



Långtidslagring av Fasta Bränslen

Katrin Asplund och Nina Åkerback
Yrkeshögskolan Novia, 2026



Medfinansieras av
Europeiska unionen



YRKESHÖGSKOLAN
NOVIA



Katrin Asplund, Nina Åkerback (Yrkeshögskolan Novia)
Långtidslagring av Fasta Bränslen

Yrkeshögskolan Novia, Wolffskavägen 33, 65200 Vasa, Finland
© Yrkeshögskolan Novia, Asplund och Åkerback.

Novia Publikation och produktion, serie R: Rapporter 14/2026
ISBN: 978-952-7526-83-5 (Online) ISSN: 1799-4179

CC BY 4.0



Abstrakt

I takt med den pågående energiomställningen och utfasningen av fossila bränslen ökar behovet av tillförlitliga och hållbara lösningar för energiförsörjningsberedskap. Eftersom långtidslagring av bränslen är en viktig del av energiförsörjningsberedskapen, är det därför av relevans att finna sätt att lagra fasta bränslen på ett sådant sätt att de bibehåller sina energiinnehåll under en längre tid. I denna rapport presenteras en förenklad livscykelanalys (LCA) av långtidslagring av tre typer av fasta bränslen: skogsflis (biobränsle) samt torv och stenkol (fossila bränslen).

LCA-analysen bygger på en funktionell enhet om 1 MWh producerad värmeenergi och omfattar hela bränslekedjan från råvaru-utvinning och transport till lagring, förbränning och hantering av restprodukter. För skogsflis analyseras flera lagringsscenarier, inklusive småskalig och storskalig lagring samt mellanlagring vid terminal. Modelleringen har utförts i SimaPro med databasen Ecoinvent och resultaten redovisas för ett flertal miljöpåverkanskategorier, med särskilt fokus på klimatpåverkan.

Resultaten visar att det är förbränningen och valet av bränsle som har störst betydelse för den totala miljöpåverkan. Stenkol uppvisar den högsta klimatpåverkan med cirka 476 kg CO₂-ekvivalenter per MWh, tätt följt av torv med cirka 460 kg CO₂-ekv per MWh. Skogsflis ger avsevärt lägre utsläpp, i intervallet 31–45 kg CO₂-ekv per MWh beroende på lagrings- och hanteringsscenario. Även lagringens effekt på miljöpåverkan analyserades, men det kunde konstateras att lagringens bidrag är relativt litet medan förbränningsfasen dominerar. För skogsflis ökar lagringsrelaterad miljöpåverkan något vid storskalig lagring på asfalterad yta, men denna ökning är marginell i relation till den totala miljöpåverkan. Utsläppen som uppstår under lagringsperioden är marginella.

Studien har genomförts inom ramen för projektet Secure-Bio-Supply, med fokus på förhållanden i Österbotten. Projektet finansierades av JTF (Just Transition Fund) under det specifika målet *En regionalt rättvis omställning av avveckling av torv*.

Nyckelord: långtidslagring av fasta bränslen, skogsflis, energitorv, stenkol, LCA, miljöpåverkan

Abstract

As the ongoing energy transition and the phase-out of fossil fuels progress, the need for reliable and sustainable solutions for energy supply preparedness is increasing. Since the long-term storage of fuels is an important component of energy supply preparedness, it is therefore relevant to identify ways to store solid fuels in such a manner that they retain their energy content over an extended period of time. This report presents a simplified life cycle analysis (LCA) of the long-term storage of three types of solid fuels: wood chips (biofuel) as well as peat and coal (fossil fuels).

The analysis is based on a functional unit of 1 MWh of produced thermal energy and covers the entire fuel chain, from raw material extraction and transport to storage, combustion, and handling of residual products. For wood chips, several storage scenarios are analysed, including small-scale and large-scale storage as well as intermediate storage at a terminal. The modelling was carried out in SimaPro using the Ecoinvent database, and the results are reported across multiple environmental impact categories, with a particular focus on climate impact.

The results show that combustion and fuel choice are the most significant contributors to the overall environmental impact. Hard coal exhibits the highest climate impact at approximately 476 kg CO₂ equivalents per MWh, closely followed by peat at approximately 460 kg CO₂ eq. per MWh. Wood chips result in significantly lower emissions, ranging from 31 to 45 kg CO₂ eq. per MWh depending on the storage and handling scenario. The effect of storage on environmental impact was also analysed, and it was found that the contribution from storage is relatively small, while the combustion phase is dominant. For wood chips, storage-related environmental impacts increase slightly during large-scale storage on asphalted surfaces, but this increase is marginal in relation to the total environmental impact. Emissions occurring during the storage are negligible.

The study was conducted within the framework of the Secure-Bio-Supply project, with a focus on conditions in Ostrobothnia. The project was funded by the JTF (Just Transition Fund) under the specific objective *Just transition for discontinuing the use of peat in regions*.

Keywords: long-term storage of solid fuels, wood chips, energy peat, hard coal, LCA, environmental impact

Innehåll

1. Introduktion	1
1.1 Energisituationen idag.....	2
1.2 Utmaningar relaterade till långtidslagring av bränslen.....	5
2. Teoretisk bakgrund	6
2.1. Skogsflis	6
2.2. Energitorv.....	12
2.3. Stenkol	14
3. Livscykelanalys (LCA) metodologi.....	17
4. Mål och omfattning	18
4.1. Målsättningen med studien.....	18
4.2. Standarder och riktlinjer	19
4.3. Omfattning av studien.....	19
4.4. LCA programvara.....	24
4.5. Miljöpåverkanskategorier	25
5. Livscykelinventeringsdata (LCI).....	28
5.1. Datainsamling och val av processer.....	28
5.2. Antaganden.....	31
5.3. Datareferenser.....	32
6. Miljöpåverkansbedömning (LCIA).....	33
6.1. Environmental Footprint 3.1 – Enskilda processer.....	33
6.2. Jämförelse av miljöpåverkan för de olika scenarierna.....	52
7. Tolkning.....	66
7.1. Känslighetsanalys	66
7.2. Datakvalitetsbedömning.....	70
8. Slutsatser och rekommendationer.....	72
9. Källförteckning.....	74
10. Bilagor	78
Bilaga 1. Skogsflis, processdata.....	79
Bilaga 2. Torv, processdata	84
Bilaga 3. Kol, processdata.....	87
Bilaga 4. Tabelldata	89

1. Introduktion

Livscykelanalys (LCA) är ett beräkningsverktyg som används för att bedöma den totala miljöpåverkan från en produkt, tjänst eller verksamhet – från råmaterialutvinning, genom tillverkning och användning, till återvinning och avfallshantering. Genom att identifiera vilka delar av livscykeln som har störst miljöpåverkan kan företag och organisationer fatta beslut om hur man kan minska sin miljöbelastning eller effektivisera resursanvändningen.

Trots dessa styrkor har LCA flera begränsningar som gör att analysen inte ensamt kan avgöra om ett system är hållbart. Den fokuserar i första hand på miljöpåverkan, såsom klimatpåverkan, försurning och resursförbrukning och inkluderar inte sociala eller ekonomiska aspekter av hållbarhet, såsom arbetsvillkor, rättvisa eller kostnadseffektivitet. Resultaten från en LCA-studie påverkas av hur systemgränser definierats, vilka data som använts och vilka metodval som gjorts. Detta kan leda till olika slutsatser för samma produkt beroende på analysens upplägg. En livscykelanalys kvantifierar miljöpåverkan men bedömer inte om den är acceptabel eller hållbar i ett bredare sammanhang.

Den här LCA-studien har gjorts inom ramarna för projektet *Secure-Bio-Supply*, vilket var ett tvåårigt projekt som fokuserade på att analysera utmaningar och möjligheter associerade med långtidslagringen av fasta biobränslen i Österbotten. Projektet finansierades av JTF (Just Transition Fund) under det specifika målet *En regionalt rättvis omställning vid aweckling av torv*. Genom projektet strävade man efter att stödja omställningen och utfasningen av torv på ett hållbart sätt genom att dels undersöka vilka flaskhalsar och hinder det idag finns för att ersätta torven med andra fasta biobränslen, dels att identifiera möjligheter och sammanställa best practices.

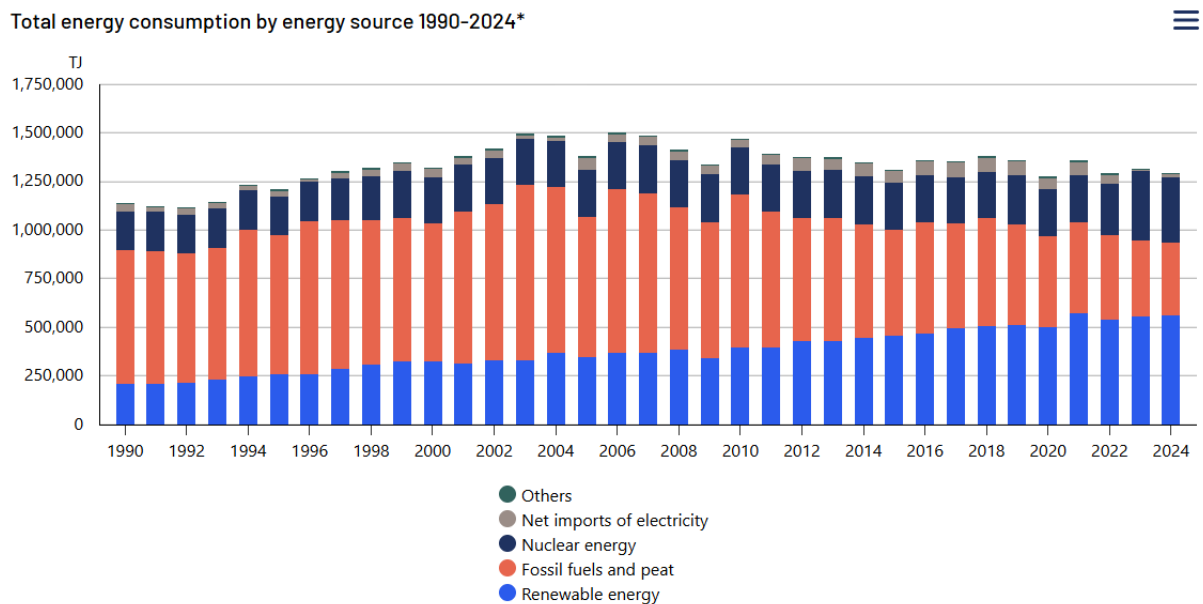
I takt med den gröna omställningen och utfasningen av fossila bränslen till förmån för förnybara energiformer, kommer den traditionella el- och värmeförsörjningen baserad på förbränning att behöva utvecklas. I projektet har man närmare studerat tre typer av fasta bränslen, där de traditionella bränslena stenkol och torv (såväl bit- som frästortv) jämförts med biobränslen (skogsflis). Att ersätta fossila bränslen med förnybara är dock inte utan utmaningar. Medan stenkol och torv kan långtidslagras i flera år utan några större förändringar i kvalitet, börjar skogsbiomassa att brytas ned redan efter några veckor. Eftersom långtidslagring av bränslen är en viktig del av energiförsörjningsberedskapen, är det därför av relevans att finna sätt att lagra även skogsbiomassa på ett sådant sätt att den bibehåller sitt energiinnehåll under en längre tid.

Vid lagring av biomassa och skogsflis uppstår utsläpp av koldioxid och andra klimatgaser (främst CH₄ och N₂O), till följd av att biomassan bryts ned under lagringsperioden. Genom att göra en förenklad livscykelanalys (LCA) har målsättningen med studien varit att undersöka och jämföra den miljöpåverkan som långtidslagring av skogsflis, torv respektive stenkol medför. Jämförelsen görs ur ett livscykelperspektiv för att belysa skillnader mellan bränslena.

I analysen ingår följande scenarier: långtidslagring av skogsflis i småskalig hantering, långtidslagring av skogsflis i storskalig hantering, långtidslagring av skogsflis i storskalig hantering med mellanlagring vid terminal, samt långtidslagring av torv och långtidslagring av stenkol. Utöver detta analyseras vilken inverkan olika torrsubstansförlust- och utsläppsantaganden har på LCA-resultaten.

1.1. Energisituationen idag

Enligt preliminära uppgifter från Statistikcentralen uppgick den totala energianvändningen i Finland år 2024 (Figur 1) till 1,29 miljoner terajoule (TJ), vilket var två procent mindre än året innan. Användningen av fossila bränslen minskade jämfört med föregående år, vilket avspeglades i en minskning av koldioxidutsläppen med 7 procent. Sammanlagt baserades 95 procent av elproduktionen i Finland år 2024 på ren, fossilfri energi.¹



Updated: 16/04/2025
Source: Statistics Finland, energy supply and consumption

Figur 1. Totala energianvändningen i Finland 1990 – 2024 fördelad enligt energikälla. Källa: Statistikcentralen ¹

I Finlands värme- och kraftverk användes år 2024 sammanlagt 22 miljoner m³ fasta träbränslen, motsvarandes ett energiinnehåll på 43 TWh. 12 miljoner m³ av bränslet bestod av skogsflis (flis från toppar, grenar, stammar och stubbar) där mer än hälften flisats från småträäd i samband med skogsvård. De resterande 10 miljoner m³ var biprodukter och

¹ Statistikcentralen. (2025). *Energy consumption in Finland 2024*.
<https://stat.fi/en/publication/cm1klof66b63a07vwmtisssyr>

avfallstrå från skogsindustrin, bestående av två tredjedelar bark och andra produkter (sågspån, träflis, återvunnet trä, träpellets och träbriketter).²

I Finland och de nordiska länderna, där torv används som inhemsk energikälla, har torven tidigare klassats som en förnybar energikälla. Argumentet har varit att torv kommer från organiskt material och att utvinning kan ske från redan dikade marker, vilket anses minska miljöpåverkan. Denna klassificering har möjliggjort fortsatt användning av torv inom bl.a. fjärrvärmeproduktion och som beredskapsbränsle.^{3,4} Den internationella klimatpanelen IPCC betraktar torv som en långsamt förnybar energikälla, men dess utsläpp räknas som fossila utsläpp. Inom EU:s system för utsläppshandel klassas torv som ett fossilt bränsle, och sedan år 2000 har Finland officiellt klassat torv som en icke-förnybar energikälla, vilket innebär att den inte räknas som hållbar eller klimatneutral. Det samma gäller för de övriga nordiska länderna.^{5,6}

Efter Rysslands anfall på Ukraina våren 2022 ökade efterfrågan på inhemska bränslen. Regeringens ministerarbetsgrupp för beredskap fastställde 7.4.2022 riktlinjer för att inrätta skyddsupplag av bränntorv. Dessa riktlinjer syftar bland annat till att stärka självförsörjningen och trygga försörjningsberedskapen genom tillfälliga åtgärder. Syftet är att vara förberedd på eventuell brist på bränsle under kommande uppvärmnings-säsonger. Säkerhetslagring är en åtgärd som endast används i sista hand och kräver ett beslut av statsrådet. Det primära ansvaret för att säkerställa värmeproduktionen ligger fortsatt hos de företag som producerar värme och el.⁷

Lagen om skyddsupplag för bränntorv 321/2007⁸ och Statsrådets förordning om skyddsupplag för bränntorv 498/2007⁹ trädde i kraft den 1.5.2007. Med stöd av lagen kan skyddsupplag för bränntorv upprätthållas för att trygga värme- och elförsörjningen vid allvarliga störningar och undantagsförhållanden. Torven i ett skyddsupplag får under avtalsperioden endast användas med särskilt tillstånd från Centralen för

² Jord- och skogsbruksministeriet. (2025). *Användning av virke för energiproduktion*.

<https://mmm.fi/sv/skogar/anvandning-av-tra/anvandning-av-virke-for-energiproduktion>

³ Svensk Torv. (2025). *Finland har torv i sitt beredskapslager – Sverige har inget lager alls*.

<https://svensktorv.se/finland-har-torv-i-sitt-beredskapslager-sverige-har-ingen-lager-alls/>

⁴ Svensk Torv. (2025). *Energimyndigheten utreder torv som beredskapsbränsle*.

<https://svensktorv.se/energimyndigheten-utreder-torv-som-beredskapsbransle/>

⁵ Naturvårdsverket. (2025). *Fossila bränslen*.

<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/omraden/klimatet-och-energin/fossila-branslen/>

⁶ Statsrådet. (2025). *Handel med utsläppsrätter för distribution av fossila bränslen inleds 2027*.

<https://valtioneuvosto.fi/sv/-/1410877/handel-med-utslappsratter-for-distribution-av-fossila-branslen-inleds-2027>

⁷ Försörjningsberedskapscentralen. (2025). *Säkerhetsupplagring av bränntorv*.

<https://www.huoltovarmuuskeskus.fi/sv/a/forsorjningsberedskapscentralen-inleder-sakerhetsupplagring-av-branntorv>

⁸ Finlex. (2007). *Lag om skyddsupplag för bränntorv 321/2007*.

<https://www.finlex.fi/eli?uri=http://data.finlex.fi/eli/sd/2007/321/ajantasa/2009-12-22/swe>

⁹ Finlex. (2007). *Statsrådets förordning om skyddsupplag för bränntorv 498/2007*.

<https://www.finlex.fi/fi/lainsaadanto/2007/498?language=swe>

försörjningsberedskap. Ett skyddsupplag kan inrättas av en leverantör av brännstov vars genomsnittliga leveranser för produktion av värme och/eller el uppgår till minst 100 000 MWh per år.¹⁰

Finland har inte fastställt något slutdatum för stovförbränning ännu. Det nuvarande målet är att halvera användningen av energistov till år 2030.¹¹ EU:s klimatpolitik och stigande kostnader för utsläppsrätter gör att stovanvändningen minskar snabbt, och andelen i Finlands energimix var under 2 % år 2023, jämfört med 7 % år 2007.¹² Även om Finland har som mål att halvera stovanvändningen före 2030, finns det dock inget lagligt hinder för att använda stov.¹³ Regeringen Orpo betonar i sitt regeringsprogram att tillgången på brännstov ska tryggas under en övergångsperiod av försörjningsberedskapsskäl. Lagervolymer för bränslen som omfattas av obligatorisk upplagring, inklusive stov, utvecklas för att möta behoven, och urvalet utvidgas till träbränslen, biobränslen och elektrobränslen. Odlings- och ströstov fastställs som strategiskt viktiga råvaror, och stovmarker ska fortsatt användas för att säkra livsmedelstrygghet och försörjningsberedskap.^{14, 15}

Användningen av stenkolk som energikälla i Finland upphörde våren 2025, vilket är fyra år tidigare än den lagstadgade¹⁶ tidsfristen 2029. Detta som en del av en mer omfattande energiomställning där den fossila produktionen ersätts med förnybara och utsläppsnåla lösningar. Utfasningen har möjliggjorts genom EU:s utsläppshandel, statliga investeringsstöd, energibolagens egna klimatmål och Finlands medlemskap i Powering Past Coal-initiativet. Försörjningsberedskapen har säkrats genom att nedläggning av kraftverk förlagts så att tillräcklig energi och leveranssäkerhet kunnat säkerställas även under exceptionella vintrar. Den fossila produktionen ersätts med förnybara och utsläppsnåla lösningar som elpannor, värmepumpar, energilagring, bioenergi, avfallsåtervinning samt vind-, kärn-, vatten- och solkraft. Detta minskar utsläppen kraftigt, stärker självförsörjningen och förbättrar konkurrenskraften, samtidigt som den skapar förutsättningar för ny teknik som koldioxidavskiljning och produktion av grönt väte.¹⁷

¹⁰ Leinonen, A. (Red.). (2010). *Turpeen tuotanto ja käyttö: Yhteenvedo selvityksistä* (VTT Tiedotteita 2550). VTT. <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>

¹¹ Yle. (2020). *Medborgarinitiativ samlar namn för lag som förbjuder energiförbränning av stov*. <https://yle.fi/a/7-1482911>

¹² Yle. (2024). *Torvens tid som bränsle är förbi*. <https://yle.fi/a/7-10060355>

¹³ Försörjningsberedskapscentralen. (2025). *Sammanställning av frågor från energiseminarier*. <https://www.huoltovarmuuskeskus.fi/files/499a3f5e2ea397b409cdb4f707dee5a1dd57d526/qa-sammanstallning-av-fragor-fran-energiseminarier.pdf>

¹⁴ Statsrådet. (2023). *Regeringsprogrammet – försörjningsberedskap*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/regeringar/regeringsprogrammet>

¹⁵ Statsrådet. (2023). *Regeringsprogrammet – stov och bioenergi*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/regeringar/regeringsprogrammet>

¹⁶ Finlex. (2019). *Lag om förbudande av energiutvinning ur kol 416/2019*. <https://www.finlex.fi/eli?uri=http://data.finlex.fi/eli/sd/2019/416/ajantasa/2025-06-27/swe>

¹⁷ Statsrådet. (2025). *Användningen av stenkolk som energikälla i Finland upphör under våren*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/-/1410877/anvandningen-av-stenkolk-som-energikalla-i-finland-upphor-under-varen>

1.2. Utmaningar relaterade till långtidslagring av bränslen

Långtidslagring av fasta biobränslen innebär att bränslet lagras allt från några månader till några år innan användning, ofta utomhus i högar eller stackar. Syftet är att säkerställa tillgången till bränsle under hela året, särskilt under vintermånaderna, samt att möjliggöra en flexibel och hållbar energiförsörjning. Lagring är en avgörande del av försörjningskedjan för biobränslen, då den minskar risken för brist på råmaterial och möjliggör en jämn drift av en bioenergianläggning året runt. Energivirke har rätt hög fukthalt vid skörd vilket gör hantering och lagring betydelsefull för att få så låga energiförluster som möjligt.

Lagring är även förknippad med biologisk och kemisk nedbrytning, vilket leder till förluster av torrsbstans (DML) och temperaturökningar som är indirekta indikatorer på utsläpp av växthusgaser, särskilt koldioxid (CO₂) från mikrobiell respiration.¹⁸

Hur bränslen lagras styrs av en kombination av ekonomiska, logistiska, tekniska och miljömässiga faktorer samt säsongsmässiga förutsättningar. Samtidigt innebär lagring i öppna högar, stackar eller vältat alltid en viss brandrisk som måste hanteras genom lämpliga rutiner och övervakning.¹⁹

För att möjliggöra en mer heltäckande och rättvisande miljöbedömning av biobränslen bör lagringsfasen inkluderas i livscykelanalyser. Detta är särskilt relevant i situationer där lagring sker under längre tidsperioder, involverar stora volymer eller sker i nära anslutning till bebyggelse. Ett centralt problem är att det i dagsläget finns få studier som har mätt växthusgasutsläpp, såsom metan och lustgas, från själva lagringsprocessen. Davis et al. (2009)²⁰ betonar att både systemgränser och livscykelinventering är avgörande för att kunna bedöma miljöpåverkan på ett korrekt sätt inom LCA-metodiken. En utvidgad systemgräns som även omfattar lagringsfasen kan därför ge en mer realistisk och representativ bild av biobränslets totala klimatpåverkan.

¹⁸ Anerud, E., & Eriksson, A. (2021). *Evaluation of an improved design for large-scale storage of wood chip and bark*. *Biomass and Bioenergy*, 154, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021>

¹⁹ Jansson, G. (2021). *Lagringslathund för biobränslen*. Svebio – Svenska Bioenergiföreningen.

²⁰ Davis, S. C., Anderson-Teixeira, K. J., & DeLucia, E. H. (2009). *Life-cycle analysis and the ecology of biofuels*. *Trends in Plant Science*, 14(3), 140–146. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2008.12.006>

2. Teoretisk bakgrund

I det följande kapitlet ges en kort genomgång av de tre studerade bränsletyperna; skogsflis, torv och kol, men tanke på bränsleproduktion, hantering och lagring. Lagringsrelaterade förluster och utsläpp diskuteras även.

2.1. Skogsflis

Det finns flera typer av skogsbränsle, där man kan skilja på primära skogsbränslen (uppstår i samband med avverkning och gallring) och sekundära (biprodukter från skogsindustrin). Till trädbränslena hör även energiskogsbränsle och återvunnet trädbränsle (se Figur 2).

Skogsflis (på engelska ofta kallat forest chips eller wood chips) avser bränsleflis som framställs genom att flisa trädbränsle direkt från skogen – som grot (grenar och toppar), röjningsvirke, gallringsrester samt ibland stubbar och rötved. Beroende på vilket råmaterial som används skiljer man ofta mellan olika typer av flis, exempelvis helträdsflis, gallringsflis, röjningsflis, flis av hyggesrester, stamflis, grenflis, rotflis och stubbflis.²¹

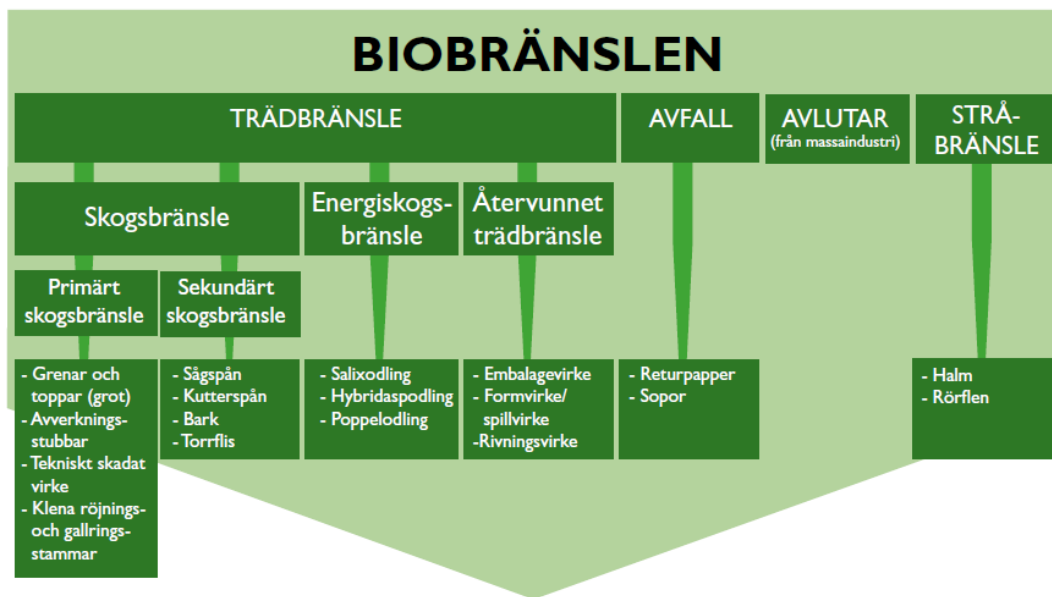
Skogsflis används främst som bioenergi i värme- och kraftvärmeverk och i storskaliga uppvärmningsanläggningar. I Österbotten kommer ca 75 – 80% av skogsflisen från barrträd och resterande från lövträd.²²

Flisens vikt och densitet varierar beroende på vilken typ av flismaskin som används. Det finns även tydliga skillnader mellan flis från rundvirke, som saknar kvistar, och helträdsflis som innehåller både kvistar och toppar. Förekomsten av kvistar bidrar till högre fukthalt, särskilt under vinterperioden. Mindre värmeverk tenderar därför i högre utsträckning att använda rundvirke, medan större kraftverk ofta har behov av att lagra bränsle vid terminal för att säkerställa kontinuerlig tillgång.²³ Flis från olika träslag har även olika energiinnehåll.

²¹ Skogen.se. (2026). *Skogsflis*. <https://www.skogen.se/glossary/skogsflis/>

²² Naturresursinstitutet (LUKE). (2026). *Skogsstatistik*. https://statdb.luke.fi/PxWeb/pxweb/en/LUKE/LUKE_met_06%20Metsavarat/1.22_Puuston_kestitalavuus_metsamaalla.px/

²³ Majabacka, P. (2025). Personlig kommunikation, ProAgraria.



Figur 2. Olika typer av biobränslen, där trädbränsle vidare kan delas upp i skogsbränsle, energiskogsbränsle och återvunnet trädbränsle. Bildkälla: Egnell (2013).²⁴

2.1.1. Produktion och lagring

Produktionen av skogsflis omfattar hela kedjan från avverkning i skogen, torkning, lagring, flisning och leverans av färdig flis till industri eller annan kund.

Gallring utförs en till tre gånger under skogens omloppstid och har som främsta syfte att gynna tillväxten hos de mest värdefulla träden. Åtgärden möjliggör även ett ekonomiskt virkesuttag i yngre skog och kan samtidigt gynna naturvård och rekreation.²⁵ Gallring medför dock en tillfällig produktionsförlust på grund av minskad slutenhet i beståndet, vilket ökar risken för stormskador, särskilt vid sena eller kraftiga ingrepp.

När träden fällts skotas materialet ut till väggkant. Rundvirke (timmer, massaved, bränsleved) och grot (grenar och toppar) skotas separat då de ska användas till olika ändamål (Bild 1). Faktorer såsom avstånd till bilväg och fler sortiment ökar tidsåtgången och därmed bränsleförbrukningen. Den första lagringsplatsen är ofta vid väggkanten, där biomassan får torka över sommaren. Detta minskar transportvikten och höjer energivärdet. Flisningen sker antingen i skogen eller vid industri eller terminal. Ungefär 90 % av den grot som tas ut ur skogen flisas vid väggkant, medan resterande vid industri.²⁵

²⁴ Egnell, G. (2013). Skogsbränsle. I Skogsskötselserien (Nr 17). s. 7. Skogsstyrelsen.

²⁵ Ågren, K., Högbom, L., & Wilhelmsson, L. (2021). *Datainsamling till underlag för livscykelanalyser av svenskt skogsbruk* (Arbetsrapport 1086-2021). s. 14-16. Skogforsk.



Bild 1. Rundvirke till vänster och grot (grenar och toppar) till höger. (Foto: Katrin Asplund)

Lagring av såväl rundvirke som flis i stora högar är en etablerad metod, och när det gäller högvärdiga biobränslen ställs höga krav på lagringstekniken. Björken är känslig för mögelangrepp vid torkning, särskilt om den inte staplas luftigt eller om fuktigheten är hög. Mögel kan uppstå rätt snabbt under gynnsamma förhållanden. Granen har en barkstruktur som till viss del påverkar torkprocessen, men det är främst virkets egenskaper och torkmetoden som avgör hur effektivt granen torkar. Tallens kärnved är relativt beständig mot röta, däremot är splintveden känslig och kan angripas. Lövträd är, särskilt under lagring i fuktiga miljöer, känsliga för rötsvampar som bryter ned träets struktur, och rötsvampar såsom svavelticka angriper ofta lövträden.²⁶

Virke som lagras vid upplagsplatsen utgör en potentiell risk för insektsangrepp, särskilt under vår- och sommarperioden. Granbarkborren utgör den största risken vid lagring av granvirke. Arten angriper färskt liggande virke och kan snabbt bidra till ökade populationer som även riskerar att sprida sig till stående skog. Även tallvirke kan vid längre lagring angripas av skadegörare så som mörghorre som angriper kronorna på tallar. För att minimera risken för insektsangrepp är snabb uttransport av virke den mest effektiva åtgärden. Där lagring ändå krävs ska den planeras tidsmässigt och tekniskt så att risken för skogsskador begränsas.^{27,28}

Biomassan bryts även ned under lagringstiden, vilket leder till utsläpp av växthusgaser samt förluster av energi och ekonomi. Torrsubstansförluster orsakas av biologiska, kemiska och fysikaliska processer som ökar temperaturen i biomassahögarna och gynnar mikrobiell aktivitet. Värdefulla extraktivämnen i trädbiomassan börjar minska direkt efter awerkning. Genom god lagringshantering, särskilt åtgärder som främjar torkning, kan förlusterna minskas. Faktorer såsom lagringsplats, årstid, exponering för sol och vind samt täckning mot nederbörd har stor betydelse. Flisning och hård packning ökar risken för nedbrytning, varför

²⁶ Majabacka, P. (2025). Personlig kommunikation, ProAgraria.

