOK/m2				kr 511 147,18
Fundamentpeler i betong	1500,00	m	1063,00	NOK/m	betongpeler			kr 1 594 500,00
Rigging for peling per stk	250,00	stk	5221,81	NOK/stk				kr 13 055 452,50
Totalt								kr 71 057 448,97

Trestruktur 21 etg. Alternativ 2 - Blandede priser

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Limtrebjelker 140x450 mm	3405,12	m	992,40	NOK/m	140x495	0,91	902,18	kr 3 072 037,35
Limtresøyler 115x300	395,28	m	810,58	NOK/m	140x405	0,61	493,21	kr 194 956,07
Limtresøyler 300x500	395,28	m	1157,73	NOK/m	140 x 585	1,83	2120,38	kr 838 145,63
Massivtredekker 160mm	11809,98	m2	1142,28	NOK/m2	160 mm			kr 13 490 256,71
Massivtredekker 240 mm	11456,07	m2	1646,00	NOK/m2	240 mm			kr 18 856 668,31
Betongvegg 250 mm i kjeller	162,99	m3	2047,64	NOK/m3	betong B30 i yttervegg			kr 333 734,61
Armering av vegger	20699,10	kg	19,30	NOK/kg				kr 399 492,63
Forskaling av vegger	651,94	m2	627,91	NOK/m2				kr 409 359,65
Betongdekke 200 mm over kjeller	562,38	m2	793,91	NOK/m2	Hulldekke 200 mm			kr 446 479,11
Gysing og fuging av hulldekke	562,38	m2	117,21	NOK/m2				kr 65 916,56
Fundamentdekke 600 mm	337,43	m3	1856,98	NOK/m3	betong i dekker B30			kr 626 597,05
Armering i fundamentdekke	62536,66	kg	18,33	NOK/kg				kr 859 722,68
Forskaling av fundamentdekke	1124,76	m2	454,45	NOK/m2	forskaling av betongdekke			kr 255 573,59
Fundamentpeler i betong	1500,00	m	1063,00	NOK/m	betongpeler			kr 1 594 500,00
Rigging for peling	250,00	stk	52221,81	NOK/stk				kr 13 055 452,50
Totalt								kr 54 498 892,44

Betongstruktur 21 etg. Alternativ 1 - Plasstøpt

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspris	Enhet	Totalt NOK
Dekker (u/kjeller)					
Plasstøpt betongdekke 250 mm	2508,39	m3			
Plasstøpt betongdekke 300 mm	36,246	m3			
Plasstøpt betongdekke 400 mm	152,604	m3			
Plasstøpt betongdekke 450 mm	217,8	m3			
Totalt betongdekker (m3)	2915,04	m3	1976,52	NOK/m3	kr 5 761 634,86
Yttervegger (u/kjeller)					
Yttervegg, plasstøpt betong 300 mm	596,667	m3			
Yttervegg, plasstøpt betong 200 mm	155,104	m3			
Totalt yttervegger	751,771	m3	2167,18	NOK/m3	kr 1 629 223,08
Innervegger (u/kjeller)					
Innervegg, plasstøpt betong 250 mm	1023,35	m3			
Innervegg, plasstøpt betong 300 mm	662,649	m3			
Totalt innervegger (m3) bæresystem	1685,999	m3	2167,18	NOK/m3	kr 3 653 863,31
Betongsøyler (u/kjeller)					
Betongsøyle, plasstøpt 700x700 mm	20,58	m3			
Betongsøyle, prefab ø750 mm	18,56	m3			
Totalt betongsøyler bæresystem	39,14	m3	2194,1		kr 85 877,07
Armeringsstål (u/kjeller)					
Armering i dekker	405190,6	m3	18,33		kr 7 427 142,96
Armering i vegger	309596,8	m3	19,3		kr 5 975 218,05
Armering i søyler	3600,423	m3	18,88		kr 67 975,98
Forskaling (u/kjeller)					
Forskaling av dekker, (reishøyde ca 6,5 m)	12072,98	m2	1222,62	NOK/m2	kr 13 473 137,91
Forskaling av yttervegger, støpehøyde > 3,3 m	10015,42	m2	619,72	NOK/m2	kr 6 206 756,08
Forskaling av innervegger, støpehøyde > 3,3 m	12604,46	m2	627,91	NOK/m2	kr 7 914 466,48
Forskaling av rektangulære søyler	117,6	m2	1110,31	NOK/m2	kr 130 572,46
Forskaling av sirkulære søyler	98,96017	m2	1196,95	NOK/m2	kr 118 450,37
Kjeller og fundament					
Yttervegg, plasstøpt betong 250 mm	131,15	m3			
Innervegg, plasstøpt betong 200 mm	28,98	m3			
Innervegg, plasstøpt betong 250 mm	3,4625	m3			
Innervegg, plasstøpt betong 300 mm	113,332	m3			
Totalt vegger i kjeller	276,9245	m3	2167,18	NOK/m3	kr 600 145,24
Betongsøyle, 750x750	29,025	m3			
Betongsøyle ø750 mm	4,77	m3			
Totalt søyler i kjeller	33,795	m3	2194,1		kr 74 149,61
Fundamentdekke 1120 mm plasstøpt betong	670,376	m3			
Fundamentdekke 1420 mm plasstøpt betong	645,4468	m3			
Totalt betong i fundamentdekker	1315,823	m3	1976,52	NOK/m3	kr 2 600 750,08
Armering i kjeller og fundament					
Armering i kjellervegger	35169,41	kg	19,3		kr 678 769,64
Armering i kjellersøyler	3109,14	kg	18,88		kr 58 700,56
Armering i fundamentdekker	182899,4	kg	18,33		kr 3 352 545,44
Forskaling i kjeller og fundament					
Forskaling av vegger i kjeller	2122,18	m2	627,91	NOK/m2	kr 1 332 538,04
Forskaling av rektangulære søyler i kjeller	154,8	m2	1110,31	NOK/m2	kr 171 875,99
Forskaling av sirkulære søyler i kjeller	25,4469	m2	1196,95	NOK/m2	kr 30 458,67
Forskaling av dekker i kjeller	1053,09	m2	1222,62	NOK/m2	kr 1 287 528,90
Fundamentpeler					
Friksjonspeler i betong (armert)	2400	m	1063	NOK/m	kr 2 551 200,00
Rigging for peling	400	stk	52221,81	NOK/stk	kr 20 888 724,00
Totalt					kr 86 071 704,79