²⁷ Skogskunskap. (u.å.). Granbarkborre.

<https://www.skogskunskap.se/skogsskador/insektsskador/granbarkborre/>

²⁸ Jord- och skogsbruksministeriet. (u.å.). Tallvirke ska föras bort från skogen före juli. https://mmm.fi/-/tallvirke-ska-foras-bort-fran-skogen-fore-juli?languageld=sv_SE

stora partikelstorlekar, låg packning och begränsad höjd på flishögarna rekommenderas. Övervakning och modeller för temperatur och kvalitet kan även bidra till bättre lagringsstrategier och minskade negativa effekter.²⁹

Lagringstiden för träflis bör hållas kort, helst under 3–4 månader, eftersom flisad biomassa erbjuder en mer gynnsam miljö för mikroorganismer. Detta eftersom flis har en större exponerad och oskyddad yta att angripa, lättillgängliga näringsämnen och möjlighet till en optimal temperatur på grund av värmeackumulering i kompakta och mindre ventilerade lagringshögar. Vid lagring av barrträflis i otäckta högar har månatliga torrsubstansförluster mellan 0,3 och 5,5 % rapporterats.³⁰

Mellanlager eller terminaler (Bild 2) är ett sätt att förvara större bränslevolymer på en åtkomlig plats. Dessa lager placeras ofta i närheten av bebyggelse, exempelvis i anslutning till industrier eller kraftvärmeverk, vilket ställer ytterligare krav på säkerhet och planering. En särskilt viktig aspekt är brandriskproblematiken, där det fortfarande finns många osäkerheter kring hur olika lagringsformer påverkar risken för självantändning och brand.



Bild 2. Lagring vid terminal. (Foto: Katrin Asplund)

Brandrisken uppstår främst genom mikrobiell aktivitet som genererar värme. Faktorer som påverkar risken inkluderar fukthalt, temperatur, syretillgång och näringsämnen samt inblandning av olika trädslag i materialet. Optimal fukthalt för mikrobiell aktivitet är 35–40%.

²⁹ Anerud, E., et al. (2019). *Dry matter losses during biomass storage*. IEA Bioenergy.

³⁰ Anerud, E., & Eriksson, A. (2021). *Evaluation of an improved design for large-scale storage of wood chip and bark*, s.2. *Biomass and Bioenergy*, 154, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021>

Mikroorganismer trivs vid temperaturer mellan 20–40 °C och det måste finnas tillgång till syre samt näringsämnen i materialet. För att minimera riskerna bör lagringssystemen vara hårdgjorda och väl dränerade, belägna med tillräckligt avstånd (minst 30 m) till byggnader och uppdelade i mindre sektioner på max 100*100 m med 15 m mellanrum. Generella rekommendationer för stackar är en maxhöjd på ca 8 m, att det skall vara god ventilation och värmeavledning, principen först in/först ut samt att det skall finnas separat lagring av högriskmaterial så som bark och grot m.fl.³¹

Anerud et al. (2021) visade i sin studie att otäckta högar nådde temperaturer upp till 145 °C, vilket indikerar intensiv mikrobiell aktivitet och en potentiell risk för självantändning. Täckta högar (med semipermeabelt tyg, Toptex®) höll sig under 60 °C, vilket minskade den mikrobiella respirationen avsevärt och därmed även utsläppen av växthusgaser.³²

2.1.2. Skogsflisrelaterade utsläpp

Lagring av träbiomassa, särskilt i form av flis och pellets, utgör en kritisk fas inom bioenergiförsörjningskedjan. Huvudfokus för forskningen om lagring av biomassa har legat på analys av kolmonoxidförgiftning snarare än att mäta växthusgasutsläpp som metan och lustgas. Under lagringen frigörs flera växthusgaser däribland koldioxid (CO₂), kolmonoxid (CO), metan (CH₄), kväveoxider (NO_x), dikväveoxid (lustgas, N₂O) samt flyktiga organiska föreningar (VOC).³³ Flera faktorer påverkar utsläppshastigheten av växthusgaser. Dessa inkluderar initial fukthalt i biomassan, temperatur, klimat, storleken på biomassahögen/flishögen, typ av biomassa, lagring och plats, ventilation, högens riktning och många fler.³⁴

Enligt Wihersaari (2005)³⁵ kan man anta att vid lagring av flis sker liknande nedbrytnings- och utsläppsmekanismer som vid kompostering av organiskt material. Det vill säga, organiskt material bryts ned främst till koldioxid (CO₂). Lustgas (dikväveoxid, N₂O) bildas vid ofullständig ammoniumoxidation under aeroba förhållanden eller vid ofullständig denitrifikation under anaeroba förhållanden. Inga betydande utsläpp av lustgas förväntas under den mest intensiva nedbrytningsfasen då de nitrifierande bakterierna är känsliga för temperaturer över

³¹ Jansson, G. (2021). *Lagringslathund för biobränslen*. s. 5-6. Svebio – Svenska Bioenergiföreningen.

³² Anerud, E., & Eriksson, A. (2021). *Evaluation of an improved design for large-scale storage of wood chip and bark*. *Biomass and Bioenergy*, 154, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021>

³³ Sahoo, K., Bilek, E. M., & Mani, S. (2018). *Techno-economic and environmental assessments of storing woodchips and pellets*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 98, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.08.055>

³⁴ Whittaker, C., et al. (2017). *Testing greenhouse gas emissions from wood chip storage heaps*. *BioEnergy Research*, 10, 353–362. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9800-9>

³⁵ Wihersaari, M. (2005). *Aspects on bioenergy as technical measure to reduce energy related greenhouse gas emissions*, s.57. VTT Publications 564.

40 °C. Metan (CH₄) bildas endast under syrefria (anaeroba) förhållanden, vilket sker vid hög biologisk aktivitet när temperaturen och CO₂-produktionen är höga.

Ferrero et al. (2011)³⁶ genomförde en studie på en flishög av tall (20 m × 15 m × 6 m med en vikt på cirka 400 ton) som lagrades utomhus under en period av 150 dagar. Syftet var att övervaka temperaturförändringar och gaskoncentrationer, koldioxid (CO₂), syre (O₂), kolmonoxid (CO) och metan (CH₄), för att bättre förstå mikrobiell aktivitet och bedöma risken för självantändning. Under de första 10–20 dagarna steg temperaturen i flishögen snabbt från 20 °C till 45 °C. Temperaturökning berodde på aerob mikrobiell nedbrytning av lättnedbrytbara träkomponenter. Den mikrobiella aktiviteten under denna fas var en betydande källa till CO₂-utsläpp. Även om både temperatur och mikrobiell aktivitet minskade efter den initiala toppen, förblev kärnan i flishögen varmare än de yttre lagren på grund av dålig värmeledning. Studien visar att aerob mikrobiell aktivitet dominerar vid utomhuslagring av träflis, vilket gör CO₂ till den främsta växthusgasen som avges. Metanutsläppen är minimala tack vare god tillgång på syre, regn kan tillfälligt öka den mikrobiella aktiviteten och CO₂-utsläpp genom att höja fuktnivån i flishögens övre lager. CO förekom i små mängder i ppmv-området (parts per million by volume).³⁶

Även Jylhä et al. (2017)³⁷ gjorde en studie med lagring av träflis av tall (Scots pine), där man fastställde att utsläppen av CO₂ för 6 månader var mellan 9,3–10,8 kg/fastkubikmeter. Utsläppsnivåerna för lagring av träflis i en månad orsakade CO₂-utsläpp på cirka 4,8–8,3 kg per fast kubikmeter, vilket pekar på att koldioxiden inte avges i en jämn ström utan är som störst i början av lagringstiden.

Geronimo et al. (2022)³⁸ undersökte i en studie utsläpp av växthusgaser från lagring av vedartad biomassa i Kalifornien, med fokus på effekterna av temperatur, syrekonzentration och fukthalt på utsläpp av metan, koldioxid och lustgas. Eftersom forskningen hittills fokuserat främst på de vanligaste växthusgaserna har dikväveoxid (N₂O, lustgas), som är en mycket kraftfull växthusgas, fått begränsad uppmärksamhet. Enligt Geronimo et al. är dock utsläpp av dikväveoxid försumbar. I studien fluktuerande värdet kring omgivningens nivåer (~0,335 ppm) för alla behandlingar av Amerikansk sekvoja (*sequoia sempervirens*, redwood). Det överensstämmer med resultat från liknande forskning som indikerar låga utsläpp från

³⁶ Ferrero, F., Malow, M., & Noll, M. (2011). *Temperature and gas evolution during wood chip storage*. *European Journal of Wood Products*, 69, 587–595. <https://doi.org/10.1007/s00107-010-0512-0>

³⁷ Jylhä, P., Hytönen, J., & Alm, J. (2017). *CO₂ release and dry matter loss of Scots pine forest chips*, s. 42. *Biomass and Bioenergy*, 104, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.003>

³⁸ Geronimo, C., et al. (2022). *Overlooked emissions from woody biomass storage*. *Fuel*, 319, 123839. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123839>

nedbrytning av vedartad biomassa. Emissioner av N₂O från träflislagring är möjliga men svåra att kvantifiera, vilket pekar på behovet av ytterligare forskning.³⁹

2.2. Energitorv

Torv är ett organiskt material som bildas mycket långsamt i våtmarker genom nedbrytning av växtrester under syrefattiga förhållanden. Bildningsprocessen är långsam vilket gör att torv betraktas som ett fossilt bränsle i internationella klimatbedömningar. Torv används främst som energitorv för produktion av energi och som odlingstorv i växtodling. Utöver detta förekommer torv även som strömmaterial vid djurhållning.⁴⁰ Vid förbränning av torv frigörs lagrad koldioxid, vilket bidrar till växthuseffekten på liknande sätt som kol och olja.

Kärr och mossar bildar torv med olika egenskaper, vilket gör att man i jordartskartor ofta skiljer mellan kärrtorv och mossetorv. Torvens kemiska sammansättning är relativt likartad mellan olika myrar och domineras av kol, syre och väte samt mindre mängder kväve. Vanligtvis innehåller torv drygt 50 % kol, cirka 30 % syre, omkring 6 % väte och 2–3 % kväve. Variationer i sammansättningen beror främst på hur torven har bildats, underlagets natur, grundvattenflöden, nederbördens sammansättning och deposition av luftburna partiklar.⁴⁰

Torvproduktionen är mycket beroende av väderförhållandena under produktions-säsongen. Genom att lagra torv över flera år kan man förbereda sig för variationer i torvproduktionen p.g.a. vädret men även för årliga variationer i konsumtionen. Torvens roll i energiproduktionen har minskat betydligt de senaste åren, och i praktiken skördas torv numera enbart på beställning. Lagernivåerna för energitorv har under 2000-talet sjunkit i förhållande till konsumtionen.^{7,10}

2.2.1. Produktion och lagring

Torv utvinns från mossar, där maskiner används för att skära och samla upp materialet. Torvproduktionen sker i flera steg, med början i markförberedelser där vegetation avlägsnas och myren avvattnas genom skyddsdikning och huvuddike med sedimenteringsdammar. Dräneringen pågår under hela verksamheten och det tar cirka två år från dränering till skörd. Därefter fräses markytan för att sönderdela stubbar och kvistar innan torven tas upp och torkas.

³⁹ Whittaker, C., et al. (2016). *Dry matter losses and methane emissions during wood chip storage*. *BioEnergy Research*, 9(3), 820–835. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9728-0>

⁴⁰ Hansen, K., et al. (2016). *Torvutvinningens miljöpåverkan* (IVL Rapport C 198), s. 11-13. IVL. <https://ivl.diva-portal.org/smash/get/diva2:1549766/FULLTEXT01.pdf>

Mängden energitorv som kan utvinnas varierar kraftigt mellan år och beror främst på väderförhållanden. Kalla och regniga somrar ger lägre produktion eftersom torvens ytskikt måste torka innan skörd. En torvtäkt används normalt i cirka 20 år. I många täkter tas först odlingstorv från de översta lagren, och därefter utvinns energitorv från de tätare och mer energirika skikten längre ner. Utsläppen som uppstår när man anlägger en torvtäkt kommer främst från markförberedelser, avverkning av skog, själva skörde- och torkningsprocesserna samt transporten av torven till energianläggningen.⁴¹ Torvbrytningen har en betydande markpåverkan, inklusive förändringar i hydrologi och ekosystem.

Produktionsmetoden varierar beroende på om det gäller stycketorv eller frästorv, som är de två typer som används för energitorv. Stycketorv tas upp från ett djup på upp till 50 cm, pressas till cylindrar och torkas på fältet i cirka tre veckor, med flera vändningar för att minska fukthalten till 35–40 %. Vanligen sker tre skördar per sommar. Frästorv produceras genom att ett tunt skikt fräses upp, vänds för torkning och sedan skrapas ihop till strängar. Fukthalten vid utlastning är 40–55 %, och upp till tolv produktionscykler kan genomföras under en sommar.⁴¹

Torven torkas vanligtvis på plats genom naturlig exponering för sol och vind, men i vissa fall används mekanisk utrustning för att påskynda processen. Torkningen är avgörande för att minska fukthalten och därmed öka torvens energiinnehåll och förbränningseffektivitet. Felaktig lagring kan dock leda till metanutsläpp (CH₄) från nedbrytning av organiskt material.⁴²

Efter lagringen transporteras torven till förbränningsanläggningen där den används som bränsle, och det är här den största klimatpåverkan sker.⁴⁰

När det kommer till lagring hos användaren påpekar Strömberg et al. (2012) att lagring utomhus kan orsaka risk för damning med explosionsrisk.⁴² Därmed rekommenderas att lagring av energitorv sker inomhus. Lagring inomhus minskar också risken för hopfrysning, alternativt kan torv lagras under tak som väderskydd mot regn och delvis mot kyla. Torven bör hanteras försiktigt och väl planerat på grund av torvens lättantändlighet.⁴⁰

2.2.2. Torvrelaterade utsläpp

Klimatpåverkan från torv som energikälla har varit föremål för diskussioner under de senaste decennierna. Flera studier och livscykelanalyser har undersökt effekterna av torvmarker, torvanvändning och återställning av täkter. Resultaten visar att klimatpåverkan varierar kraftigt beroende på faktorer som torvmarkens typ, hur täkten anläggs och skördas samt hur återställningen genomförs. Utsläpp uppstår vid markförberedelser, skogsavverkning,

⁴¹ Profu - Projektinriktad forskning och utveckling. (2018). *Klimatpåverkan från energitorv ur ett systemperspektiv*. <https://svensktorv.se/wp-content/uploads/2021/06/Huvudstudie-Torv-2018-06-29.pdf>

⁴² Strömberg, B., & Herstad Svärd, S. (2012). *Bränslehandboken*. Värmeforsk rapport 1234.

torvskörd, torkning samt transport. När marken förbereds och torv skördas förändras nedbrytningen i torvmarken, vilket påverkar utsläppen av växthusgaser. Om området är beskogat tillkommer utsläpp från avverkningen. Skyddsdikning ökar utsläppen av koldioxid och lustgas, och nya diken bidrar även med metanutsläpp. Ytterligare utsläpp kommer från maskiner och fordon som används vid arbetet. Utsläppen varierar något mellan frästortv/smultortv och stycketortv, där stycketortv ger högre koldioxidutsläpp per producerad mängd.⁴¹

VTT-rapporten *Turpeen tuotanto ja käyttö (2010)*¹⁰ konstaterar att förbränningssteget står för ca 90 % av torvens totala klimatpåverkan i en livscykelanalys, vilket motiverar att fokusera på förbränningens utsläpp av CO₂, CH₄ och N₂O. Faktorer som påverkar är bränslets fukthalt, pannteknik och förbränningstemperatur. Utsläpp sker också från produktion och lagring. Dessa utsläpp består främst av CO₂ och CH₄ från täktområdet, lagringshögar samt maskiner. Maskin användningen medför utsläpp av växthusgaser, främst koldioxid (CO₂) och kväveoxider (NO_x), beroende på bränsletyp och maskinparkens effektivitet. N₂O-utsläpp är kopplade till kväveomsättning i marken, särskilt på odlad myrmark. Standardberäkningar utgår från en fukthalt på 50 % samt att en minskning av fukthalten till 30 % reducerar CO₂-utsläppen med endast ca 3 %.¹⁰

2.3. Stenkol

Stenkol är en biogen sedimentär bergart som bildas av organiskt material, främst växtdelar, för cirka 300 miljoner år sedan. Stenkol innehåller en hög andel kol, ungefär 85–90 procent, vilket ger det ett högt energivärde. Det används och har använts i stor utsträckning för att producera el och värme samt inom stålindustrin. Eftersom stenkol räknas som ett fossilt bränsle medför användningen betydande miljöproblem. När det förbränns frigörs stora mängder koldioxid och andra skadliga ämnen, vilket bidrar till både klimatförändringar och sämre luftkvalitet. Idag försöker många länder minska användningen av stenkol och istället satsa på förnybara energikällor.^{43, 44}

2.3.1. Produktion och lagring

Stenkol bryts antingen genom underjordsbrytning eller dagbrott, och i detta steg ingår borrhning, sprängning, lastning och transport inom gruvområdet. Gruvdriften är energikrävande och medför miljöpåverkan i form av metanutsläpp, dammbildning samt påverkan på mark och vatten. Efter utvinningen genomgår kolet en förädlings- och

⁴³ Sveriges geologiska undersökning. (2026). *Bergarter*. <https://www.sgu.se/om-geologi/berg/bergarter/>

⁴⁴ Wikipedia. (2026). *Stenkol*. <https://sv.wikipedia.org/wiki/Stenkol>

beredningsprocess där det krossas, sorteras och tvättas för att uppnå önskad kvalitet. Orenheter avskiljs, kolet kan torkas och restprodukter som slam och gruvavfall hanteras och deponeras.

När kolet är förädlat transporteras det vidare till omlastningspunkter och därefter till användningslandet. Transporterna sker med lastbil, järnväg eller fartyg, beroende på geografiska förutsättningar, och inkluderar lastning och lossning i hamnar och terminaler. I mottagarlandet fortsätter distributionen till kraftverket, vanligtvis via järnväg eller lastbil. Vid ankomsten lagras kolet oftast i öppna upplag eller silor på kraftverksområdet och hanteras med interna transportsystem som transportband och matare. Innan förbränning mals eller krossas kolet ofta för att uppnå rätt kornstorlek för pannsystemet.

Slutligen förbränns kolet i kraftverket, där kolet omvandlas till värme och elektricitet. Under förbränningen uppstår utsläpp av koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid och partiklar samt spårelement, vilka i varierande grad renas i rökgasreningssystem. Processen ger även upphov till restprodukter som aska och slagg, vilka deponeras eller i vissa fall återvinns.⁴⁵

2.3.2. Kolrelaterade utsläpp

Vid lagring av kol sker en långsam oxidation när materialet exponeras för syre, fukt och temperaturvariationer. Denna process pågår redan vid låga temperaturer och ger upphov till en viss mängd CO₂ utsläpp under lagringsperioden. Forskning visar att kol börjar oxidera direkt vid kontakt med luft och att denna reaktion fortsätter över månader, vilket innebär att CO₂ frigörs kontinuerligt, även om mängderna normalt är små i förhållande till utsläppen vid förbränning. Utsläppens storlek påverkas av koltyp, porositet, fukthalt och luftcirkulation, och utvecklingen är i praktiken inte helt linjär, eftersom oxidation kan accelerera vid självuppvärmning eller varma väderförhållanden.

Kolupplag är en källa till utsläpp av växthusgaser, främst koldioxid (CO₂) och metan (CH₄), som frigörs genom gasdesorption och lågtemperaturoxidation. Vid gasdesorption frigörs lagrade gaser från kolet vid lägre tryck och högre temperatur i kolhögen. Lågtemperaturoxidation sker när kolet kommer i kontakt med luftens syre. Utsläppen är små jämfört med utsläpp från förbränning av kol i kraftverk, men kan ändå ha betydelse för klimatpåverkan och säkerhet. Processerna påverkas av faktorer som temperatur, syrehalt, fuktighet samt upplagets utformning, vilket kan förstärka oxidation och värmeutveckling. Tillgången på syre ger högre

⁴⁵ Spath, P. L., Mann, M. K., & Kerr, D. R. (1999). *Life Cycle Assessment of Coal-Fired Power Production* (NREL/TP-570-25119). National Renewable Energy Laboratory.

oxidation, liksom låg fukthalt och hög temperatur. Partikelstorlek och packning påverkar så att mindre partiklar och låg kompaktering ger mer luftflöde och högre utsläpp.⁴⁶

Förutom växthusgaser avges även kolmonoxid, svavelgaser och kolväten, varav vissa är giftiga eller explosiva. Detta innebär risker för arbetsmiljö och säkerhet, särskilt i slutna utrymmen. Kunskapsunderlaget är begränsat, men övervakning, ventilation och förebyggande åtgärder mot självuppvärmning och spontan förbränning är avgörande för att minska både miljö- och hälsorisker.⁴⁶

Kozinc et al. (2004)⁴⁷ beskriver en studie från Velenjes i Slovenien, som rapporterar både totala dygnsutsläpp och kolupplagets yta. Beräkningarna av de genomsnittliga gasutsläppen bygger på uppmätta gaskoncentrationer i provtagningstälten. Varje tält hade en yta på cirka 1 m², och dessa data skalades upp till hela kollagrets yta, som var cirka 121 000 m² under sommaren 2001 och cirka 107 000 m² under vintern 2001–2002. Koldioxid (CO₂) var den dominerande gasen under samtliga mätperioder. Utsläppen av CO₂ var väsentligt högre under sommarperioderna, med nivåer på cirka 1,1–1,4 ton per dygn, jämfört med vinterperioderna då utsläppen uppgick till cirka 41–57 kg per dygn. Metan (CH₄) och kolmonoxid (CO) förekom i betydligt mindre mängder och uppmättes huvudsakligen under sommarperioderna. Skillnaderna mellan ventilerade och icke-ventilerade tält var generellt små men visar vissa variationer beroende på gas och mätperiod. Sammanfattningsvis indikerar resultaten att gasbildningen i kollagret är starkt säsongsb beroende, med högre utsläpp under varmare perioder, vilket sannolikt kan kopplas till temperaturberoende kemiska och biologiska processer i materialet.

Mätningar från två kolupplag i Israel visade även att gasutsläpp ökar markant med djupet i upplagen. Vid ytan är halterna av koldioxid (CO₂) och kolmonoxid (CO) mycket låga, medan metan (CH₄) och andra kolväten nästan inte förekommer. På större djup, särskilt mellan 1,5 och 3 meter, uppträder höga koncentrationer. CO når upp till cirka 7 volymprocent, CO₂ upp till nästan 16 volymprocent, och CH₄ stiger till över 75 000 ppmv (parts per million by volume). Även vätgas (H₂) och lätta kolväten som etan och propan förekommer i betydande mängder. Dessa resultat visar att oxidation och desorption i upplagen är processer som frigör både växthusgaser och giftiga gaser.⁴⁶

⁴⁶ Zhang, X. (2013). *Gaseous emissions from coal stockpiles* (CCC/213). IEA Clean Coal Centre. ISBN 978-92-9029-533-4.

⁴⁷ Kozinc, J., Zupančič-Kralj, L., & Zapušek, A. (2004). *Evaluation of gas emissions from coal stockpile*. *Chemosphere*, 55(8), 1121–1126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.08.034>

3. Livscykelanalys (LCA) metodologi

Livscykelmetodik är en helhetssyn på miljöpåverkan. Den används för att identifiera och kvantifiera resursanvändning och utsläpp i varje steg av en produkts liv.

Metodiken för att genomföra en livscykelanalys har standardiserats för att möjliggöra en objektiv bedömning av en produkts eller tjänsts miljöprestanda. Enligt ISO standarderna 14040: Principer och ramverk för LCA och ISO 14044: Krav och riktlinjer för genomförande omfattar en LCA fyra huvudsakliga faser:^{48, 49, 50}

1. Mål och omfattning

Denna fas definierar syftet med analysen samt hur resultaten ska användas. Här beskrivs även den funktion som studeras, den aktuella produkten, samt avgränsningar i tid, rum och teknik.

2. Inventering (LCI – Life Cycle Inventory)

I denna fas kvantifieras alla relevanta in- och utflöden av material och energi inom de systemgränser som definierats för produktens livscykel. Det innebär insamling av data om resurser, utsläpp och andra miljöaspekter.

3. Miljöpåverkansbedömning (LCIA – Life Cycle Impact Assessment)

Här analyseras de potentiella miljöeffekterna av de inventerade flödena. Syftet är att identifiera vilka miljöpåverkanskategorier som är mest betydelsefulla under produktens livscykel, såsom klimatpåverkan, försurning eller övergödning.

4. Tolkning

Den avslutande fasen innebär att resultaten analyseras och tolkas i relation till målen. Eventuella osäkerheter identifieras och analysen förbättras vid behov för att säkerställa relevanta och tillförlitliga slutsatser.

⁴⁸ Rydh, C. J., Lindahl, M., & Tingström, J. (2002). *Livscykelanalys: En metod för miljöbedömning*. Studentlitteratur.

⁴⁹ SFS-EN ISO 14040:2006. *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*.

⁵⁰ SFS-EN ISO 14044:2006/A2:2020. *Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*.

4. Mål och omfattning

I enlighet med standarderna ISO 14040:2006 och ISO 14044:2006/A2:2020 inleds en livscykelanalys (LCA) med att definiera dess mål och omfattning, vilket är avgörande för att säkerställa att analysen är relevant, transparent och användbar. Målet beskriver varför livscykelanalysen genomförs, hur resultaten ska användas och vem som är den avsedda målgruppen. Om analysen används för jämförelse mellan produkter krävs särskild noggrannhet i metodval och transparens.

Omfattningen anger ramarna för analysen och inkluderar definitionen av den funktionella enheten, som är den kvantitativa referensen för att möjliggöra jämförelser. Omfattningen beskriver också systemgränserna, alltså vilka delar av produktens livscykel som inkluderas – från råmaterialutvinning till avfallshantering. Vidare ingår val av allokeringmetoder för att fördela miljöpåverkan mellan olika produkter eller processer, samt antaganden och begränsningar som kan påverka analysens resultat. Slutligen specificeras vilka datakrav som gäller, inklusive vilken typ av data som behövs och vilken kvalitet som krävs för att uppnå tillförlitliga resultat.

4.1. Målsättningen med studien

Målsättningen med denna studie är att studera långtidslagringen av tre typer av fasta bränslen; skogsflis (biobränsle), och stenkol och torv (fossila bränslen), samt att jämföra dessa bränslens miljöpåverkan.

Studien söker svar på frågorna:

- Vilket bränsle har minst miljöpåverkan vid långtidslagring, och
- Hurdana negativa effekter kan långtidslagring av bränslen medföra.

Studien avser även att analysera olika parametrar som påverkar långtidslagring av skogsflis samt att modellera scenarier för hur olika torrsbstansförlust- och utsläppsantaganden påverkar effekterna av bränslelagringen.

Målgruppen är den interna projektgruppen såväl som projektets externa målgrupp, aktörer i Österbotten som strävar efter att utveckla fossila bränslen och torv i sin energiproduktion- eller användning. På basen av studien hoppas man få en bättre förståelse för olika faktorer som påverkar långtidslagringens klimatpåverkan, och man hoppas kunna göra rekommendationer och sprida denna information vidare till aktörerna i regionen för att höja kunskapen om hur energivirke bättre kan hanteras och förvaras.

4.2. Standarder och riktlinjer

Studien är en förenklad LCA och baserar sig på ISO 14040 och ISO 14044:2006/A2:2020.

4.3. Omfattning av studien

För att förstå ett produktsystems miljöpåverkan räcker det ofta att identifiera de mest betydande miljöbelastande processerna. Om syftet däremot är att jämföra olika system krävs en gemensam grund – en funktionell enhet. Den funktionella enheten är ett mått på systemets funktion eller prestanda och används som jämförelsebas i en LCA.

En funktion definieras som något som uppfyller ett behov, och för att möjliggöra jämförelser mellan system måste den funktionella enheten specificeras utifrån tre egenskapsnivåer:

1. Kvantitet – anger hur mycket som krävs för att uppfylla funktionen, till exempel 1 kWh el eller transport av 1 ton över 1 km. Denna kvantitativa aspekt används för att beräkna in- och utflöden av material och energi.
2. Hållbarhet (livslängd) – beskriver hur länge funktionen bibehålls. Här bör både teknisk och faktisk livslängd beaktas, då produkter ofta kasseras i förtid på grund av teknikutveckling eller förändrade trender.
3. Kvalitet – innefattar funktionens egenskaper såsom driftsäkerhet, användarvänlighet, estetiskt värde och pris. Skillnader i kvalitet mellan system bör tydligt redovisas och deras påverkan på analysresultatet utvärderas.

Valet av funktionell enhet har stor betydelse för analysens resultat. Därför bör en osäkerhets- och känslighetsanalys genomföras efter avslutad LCA, för att bedöma hur förändringar i prestanda eller livslängd påverkar slutsatserna.⁴⁸

4.3.1. Systemets funktion

Studien fokuserar på att undersöka systemet långtidslagring av tre olika fasta bränslen; skogsflis, torv och stenkol, som genom förbränning producerar värme.

4.3.2. Funktionell enhet

Den funktionella enheten är den kvantitativa referensen som används för att jämföra olika alternativ. Den funktionella enheten för de studerade systemen är produktionen av 1 MWh (värme)energi.

4.3.3. Systemgränser

Systemgränser i LCA avser de avgränsningar som görs för att bestämma vilka delar av ett produktsystems livscykel som ska inkluderas i analysen. Det handlar om att definiera vilka processer – från råvaruutvinning till produktion, användning och avfallshantering – som ska tas med för att ge en relevant och hanterbar bild av miljöpåverkan. Man brukar tala om vaggatill-grind och vaggatill-grav vad gäller hur omfattande systemgränserna sätts i en LCA.

- **Vaggatill-grind** inkluderar alla processer från råvaruutvinning ("vaggatill") fram till att produkten lämnar fabriken ("grind"). Det innebär att användning och avfallshantering inte ingår i analysen.⁵¹
- **Vaggatill-grav** omfattar hela produktens livscykel – från råvaruutvinning till produktion, användning och slutlig avfallshantering ("grav"). Det är den mest heltäckande typen av LCA.⁵¹

I många fall kan ett fåtal parametrar förklara en stor del av variationen i resultatet, kallas Paretoprincipen. Paretoprincipen i LCA innebär att en liten andel av parametrarna (ca 20 %) ofta står för en stor del (ca 80 %) av miljöpåverkan. Denna princip används i LCA för att prioritera vilka delar av systemet som bör analyseras mer noggrant.⁴⁸

För att en LCA ska vara jämförbar krävs tydligt definierade systemgränser.

4.3.3.1 Systemgränser för skogsflis

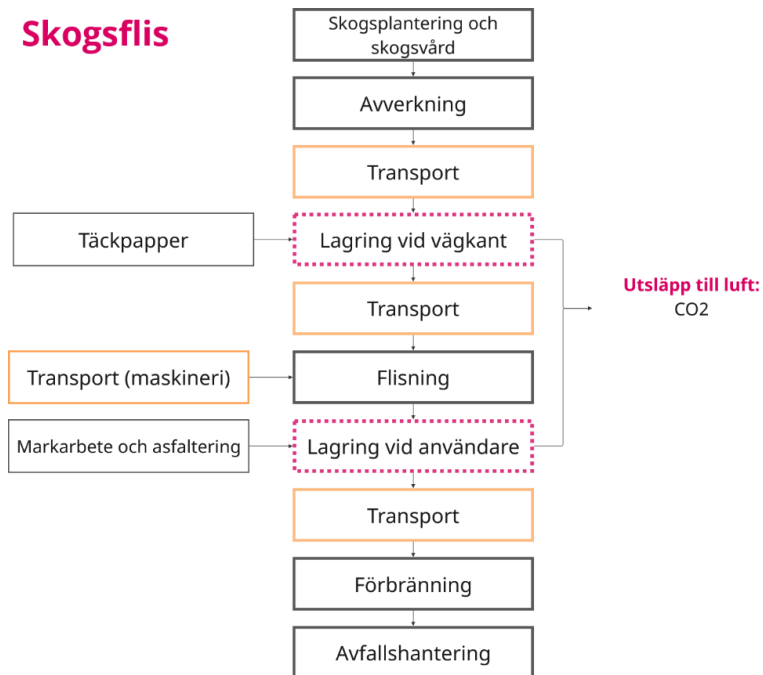
Systemgränsen för skogsflis omfattar hela livscykeln från råvara till avfallshantering (se Figur 3). Systemet börjar med skogsplantering och skogsvård, följt av avverkning av skogsråvaran. Därefter ingår transport av det avverkade materialet till väggkant, där det lagras under täckpapper. Efter den första lagringen, vilken ger upphov till koldioxidutsläpp i takt med att materialet bryts ned, transporteras stamveden vidare till användaren.

Vid användaranläggningen sker flisning, inklusive transporter med maskiner till och inom anläggningen. Fliset lagras efter detta på hög hos användaren, och transporteras ett kortare avstånd till förbränningsanläggningen där energiutvinning sker. Utsläppen från förbränningen beaktas, såväl som markarbete och lagringsunderlag. Systemet avslutas med avfallshantering av restprodukter (aska) från förbränningen. Vid scenariot mellanlagring vid terminal antas ytterligare en transport och en asfalterad lagringsyta tillkomma för stamvedslagring.

Produktion av skogsmaskinerier och värmeverk finns inkluderade i LCA-processerna, men infrastrukturprocesserna så som vägar, elnät, byggnader m.fl. exkluderas i analysen.

⁵¹ Miljögiraff. (2025). *Utbildningsmaterial i LCA*. <https://miljogiraff.se>

Skogsflis



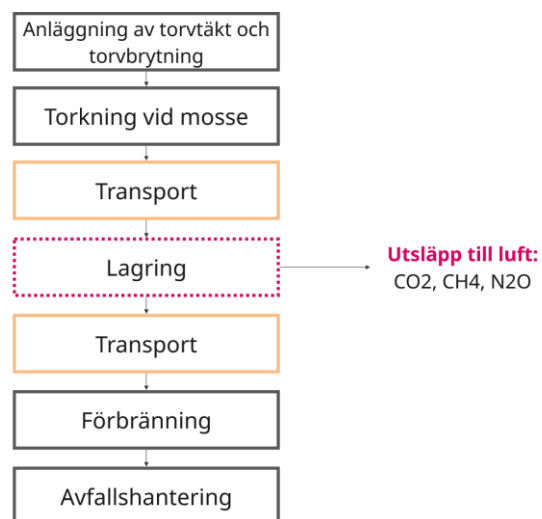
Figur 3. Systemgränserna för skogsflis som tagits med i LCA-modellen.

4.3.3.2 Systemgränser för torv

Systemgränserna för torv (Figur 4) inleds vid torvbrytning, där torven tas upp från torvmarken. Därefter sker torkning vid mossen, innan torven transporteras vidare till användaren där den lagras. Vid lagringen uppstår luftutsläpp i form av koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och dikväveoxid (N₂O) när materialet bryts ned.

Från lagringsplatsen sker en kortare transport till förbränningsanläggningen, där materialet omvandlas till värmeenergi. Systemet avslutas med avfallshantering av restprodukter från förbränningen.

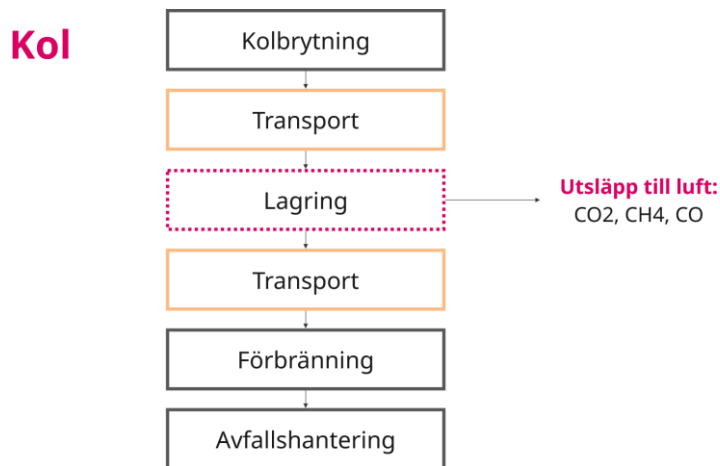
Torv



Figur 4. Systemgränserna för torv som tagits med i LCA-modellen.

4.3.3.3 Systemgränser för stenkol

Systemet för stenkol (Figur 5) inleds med kolbrytning, där kolet utvinns ur marken. Därefter transporteras kolet från brytningsplatsen till användaren, där det lagras. Under lagringsfasen kan utsläpp till luft uppstå i form av koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och kolmonoxid (CO). Från lagringen transporteras kolet ett kortare avstånd till förbränningsanläggningen där värmeenergi utvinns. Systemet avslutas med avfallshantering av rester från förbränningen, exempelvis aska och andra restprodukter.



Figur 5. Systemgränserna för kol som tagits med i LCA-modellen.

4.3.4. Cut-off

Cut-off-regler används för att avgöra vilka material, processer eller utsläpp som ska inkluderas i en LCA. En cut-off-nivå är ofta en procentsats som anger en tröskel, t.ex. att endast material som utgör mer än 2 % av produktens vikt inkluderas.⁴⁸

Syftet är att förenkla analysen genom att exkludera mindre betydelsefulla flöden, utan att påverka resultatets tillförlitlighet. Denna metod används ofta i databaser som till exempel Ecoinvent och följer principen om att återvunna material är "burden-free", dvs. fria från miljöbelastning från tidigare användning⁵².

I den här LCA:n har inte gjorts några explicita cut-offs utöver de som tillämpas av Ecoinvent. Detta eftersom miljöpåverkan kopplad till lagringen är liten men av intresse och denna annars riskerar att falla utanför studiens systemgränser.

⁵² EcoInvent. (2025). *System models*. <https://support.ecoinvent.org/system-models>

4.3.5. Allokering

Allokering innebär att man fördelar miljöpåverkan, resurser eller utsläpp mellan olika produkter och funktioner som uppstår i samma process. Det är särskilt relevant när en process genererar flera produkter samtidigt, till exempel när en fabrik producerar både huvudprodukter och biprodukter.

De vanligaste metoderna är:

- Fysisk allokering – fördelning baserat på fysiska egenskaper som vikt eller volym.
- Ekonomisk allokering – fördelning baserat på produkternas marknadsvärde.

ISO 14044 rekommenderar att allokering bör undvikas om möjligt, exempelvis genom att dela upp processen i mindre delprocesser eller genom att utöka systemgränserna. Om allokering inte kan undvikas ska insatser och utsläpp fördelas mellan produkterna på ett sätt som speglar deras fysiska samband (t.ex. baserat på massa eller energi). Men om fysisk allokering inte är möjlig eller inte speglar verkligheten på ett meningsfullt sätt tillåts andra metoder, t.ex. ekonomisk allokering som ett alternativ.⁵³

Valet av allokeringssätt kan ha stor påverkan på resultatet i en LCA och bör därför motiveras tydligt i studien.

4.3.6. Granskning

Enligt ISO 14044:2006 är kritisk granskning av en livscykelanalys (LCA) obligatorisk om resultaten ska användas i jämförande påståenden som kommuniceras externt. Syftet är att säkerställa att studien är metodologiskt korrekt, transparent och trovärdig. I andra fall, såsom interna analyser, är granskning valfritt men rekommenderad för att stärka kvaliteten.⁵³

Ingen extern granskning av denna livscykelanalysstudie har gjorts.

4.3.7. Datakvalitet

Enligt ISO 14044:2006 ska datakvaliteten i en LCA bedömas utifrån flera kriterier, såsom relevans, representativitet, konsekventhet, fullständighet och transparens. Dessa krav gäller både för insamlade data och för antaganden som görs under analysen. Syftet är att säkerställa att resultaten är tillförlitliga och användbara för det avsedda ändamålet. Datakvalitetskraven ska dokumenteras och motiveras i studiens mål- och omfattningsbeskrivning.⁵³

⁵³ ISO. (2006). *ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment*. International Organization for Standardization.

Precisering av datakvaliteten för den här studien:

- Tidsmässig täckning: 25 år (2000 - 2025), men även äldre data kan användas.
- Geografisk täckning: Norden (och i första hand data från Finland och Sverige)
- Teknologisk täckning: Mixad teknik beaktas (ex. pannor, skogsmaskiner, transporter). Kommersiellt etablerad teknik.
- Precision: Så lite variation som möjligt
- Fullständighet: Så nära 100% som möjligt
- Representativitet: Ska spegla Österbottniska förhållande på 2020-talet så väl som möjligt
- Konsekventhet, reproducerbarhet: Eftersträvas genom god dokumentation av antaganden, val och datakällor
- Källor: Databaser, vetenskapliga artiklar, statistik, intervjuer/enkäter
- Osäkerhet: Känslighetsanalys görs för olika antagna parametrar, främst för lagringsmodellerna för skogsflis där utsläppsvärden varierats.

4.4. LCA programvara

För denna studie har programvaran SimaPro version 10.3 använts, och databasversionen Ecoinvent 3.10.

SimaPro är ett professionellt mjukvaruverktyg som används för att genomföra livscykelanalyser (LCA) i enlighet med internationella standarder såsom ISO 14040 och ISO 14044. Programmet används globalt av forskare, konsulter, företag och myndigheter för att kvantifiera miljöpåverkan från produkter och processer genom hela deras livscykel – från råmaterialutvinning till avfallshantering. Det används även för att identifiera miljömässiga förbättringsmöjligheter, jämföra produkter samt som underlag för miljödeklarationer (EPD) och strategiska beslut inom hållbar utveckling.⁵⁴

SimaPro kännetecknas av hög transparens i modelleringen, vilket innebär att användaren har möjlighet att granska varje enskild process, datakälla och miljöpåverkanskategori. Programmet är kompatibelt med flera omfattande databaser, såsom Ecoinvent⁵⁵ och Agri-footprint⁵⁶, vilket gör det lämpligt för både generella och sektorspecifika analyser. Ecoinvent

⁵⁴ PRé Sustainability. (2014). *Introduction to SimaPro*. <https://pre-sustainability.com/files/2014/05/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf>

⁵⁵ PRé Sustainability. (2025). *Ecoinvent database*. <https://simapro.com/products/ecoinvent/>

⁵⁶ PRé Sustainability. (2025). *Agri-footprint database*. <https://simapro.com/products/agri-footprint-database/>

uppdateras årligen med nya och förbättrade data.⁵⁷ Agri-footprint uppdateras regelbundet, den senaste versionen är Agri-footprint 6.⁵⁸

4.5. Miljöpåverkanskategorier

Miljöpåverkansbedömning, Life Cycle Impact Assessment (LCIA), är den tredje fasen i en livscykelanalys. Den syftar till att översätta inventeringsdata (LCI) till miljöpåverkan. LCIA ger en förståelse för hur stor miljöpåverkan olika flöden (t.ex. utsläpp, resursanvändning) har och vilka miljöpåverkanskategorier de bidrar till – klimatpåverkan, försurning, övergödning, ozonnedbrytning, resursanvändning med flera.

Antalet miljöpåverkanskategorier i en LCIA är inte fastställt till ett exakt antal i ISO 14044, eftersom det beror på vilken metodik eller databas som används. I praktiken används ofta mellan 10 och 20 kategorier, beroende på analysens omfattning.

Stegen inkluderar klassificering, karakterisering, normalisering och viktning.

Miljöpåverkanskategorier⁵⁹ :

- **Klimatpåverkan (Global Warming Potential, GWP / Climate Change)**

Mäter utsläpp av växthusgaser som bidrar till global uppvärmning (global warming potential, GWP) i enheten kg koldioxidekvivalenter, kg CO₂-ekv.

- **Ozonnedbrytning (Ozone Depletion Potential, ODP)**

Bedömer utsläpp som bryter ner ozonskiktet i stratosfären i enheten kg CFC-11-ekv. Exempel på sådana utsläpp är CFC-ämnen.

- **Marknära ozonbildning (Photochemical Ozone Creation Potential)**

Mäter bidrag till skadligt marknära ozon som påverkar människors hälsa, grödor och ekosystem. Enhet är kg NMVOC-ekv (Non-Methane Volatile Organic Compounds / lättflyktiga organiska ämnen där metan är undantaget).

- **Försurning (Acidification Potential)**

Mäter utsläpp som gör mark och vatten surare, i enheten mol H⁺-ekv. Sådana utsläpp är ofta kopplade till svaveldioxid (SO₂) kväveoxider (NO_x) och ammoniak (NH₃).

⁵⁷ Ecoinvent. (2024). *Ecoinvent v3.11*. <https://ecoinvent.org/ecoinvent-v3-11/>

⁵⁸ Blonk Sustainability. (2022). *Agri-footprint 6 methodology*. <https://www.blonksustainability.nl>

⁵⁹ Miljögiraff. (2025). *Miljöpåverkanskategorier i LCA*.

<https://miljogiraff.se/kunskapshubb/miljopaverkanskatgorier-i-lca-sa-forstar-vi-miljopaverkan/>

- **Övergödning – sötvatten (Freshwater Eutrophication)**

Mäter risken för övergödning i sjöar och vattendrag från utsläpp av näringsämnen i enheten kg P-ekv. Det är främst fosfor (P) och kväve (N), som kan orsaka algbloomning och syrebrist.

- **Övergödning – marin miljö (Marine Eutrophication)**

Mäter risken för övergödning i havsmiljöer från utsläpp av näringsämnen, främst kväve (N) och fosfor (P), som kan leda till algbloomning, syrebrist och döda bottenar. Enheten är kg N-ekv.

- **Övergödning – terrestra system (Terrestrial Eutrophication)**

Mäter hur luftburna kväveföreningar påverkar marksystem och biodiversitet. Enheten är mol N-ekv.

- **Ekotoxicitet – sötvatten (Freshwater Ecotoxicity)**

Mäter giftiga ämnens påverkan på vattenlevande organismer och ekosystem i enheten CTUe (Comparative Toxic Unit for ecosystems / jämförande toxisk enhet för ekosystem).

- **Human toxicitet – cancer (Human Toxicity, cancer)**

Mäter risken för cancerframkallande effekter hos människor från kemikalier och föroreningar. Resultatet anges i *CTUh* (Comparative Toxic Units for human health / jämförande toxisk enhet för människor) som uppskattar den potentiella påverkan på människors hälsa.

- **Human toxicitet – icke-cancer (Human Toxicity, non-cancer)**

Denna kategori omfattar negativa hälsoeffekter som kan orsaka akuta och kroniska effekter på organ och funktioner men inte leder till cancer. Mäter hälsoeffekter av giftiga ämnen i enheten CTUh.

- **Partikelbildning (Particulate Matter Formation / PM2.5)**

Mäter hur utsläpp till luft bidrar till bildning av fina partiklar som kan försämra luftkvaliteten och orsaka hälsoproblem, särskilt för hjärta och lungor. Mäts i enheten Disease incidence (sjukdomsincidens).

- **Strålning (Ionising Radiation)**

Mäter hur exponering för strålning från exempelvis kärnkraft, röntgen och radioaktiva ämnen påverkar människors hälsa. Mäts i enheten kBq U-235-ekvivalenter, ett mått som beskriver radioaktiviteten hos en blandning av olika radioaktiva ämnen genom att räkna om deras totala strålnings effekt till motsvarande mängd Uran-235.

- Resursutarmning – fossila resurser (Resource Use, fossils)

Mäter förbrukning av fossila energiresurser som olja, gas och kol. Mäts i enheten MJ.

- Resursutarmning – mineraler och metaller (Resource Use, minerals & metals)

Bedömer användning av ändliga mineraler och metaller samt påverkan på framtida resursförsörjning. Enheten är kg Sb-ekv (kg antimon-ekvivalenter / kg antimony equivalents) och används för att mäta resursförbrukning.

- Vattenanvändning (Water Use / Water Scarcity)

Mäter hur vattenförbrukning bidrar till vattenbrist i områden med begränsat sötvatten och hög konkurrens om vattenresurserna. Resultatet anges i m² vattenbrist-ekvivalenter och tar hänsyn till var och när vattnet används, vilket ger en mer rättvisande bild än att enbart mäta volymen vatten.

- Landanvändning (Land Use / Land Use Change)

Bedömer hur markanvändning påverkar biodiversitet, markkvalitet och ekosystemtjänster. Enheten kan vara Soil Quality Index (SQI), ett samlat mått på jordens fysiska, kemiska och biologiska egenskaper som visar dess förmåga att fungera som ekosystem och producera grödor hållbart.

5. Livscykelinventeringsdata (LCI)

Syftet med livscykelinventeringen (LCI) är att samla in och strukturera detaljerade data om alla relevanta material- och energiflöden i en produkts livscykel. Denna information utgör grunden för att kunna genomföra nästa steg i LCA-processen – miljöpåverkansbedömningen (LCIA), där man analyserar hur dessa flöden påverkar miljön.⁵³

5.1. Datainsamling och val av processer

I studien modelleras tre olika system; långtidslagring av skogsflis, torv och kol, där den funktionella enheten är produktionen av 1 MWh (värme)energi.

Studien är en förenklad LCA vilket innebär att existerande processdata från databasen Ecoinvent 3.10 använts i stället för specifika data. Denna data har använts för att modellera systemen i den utsträckning det varit möjligt. Processdata har vid behov regionaliserats för att bättre återge finländska förhållanden. Ett särskilt fokus har legat på att studera lagringsmodulen, där mycket arbete gjorts för att identifiera tillförlitliga utsläppsdata och förluster för de olika systemen. Eftersom utsläpp av växthusgaser från lagringsfasen är relativt sparsamt studerat, visade detta steg sig vara utmanande.

För att komplettera bristerna i databasen har data från vetenskapliga publikationer samt data insamlade genom intervjuer med experter också inkluderats i analysen. Dessa källor har bidragit till att stärka underlaget för de antaganden och modelleringar som genomförts inom ramen för studien.

5.1.1. Skogsflis

I SimaPro har processen "Wood chips, wet, measured as dry mass [SE]" för tall, gran och björk använts, där slutprodukten är träflis (mätt som torrmasa) som produceras genom skogsbruksåtgärder såväl som från restmaterial från sågverk (bark, sidobitar, stockar) under svenska förhållanden. I aktiviteten inkluderas alla processer relaterade till skogsskötsel (markberedning, plantering och plantproduktion, röjning, ungskogsröjning, gallring och slutawerkning), och i tillägg till detta inkluderas underhåll och byggande av skogsbilvägar. Beredning av bränsleved till flis, buntar och energived med hjälp av mobil flishugg (vid skogsbilväg), stationär elektriskt flishugg (vid sågverk) och terrängflishugg inkluderas också, medan gödsling, askspridning eller uttag av stubbar för energi inte ingår. Tidsspannet är en omloppstid på 80 år för tall och gran, och 60 år för björk. Processen motsvarar 1 kg träflis, mätt i torrsubstans. Aktiviteten avslutas med sortimenten vid skogsbilväg. Man antar att de finländska förhållandena är så pass lika de svenska att processen kan användas som sådan.

Eftersom närmare statistik över skogsflisens artsammansättning saknas används skogsbeståndet i Österbottens totala virkesvolym⁶⁰ som utgångspunkt för att fastställa proportionerna mellan trädslagen. Detta ger en artsammansättning på 45,4% tall, 32,3% gran, 18,2% björk och 4,1% övriga lövträd. De övriga lövträden har i detta fall slagits ihop och modellerats som 22,3% björk. Specifika torr-rådensiteter för de olika trädslagen har använts för att få fram mängden flis som motsvarar 1 MWh. Flis har vanligen en fuktprocent på ca 30 - 52%³⁷, och i denna studie har en fuktprocent på 35% valts.

Vid kortare transporter (upp till 30–40 km) används traktor med släp, medan längre transporter sker med tyngre lastbilar. Större kraftverk tar in material från en cirka 100 km:s radie.²³ I denna studie har scenarion modellerats, där

- Småskaligt scenario: 35 km:s avstånd mellan averkning och användare, transport med traktor och släp. 1 km avstånd till tippningsficka. Lagringen antas ske på grus.
- Storskaligt scenario: 50 km:s avstånd mellan averkning och användare, transport med lastbil. Lagringen antas ske på asfalterad yta.
- Terminal scenario: 60 km mellan averkning och terminal samt 60 km mellan terminal och användare antagits som avstånd. Lagringen antas ske på asfalterade ytor.

På- och avlastning har exkluderats för alla bränsletyperna.

Som förbränningsprocess har en 1000 kW panna använts för det mindre scenariot, vilket enligt Ecoinvent- dokumentationen är en representativ process för pannor mellan 500 kW och 2 MW. För att modellera det större scenariot har en panna på 5000 kW använts, vilken är representativ för pannor med nominal kapacitet över 2 MW. Processen inkluderar omhändertagande av askan. Pannverkningsgraden specificeras ej men beskrivs representera årliga medelvärden. I denna studie har en pannverkningsgrad på 85% antagits, så mera bränslematerial har adderats till för att uppnå den funktionella enheten.

Lagring

För att modellera lagringsrelaterade utsläpp har tre lagringsprocesser skapats. Den första lagringen (Lagring 1) antas vara av averknings- och gallringsvirke vid väggkant, där täckpapper använts för att skydda vältan från fukt. En fukthalt på 50% har antagits för det nyavverkade virket.⁶¹ För att hålla täckpappret på plats övertäcks det med björkstammar och ris, vilket inte har beaktats. Landanvändning antas ingå i skogsflisprocessen. Koldioxidutsläppen från stockarna har beräknats teoretiskt (se Bilaga 1. Skogsflis, processdata.).

⁶⁰ Naturresursinstitutet (LUKE). (u.å.). Alueellinen metsäohjelma: Metsävarat Pohjanmaa.

<https://www.luke.fi/fi/documents/alueellinen-metsaohjelma-metsavarat-pohjanmaa>

⁶¹ Lehtikangas, P. (1999). *Lagringshandbok för trädbränslen* (2:a uppl.). SLU.

I den andra lagringsprocessen (Lagring 2) flisas och lagras skogsflis vid användaren, och här har markarbeten och eventuell asfaltering beaktats. Dimensioner för lagringshögar, lagringsytor och underlag har tagits från litteratur och personlig kommunikation, och beräknats för flis med en fukthalt på 35%. En landanvändningsprocess har använts för att beakta markanvändningen. Luftutsläppsdata baserat på litteraturvärden har inkluderats. Lagring 2 sker på oasfalterad yta i det småskaliga scenariot och på asfalterad yta i det storskaliga.

I den tredje lagringsprocessen (Lagring 3) flisas och lagras skogsflis på en asfalterad yta vid terminal. Närmare information om dimensionering och processval hittas i Bilaga 1.

5.1.2. Torv

För torven har "Electricity production, peat FI" stått som grund till torvförbränningsprocessen, där man med hjälp av pannverkningsgrader omvandlat från el- till värmeproduktion. För elektricitetsproduktionen har en verkningsgrad på 35% använts, och för värmeproduktion 80%, vilket innebär att alla processens inputs och outputs multiplicerats med koefficienten 0,4375. Torvförbränningsprocessen innehåller inputen "Peat [NORDEL] peat production", vilket inkluderar aktiviteter som härrör till område, elektricitet, vattenextraktion och torvbrytning. Värt att påpeka är att den ursprungliga elektricitetsprocessen är gjord för bränslet lignit, och att processen extrapolerats för att gälla torv. Luftutsläpp från torvförbränning (SO₂, NO_x, CO₂ och partiklar) baserat på finländska data har dock inkluderats i datasettet.

För transportererna har ett avstånd på 110 km valts, där torven antas transporteras med lastbil. En traktor- och släp-transport på 6 km har vidare valts för att beakta transporter från mosse till skogsväg samt vändning och kompaktering av torvhögar. Lagringen antas ske på mossen tills transport till användaren sker.

5.1.3. Stenkol

För stenkol har processen "Heat, district or industrial, other than natural gas {Europe without Switzerland}| heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW" använts. Processen beskriver produktionen av värme från en industriell stenkolseldad panna med en effekt på 1–10 MW. Bränslet utgörs av äggkol, men eftersom specifika data för äggkol saknas används en generell försörjningsmix för stenkol. Pannan är en stoker-boiler-typ som eldas med stenkol av kvalitet mellan långflammigt kol och fett stenkol.

Anläggningens livslängd är 20 år och den antas vara i drift 5 000 timmar med fullbelastning per år. Bränslets värmevärde uppgår till 28,9 MJ/kg och en verkningsgrad på 80 % används. Detta baseras på att anläggningen representerar genomsnittlig teknik installerad tidigt 1990-

tal samt att hänsyn tas till mindre gynnsamt dellastbeteende och lagringsförluster. För moderna industriella stenkolspannor ligger verkningsgraden typiskt mellan 84 % och 90 %, men en justerad nivå har valts för denna modell.

Ingående aktiviteter är mottagning av äggkol (stenkolsförsörjningsmix), transporter samt alla nödvändiga insatser för förbränningsprocessen. Utgående aktiviteter är producerad värme från stenkolsspannan baserad på 1 MJ insatt äggkol. Datasetet omfattar även alla utsläpp till luft samt hantering av aska. Utsläpp till vatten ingår inte i datasetet. En traktor- och släptransport på 1 km har valts för att beakta transporten av kol till förbränningen. Lagringen antas ske på asfalterad yta hos användaren.

5.2. Antaganden

Antaganden som gjorts för denna studie är följande:

- Transportavstånd och fordonstyper, där medelavstånd för Österbottniska förhållanden såväl som EURO5- fordonsdata använts.
- Fukthalten i träflis påverkas av avverkningsmånad, torktid och väder, vilket i sin tur påverkar energivärdet. Fukthalten i torv varierar också. I denna studie har en fukthalt på 35% för flis, respektive 46% för torv antagits.
- Medelvärden har använts från olika studier för att beräkna energiinnehållet
- Torrsubstans- och kvalitetsförluster relaterade till naturlig nedbrytning under lagringen har baserats på medelvärden från litteraturen.
- Förbränningsprocesser har valts i SimaPro på basen av bränslet, där två olika pannstorlekar valts för att modellera skogsflisscenario.
- Samma antagande som i Ecoinvent- processen har gjorts för allokeringen av biprodukter och fördelningen av skogsflis flisad i skog respektive stationärt med flistugg.

I studien har inte beaktats:

- Kvalitetsförluster relaterade till undermålig lagringsmetod (ex. direkt på markyta) och svinn som uppkommer vid på- och avlastningar har inte beaktats.
- Scenariot för torv utgår från att 100 % av bränslet är torv. I praktiken sameldas torven nästan alltid tillsammans med biomassa (såsom skogsflis) i dagens värmeverk, vilket innebär att modellen inte speglar exakt hur torv används i verkligheten.
- Sluthantering av askan ingår i förbränningsprocesserna som valts, men denna sluthantering har inte modifierats vidare och ingen extra tyngd har lagts vid ex. möjligheten att använda askan från skogsflisen som råvara (ex. som vitaliseringsgödsling).

- Ursprungstanken var att studera en lagringstid på 3-36 månader. I denna studie studerades en lagringstid på 1-12 månader då detta ansågs mest relevant att studera med tanke på att mycket av förlusterna sker under den första månaden, och att lagring över ett års tid inte är lämplig för flisat material.

I de använda Ecoinvent- processerna för torv och kol har materialutvinning (och i kolets fall, de globala transporterna) inkluderats under själva förbränningssteget. I denna studie har det inte bedömts vara ändamålsenligt att försöka bryta ut dessa avsnitt ur processen, dock är det värt att hålla i åtanke vid tolkningen att miljöeffekterna kopplade till förbränningen av kol och torv är mer än bara effekterna kopplade till själva förbränningen.

5.3. Datareferenser

Datareferenser som använts är:

- Nationell statistik (torvbrytning, skogsavverkning, värmeverk).
- Intervjuer (kring pannor, transportavstånd för bränsle, fordon, lagringssätt, lagringstid, fukthalt, materialsvinn).
- Databasen Ecoinvent 3.10.
- Vetenskapliga artiklar, rapporter, handböcker (energivärden, utsläpp, förbränningspannor, LCA- metodologi och processer).

6. Miljöpåverkansbedömning (LCIA)

Miljöpåverkansbedömning, Life Cycle Impact Assessment (LCIA), är den tredje fasen i en livscykelanalys. Den syftar till att översätta inventeringsdata (LCI) till miljöpåverkan. LCIA ger en förståelse för hur stor miljöpåverkan olika flöden (t.ex. utsläpp, resursanvändning) har och vilka miljöpåverkanskategorier de bidrar till – klimatpåverkan, försurning, övergödning, ozonnedbrytning, resursanvändning med flera.

6.1. Environmental Footprint 3.1 – Enskilda processer

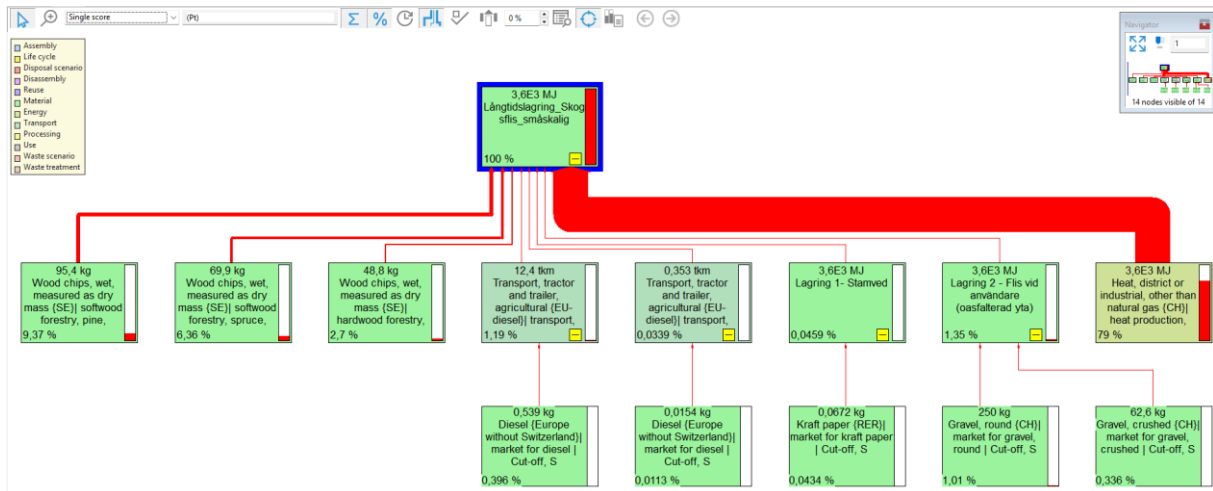
I analysen har de enskilda processerna modellerats för den funktionella enheten "produktionen av 1 MWh (värme)energi", och metoden "Environmental Footprint 3.1 (adapted) V1.02 / EF 3.1 normalization and weighting set" har använts. I SimaPro har infrastrukturprocesser exkluderats i samtliga fall.