Betongstruktur 21 etg. Alternativ 2 - Prefabrikkert

Bygningsdel	Mengde	Enhet	Enhetspriser	Enhet	Pris gjelder	Korr.-faktor	Korr. pris	Totalt NOK
Dekker								
Prefab hulldekke 250 mm	10033,6	m2	976,12	NOK/m2	HD 265 tunge, inntil 13 m	0,94	920,87	kr 9 239 583,57
Prefab hulldekke 300 mm	120,82	m2	1064,86	NOK/m2	HD 320 tunge, inntil 15 m	0,94	998,31	kr 120 615,36
Prefab hulldekke 400 mm	381,51	m2	1006,05	NOK/m2	HD 400 inntil 17,5 m			kr 383 818,14
Prefab hulldekke 450 mm	484	m2	1173,28	NOK/m2	HD 500 inntil 17,5 m	0,90	1055,95	kr 511 080,77
Gysing og fuging av hulldekker	11019,9	m2	117,21	NOK/m2	Gysing og fuging av dekker			kr 1 291 641,31
Yttervegger								
Yttervegg, prefab betong 300 mm	1988,89	m2	1904,08	NOK/m2	Prefab yttervegg 200 mm	1,50	2856,12	kr 5 680 508,51
Yttervegg, prefab betong 200 mm	775,52	m2	1904,08	NOK/m2	Prefab yttervegg 200 mm			kr 1 476 652,12
Innervegger								
Innervegg, prefabbetong 250 mm	4093,4	m2	2024,34	NOK/m2	Prefab innervegg 200 mm	1,25	2530,4	kr 10 358 041,70
Innervegg, prefab betong 300 mm	2208,83	m2	2024,35	NOK/m2	Prefab innervegg 200 mm	1,5	3036,5	kr 6 707 167,52
Betongsøyler								
Betongsøyle, prefab 700x700 mm	42	m	5191,67	NOK/m	Prefab betongsøyle 600x600	1,361	7066,4	kr 296 790,47
Betongsøyle, prefab ø750 mm	42	m	3502,46	NOK/m	Prefab betongsøyle ø500	1,5	5253,7	kr 220 654,98
Kjeller og fundament								
Yttervegg, plasstøpt betong 250 mm	131,15	m3						
Innervegg, plasstøpt betong 200 mm	28,98	m3						
Innervegg, plasstøpt betong 250 mm	3,4625	m3						
Innervegg, plasstøpt betong 300 mm	113,332	m3						
Totalt vegger i kjeller	276,925	m3	2167,18	NOK/m3	Betong B45 i bærende vegg			kr 600 145,24
Betongsøyle, 750x750	29,025	m3						
Betongsøyle ø750 mm	4,77	m3						
Totalt søyler i kjeller	33,795	m3	2194,1		Betong B45 i søyler			kr 74 149,61
Fundamentdekke 1120 mm plasstøpt betong	670,376	m3						
Fundamentdekke 1420 mm plasstøpt betong	645,447	m3						
Totalt betong i fundamentdekker	1315,82	m3	1976,52	NOK/m3	Betong B45 i dekker			kr 2 600 750,08
Armering i kjeller og fundament								
Armering i kjellervegger	35169,4	kg	19,3		Armering i vegger			kr 678 769,64
Armering i kjellersøyler	3109,14	kg	18,88		Armering i søyler			kr 58 700,56
Armering i fundamentdekker	182899	kg	18,33		Armering i dekker			kr 3 352 545,44
Forskaling i kjeller og fundament								
Forskaling av vegger i kjeller	2122,18	m2	627,91	NOK/m2	Forskaling av innervegger			kr 1 332 538,04
Forskaling av rektangulære søyler i kjeller	154,8	m2	1110,31	NOK/m2	Forskaling av rektangulære søyler			kr 171 875,99
Forskaling av sirkulære søyler i kjeller	25,4469	m2	1196,95	NOK/m2	Forskaling av sirkulære søyler			kr 30 458,67
Forskaling av dekker i kjeller	1053,09	m2	1222,62	NOK/m2	Forskaling av dekker			kr 1 287 528,90
Fundamentpeler								
Friksjonspeler i betong	2400	m	1063	NOK/m				kr 2 551 200,00
Rigging for peling	400	stk	52221,81	NOK/stk				kr 20 888 724,00
Totalt								kr 69 913 940,60