Resultaten redovisas i Sankey-diagram. Ett Sankey-diagram i procent för single-score (Pt) visar hur olika processer bidrar till den totala miljöpåverkan i en livscykelanalys. Single score uttrycks i miljöpoäng (Pt) och sammanfattar flera miljöpåverkanskategorier till ett enda värde genom normalisering och viktning. I fall där miljöpåverkan är lågt uttrycks det i millimiljöpoäng (mPt) eller i mikromiljöpoäng (μ Pt). I diagrammet motsvarar flödenas bredd varje processtegs relativa andel av den totala påverkan, vilket gör det lätt att identifiera vilka delar av systemet som står för de största miljöbidragen, d.v.s. var i systemet den största miljöpåverkan uppstår. Detta ger en tydlig översikt och underlättar prioritering av förbättringsåtgärder.

Det bör påpekas att möjligheten att justera färger i SimaPros diagram är mycket begränsad, vilket olyckligtvis medför att färgvalen för de olika miljöpåverkanskategorierna inte är konsekventa och att kategorierna stundtals uppträder med olika färg i rapporten. Exakta siffror och värden för samtliga processer kan hittas i Bilaga 4, tabelldata.

6.1.1. Skogsflis, småskalig

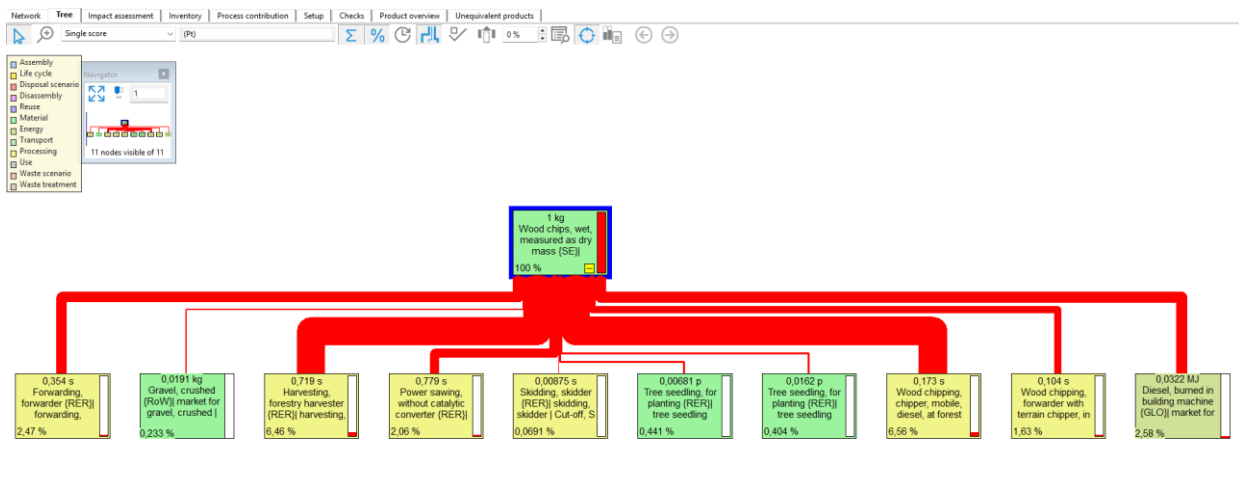
Sankey-diagrammet i Figur 6 visar att huvuddelen, 79 %, av miljöpåverkan kommer från förbränningen (*Heat, district or industrial*), medan produktionen av flis, skogsflis från tall (pine), gran (spruce) och lövträd (hardwood), står för drygt 18 % tillsammans. Effekterna av transporter och lagringsrelaterade utsläpp är mycket små, mindre än 3 % tillsammans.



Figur 6. Sankey- diagram för Skogsflis, småskalig

Båda lagringsledens miljöeffekter syns i nätverket. Lagring 1 - stamved vid väggkant bidrar med 0,046 % där täckpapp, biogena CO₂-utsläpp och fuktrelaterade torrs substansförluster ingår. Miljöpåverkan är låg eftersom emissionerna per kg torrs substans är små, täckpapprets miljöpåverkan är marginell. Biogent CO₂ klassas inte som klimatbelastande i SimaPro. Lagring 2 – flis vid användaren på oasfalterad yta bidrar med 1,35 %. Här ingår markberedning, grus, utsläpp från lagrad flis och användning av mark. Den här processen ger något högre belastning än Lagring 1, främst p.g.a. att konstruktionen av lagerytan är mer materialintensiv. Trots detta är den totala miljöpåverkan fortsatt mycket låg för lagringsleden.

Figur 7 visar vilka steg som ingår i processen modellerad för 1 kg skogsflis, där man kan konstatera att det är skördaren och flisningen som bidrar till den största miljöpåverkan. Flisproduktionens miljöpåverkan är främst kopplad till dieselanvändning, maskindrift, och markarbete.



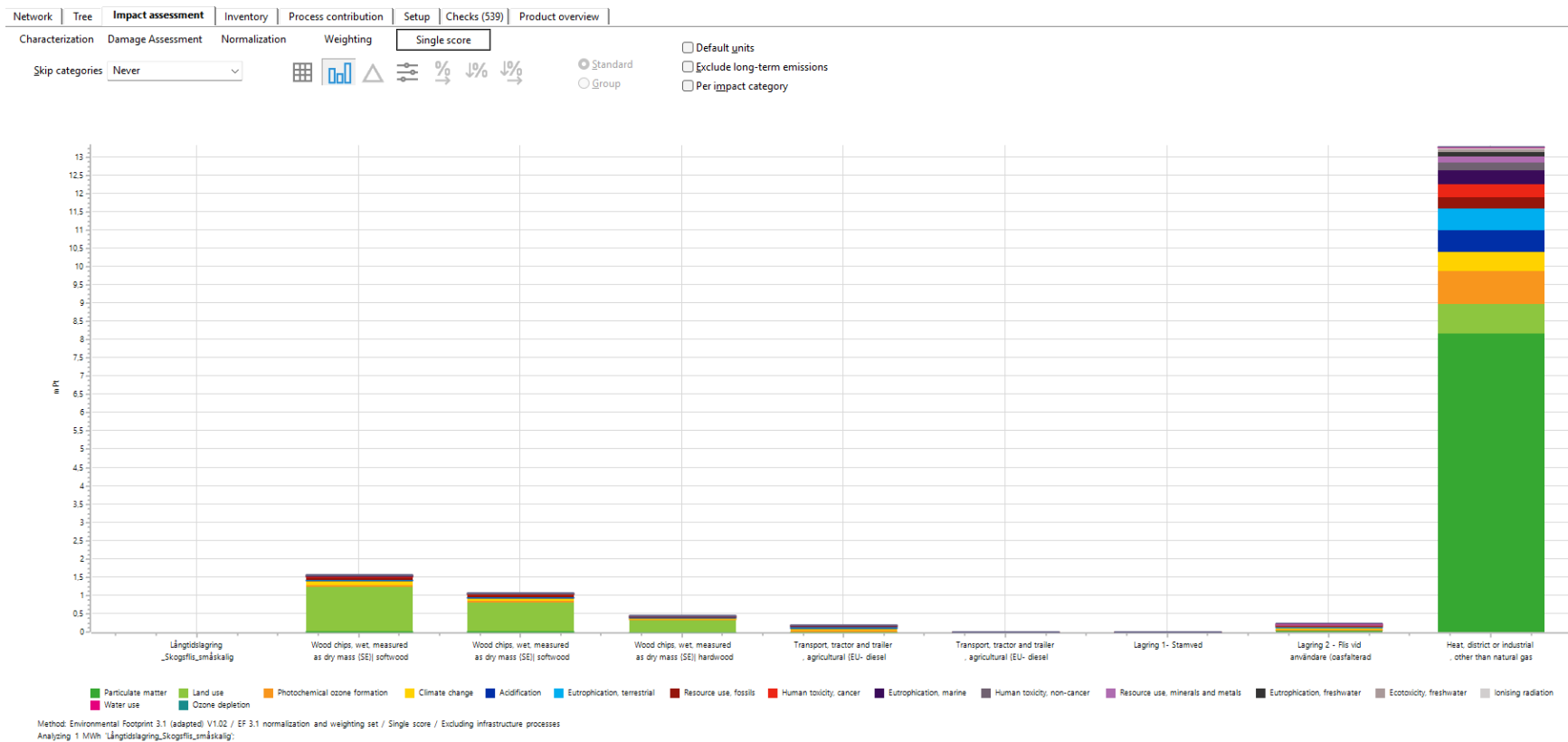
Figur 7. Processträd för skogsflis modellerat för 1 kg flis.

Figur 8 (på nästa sida) illustrerar de olika stegens relativa bidrag till den totala *Single Score*-påverkan i kedjan "långtidslagring av skogsflis i ett småskaligt system". Resultaten visar att miljöpåverkan från både lagring 1 och lagring 2 är mycket begränsad. Förbränningssteget dominerar den totala miljöpåverkan och står för den största andelen av *Single Score*-värdet mätt i mPt. Detta beror framför allt på utsläpp av partiklar (*particulate matter*), vilket representeras av den mörkgröna färgen i figuren.

Andra påverkanskategorier med något större bidrag är markanvändning (*land use*, ljusgrön färg), bildning av marknära ozon (*photochemical ozone formation*, orange färg), klimatpåverkan (*climate change*, gul färg), försurning (*acidification potential*, mörkblå färg) och övergödning (*eutrophication*, ljusblå färg), samt ytterligare kategorier med mindre bidrag. Dessa resultat understryker att förbränningsfasen är den centrala drivaren av miljöpåverkan i systemet.

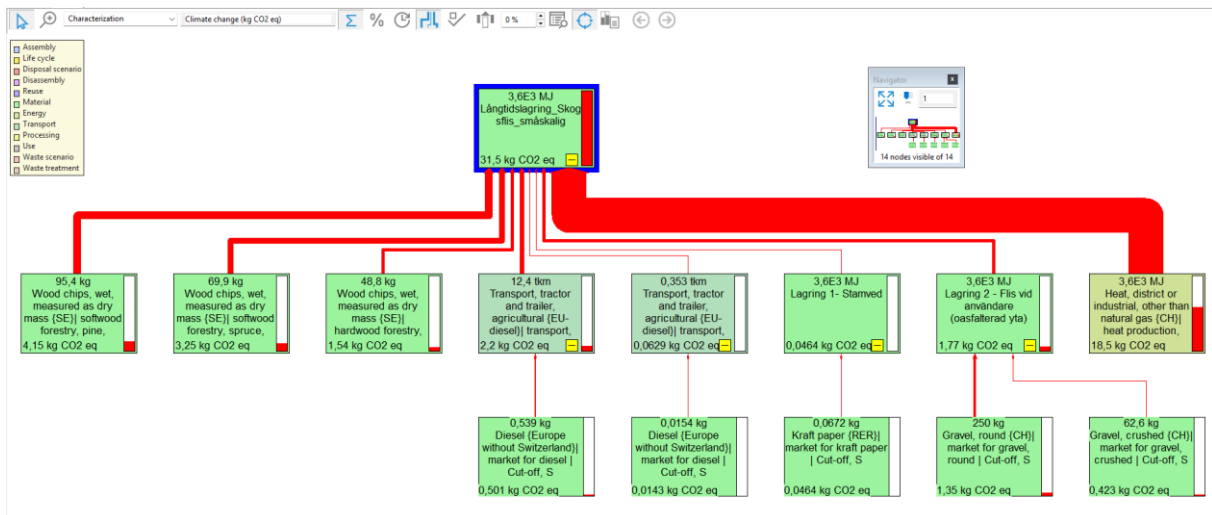
Flisproduktionen ger låg men ändå en tydlig miljöpåverkan sammanslaget ca 3 mPt, där den största påverkan kommer från markanvändning (ljusgrön färg). Alla transport- och lagringsmoment är små jämfört med övriga steg i kedjan. Detta bekräftar att lagring inte är en delprocess med hög miljöpåverkan i jämförelse med förbränning. Även om flisproduktion har något större miljöpåverkan är den dock rätt liten jämfört med förbränningen. Lagringskedjans och transporternas miljöpåverkan är närmast försumbara.

Sammanfattningsvis visar *single-score* analysen att långtidslagring av skogsflis, i det småskaliga scenariot som studerats här, inte utgör någon betydande källa till miljöpåverkan. De utsläpp och resurser som krävs för att genomföra lagringen är små och har begränsad relevans i jämförelse med övriga delar av energisystemet.



Figur 8. Impact Assessment (single score) för skogsflis, småskalig

Figur 9 bekräftar samma mönster som i figurerna 5 – 7. Långtidslagring av skogsflis – småskaligt ger låga värden för miljöpåverkan. 1 MWh (3600 MJ) energi ger upphov till totalt 31,5 kg CO₂-ekvivalenter. 18,5 kg CO₂-ekv (59 %) kommer från förbränningsprocessen (värmeenergi), flisproduktion av tall, gran och björk står tillsammans för ca 9 kg CO₂-ekv medan transport och lagring är mycket små poster, ca 2 kg CO₂-ekv (6 – 7%) vardera.

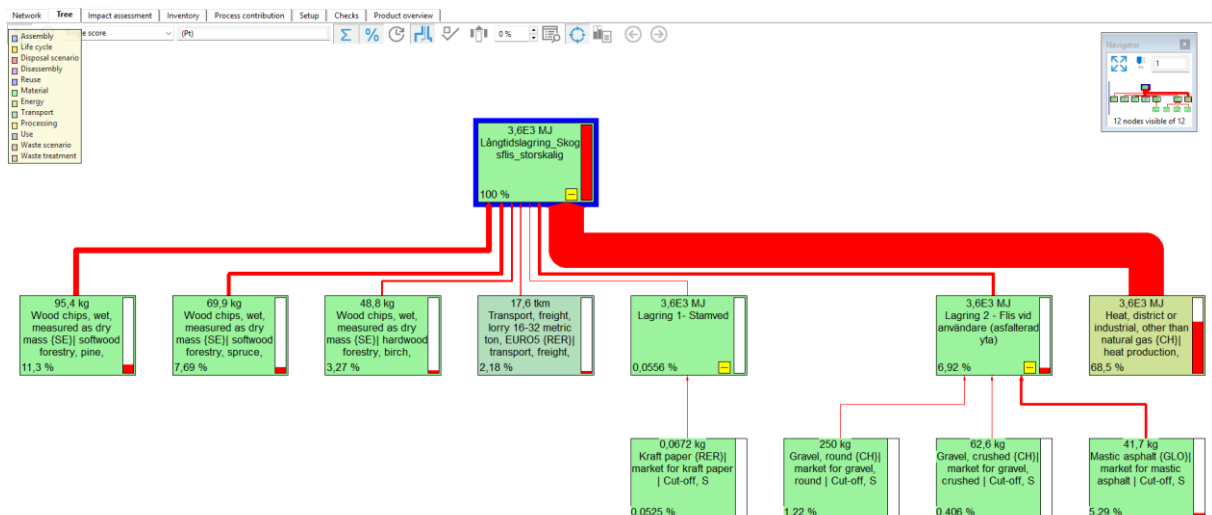


Figur 9. Characterization, climate change (kg CO₂-eq), skogsflis småskalig

Diagrammen i figurerna 6–9 visar att skogsflisens produktion (skogsskötsel, averkning, flisning) har störst miljöpåverkan i fliskedjan, men är fortfarande relativt låg jämfört med förbränningsprocessen. Transporterna i scenariot bidrar med mycket liten påverkan. Lagringsmodulerna, trots att de inkluderar markarbete och emissioner, utgör endast marginella bidrag. Det som dominerar i scenariot är förbränningen. Slutsatsen blir att miljöpåverkan i det här scenariot inte styrs av lagring, flisning eller transporter utan av förbränningsprocessen och till en liten del av råvaruproduktionen i skogsbruket.

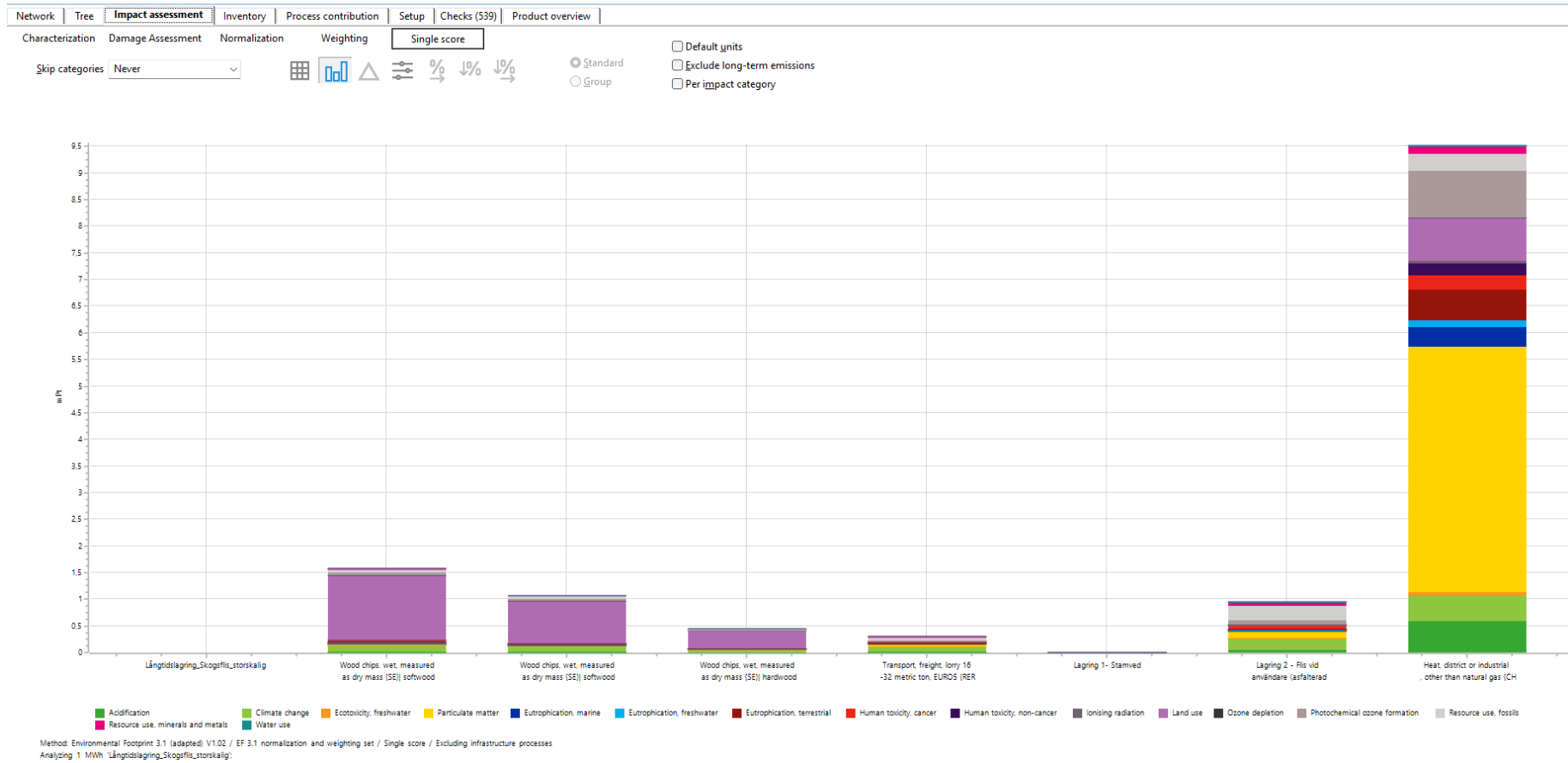
6.1.2. Skogsflis, storskalig

I scenariot för storskalig långtidslagring av skogsflis (Figur 10) utgår man från att flis lagras på en asfalterad yta i stället för på bara grus. Detta gör att lagringsmodul 2 har en något större miljöpåverkan, och står för 6,92 % av den totala miljöpåverkan, jämfört med 1,35 % för den småskaliga lagringen (Figur 5). Det är likväl förbränningen som har störst miljöpåverkan med 68,5% i den storskaliga långtidslagringen. Produktionen av skogsflis från tall, gran och lövträd står för ca 20 % av miljöpåverkan och transporternas bidrag är drygt 2 %.



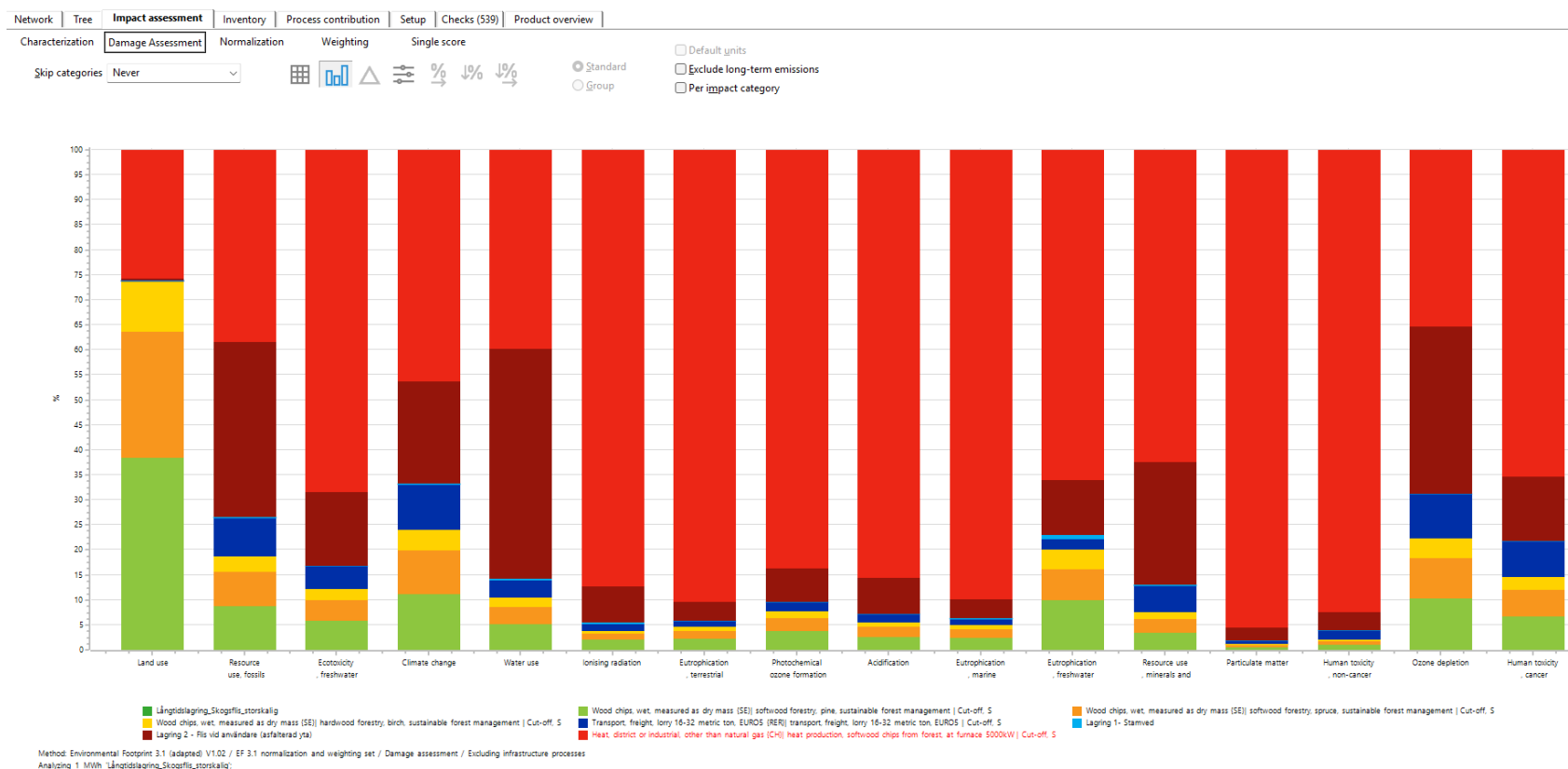
Figur 10. Sankey- diagram för Skogsflys, storskalig

I Figur 11 (på nästa sida) illustreras de olika stegens relativa bidrag till den totala *Single Score*-påverkan i kedjan "långtidslagring av skogsflys i ett storskaligt system". Även om förbränningen dominerar kan man se att asfalteringen i lagring 2 bidrar till att lagringsprocessen har större miljöpåverkan än i det småskaliga scenariot (0,961 mPt jämfört med 0,227 mPt). De största enskilda påverkanskategorierna för lagring 2 är resursanvändning, fossil (ljusgrå färg) och klimatförändring (ljusgrön färg). För förbränningen (9,52 mPt) är påverkanskategorierna de samma som i det småskaliga scenariot, men största effekter från utsläpp av partiklar (gul färg), bildning av marknära ozon (*photochemical ozone formation*, mörkgrå färg) och markanvändning (*land use*, lila färg).



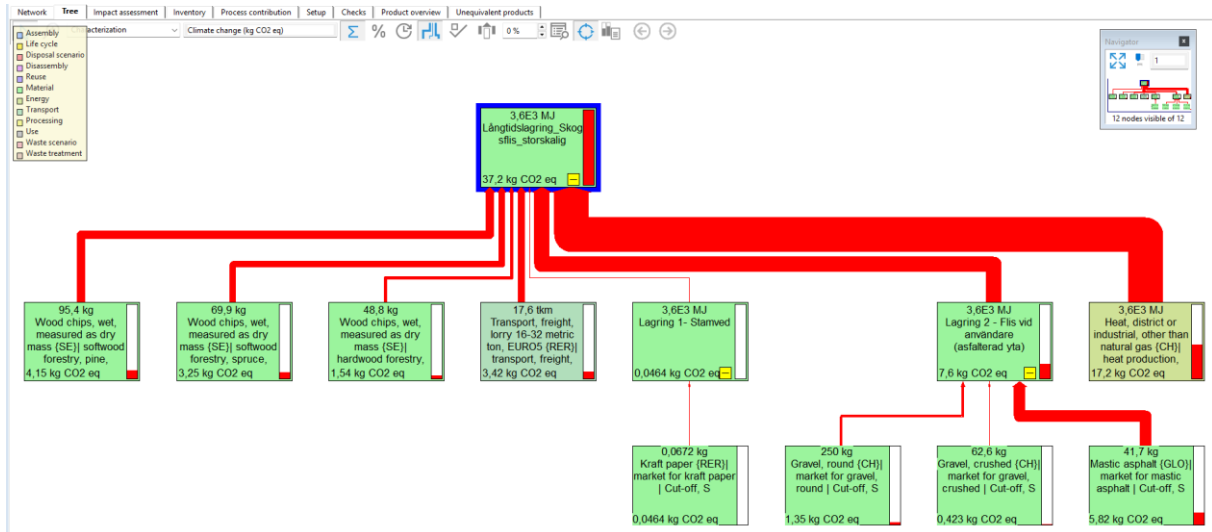
Figur 11. Impact Assessment (single score) för skogsflis, storskalig

I Figur 12 framgår hur de olika processerna tillsammans bidrar till de olika miljöpåverkanskategorierna. Påverkanskategorin partikelutsläpp (particulate matter) domineras av förbränningen (röd färg) med ca 95 %. Även i flera av de andra påverkanskategorierna dominerar förbränningen. Största påverkan i kategorin markanvändning kommer till ca 74 % från processer relaterade till skogsflis från tall, gran och björk (ljusgrön, orange och gul färg i figuren). Modulen lagring 2- flis vid användare med asfalterad yta (mörkröd färg) har högst miljöpåverkan på användning av vatten, användning av fossila resurser och ozonnedbrytning. För biobränslesystem domineras luftutsläppen från förbränningen, medan påverkan på markanvändning i huvudsak härrör från skogsbruket och produktionen av biomassan.



Figur 12. Impact Assessment (Damage Assessment) för skogsflis, storskalig

När det kommer till koldioxidekvivalenter som visas i Figur 13, är det i första hand asfalten i lagring 2 – flis vid användare som bidrar till att utsläppen ökar något jämfört med den småskaliga, från 31,5 till 37,2 kg CO₂-ekvivalenter. Det är alltså infrastrukturen som gör att lagringsmodul 2 är klimatmässigt tyngre eftersom produktionen av asfalt är energikrävande och fossilt baserad.

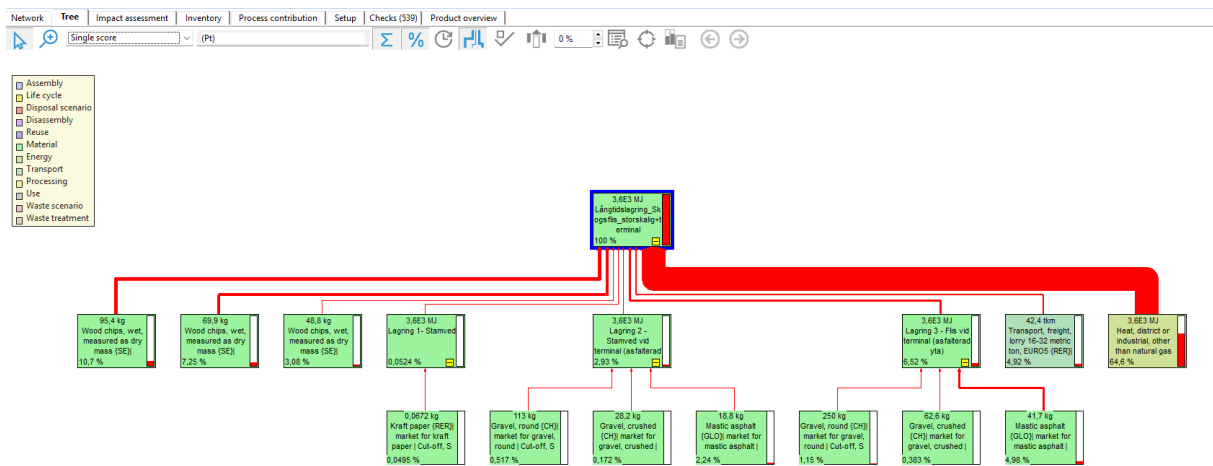


Figur 13. Processträd som visar klimatpåverkan (kg CO₂-ekvivalenter) för processen "Långtidslagring, skogsflis, storskalig".

6.1.3. Terminallagring

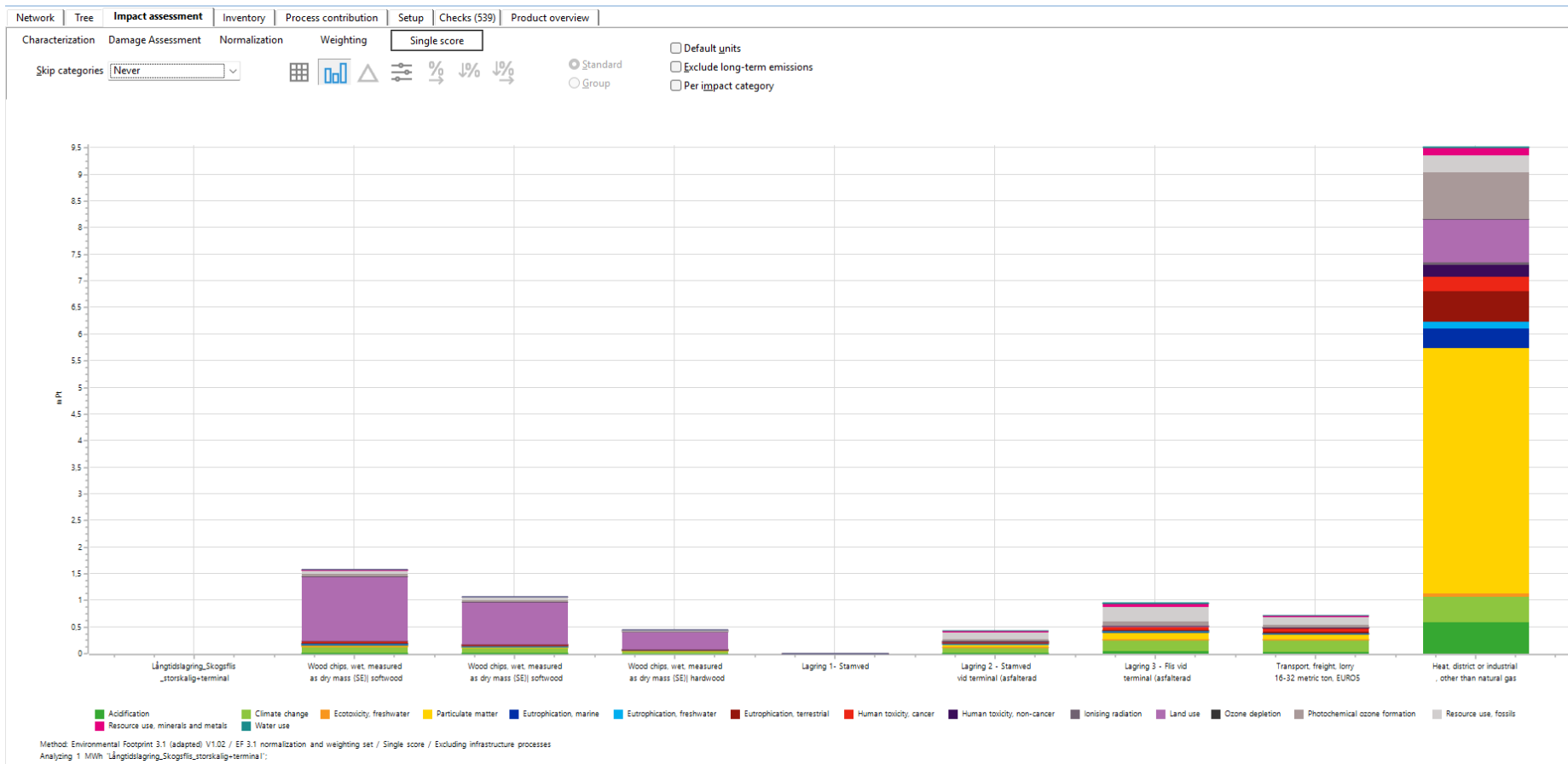
Terminallagring (Lagring 3 – flis vid terminal) är en mer utvecklad och storskalig lagring än de två föregående, småskalig lagring och storskalig lagring, där två asfalterade lagringsytor ingår.

Figur 14 visar processträdet för lagring vid terminal. Förbränningen bidrar fortsatt till största delen av miljöpåverkan, dryga 65 %. Flisningsprocesserna bidrar med ca 21 %, lagringsprocesserna av stamved vid terminal dryga 3 % medan lagringsprocesserna totalt uppgår till 9,5%. I detta fall är det de större områdena med asfalt, mera grus och fler tunga maskiner i terminalmiljön som påverkar.



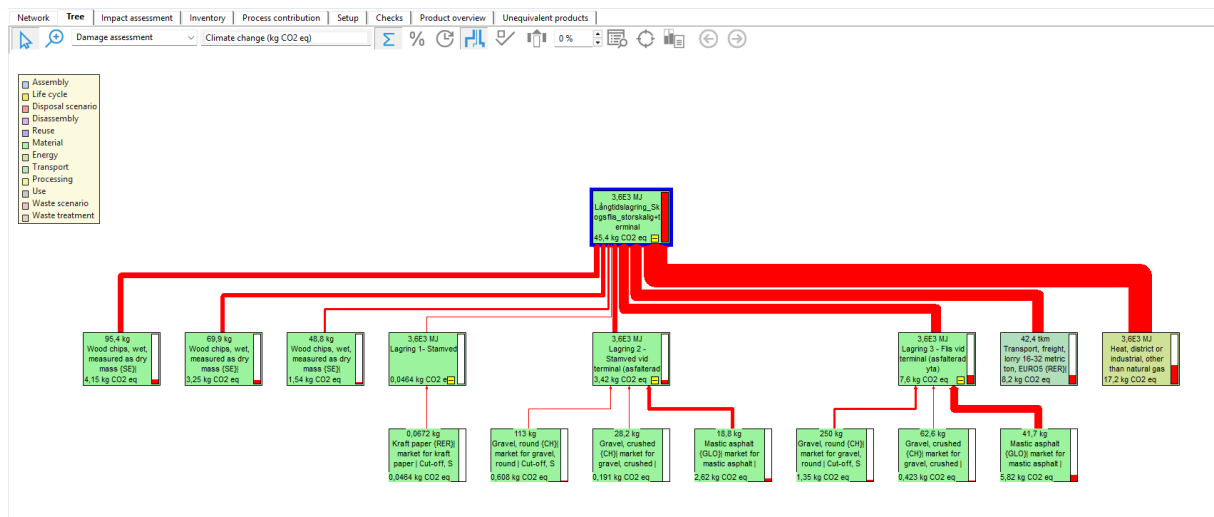
Figur 14. Processträd för långtidslagring skogsflis storskalig + terminallagring.

Figur 15 visar att Lagring 2 - stamved vid terminal (asfalterad yta) bidrar till påverkanskategorierna resursutarmning - fossila (ljusgrå), klimatförändring (ljusgrön färg) och partikelbildning (gul). Även små bidrag till resursutarmning - mineraler och metaller (rosa) samt marknära ozonbildning (mörkgrå) kan ses. Största påverkan har dock förbränningsprocessen där utsläpp av partiklar (gul) är störst men även alla de andra miljöpåverkanskategorierna finns representerade.



Figur 15. Single Score-diagram (mPt) för långtidslagring skogsflis storskalig + terminallagring.

Den totala klimatpåverkan för scenariot "långtidslagring av skogsflis vid terminal" uppgår till totalt 45,4 kg CO₂-ekvivalenter (Figur 16). Detta innebär en ökning jämfört med de 31,5 kg CO₂-ekvivalenter som "småskalig lagring på grus" och 37,2 kg CO₂-ekvivalenter som "storskalig lagring på asfalt" ger upphov till.



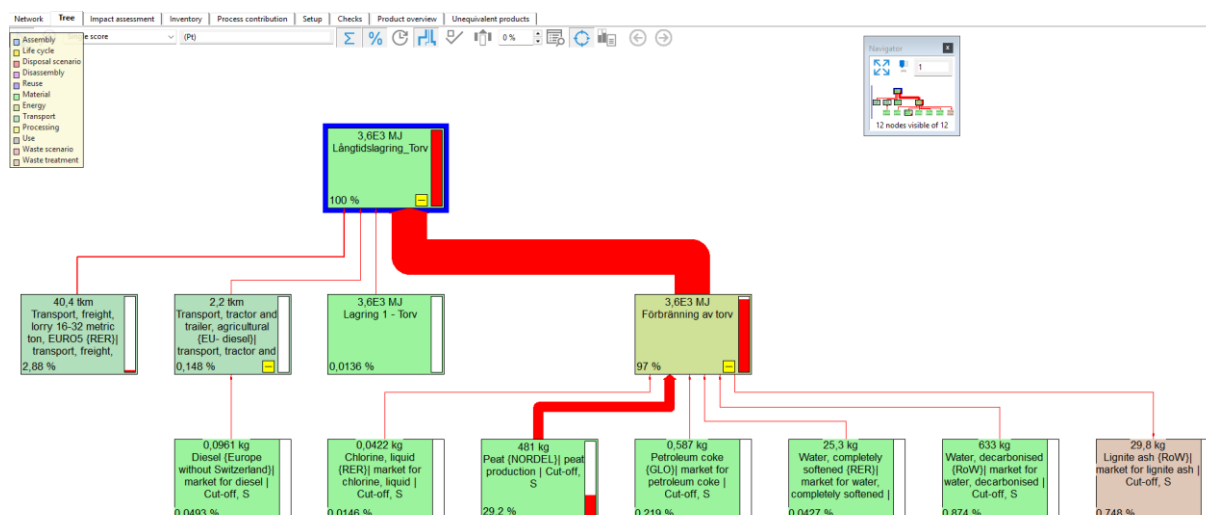
Figur 16. Processträd som visar klimatpåverkan i kg CO₂-ekvivalenter för scenariot "Långtidslagring av skogsflis, storskalig – vid terminal".

Modulen "Lagring 2 – Stamved vid terminal (asfalterad yta)" står för 3,42 kg CO₂-ekvivalenter, medan "Lagring 3 - flis vid terminal" står för 7,6 kg CO₂-ekvivalenter. Av dessa bidrar användningen av asfaltsyta sammanlagt med 8,44 kg CO₂-ekvivalenter (18,6%), medan transporterna genererar ytterligare 8,2 kg CO₂-ekvivalenter (18,1%), främst till följd av längre transportavstånd.

Förbränningen bidrar med 17,2 kg CO₂-ekvivalenter, motsvarandes 37,9%, vilket gör att förbränningens andel är i samma storlek som den sammanslagna effekten av lagring och transport.

6.1.4. Torv

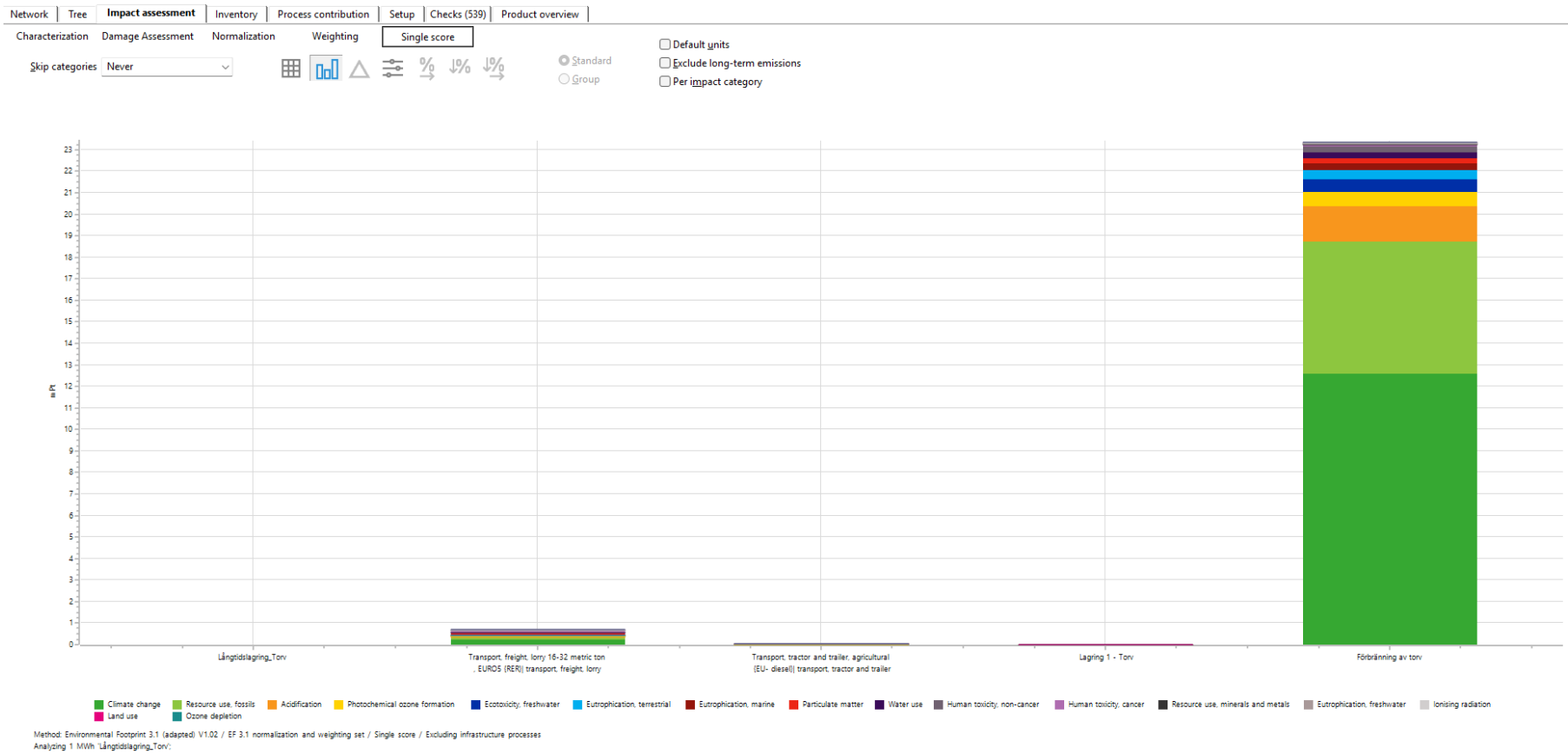
Figur 17 visar hela livscykeln för scenariot "långtidslagring av torv" och hur de olika processerna bidrar till miljöpåverkan. I detta fall står själva torvprocessen (Peat NORDEL peat production) för 29,2% av miljöpåverkan, medan själva förbränningen utgör dryga 66%. Transporter och lagring ger mycket små bidrag till miljöpåverkan.



Figur 17. Sankey-diagram för långtidslagring av torv

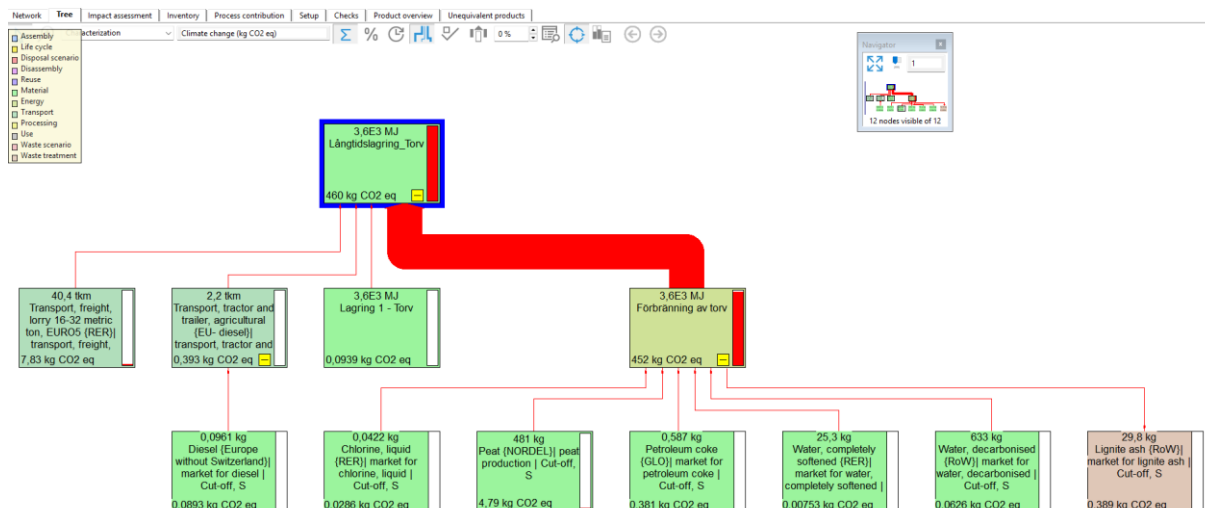
Den sammanvägda miljöpåverkan för scenariot "långtidslagring av torv" redovisas i Figur 18. Resultaten visar att förbränningen står för det dominerande bidraget till miljöpåverkan, särskilt inom kategorierna klimatpåverkan (climate change), markerad med mörkgrön färg, samt resursutarmning – fossila (resource use, fossils), markerad med ljusgrön färg.

I jämförelse har både lagringen och transportererna mycket begränsad påverkan. De största miljöeffekterna i scenariot uppkommer således först i användningsfasen, när torven förbränns, medan påverkan från uppströmsprocesserna är relativt liten. P.g.a. processens utformning bör det noteras att det i förbränningen även ingår utsläpp som är associerade med torvbrytningen, men som konstaterats tidigare är det utsläppen från förbränningssteget som ger upphov till den överhängande majoriteten av torvens klimatpåverkan.



Figur 18. Impact Assessment (single score) för torv.

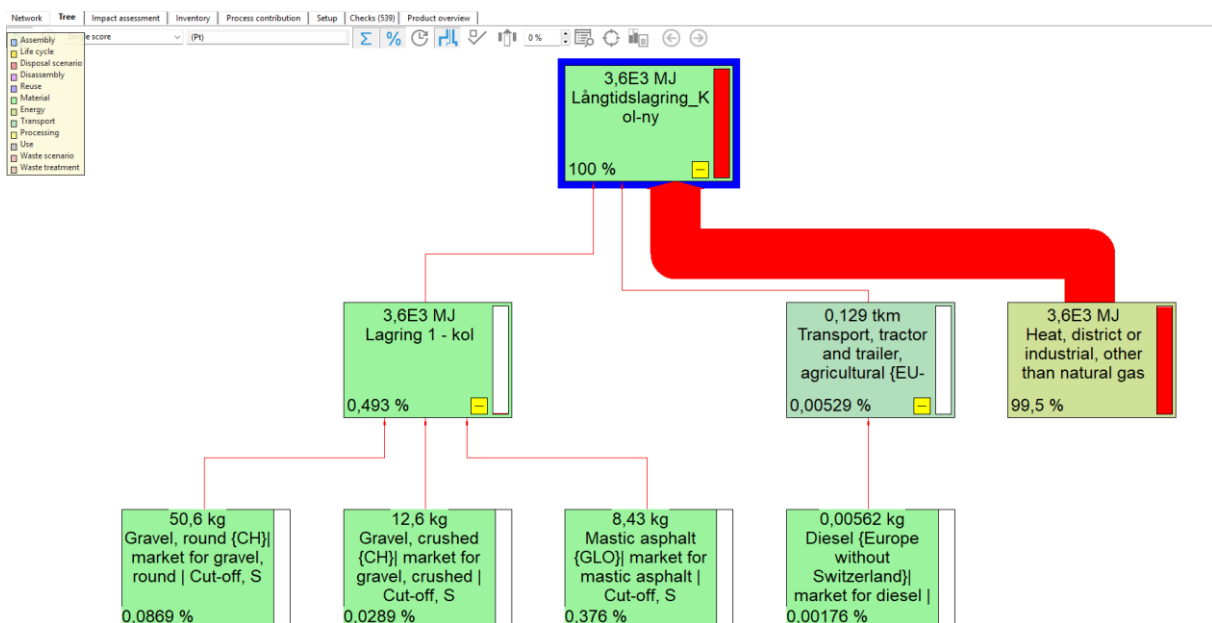
Figur 19 visar klimatpåverkan specificerad i kg CO₂-ekvivalenter för långtidslagring av torv. Alla ingående processer ger totalt 460 kg CO₂-ekv. Drygt 98 % av klimatpåverkan kommer från förbränningen med 452 kg CO₂-ekvivalenter. Förbränningen dominerar miljöpåverkan medan uppströmsprocesserna transporter, lagring, torvbrytning och råvaror utgör marginella bidrag. Torvbrytning har stor miljöpåverkan i Pt (se Figur 16) men vad gäller CO₂-ekvivalenter är den inte lika betydande, och står för en mindre andel än t.ex. transportprocesserna.



Figur 19. Processträd för klimatpåverkan i kg CO₂-ekvivalenter för långtidslagring av torv.

6.1.5. Stenkol

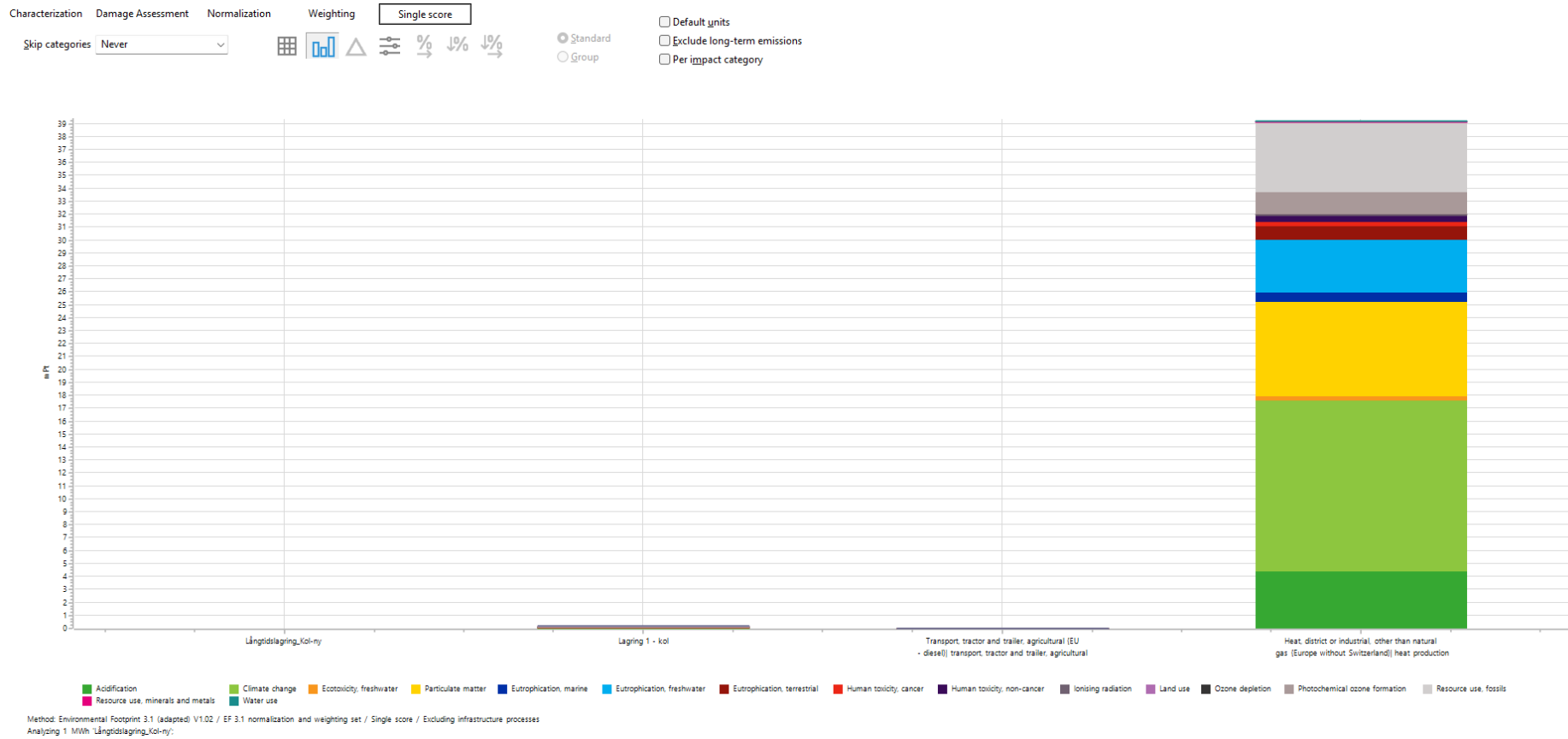
Figur 20 visar hela livscykeln för scenariot "långtidslagring av kol" och hur de olika processerna bidrar till miljöpåverkan. För stenkolets del kan man konstatera att lagringen på en asfalterad yta står för knappt 0,5 % av miljöpåverkan, medan 99,5 % kommer från processen för förbränning, vilket även inkluderar brytning av stenkol och global transport från gruva till användare. Transportens påverkan i kolets livscykel är i realiteten högre än transportprocessen i bildens (0,00529 %), där endast transport till förbränningspannan lyfts upp.



Figur 20. Sankey-diagram för långtidslagring av kol.

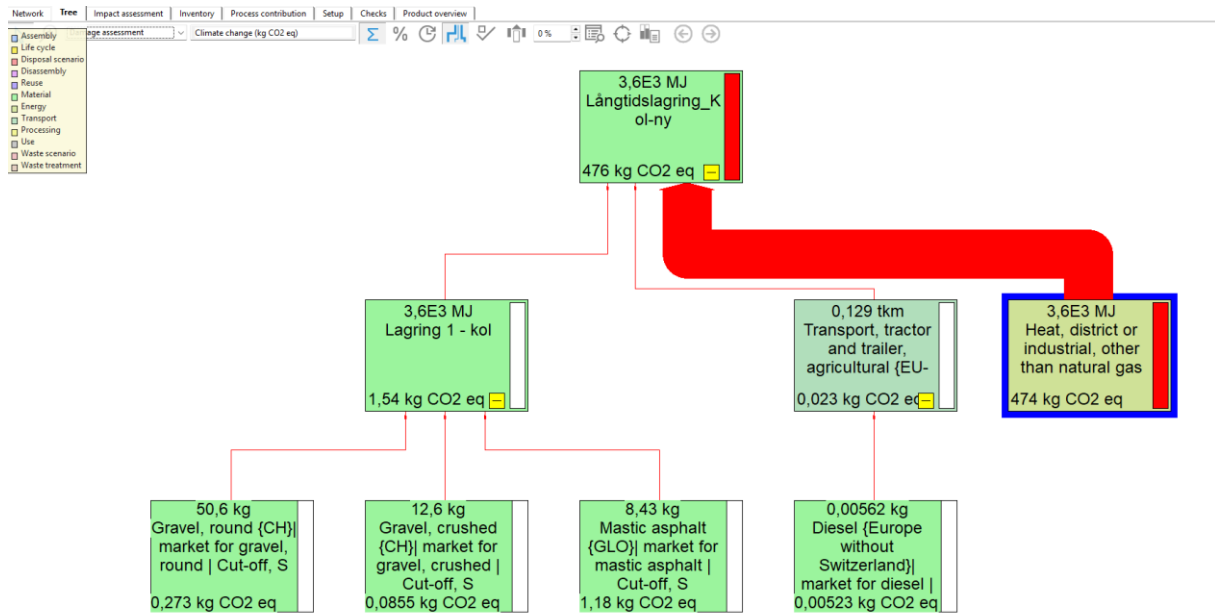
Figur 21 sammanfattar den totala miljöpåverkan, uttryckt i mPt, för scenariot "långtidslagring av stenkol". Resultaten visar att lagringen, transporterna och materialflödena ger upphov till mycket små miljöeffekter. I kontrast står förbränningen av kol, som bidrar med en betydande miljöpåverkan i nästan samtliga påverkanskategorier.

De största effekterna återfinns inom kategorierna klimatpåverkan (ljusgrön färg), partikelbildning (gul), försurning (mörkgrön), övergödning - sötvatten (ljusblå) samt resursutarmning – fossila resurser (ljusgrå). Den huvudsakliga delen av miljöbelastningen uppkommer vid förbränningen av kol.



Figur 21. Impact Assessment (single score) för stenkoll

Miljöpåverkan för långtidslagring av kol specificerad i kg CO₂-ekvivalenter visar att nästan all miljöpåverkan uppstår vid själva förbränningen (Figur 22). Förbränningen, där brytningen och transporter av kol ingår, motsvarar 474 kg CO₂-ekv av totalt 476 kg CO₂-ekv. Själva lagringen bidrar marginellt till miljöpåverkan.



Figur 22. Processträd för klimatpåverkan i kg CO₂-ekvivalenter för långtidslagring av kol.

6.1.6. Sammanfattning

I den här jämförelsen mellan långtidslagring av skogsflis, torv och stenkol är stenkol det klart mest klimatbelastande energislaget där nästan all påverkan uppstår vid själva brytning och förbränning. 1 MWh (3600 MJ) bidrar med 476 kg CO₂-ekvivalenter för långtidslagring av kol, långtidslagring av torv bidrar med 460 kg CO₂-ekv och småskalig, storskalig och terminallagrad flis ger upphov till 31,5 kg, 37 kg respektive 45 kg CO₂-ekv för 1 MWh (Se Tabell 1).

Tabell 1. Summering av CO₂-ekvivalenterna för de tre studerade bränslena; skogsflis (småskalig, storskalig och terminallagrad), torv och kol

	Råvara, kg CO ₂ -ekv	Lagring, kg CO ₂ -ekv	Transport, kg CO ₂ -ekv	Förbränning, kg CO ₂ -ekv	Totalt, kg CO ₂ -ekv
Skogsflis, småskalig	8,94	1,82	2,26	18,5	31,5
Skogsflis, storskalig	8,94	7,65	3,42	17,2	37
Skogsflis, terminal	8,94	11,07	8,2	17,2	45
Torv	4,79	0,09	8,22	447,2	460
Kol	- (inbakat i förbrännings- processen)	1,54	0,02	474	476

Markanvändning står för nästan all påverkan från skogsråvaran. Asfalteringen i den storskaliga lagringen och lagring vid terminal ökar koldioxidutsläppen associerade med lagringsmodulerna på bekostnad av förbränningens andel. Förbränningsprocesserna för kol och torv innehåller även brytningen av råvara och transporter av kol. Trots detta går det att konstatera att själva lagringsmomentens andel är mycket liten (se Tabell 2).

Tabell 2. Lagringens, transportens och förbränningens andel av de totala kg CO₂- ekvivalenterna för de tre studerade bränslena.

	Lagring, %	Transport, %	Förbränning, %
Skogsflis, småskalig	5,8 %	7 %	59 %
Skogsflis, storskalig	20,6 %	9 %	46 %
Skogsflis, terminal	24,4 %	18 %	38 %
Torv	0,0 %	2 %	97 % *
Kol	0,3 %	0 %	100 % **

I förbränningsprocesserna ingår även

*brytning av torv, och

** brytning av kol samt globala transporter

6.2. Jämförelse av miljöpåverkan för de olika scenarierna

En jämförande skadebedömning (damage assessment) för fyra lagringssalternativ i studien: långtidslagring av skogsflis småskaligt, långtidslagring av skogsflis storskaligt, långtidslagring av torv samt långtidslagring av kol har gjorts. Jämförelser har gjorts mellan bränslen, lagringsmoduler och torrsubstansförluster och utsläpp över tid.

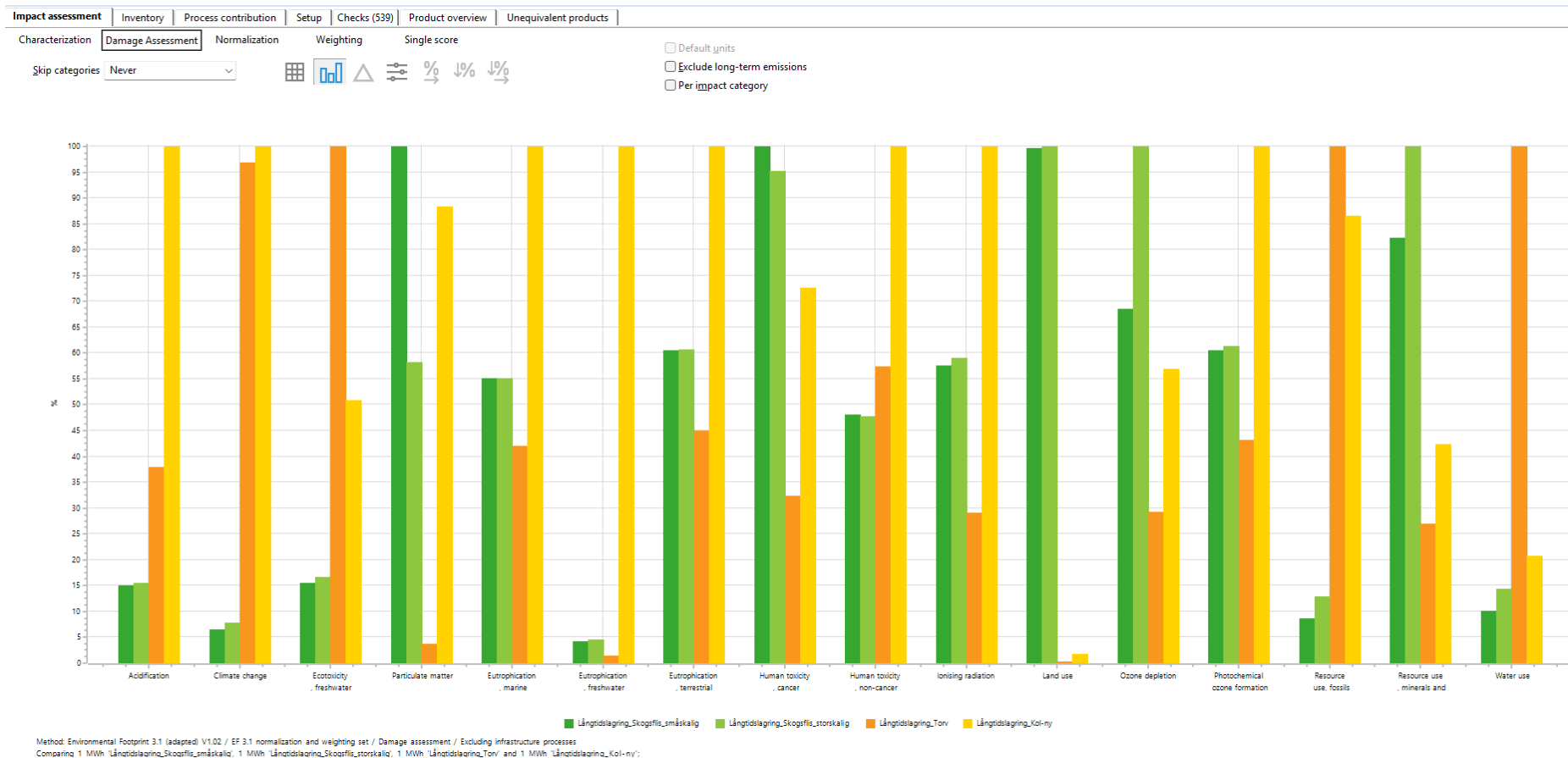
Resultaten visas per miljöpåverkanskategori så att det scenario som ger högst påverkan i varje kategori anges som 100 %, medan övriga alternativ uttrycks relativt till denna nivå. Lägst stapel motsvarar därmed lägst miljöpåverkan.

6.2.1. Jämförelse av skogsflis, torv och kol

Figur 23 (på följande sida) visar att långtidslagring av skogsflis, både småskalig och storskalig, har lägst miljöpåverkan i en mängd påverkanskategorierna. Detta gäller särskilt klimatpåverkan (climate change), försurning (acidification), ekotoxicitet, användning av vatten och resursanvändning av fossila bränslen. Skillnaden är genomgående små, men småskalig skogsflislagering uppvisar något lägre påverkan i flera av kategorierna. Påverkanskategorier där långtidslagring av skogsflis uppvisar högre påverkan än både torv och kol är markanvändning, bildning av partiklar, human toxicitet (cancer), ozonnedbrytning och resursanvändning (mineraler och metaller). Vad gäller markanvändningen är det ett vanligt resultat i LCA-studier eftersom bioenergi belastas för sin markareal, medan fossila bränslen inte tillskrivs motsvarande markanvändning. Trots detta är den samlade påverkan från skogsflis betydligt lägre i de flesta andra påverkanskategorier.

Kol har tydligt högst påverkan i flest kategorier, särskilt klimatrelaterade och luftkvalitetsrelaterade kategorier samt resursanvändning av fossila råvaror. Det är därmed det alternativ som sammantaget ger störst miljöbelastning. Torv placerar sig någonstans i mellanläget. Det ger generellt lägre påverkan än kol och såväl överträffar som underskrider båda varianterna av långtidslagring av skogsflis i ett antal poster.

Sammanfattningsvis indikerar jämförelsen att de båda långtidslagringarna av skogsflis är det alternativ som ger den lägsta miljöpåverkan i flest antal påverkanskategorier. Torv utgör ett mellanalternativ, medan kol har högst miljöpåverkan i flest av de bedömda påverkanskategorierna.



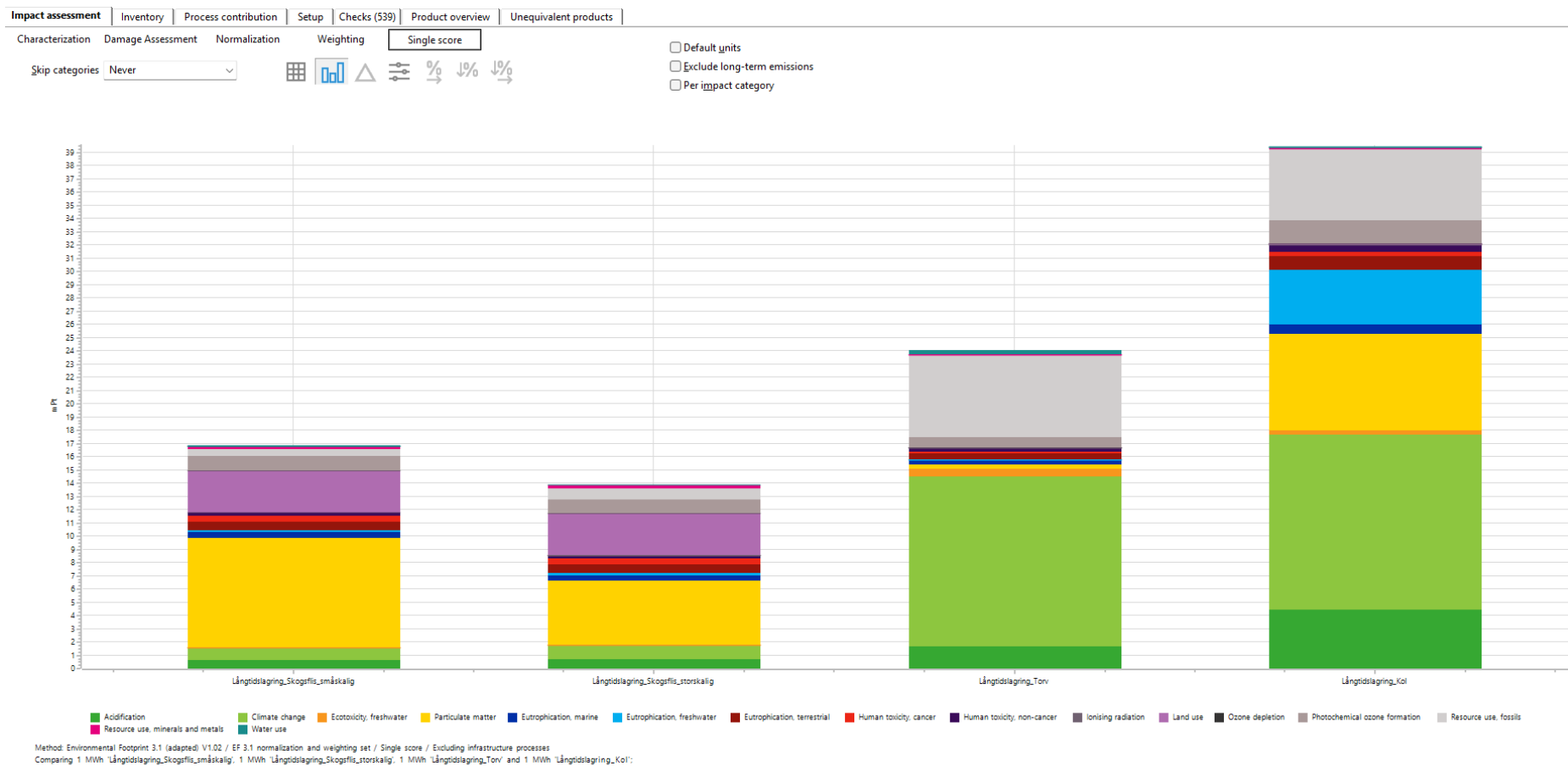
Figur 23. Jämförande skadebedömning i % (damage assessment) för fyra av lagringsalternativen i studien: långtidslagring av skogsflis småskaligt (mörkgrön), skogsflis storskaligt (ljusgrön), torv (orange) och kol (gul).

Tabell 3 och Figur 24 visar Single score-värden för respektive lagringsalternativ, där alla miljöpåverkanskategorier har slagits samman till ett totalvärde uttryckt i mPt (milli-poäng). Skillnaden mellan de två lagringsalternativen för skogsflis är relativt liten (16,8 mPt och 13,9 mPt för småskalig respektive storskalig) medan torv ligger markant högre (24,1 mPt) och kol har högst övergripande miljöbelastning (39,4 mPt). Resultatet visar att storskalig lagring av skogsflis ger den lägsta sammanlagda miljöpåverkan, tätt följt av småskalig lagring. Torv uppvisar en betydligt högre påverkan framförallt då det kommer till klimatförändring och resursutarmning (fossil) än skogsflis, medan kol har den klart högsta totalpåverkan, framför allt på grund av stora bidrag från klimatpåverkan och fossil resursanvändning. Biomassabaserade alternativ (skogsflis) ger lägre klimatpåverkan och lägre användning av fossila resurser än torv och kol.

Skillnaden mellan storskalig och småskalig lagring av skogsflis är relativt liten. Det kan indikera stordriftsfördelar (förbränningspanna) såsom effektivare logistik, något lägre torrsubstansförluster och/eller bättre processintegration i storskaliga system. Småskalig förbränning har högre partikelbildning. I praktiken är båda alternativen miljömässigt konkurrenskraftiga, och valet bör styras av lokala förutsättningar (tillgänglig yta, fukthantering, täckning/luftning av stackar, lakvattenhantering och transportavstånd).

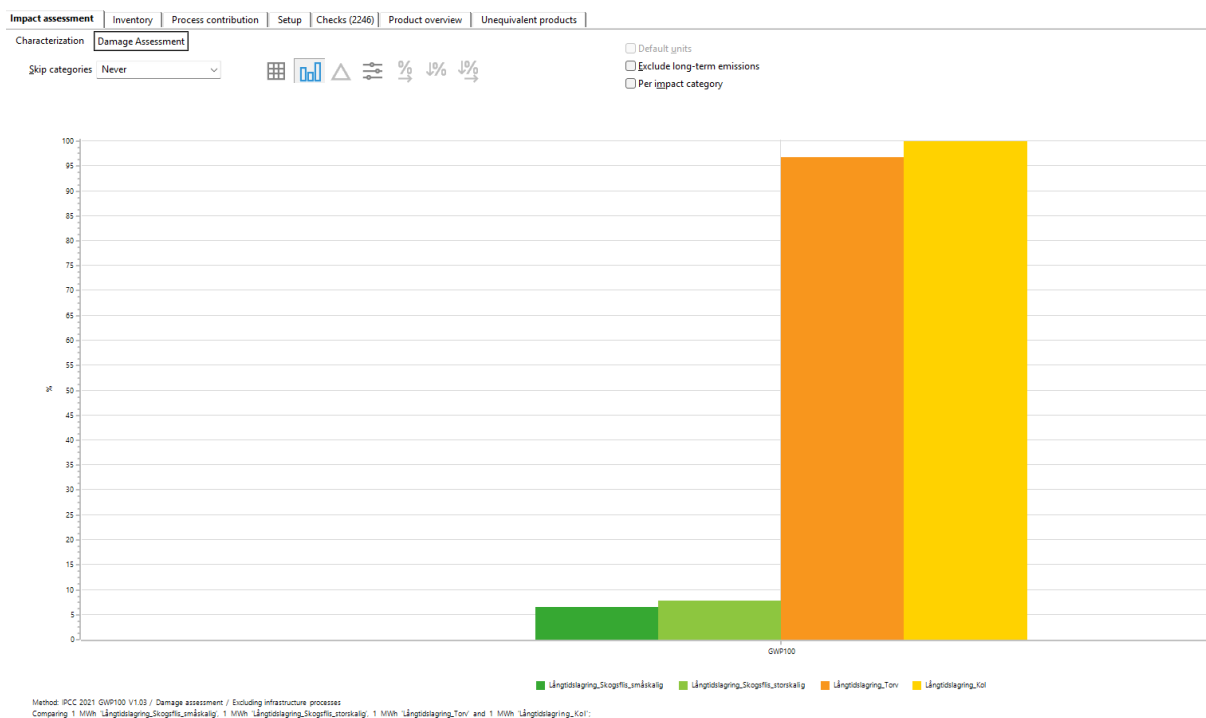
Tabell 3. Single score-värden för respektive miljöpåverkanskategori för långtidslagring av skogsflis (småskalig och storskalig), torv och kol, uttryckt i mPt.

Impact assessment Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview Unequivalent products							
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score <input type="checkbox"/> Default units							
Skip categories: Never <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category							
Select	Damage category	Unit	Långtidslagring_ Skogsflis_småska	Långtidslagring_ Skogsflis_storska	Långtidslagring_ Torv	Långtidslagring_ Kol	
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	16,8	13,9	24,1	39,4	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,669	0,688	1,68	4,43	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	0,878	1,04	12,8	13,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0882	0,0952	0,569	0,29	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	8,26	4,81	0,315	7,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,414	0,415	0,317	0,752	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,172	0,187	0,0581	4,09	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,645	0,645	0,479	1,06	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,433	0,413	0,14	0,315	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,235	0,233	0,281	0,488	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0508	0,0521	0,0257	0,0882	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,16	3,17	0,0104	0,0554	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000628	0,000915	0,000268	0,000521	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,04	1,06	0,743	1,72	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,546	0,806	6,25	5,41	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,196	0,238	0,0644	0,101	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0305	0,0434	0,3	0,0621	



Figur 24. Single score-resultat för långtidslagring av skogsflis (småskalig och storskalig), torv och kol. Staplarnas totala höjd representerar den sammanvägda miljöpåverkan uttryckt i mPt, där ett lägre värde indikerar lägre total belastning. Färgsegmenten visar bidrag från respektive miljöpåverkanskategori.

IPCC 2021 är en annan metod för att analysera global uppvärmning, där GWP100 står för Global Warming Potential med 100 års tidshorisont. Metoden beräknar olika växthusgasers bidrag till den globala uppvärmningen, omräknat till koldioxidekvivalenter över en 100-årsperiod. Det gör det möjligt att jämföra klimatpåverkan från olika gaser (t.ex. metan, CH₄ och lustgas, N₂O) genom att omvandla dem till den "mängd CO₂" som skulle orsaka samma uppvärmning under 100 år. Denna tidshorisont används ofta som standard i internationella klimatavtal för att balansera effekten av kortlivade gaser som metan mot långlivade gaser som koldioxid. Koldioxid ges värdet 1, medan andra gaser exempelvis metan och lustgas får högre värden eftersom de har starkare uppvärmningseffekt per kilogram utsläpp.



Figur 25. Skadebedömning (damage assessment) uttryckt som GWP100 för de fyra lagringsscenarierna, presenterat i procent av den totala påverkan

Diagrammet i Figur 25 visar att skogsflis, både småskaligt (mörkgrön stapel) och storskaligt (ljusgrön), har en mycket liten total uppvärmningseffekt, jämfört med torv (orange) och kol (gul).

6.2.2. Jämförelse mellan långtidslagring av skogsflis; småskalig och storskalig

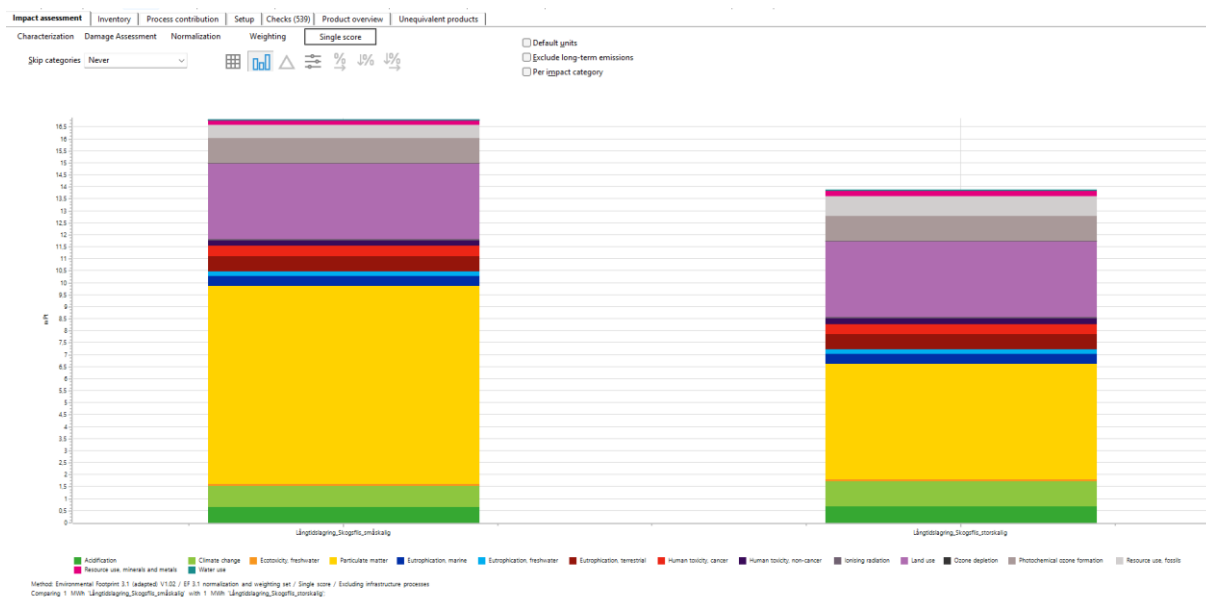
I Figur 26 är staplarna ordnade per kategori så att lägre stapel motsvarar lägre påverkan i just den kategorin. Resultaten indikerar att den storskaliga lagringen placerar sig bättre i en klar majoritet av de studerade påverkanskategorierna. Skillnaderna är generellt små, där de största avvikelserna hittas i partikelbildning, ozonnedbrytning och resursutarmning – fossila resurser.



Figur 26. Damage assessment jämförelse per miljöpåverkanskategori för långtidslagring av skogsflis, där mörkgrön representerar småskalig och ljusgrön storskalig lagring.

I Figur 27 representerar staplarnas totala höjd den sammanlagda miljöpåverkan, medan färgsegmenten visar hur respektive miljöpåverkanskategori bidrar till totalvärdet. Resultaten visar att den storskaliga lagringen av flis har en något lägre total påverkan än den småskaliga lagringen, men skillnaderna är små. De största bidragen i båda fallen kommer från påverkanskategorierna partikelbildning (gul färg) och markanvändning (lila), medan bidragen från klimatpåverkan (ljusgrön), resursanvändning – fossila (ljusgrå) och andra kategorier är betydligt lägre. Störst är skillnaden inom kategorin bildning av partiklar (skillnad på 3,45 mPt), vilket sannolikt kan förklaras av att den mindre pannan uppvisar en mindre effektiv förbränningsprocess.

Figurens profil visar att de två alternativen är miljömässigt likvärdiga, men att storskalig lagring ger en marginell fördel i den sammanvägda bedömningen.

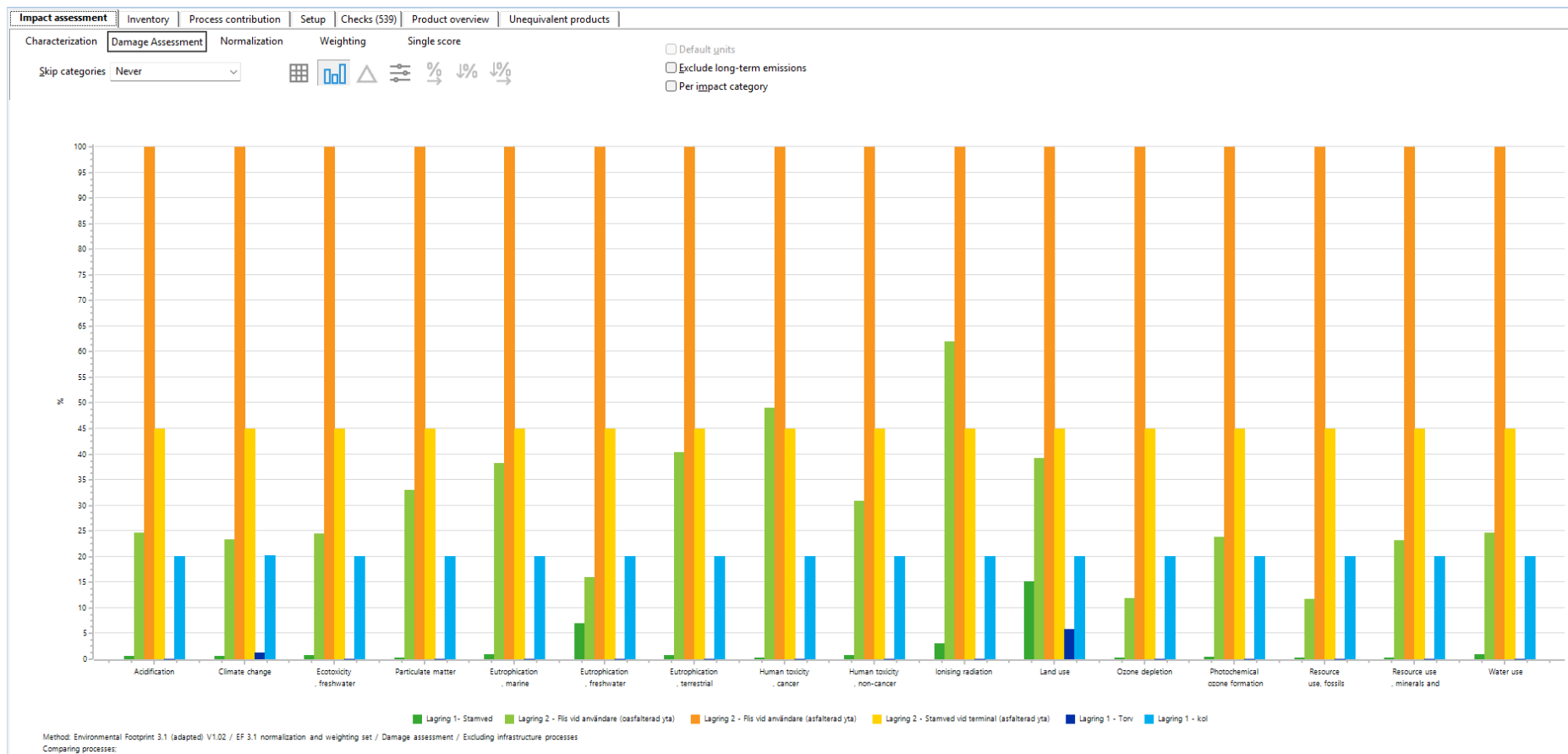


Figur 27. Sammanvägda single score i mPt för småskalig respektive storskalig långtidslagring av skogsflis.

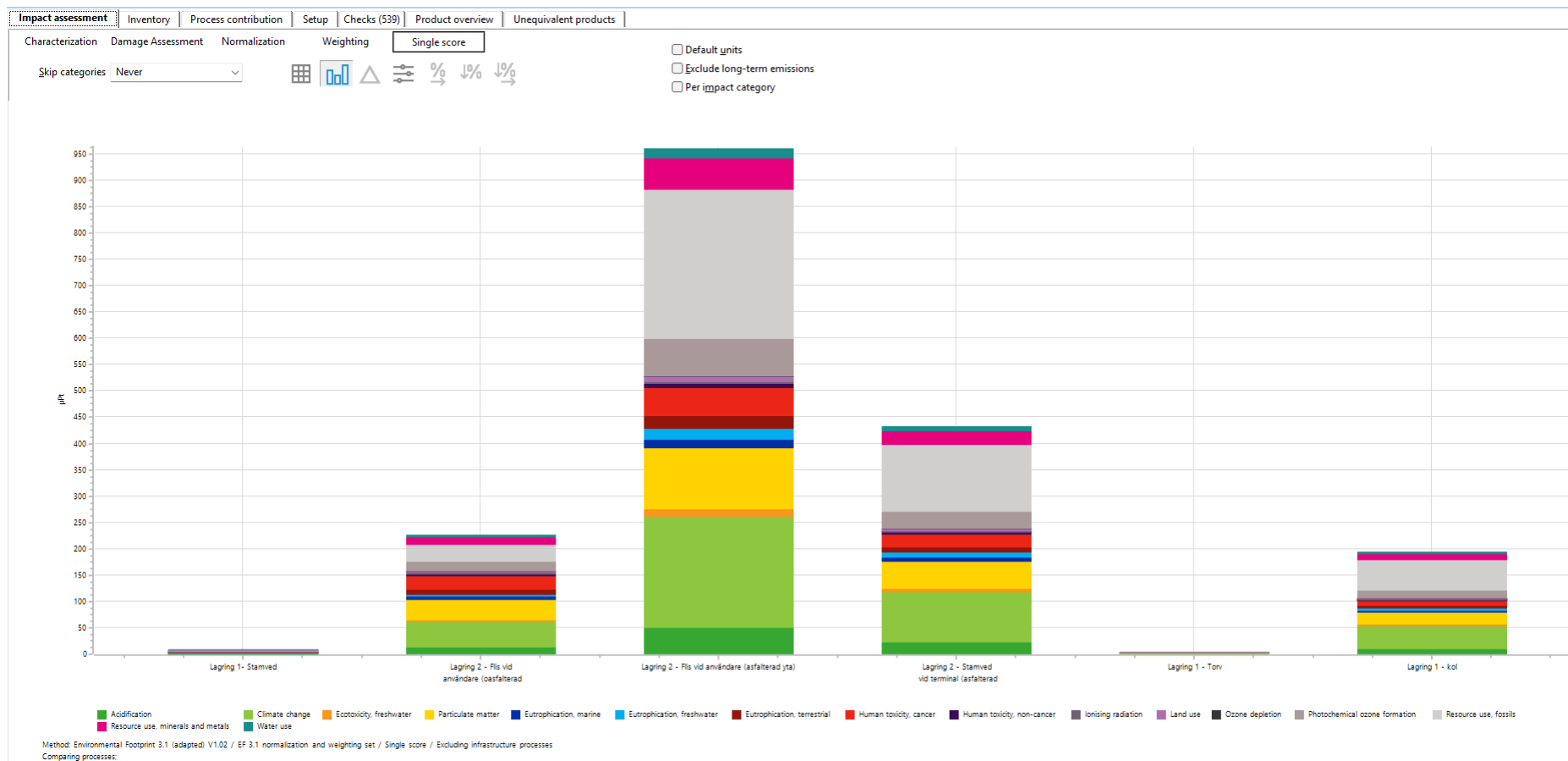
6.2.3. Jämförelse av lagringsmodulerna

Figur 28 (på nästa sida) visar hur stor del av den totala miljöpåverkan (%) som respektive lagringsmodul bidrar med inom varje miljöpåverkanskategori, där den modul som ger högst påverkan i en kategori satts till 100 %. Lagringsmodulen flis på asfalterad yta (orange) ger högst miljöpåverkan i samtliga påverkanskategorier och därför representerar den 100 %. Lagringsmodulen stamved vid terminal (gul) står för den näst högsta påverkan i de flesta av påverkanskategorierna. Övriga alternativ av lagringsmodulerna flis på oasfalterad yta, stamved, torv och kol varierar något sinsemellan, med lägst påverkan från lagringen av torv och stamved. Även om kol lagras på en asfalterad yta är kol ett mer energitätt bränsle än skogsflis, vilket bidrar till att mindre yta krävs för att förvara kol än flis och att mindre miljöpåverkan kan tillskrivas denna.

Figur 29 visar de olika lagringsmodulernas bidrag till den totala miljöpåverkan i enheten μPt enligt metoden för skadebedömning (damage assessment). Varje färg representerar en enskild påverkanskategori. Resultaten illustrerar tydliga skillnader mellan modulerna där "Lagring 2 – flis vid användare (asfalterad yta)" ger högst totalpåverkan 961 μPt medan "Lagring 1 – torv" har lägst 3,26 μPt , även "Lagring 1 stamved" har låg totalpåverkan 7,72 μPt . Även om skillnaderna mellan det högsta och lägsta μPt -värdet procentuellt är stort så är påverkan från lagring minimal i detta sammanhang, med värden i mikro- istället för milli-poäng. (Tabellvärdena för denna graf kan hittas i Bilaga 4, Tabell 25.)



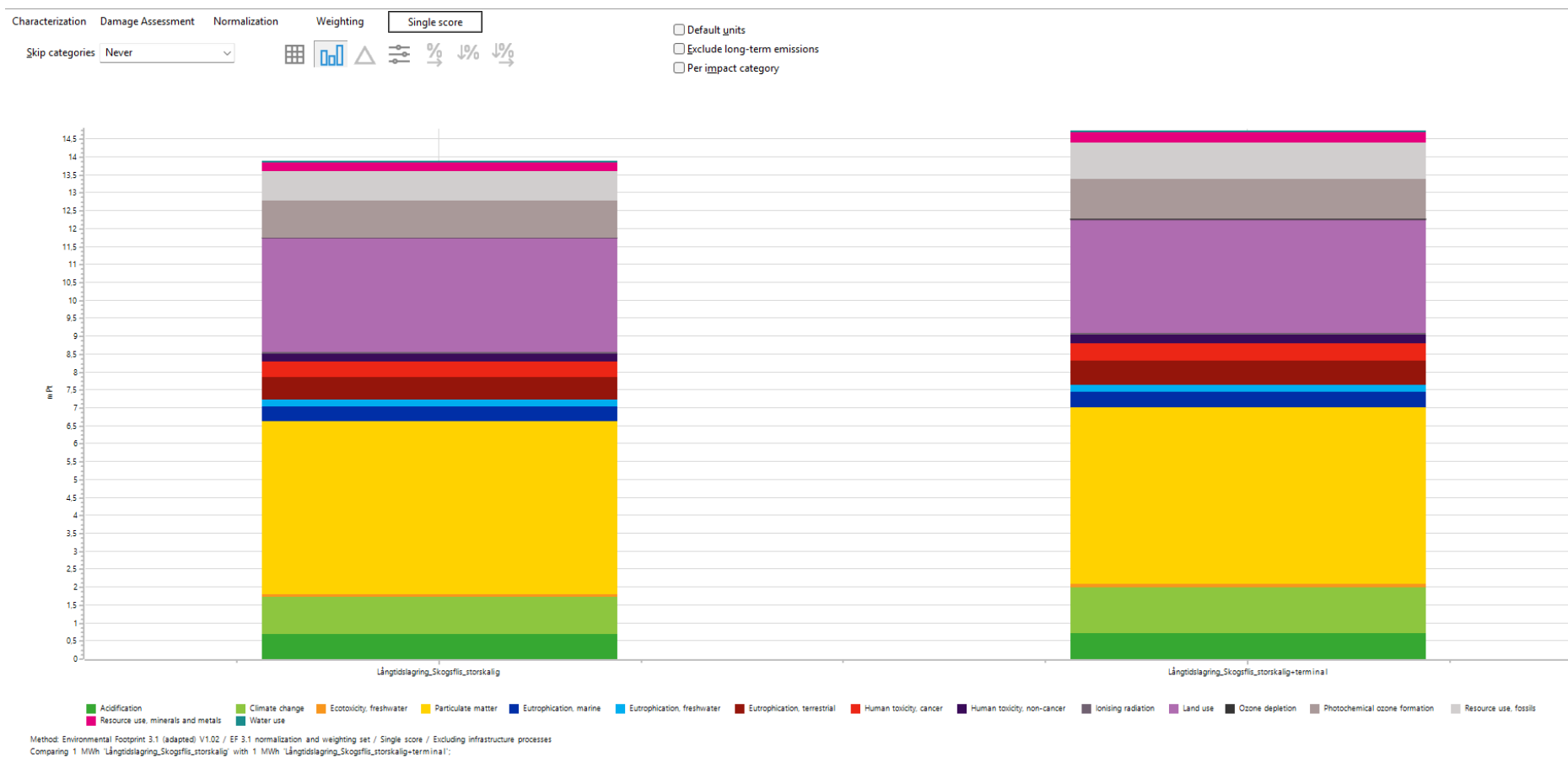
Figur 28. En jämförande skadebedömning (damage assessment) för lagringsmodulerna: lagring 1 stamved (mörkgrön), lagring 2 skogsflis vid användare oasfalterad yta (ljusgrön), lagring 2 skogsflis vid användare asfalterad yta (orange), lagring 2 stamved vid användare asfalterad yta (gul), lagring 1 torv (mörkblå), lagring 1 kol (blå).



Figur 29. De studerade lagringsmodulernas totala miljöpåverkan uttryckt som Single Score (µPt) enligt metoden för skadebedömning. Varje färg i staplarna representerar en miljöpåverkanskategori.

6.2.4. Skogsflis mellanlagras vid terminal respektive storskalig lagring

Lagring vid terminal och storskalig lagring har mycket liknande miljöpåverkansprofiler och domineras av partikelbildning (gul färg) och landanvändning (lila färg), se Figur 30. Den totala påverkan är något lägre för storskalig långtidslagring med 13,9 mPt jämfört med långtidslagring vid terminal med 14,7 mPt. Skillnaderna är små, och de två lagringsalternativen är rätt likvärdiga ur ett miljöperspektiv.

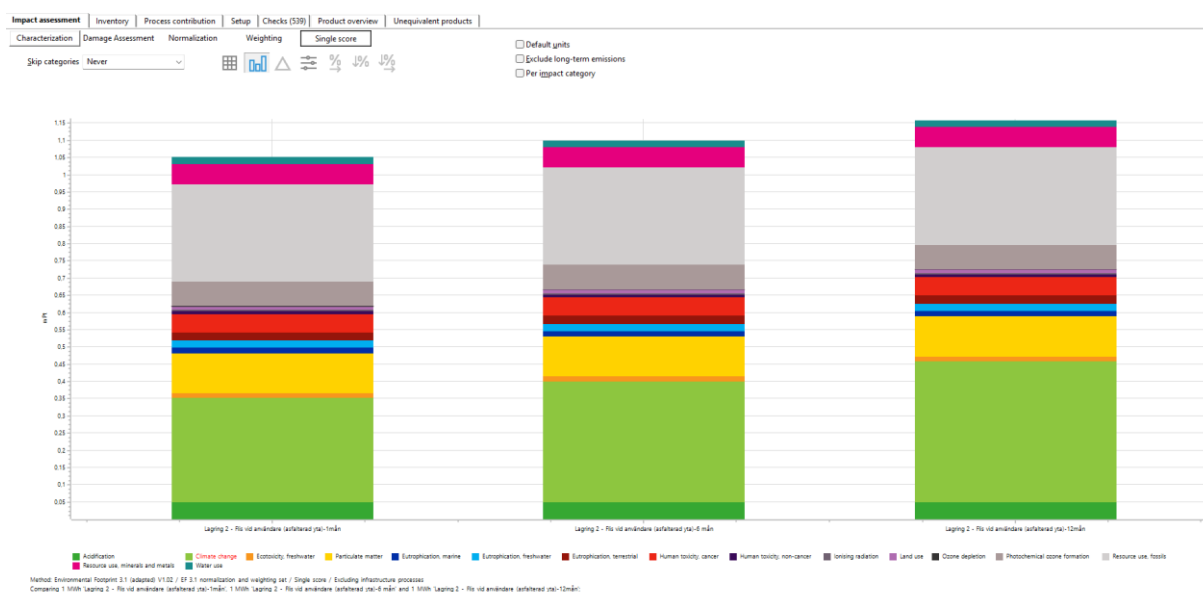


Figur 30. Single score per miljöpåverkanskategori för två långtidslagringsalternativ: storskalig och terminal (enhet: mPt).

6.2.5. Lagringsrelaterade utsläpp vid en, sex och tolv månader

Baserat på värden för luftutsläpp associerade med långtidslagring (CO_2 , CH_4 , N_2O , CO , se Bilagor 1–3 för underlag), modellerades utsläppen vid en, sex och tolv månader för skogsflis, torv och kol. Det kunde dock konstateras att den totala miljöpåverkan inte alls ändrade över tid med de värden som användes. Detta tyder på att den aktuella modellen inte ger någon ytterligare tidsberoende påverkan inom jämförd systemgräns, eller att eventuella tidsberoende bidrag är för små för att påverka single score resultatet.

En del av orsaken kan bero på att biogent CO_2 inte klassas som klimatbelastande i SimaPro programmet. När den storskaliga skogsflislagringens utsläpp ändras från biogent till fossilt CO_2 (se Figur 31) kan en liten skillnad i kategorin klimatförändring (ljusgrön) observeras mellan de tre studerade tidsspännen. För torv och kol är dock utsläppen associerade med lagring i sammanhanget för små för att ge något utslag alls.

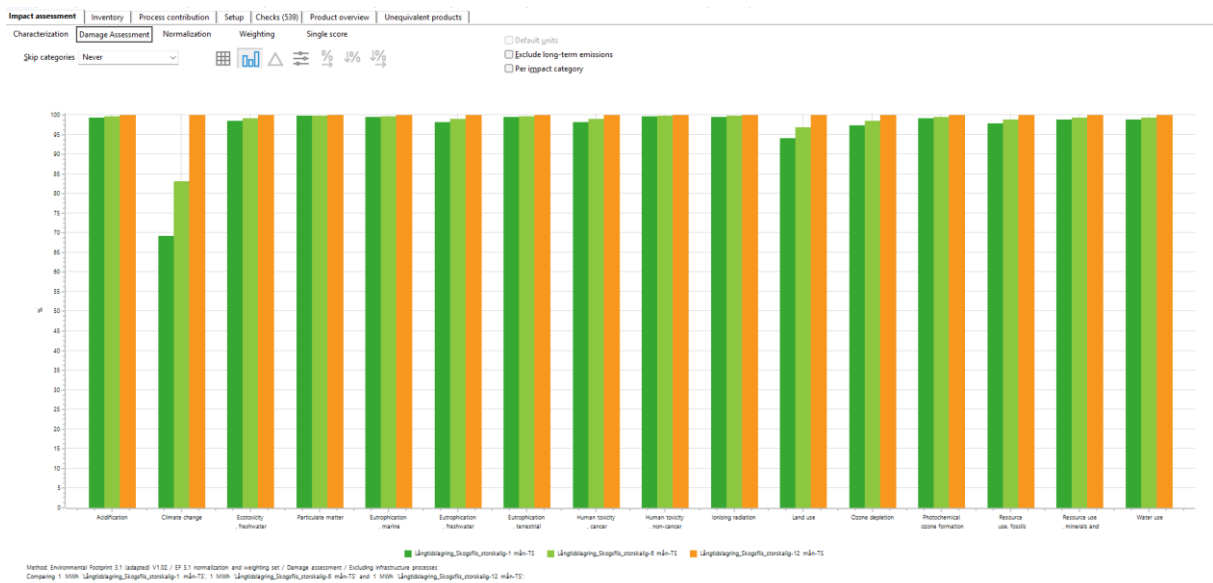


Figur 31. Storskalig långtidslagring (Flis vid användare - asfalterad yta) med tre lagringstider (1, 6 och 12 månader) uttryckt som Single score (mPt) där fossilt CO_2 lagts in som lagringsrelaterat utsläpp.

6.2.6. Torrsubstansrelaterade förluster

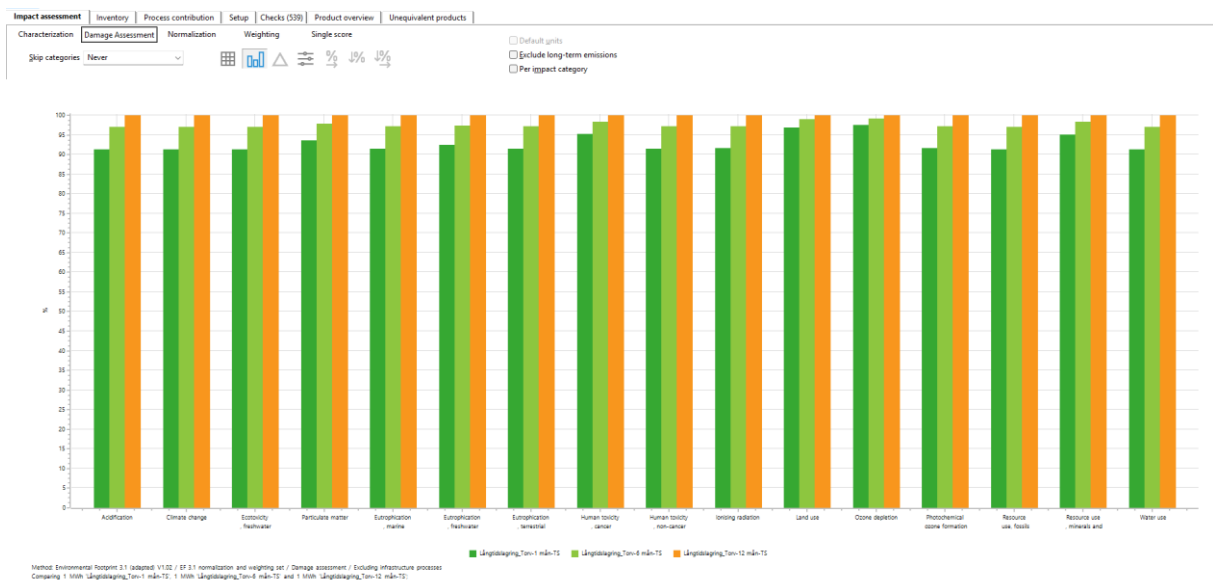
Torrsubstans- och värmevärdesförlusterna gör att mer bränsle behövs för att uppnå den funktionella enheten (1 MWh värmeenergi), vilket har effekt på behovet av material och transporter i hela livscykeln. På basen av värden för torrsubstans- och värmevärdesförluster hämtade från litteraturen (se Bilagor 1–3), har de studerade bränslena modellerats med en, sex och tolv månaders förlustantaganden och miljöpåverkan för de olika scenariona har undersökts.

Figur 32 visar storskalig långtidslagring av skogsflis vid 1, 6 och 12 månader med justeringar för torrsubstansförluster (TS). Skillnaderna i miljöpåverkan är generellt sett små, där den största variationen återfinns i kategorierna klimatförändring och landanvändning.



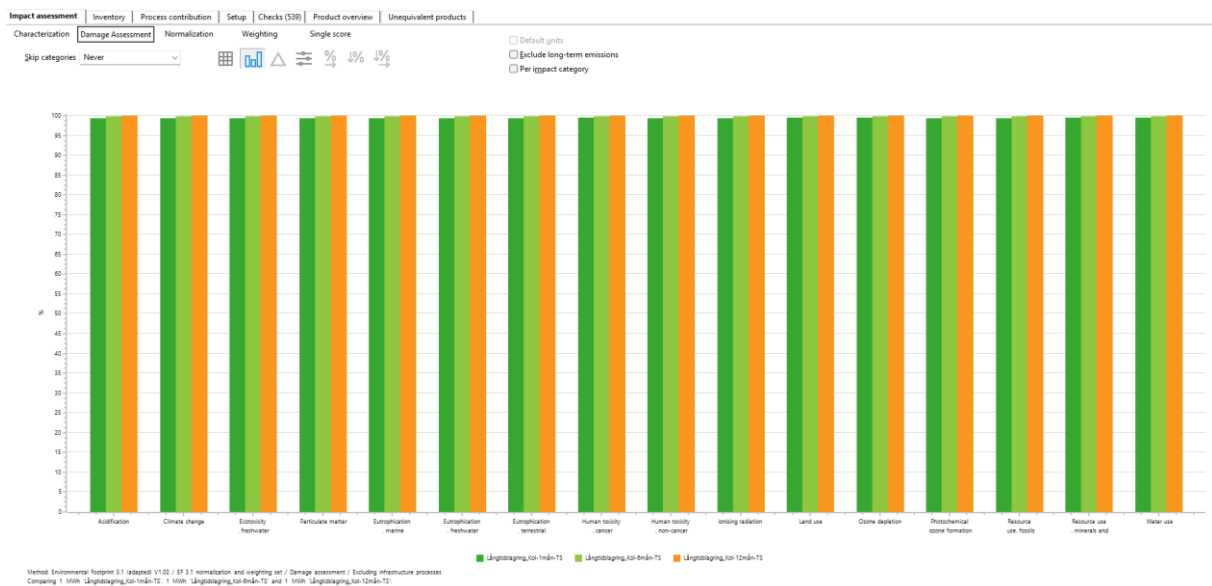
Figur 32. En jämförande skadebedömning för storskalig långtidslagring vid 1, 6 och 12 månader (justerat för torrsubstans). I varje kategori har det högsta värdet satts till 100 %, övriga scenarier redovisas relativt.

Figur 33 visar miljöpåverkan relaterad till torrsubstansförluster vid lagring av torv. Jämfört med skogsflis är skillnaderna större och mer konsekventa, vilket tyder på att ökade torrsubstansförluster skalar upp miljöpåverkan relativt jämnt för torvscenariot.



Figur 33. Skadebedömning (damage assessment) för torrsubstansförluster vid lagring av torv under 1, 6 och 12 månader i olika miljöpåverkanskategorier. Mörkgrön stapel visar påverkan vid 1 månads lagring, ljusgrön visar vid 6 månader och orange visar vid 12 månader.

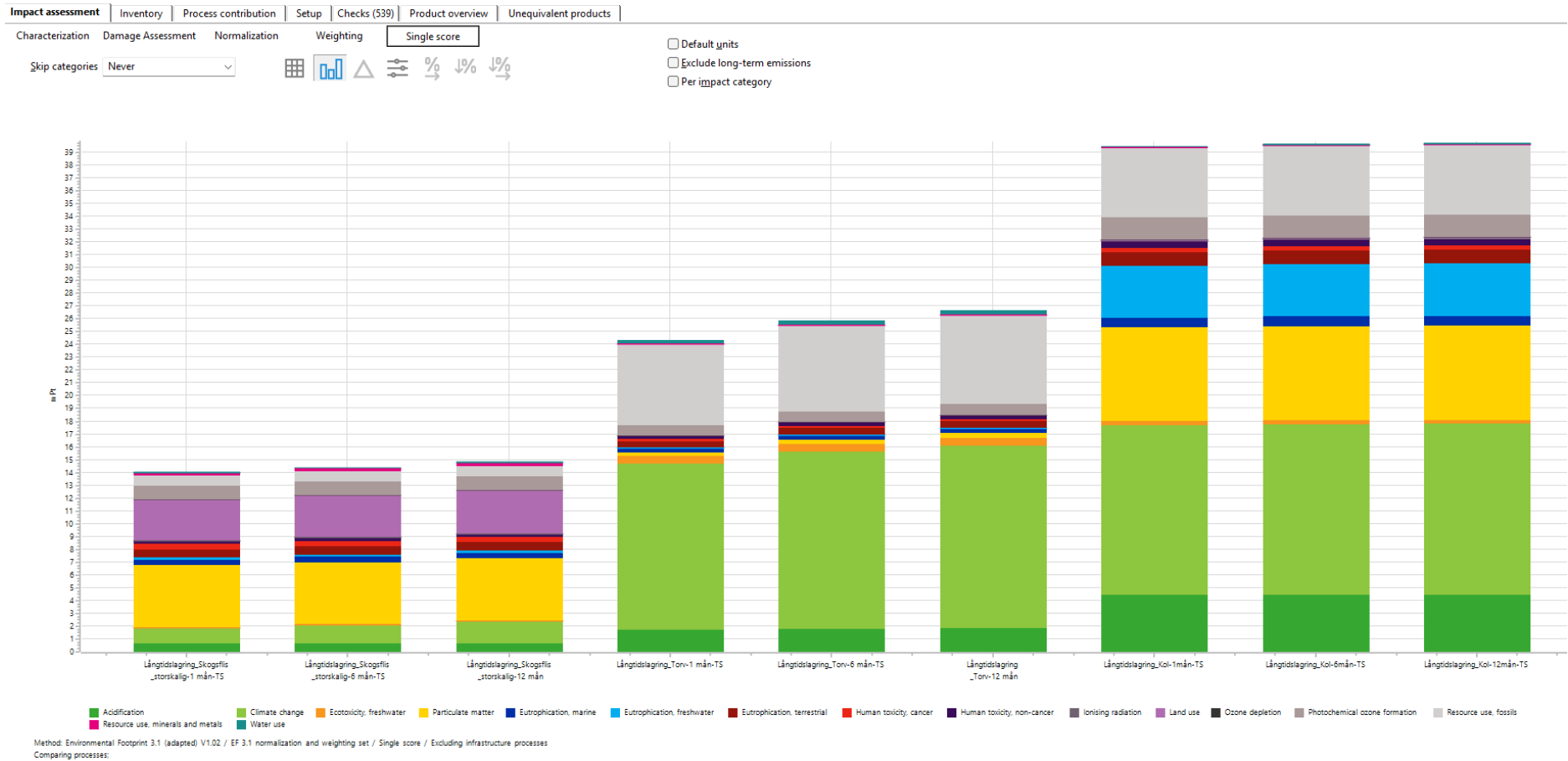
För kolets del är miljöpåverkan kopplad till värmeförluster marginell (se Figur 34).



Figur 34. Damage assessment långtidslagring av kol under 1, 6 och 12 månader (justerat för torrsubstans). I varje kategori har högsta värdet satts till 100 %, övriga scenarier redovisas relativt. Alla kategorier visar en svagt stigande trend med längre lagringstid.

Figur 35 visar en jämförelse av de olika bränslena, och här kan man, vilket tidigare även konstaterats, avläsa att det är bränsleval som dominerar den sammanvägda miljöpåverkan där stenkol har högst totalpåverkan, torv ligger mellan, och storskaligt skogsflis ger lägst nivåer.

Effekten av lagringstid är marginell och påverkanskategorierna är i stort oförändrade för respektive bränsle. Lagringstiden (1–12 månader) har endast marginell effekt där det är i variationerna mellan bränslen framom inom dem som skillnaderna syns. Stapelhöjderna är i praktiken likartade och profilen per miljöpåverkanskategori är stabil över tid, även om lagringsförlusterna kopplade till torv verkar ha större variationer. De små ökningarna som kan skönjas med längre lagringstid förklaras med att förlusterna kräver mer bränsle per 1 MWh, vilket ökar miljöeffekterna kopplade till råvaruutvinning, transport och lagring. De studerade perioderna visar dock att val av bränsle väger tyngre än lagringstiden, och att de antagna förlusterna inte har så stor effekt på den totala miljöpåverkan.



Figur 35. Single score (mPt) diagram för storskalig långtidslagring av skogsflis (vänster), torv (i mitten) och stenkol (höger) under 1, 6 och 12 månader. Stapelhöjden anger total sammanvägd miljöpåverkan och färgsegment visar bidrag per miljöpåverkanskategori.

7. Tolkning

Tolkningsfasen säkerställer att studiens resultat är relevanta, tillförlitliga och överensstämmer med de mål och den omfattning som fastställts i den inledande fasen. Enligt ISO 14044 definieras tolkning som den fas där resultaten från livscykel-inventeringen (LCI) och livscykelpåverkansbedömningen (LCIA) utvärderas i relation till studiens syfte för att kunna dra slutsatser och formulera rekommendationer.

7.1. Känslighetsanalys

I analysen identifieras nyckelaspekter, det vill säga de delar av livscykeln som har störst betydelse för den totala miljöpåverkan. Nyckelaspekter kan utgöras av specifika processer, materialflöden, antaganden eller miljöpåverkanskategorier som dominerar resultatet. Genom att identifiera dessa kan man förstå vad som driver miljöpåverkan och var det finns störst potential för förbättringar eller känslighetsanalyser. Nyckelaspekter kan vara processer, (t.ex. förbränning och transporter), material eller insatsvaror (t.ex. diesel eller elmix), miljöpåverkanskategorier (t.ex. klimatpåverkan eller markanvändning), parametrar eller antaganden som påverkar resultaten.

För att bedöma om variationer i en parameter har någon väsentlig påverkan på de beräknade resultaten gjordes två känslighetsanalyser. Den ena berörde utsläppen, där utsläppsvärdena för scenariot "utsläpp från långtidslagring av skogsflis storskalig" varierades. I den andra analysen undersöktes transportavstånden för den storskaliga skogsflislagringen.

Figur 36 visar miljöpåverkan för de olika scenarierna när variationen i utsläppen (sex månader) varierats med -100 %, -50 %, referensvärdet (6 månader), +50 %, +100 % och +1000%. Resultatet indikerar att den varierade parametern inte har någon inverkan på någon av påverkanskategorierna oavsett om utsläppet reduceras med 100 % eller 50 % alternativt ökas med upp till 1000 %. Miljöpåverkan domineras således av andra processer i systemet, och utsläppen är för små för att ha någon synlig effekt på resultat.



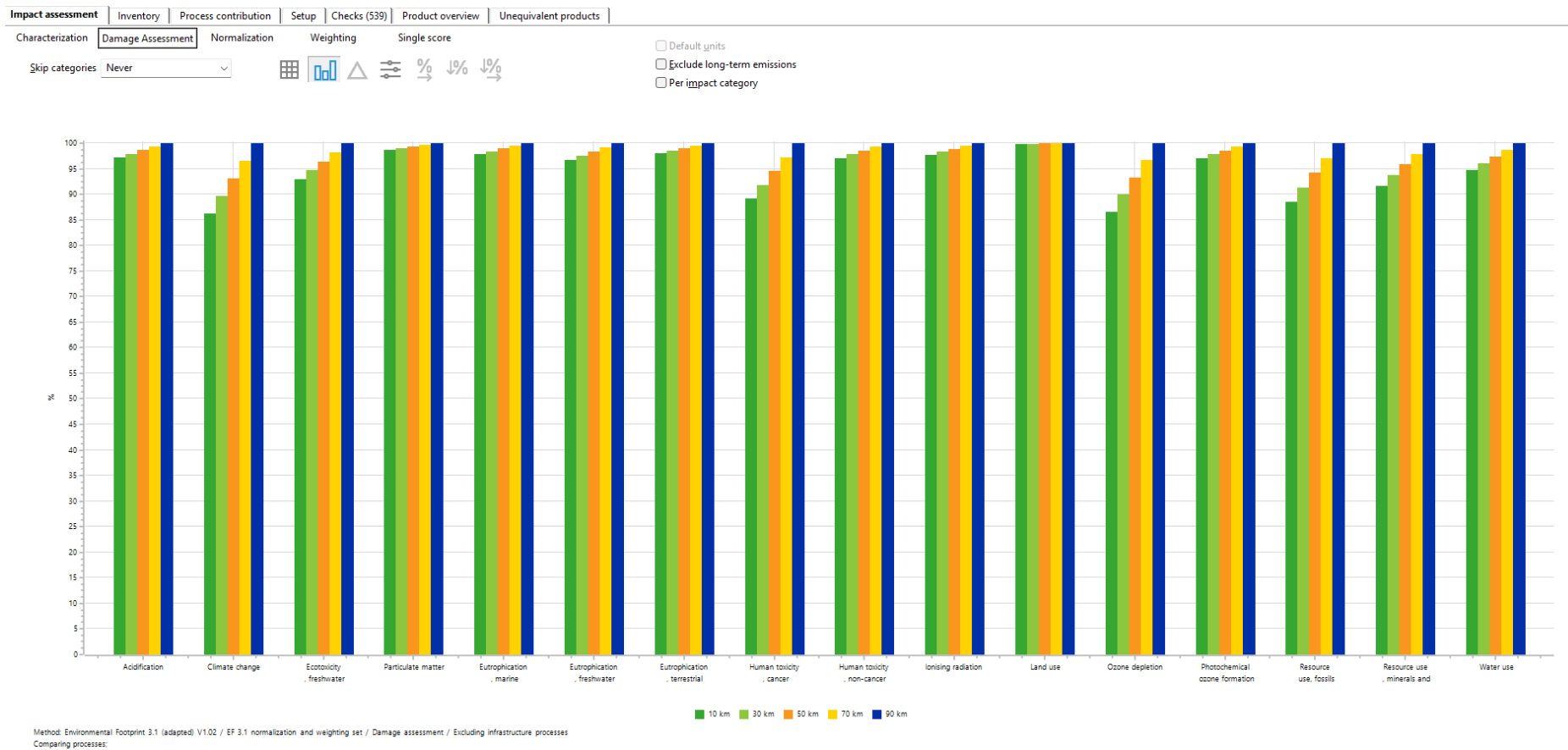
Figur 36. Känslighetsanalys baserat på Damage Assessment för långtidslagring av skogsflis storskalig. Utsläppen modifierades i sex scenarier: -100 % (mörkgrön färg), -50 % (ljusgrön), referensvärde 6 månader (orange), +50 % (gul), +100 % (mörkblå) och +1000 % (ljusblå).

I den andra känslighetsanalysen varierades transportavstånden i scenariot "långtidslagring av skogsflis, storskalig", och transportavståndet på 10, 30, 50 (referens), 70 och 90 km valdes. Till skillnad från känslighetsanalysen som gjordes på utsläpp från lagring i 6 månader gav detta en påverkan i resultaten.

Från Figur 37 (på följande sida) kan man utläsa att alla påverkanskategorier visar ökande miljöpåverkan med ökat transportavstånd. Varje påverkanskategori har 5 staplar som stiger i höjd från transportavstånd på 10 km (mörkgrön färg), 30 km (ljusgrön), 50 km (referens, orange), 70 km (gul) och 90 km (blå). Den blå stapeln som visar att 90 km är konsekvent högst och den mörkgröna stapeln (10 km) är lägst i alla kategorier. Resultatet indikerar att transportavståndet har en mätbar, men relativt begränsad betydelse jämfört med andra processer i systemet. Detta då resultaten för långtidslagringen varierar mellan 13,6 – 14,1 mPt (se Tabell 4) över avstånden 10 respektive 90 km.

Tabell 4. Single score-värden för respektive miljöpåverkanskategori för olika transportavstånd för långtidslagring av skogsflis storskalig uttryckt i mPt.

Impact assessment							
Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview Unequivalent products							
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score							
Skip categories: Never							
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category							
Select	Damage category	Unit	10 km	30 km	50 km	70 km	90 km
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	13,6	13,8	13,9	14	14,1
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,679	0,684	0,688	0,693	0,698
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	0,962	1	1,04	1,08	1,11
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0917	0,0934	0,0952	0,0969	0,0986
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	4,78	4,8	4,81	4,83	4,84
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,41	0,412	0,415	0,417	0,419
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,184	0,185	0,187	0,188	0,19
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,639	0,642	0,645	0,649	0,652
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,389	0,401	0,413	0,424	0,436
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,23	0,232	0,233	0,235	0,237
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0515	0,0518	0,0521	0,0524	0,0527
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,16	3,17	3,17	3,17	3,17
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,00085	0,000883	0,000915	0,000948	0,000981
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,04	1,05	1,06	1,07	1,07
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,756	0,781	0,806	0,83	0,855
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,228	0,233	0,238	0,244	0,249
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0422	0,0428	0,0434	0,044	0,0446



Figur 37. Damage Assessment-resultat för känslighetsanalys av transportavstånd i scenariot för storskalig flisproduktion. Transportavståndet varierades mellan 10, 30, 50 (referens), 70 och 90 km.

7.2. Datakvalitetsbedömning

Datakvaliteten i en livscykelanalys ska bedömas utifrån kriterier som relevans, representativitet, fullständighet och transparens. Dessa krav omfattar både insamlade data och de antaganden som görs under analysen. Syftet är att säkerställa att resultaten blir tillförlitliga och användbara för studiens avsedda syfte. Datakvalitetskraven ska beskrivas och motiveras i mål- och omfattningsdelen av studien, så att det tydligt framgår vilken nivå av kvalitet som krävs för att uppfylla studiens syfte.

För denna studie preciseras datakvalitetskraven- och målsättningarna i kapitel 4.3.7, och dessa förverkligades enligt följande:

- **Tidsmässig täckning:** I datainsamlingen måste även data äldre än 25 år användas då många av branschens rapporter, artiklar och "branschklassiker" är äldre än detta, och förekomsten av nyare data var begränsad.
- **Geografisk täckning:** Den geografiska täckningen omfattade i första hand Finland, Sverige och övriga Norden, men när nationella eller nordiska LCI-data saknades användes även europeiska motsvarigheter. Utsläppsdata från studier genomförda i andra delar av världen inkluderades också vid behov. Samtliga scenarier modellerades utifrån verksamhetsförhållanden typiska för Österbotten (t.ex. transportavstånd)
- **Teknologisk täckning:** Existerande processer i Ecoinvent databasen har använts så långt det har varit möjligt. Ecoinvent använder generella värden för processer, maskiner och fordon m.fl., så inga maskin- eller teknologispecifika värden har använts.
- **Precision:** Medelvärden har använts och en känslighetsanalys har gjorts för att undersöka variationen för transport- och utsläppsvärden.
- **Fullständighet:** I SimaPro användes befintliga processer. Flisprocesserna var väl dokumenterade och kunde därför användas utan justeringar. Dokumentationen för torv och kol var inte lika omfattande, men eftersom dessa energikällor successivt fasas ut i Europa bedömdes det inte vara relevant att fördjupa sig ytterligare i deras underprocesser. Övriga förluster, såsom lagrings- och lastningsrelaterade förluster samt svinn har inte inkluderats i modellerna. Nämnas bör att torvprocessen är baserad på en process för bränslet lignit, men att torv-specifika utsläppsvärden inkluderats i den.
- **Representativitet:** Transportavstånden valdes på basen av Österbottniska förhållande på 2020-talet. Torvmodellen har baserats på antagandet att 100 % torv bränns, vilket inte i praktiken görs. Endast ett fåtal studier behandlar utsläpp från lagring av fasta bränslen, vilket begränsade dataunderlaget och gjorde att man tvingades bredda den geografiska täckningen.

- **Konsekventhet, reproducerbarhet:** Dokumentation av de antaganden som gjorts och den data som stått till grund för uträkningarna har inkluderats i rapporten för att gynna reproducerbarhet.
- **Källor:** Erkända källor har använts så som databaser, vetenskapliga artiklar, rapporter, statistik och personlig kommunikation.
- **Osäkerhet:** Data över de klimatutsläpp som uppstår i samband med lagring av fasta bränslen är knapphändig, och de värden som finns inom litteraturen är svåra att generalisera i och med att de hänger samman med en mängd specifika miljö- och lagringsfaktorer. En känslighetsanalys genomfördes för att testa hur olika utsläppsvärden påverkar resultatet men det kunde konstateras att utsläppen var så små för att de inte bidrog nämnvärt till miljöpåverkan. Även fukthalt och torrsubstansförlust varierar mycket i litteraturen.

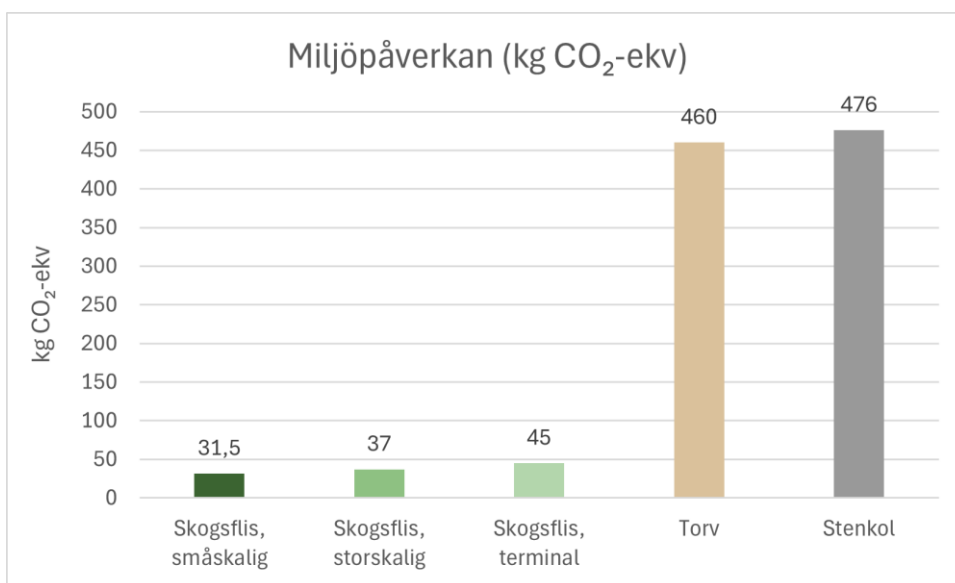
8. Slutsatser och rekommendationer

De tre bränslena (skogsflis, torv och stenkol) har olika miljöprofiler. Lägst total miljöpåverkan har skogsflis (både små- och storskalig), lägre användning av fossila resurser men lite högre för markanvändning, vilket är normalt för biomassa. Torv har högre total miljöpåverkan än flis men lägre än kol. Kol har högst påverkan i nästan alla kategorier, särskilt för klimatpåverkan, partiklar och fossila resurser. I de scenarier av långtidslagring av skogsflis, torv och stenkol som jämförs i den här rapporten står förbränningen för den största delen av miljöpåverkan. Själva lagringen, transporterna och övriga processer står för mycket små bidrag jämfört med förbränningen.

Figur 38 visar miljöpåverkan mätt i CO₂-ekvivalenter för den funktionella enheten 1 MWh värmeenergi från de olika fasta bränslena, där:

- stenkol ca 476 kg CO₂-ekv med drygt 100 % av miljöpåverkan från förbränning*,
- torv ca 460 kg CO₂-ekv med drygt 97 % från förbränning* och
- skogsflis 31–45 kg CO₂-ekv med ca 38–59 % från förbränning.

* förbränningen för kol och torv innehåller i även utsläpp relaterade till materialutvinning och globala transporter.



Figur 38. Miljöpåverkan mätt i kg CO₂-ekvivalenter för de studerade bränslena.

Det bör vidare observeras att scenariot för torv utgår från eldningen av 100 % torv, vilket är en förenkling jämfört med situationen i dagens värmeverk där torven nästan alltid sameldas med biomassa såsom skogsflis. Det innebär att modellen inte speglar exakt hur torv används i praktiken.

Lagringsprocesserna bidrar väldigt lite till den totala miljöpåverkan. För alla tre bränslena (flis, torv och kol) är lagringens bidrag obetydligt jämfört med förbränningen. För skogsflis är

lagringsprocesserna, uttryckt i miljöpoäng (Pt) och %, mellan 1,4–9,5 % av den totala påverkan och för kol och torv är påverkan från lagringen ännu mindre ca 0,01–0,5 %. Storskaliga lagringsplatser med asfalterad yta ger något högre påverkan (pga. asfaltproduktion), men även då är lagringsledet litet jämfört med resten av systemet. En asfalterad yta kan dock minska lagringsrelaterade förluster, men detta har inte utvecklats vidare i denna studie.

En annan slutsats från just de här modellerade systemen är att lagringstiden (1, 6 eller 12 månader) inte utgör någon mätbar skillnad där lagringstiderna 1, 6 och 12 månader ger samma single score-resultat för flis, torv och kol. Detta gäller även om förbränningen tas bort ur modellen. Utsläpp från lagringen är för små för att påverka, vilket betyder att det inte sker några relevanta förändringar i miljöpåverkan över lagringstiderna enligt den data som använts i den här studien. De klimatrelaterade (CO_2 , CH_4 , N_2O och CO) utsläppen från själva lagringen hade därför ingen betydande effekt.

Torrsubstansförluster har liten påverkan på totalresultatet. När torrsubstansförluster modellerades för 1, 6 och 12 mån ser man att påverkan ökar något över tid, men skillnaderna är små och ändrar inte rangordningen mellan de studerade bränslena.

Miljöpåverkan från småskaliga och storskaliga skogsflissystem är jämbördiga. Storskalig lagring ger något lägre total påverkan (ca 13,9 mPt (storskalig) och 14,7 mPt (med terminal) vs 16,8 mPt (småskalig)). Skillnaderna beror främst av pannstorlek då små pannor har sämre förbränningseffektivitet och ger mer partiklar jämfört med större pannor. Asfalterad yta ger dock lite högre miljöpåverkan. I praktiken är ändå systemen nästan miljömässigt likvärdiga. Det är valet av bränsle som är avgörande, inte lagringsmetoden.

Vi rekommenderar att man även borde studera torrsubstansförluster och förluster i andra delar av systemet, och i undersöka lagringstekniska lösningars inverkan på förluster och spill.

9. Källförteckning

1. Statistikcentralen. (2025). *Energy consumption in Finland 2024*. <https://stat.fi/en/publication/cm1klof66b63a07vwmtissyr>
2. Jord- och skogsbruksministeriet. (2025). *Användning av virke för energiproduktion*. <https://mmm.fi/sv/skogar/anvandning-av-tra/anvandning-av-virke-for-energiproduktion>
3. Svensk Torv. (2025). *Finland har torv i sitt beredskapslager – Sverige har inget lager alls*. <https://svensktorv.se/finland-har-torv-i-sitt-beredskapslager-sverige-har-inget-lager-all/>
4. Svensk Torv. (2025). *Energimyndigheten utreder torv som beredskapsbränsle*. <https://svensktorv.se/energimyndigheten-utreder-torv-som-beredskapsbransle/>
5. Naturvårdsverket. (2025). *Fossila bränslen*. [https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatombstallningen/omraden/klimatet-och-energin/fossila-branslen/](https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/omraden/klimatet-och-energin/fossila-branslen/)
6. Statsrådet. (2025). *Handel med utsläppsrätter för distribution av fossila bränslen inleds 2027*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/-/1410877/handel-med-utslappsratter-for-distribution-av-fossila-branslen-inleds-2027>
7. Försörjningsberedskapscentralen. (2025). *Säkerhetsupplagring av bräntorv*. <https://www.huoltovarmuuskeskus.fi/sv/a/forsorjningsberedskapscentralen-inleder-sakerhetsupplagring-av-branntorv>
8. Finlex. (2007). *Lag om skyddsupplag för bräntorv 321/2007*. <https://www.finlex.fi/eli?uri=http://data.finlex.fi/eli/sd/2007/321/ajantasa/2009-12-22/swe>
9. Finlex. (2007). *Statsrådets förordning om skyddsupplag för bräntorv 498/2007*. <https://www.finlex.fi/fi/lainsaadanto/2007/498?language=swe>
10. Leinonen, A. (Red.). (2010). *Turpeen tuotanto ja käyttö: Yhteenveto selvityksistä (VTT Tiedotteita 2550)*. VTT. <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>
11. Yle. (2020). *Medborgarinitiativ samlar namn för lag som förbjuder energiförbränning av torv*. <https://yle.fi/a/7-1482911>
12. Yle. (2024). *Torvens tid som bränsle är förbi*. <https://yle.fi/a/7-10060355>
13. Försörjningsberedskapscentralen. (2025). *Sammanställning av frågor från energiseminarier*. <https://www.huoltovarmuuskeskus.fi/files/499a3f5e2ea397b409cdb4f707dee5a1dd57d526/qa-sammanstallning-av-fragor-fran-energiseminarier.pdf>
14. Statsrådet. (2023). *Regeringsprogrammet – försörjningsberedskap*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/regeringar/regeringsprogrammet>
15. Statsrådet. (2023). *Regeringsprogrammet – torv och bioenergi*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/regeringar/regeringsprogrammet>
16. Finlex. (2019). *Lag om förbjudande av energiutvinning ur kol 416/2019*. <https://www.finlex.fi/eli/sd/2019/416>
17. Statsrådet. (2025). *Användningen av stenkol som energikälla i Finland upphör under våren*. <https://valtioneuvosto.fi/sv/-/1410877/anvandningen-av-stenkol-som-energikalla-i-finland-upphor-under-varen>

18. Anerud, E., & Eriksson, A. (2021). *Evaluation of an improved design for large-scale storage of wood chip and bark*. *Biomass and Bioenergy*, 154, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021>
19. Jansson, G. (2021). *Lagringslathund för biobränslen*. Svebio – Svenska Bioenergiföreningen.
20. Davis, S. C., Anderson-Teixeira, K. J., & DeLucia, E. H. (2009). *Life-cycle analysis and the ecology of biofuels*. *Trends in Plant Science*, 14(3), 140–146. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2008.12.006>
21. Skogen.se. (2026). *Skogsflis*. <https://www.skogen.se/glossary/skogsflis/>
22. Naturresursinstitutet (LUKE). (2026). *Skogsstatistik*. https://statdb.luke.fi/PxWeb/pxweb/en/LUKE/LUKE__met__06%20Metsavarat/1.22_P_uuston_keskitilavuus_metsamaalla.px/
23. Majabacka, P. (2025). Personlig kommunikation, ProAgria.
24. Egnell, G. (2013). Skogsbränsle. I Skogsskötselserien (Nr 17). s. 7. Skogsstyrelsen.
25. Ågren, K., Högbom, L., & Wilhelmsson, L. (2021). *Datainsamling till underlag för livscykelanalyser av svenskt skogsbruk* (Arbetsrapport 1086-2021). s. 14-16. Skogforsk. Skogforsk.
26. Majabacka, P. (2025). Personlig kommunikation, ProAgria.
27. Skogskunskap. (u.å.). Granbarkborre. <https://www.skogskunskap.se/skogsskador/insektsskador/granbarkborre/>
28. Jord- och skogsbruksministeriet. (u.å.). Tallvirke ska föras bort från skogen före juli. https://mmm.fi/-/tallvirke-ska-foras-bort-fran-skogen-fore-juli?languageld=sv_SE
29. Anerud, E., et al. (2019). *Dry matter losses during biomass storage*. IEA Bioenergy.
30. Anerud, E., & Eriksson, A. (2021). *Evaluation of an improved design for large-scale storage of wood chip and bark*. s.2. *Biomass and Bioenergy*, 154, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021>
31. Jansson, G. (2021). *Lagringslathund för biobränslen*. Svebio – Svenska Bioenergiföreningen.
32. Anerud, E., & Eriksson, A. (2021). *Evaluation of an improved design for large-scale storage of wood chip and bark*. *Biomass and Bioenergy*, 154, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021>
33. Sahoo, K., Bilek, E. M., & Mani, S. (2018). *Techno-economic and environmental assessments of storing woodchips and pellets*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 98, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.08.055>
34. Whittaker, C., et al. (2017). *Testing greenhouse gas emissions from wood chip storage heaps*. *BioEnergy Research*, 10, 353–362. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9800-9>
35. Wihersaari, M. (2005). *Aspects on bioenergy as a technical measure*, s.57. VTT Publications 564.
36. Ferrero, F., Malow, M., & Noll, M. (2011). *Temperature and gas evolution during wood chip storage*. *European Journal of Wood Products*, 69, 587–595. <https://doi.org/10.1007/s00107-010-0512-0>
37. Jylhä, P., Hytönen, J., & Alm, J. (2017). *CO₂ release and dry matter loss of Scots pine forest chips*, s. 42. *Biomass and Bioenergy*, 104, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.003>
38. Geronimo, C., et al. (2022). *Overlooked emissions from woody biomass storage*. *Fuel*, 319, 123839. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123839>

39. Whittaker, C., et al. (2016). *Dry matter losses and methane emissions during wood chip storage*. *BioEnergy Research*, 9(3), 820–835. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9728-0>
40. Hansen, K., et al. (2016). *Torvutvinningens miljöpåverkan* (IVL Rapport C 198), s. 11-13. IVL. <https://ivl.diva-portal.org/smash/get/diva2:1549766/FULLTEXT01.pdf>
41. Profu - Projektinriktad forskning och utveckling. (2018). *Klimatpåverkan från energitorv ur ett systemperspektiv*. <https://svensktorv.se/wp-content/uploads/2021/06/Huvudstudie-Torv-2018-06-29.pdf>
42. Strömberg, B., & Herstad Svärd, S. (2012). *Bränslehandboken*. Värmeforsk rapport 1234.
43. Sveriges geologiska undersökning. (2026). *Bergarter*. <https://www.sgu.se/om-geologi/berg/bergarter/>
44. Wikipedia. (2026). *Stenkol*. <https://sv.wikipedia.org/wiki/Stenkol>
45. Spath, P. L., Mann, M. K., & Kerr, D. R. (1999). *Life Cycle Assessment of Coal-Fired Power Production* (NREL/TP-570-25119). National Renewable Energy Laboratory.
46. Zhang, X. (2013). *Gaseous emissions from coal stockpiles* (CCC/213). IEA Clean Coal Centre. ISBN 978-92-9029-533-4.
47. Kozinc, J., Zupančič-Kralj, L., & Zapušek, A. (2004). *Evaluation of gas emissions from coal stockpile*. *Chemosphere*, 55(8), 1121–1126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.08.034>
48. Rydh, C. J., Lindahl, M., & Tingström, J. (2002). *Livscykelanalys: En metod för miljöbedömning*. Studentlitteratur.
49. SFS-EN ISO 14040:2006. *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*.
50. SFS-EN ISO 14044:2006/A2:2020. *Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*.
51. Miljögiraff. (2025). *Utbildningsmaterial i LCA*. <https://miljogiraff.se>
52. Ecoinvent. (2025). *System models*. <https://support.ecoinvent.org/system-models>
53. ISO. (2006). *ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment*. International Organization for Standardization.
54. PRé Sustainability. (2014). *Introduction to SimaPro*. <https://pre-sustainability.com/files/2014/05/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf>
55. PRé Sustainability. (2025). *Ecoinvent database*. <https://simapro.com/products/ecoinvent/>
56. PRé Sustainability. (2025). *Agri-footprint database*. <https://simapro.com/products/agri-footprint-database/>
57. Ecoinvent. (2024). *Ecoinvent v3.11*. <https://ecoinvent.org/ecoinvent-v3-11/>
58. Blonk Sustainability. (2022). *Agri-footprint 6 methodology*. <https://www.blonksustainability.nl>
59. Miljögiraff. (2025). *Miljöpåverkanskategorier i LCA*. <https://miljogiraff.se/kunskapshubb/miljopaverkanskategorier-i-lca-sa-forstar-vi-miljopaverkan/>
60. Naturresursinstitutet (LUKE). (u.å.). *Alueellinen metsäohjelma: Metsävarat Pohjanmaa*. <https://www.luke.fi/fi/documents/alueellinen-metsaohjelma-metsavarat-pohjanmaa>
61. Lehtikangas, P. (1999). *Lagringshandbok för trädbränslen* (2:a uppl.). SLU.

62. Hakkila, P. (1978). *Pienpuun korjuu polttoaineeksi*. Folia Forestalia 342.
63. Lieskoski, S. (2025). *Enkel lagringskostnadsberäkningar för biobränslen* (intern version).
64. Uitto Kalusto. (2025). *Peitepaperi*.
https://www.uittokalusto.fi/koneyrittajat/peitepaperi.html?srsId=AfmBOoppZDfm_cSgAr0lcangbof1N9XeUEgH2AUqEix4w2ErKEi8zb3l
65. Routa, J., Kolström, M., & Sikanen, L. (2018). *Dry matter losses in forest energy procurement*. *International Journal of Forest Engineering*, 29, 53–62.
<https://doi.org/10.1080/14942119.2018.1421332>
66. Anerud, E., Larsson, G., & Eliasson, L. (2020). *Storage of wood chips: Effect of Chip Size on Storage Properties*. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 41, 277–286.
<https://doi.org/10.5552/crojfe.2020.663>
67. Alakangas, E., et al. (2016). *Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia* (VTT Technology 258). VTT Technical Research Centre of Finland.
<https://publications.vtt.fi/pdf/technology/2016/T258.pdf>
68. Bioenergia ry. (2017). *Turpeen mittausopas*. <https://www.bioenergia.fi/wp-content/uploads/2020/05/Turpeen-mittausopas-Turpeen-mittauksen-neuvottelukunta-2017.pdf>
69. Alm, J., et al. (2007). *Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands*. *Boreal Environment Research*, 12, 191–209.
70. Turvetyöryhmä. (2021). *Turvetyöryhmän loppuraportti* (TEM 2021:24). Arbets- och näringsministeriet.
https://tem.fi/documents/1410877/67934370/Turvety%C3%B6ryhm%C3%A4n+loppuraportti_TEM_2021_24.pdf
71. Carpenter, A. M. (1999). *Management of coal stockpiles* (CCC/23). IEA Coal Research.

10. Bilagor

Bilaga 1. Skogsflis, processdata.....	79
Bilaga 2. Torv, processdata.....	84
Bilaga 3. Kol, processdata.....	87
Bilaga 4. Tabelldata.....	89

Bilaga 1. Skogsflis, processdata.

Baserat på Hakkila (1978)⁶² med omarbetning av Lieskoski (2025)⁶³ har följande torr-rådensitet och energivärden använts som grund för tall-, gran- och björkflis såväl som stamved av tall (se Tabell 5 och 6). Den funktionella enheten 1 MWh har beräknats utifrån torrsubstans och en fukthalt på 35%.

Tabell 5. Densitet och energiinnehåll för skogsflis vid fukthalten 0% och 35%.

Träd	Typ	TS (Fukthalt 0%)		Fukthalt 35 %	
		Torr-rådensitet (kg / m ³)	Energiinnehåll (MJ / kg TS)	Densitet (kg/m ³)	Energiinnehåll (MJ / kg)
Tall	Flis	395,0	20,17	607,7	12,26
Gran	Flis	430,0	19,57	661,5	11,86
Björk	Flis	487,5	19,35	750,0	11,72

Tabell 6. Omvandling till funktionella enheten 1 MWh baserat på proportionen av olika trädslag. Uträknat för en fukthalt på 0% (TS) och 35%.

Träd	Proportion	TS (Fukthalt 0%)		Fukthalt 35 %	
		kg / MWh	m ³ / MWh	kg / MWh	m ³ / MWh
Tall	45,4 %	81,08	0,205	133,45	0,220
Gran	32,3 %	59,44	0,138	98,04	0,148
Björk	22,3 %	41,50	0,085	68,51	0,091
Summa		182,02	0,429	299,99	0,459

Lagringsytorna har dimensionerats på basen av Jansson (2021)³¹ och Lehtikangas (1999)⁶¹, där följande dimensioner valts ut för denna studie (se Tabell 7 nedan). Densitetsvärden för tall har använts i utrymmesberäkningarna. Eftersom ett säkerhetsavstånd på 15 meter mellan flisstackarna är standard har ett säkerhetsavstånd på 8 meter till följande stack inkluderats i ytbehovet.

Tabell 7. Lagringsdimensionering. omvandlat till den funktionella enheten 1 MWh

	Dimensioner					För 1 MWh	
	Bredd (m)	Höjd (m)	Längd (m)	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Yta (m ²)	Volym (m ³)
Välta	3	3,5	20	60	210	0,156*	0,548*
Flishög	16	6	100	2400	7200	0,348**	1,043**

⁶² Hakkila, P. (1978). *Pienpuun korjuu polttoaineeksi*. Folia Forestalia 342.

⁶³ Lieskoski, S. (2025). *Enkel lagringskostnadsberäkning för biobränslen* (intern version).

* Stamved, tall och fukthalt på 50%. Densitet 780 kg/m³ och energiinnehåll på 8,43 MJ/kg
 ** Flis, tall och fukthalt på 35%. Densitet 608 kg/m³ och energiinnehåll på 12,25 MJ/kg.
 Volymen är beräknad som en triangel.

Ett fyra meter brett täckpapper med vikten 222 g/m² har använts⁶⁴, där en meter i vardera änden adderats till vältans omkrets. Tjockleken på lagren av krossgrus, grus och asfalt har baserats på personlig kommunikation med en terminalägare (se Tabell 8).

Tabell 8. Dimensionering av lagringsmaterial, omvandlat till den funktionella enheten 1 MWh

	Dimensioner				För 1 MWh	
	Bredd (m)	Längd (m)	Yta (m ²)	kg/m ²	Yta (m ²)	kg
Täckpapper	4	29	116	0,222	0,302	0,067

	Dimensioner		För 1 MWh		
	Tjocklek (mm)	kg/m ³	Yta (m ²)	Volym (m ³)	kg
Grus. 0-35 mm	100	1800	0,348	0,035	62,565
Grus. 0-100 mm	400	1800	0,348	0,139	250,258
Asfalt AB 16/120	50	2400	0,348	0,017	41,710

Torrsubstansförluster för stamved har beräknats med hjälp av formeln nedan, där förlusterna är baserade på medelvärden för övertäckt tall i Routa, Kolström & Sikanen (2018). Den ursprungliga fukthalten i materialet varierade mellan 54,0 – 59,7%.⁶⁵

$$CO_2 = V \rho f_c * 3,667 * DML \quad (1)$$

Där
 V = Biomassans volym,
 ρ = Torr-rådensiteten,
 f_c = Kolfraktion för torr biomassa = 0,5,
 DML = Torrsubstansförlust i %

⁶⁴ Uitto Kalusto. (2025). *Peitepapper*.

https://www.uittokalusto.fi/koneyrittajat/peitepaperi.html?srsltid=AfmBOoppZDfm_cSgAr0lcangbof1N9XeUEgH2AUqEix4w2ErKEi8zb3l

⁶⁵ Routa, J., Kolström, M., & Sikanen, L. (2018). *Dry matter losses in forest energy procurement*. *International Journal of Forest Engineering*, 29, 53–62.

<https://doi.org/10.1080/14942119.2018.1421332>

En koefficient på 45% har använts för omvandla mellan fast och löskubik och beakta luften i vältan. Med värdena $V = 0,45 * 210 \text{ m}^3$, $\rho = 390 \text{ kg/m}^3$ och ett medeltal för DML = 0,366% per månad, erhöles följande värden omvandlade till den funktionella enheten 1 MWh (se Tabell 9).

Tabell 9. Torrsubstansförluster och koldioxidutsläpp för stamved (tall) lagrad i vältan, Utsläppen omräknade till den funktionella enheten 1 MWh,

Lagringstid	Torrsubstansförlust, DML	Utsläpp [kg CO ₂ /MWh]
1 mån	0,366 %	1,25172
6 mån	2,196 %	7,51032
12 mån	4,392 %	15,02064

Som underlag för beräkningen av utsläpp från skogsflis har medelvärden för stamveds- och helträdsflis från tall refererade i Jylhä, Hytönen & Alm (2017)³⁷ använts. I artikeln konstaterar författarna att den största koldioxidavgången sker under den första månaden, då 4,8–8,3 kg koldioxid avges per fast kubik. Under en sex månaders lagringsperiod är samma mängd 9,3–10,8 kg koldioxid. På basen av dessa siffror har medelvärdet beräknats för månaderna ett och sex, och ett antagande för 12 månaders lagring har gjorts.

Torrsubstansförlusterna för skogsflis är beroende av en mängd faktorer (t.ex. trädart, lagringstid, lagringssätt, ursprunglig fukthalt i materialet), och värdena varierar följaktligen rikligt inom litteraturen. I brist på entydiga svar har värden från Anerud, Larsson & Eliasson (2020)⁶⁶ använts. Anerud et al. redogör för att torrsubstans-förlusterna för grövre stamvedsflis i medeltal var 1,4 % per halvår, medan förlusterna för finare- och stamvedsflis av medelstorlek i medeltal var 3,4 % per halvår. Värdena baserade sig på en sex månaders lagringsperiod, och antas vara linjära, där i huvudsak tall lagrats. Flisets ursprungsfukthalt varierade mellan 37,2–38,1 %, Ett medeltal om 2,4 % torrsubstansförlust per sex månader har valts i denna studie, och omräknats till en och tolv månaders lagringstid (se Tabell 10).

Tabell 10. Koldioxidutsläpp för skogsflis (tall) såväl som torrsubstansförluster (värden baserad i huvudsak på tall), Utsläppen omräknade till den funktionella enheten 1 MWh.

Lagringstid	Torrsubstansförlust, DML	Utsläpp [kg CO ₂ /fast m ³]	Utsläpp [kg CO ₂ /MWh]
1 mån	0,4 %	6,55	3,254036143
6 mån	2,4 %	10,05	4,992834082
12 mån	4,8 %	14,25	7,07939161

⁶⁶ Anerud, E., Larsson, G., & Eliasson, L. (2020). Storage of wood chips: Effect of Chip Size on Storage Properties. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 41, 277–286.
<https://doi.org/10.5552/crojfe.2020.663>

En sammanfattning över de processer som har använts i SimaPro, och de värden som har matats in i programmet kan ses i Tabell 11 nedan.

Tabell 11. Sammanfattning av processdata för skogsflis

	Process i Ecoinvent	Mängd	Enhet
	Koefficient som beaktar 85% panneffekt	$100/85 = 0,176$	
Skogsflis	Wood chips, wet, measured as dry mass {SE} softwood forestry, pine, sustainable forest management	$81,1 * 1,176 = 95,4$ (156,9)	kg TS kg vid fukthalt 35%
	Wood chips, wet, measured as dry mass {SE} softwood forestry, spruce, sustainable forest management	$59,4 * 1,176 = 69,9$ (115,3)	kg TS kg vid fukthalt 35%
	Wood chips, wet, measured as dry mass {SE} hardwood forestry, birch, sustainable forest management	$41,5 * 1,176 = 48,8$ (80,6)	kg TS kg vid fukthalt 35%
Lagring 1	Kraft paper {RER} market for kraft paper	$0,222 * 0,3 = 0,07$	kg
	Occupation, unspecified, natural (non-use)	0,156	m ²
	Carbon dioxide, biogenic	7,510	kg (6 mån)
Lagring 2	Occupation, unspecified, natural (non-use)	0,348	m ²
	Gravel, crushed {CH} market for gravel, crushed	62,6	kg
	Gravel, round {CH} market for gravel, round	250,3	kg
	Carbon dioxide, biogenic	4,99	kg (6 mån)
Småskaligt scenario			
Skogsflis	(se data för Skogsflis)		
Transport	Transport, tractor and trailer, agricultural {CH} transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, U → Diesel bytts ut från {CH} till {Europe without Switzerland}	$(300 * 1,176) * 35 = 12352,7$	kgkm
		$(300 * 1,176) * 1 = 352,9$	kgkm
Lagring 1	(se data för Lagring 1)		
Lagring 2, oasfalterad	(se data för Lagring 2)		
Förbränning	Heat, district or industrial, other than natural gas {CH} heat production, softwood chips from forest, at furnace 1000kW	1	MWh

Storskaligt scenario			
Skogsflis	(se data för Skogsflis)		
Transport	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	(300*1,176) * 50 = 17646,7	kgkm
Lagring 1	(se data för Lagring 1)		
Lagring 2, asfalterad	(se data för Lagring 2) + Mastic asphalt {GLO} market for mastic asphalt	41,7	kg
Förbränning	Heat, district or industrial, other than natural gas {CH} heat production, softwood chips from forest, at furnace 5000kW	1	MWh
Terminal scenario			
Transport	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	(300 * 1,176) * 60 = 21176,0 (300 * 1,176) * 60 = 21176,0	kgkm kgkm
Lagring 1	(se data för Lagring 1)		
Lagring 2, stamved, asfalterad	Occupation, unspecified, natural (non-use)	0,156	m ²
	Gravel, crushed {CH} market for gravel, crushed	28,2	kg
	Gravel, round {CH} market for gravel, round	112,6	kg
	Mastic asphalt {GLO} market for mastic asphalt	18,8	kg
Lagring 3, terminal	Occupation, unspecified, natural (non-use)	0,348	m ²
	Gravel, crushed {CH} market for gravel, crushed	62,6	kg
	Gravel, round {CH} market for gravel, round	250,3	kg
	Mastic asphalt {GLO} market for mastic asphalt	41,7	kg
	Carbon dioxide, biogenic	4,99	kg (6 mån)
Förbränning	Heat, district or industrial, other than natural gas {CH} heat production, softwood chips from forest, at furnace 5000kW	1	MWh

Bilaga 2. Torv, processdata

Fukt- och energivärdet på torv kan variera. I denna studie har värden för frästov tagits från Vapo (hänvisad i Alakangas⁶⁷), och omräknats till den funktionella enheten enligt tabellen nedan.

Tabell 12. Densitet och energiinnehåll för torv vid fukthalten 45,9%.

	Fukthalt	Energiinnehåll (MJ/ kg)	Densitet (kg/m ³)	1 MWh i kg
Frästov	45,9	9,8	313	367,3469

Den torkande torven förvaras i högar som vanligen är mellan 5000–50000 m³ stora, täcker ett område om 1000–10000 m² och har en höjd av 3–15 meter.⁶⁸ För att beräkna ytbehovet för den funktionella enheten, har ett medeltal av dessa dimensioner använts som grund för en exempelhög, varpå ytbehovet för en torvmängd motsvarande 1 MWh beräknats som 0,234726 m².

På basen av Alm et al. (2007)⁶⁹ har utsläppen av koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och dikväveoxid (N₂O) från torvhögar dimensionerats och beräknats om för den funktionella enheten enligt tabellen nedan. Antagandena om substansförluster har tagits från arbets- och näringsministeriets torvarbetsgrupps slutrapport.⁷⁰

Tabell 13. Förluster, såväl som utsläpp av CO₂, CH₄ och N₂O från torvlagring, Utsläppen omräknade till den funktionella enheten 1 MWh.

Lagringstid	Substansförluster	Utsläpp kg CO ₂ /MWh	Utsläpp kg CH ₄ /MWh	Utsläpp kg N ₂ O/MWh
1 mån (juli)	1,3 %	0,083	0,000003	0,000002
6 mån (jun-nov)	7,8 %	0,0923333	0,0000375	0,0000017
12 mån (jan-dec)	11,1 %	0,111	0,0001065	0,0000012

⁶⁷ Alakangas, E., et al. (2016). *Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia* (VTT Technology 258). VTT Technical Research Centre of Finland.

<https://publications.vtt.fi/pdf/technology/2016/T258.pdf>

⁶⁸ Bioenergia ry. (2017). *Turpeen mittausopas*. <https://www.bioenergia.fi/wp-content/uploads/2020/05/Turpeen-mittausopas-Turpeen-mittauksen-neuvottelukunta-2017.pdf>

⁶⁹ Alm, J., et al. (2007). *Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands*. *Boreal Environment Research*, 12, 191–209.

⁷⁰ Turvetyöryhmä. (2021). *Turvetyöryhmän loppuraportti* (TEM 2021:24). Arbets- och näringsministeriet.

https://tem.fi/documents/1410877/67934370/Turvety%C3%B6ryhm%C3%A4n+loppuraportti_TEM_2021_24.pdf

En sammanfattning över de processer som har använts i SimaPro, och de värden som har matats in i programmet kan ses i Tabell 14.

Tabell 14. Sammanfattning av processdata för torv

	Process i Ecoinvent	Mängd	Enhet
Transport	Transport. freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	367,3 * 110 = 40403	kgkm
	Transport, tractor and trailer, agricultural {CH} transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, U → Diesel bytts ut från {CH} till {Europe without Switzerland}	367,3 * 6 = 2203,8	kgkm
Lagring	Occupation, unspecified, natural (non-use)	0,2347	m ²
	Carbon dioxide, fossil	0,092	kg (6 mån)
	Methane, fossil	0,0000375	kg (6 mån)
	Dinitrogen monoxide, peat oxidation	0,0000017	kg (6 mån)
Förbränning	Burning of 1 kWh of peat [FI]. → Baserad på processen "Electricity production. peat FI" men omvandlad från el till värme med koefficient 0,4375	1	MWh

Bilaga 3. Kol, processdata.

Ett värmevärde på 27,9 MJ/kg har använts för stenkol, vilket gör att 128,986 kg kol behövs för den funktionella enheten 1 MWh.

Förluster i kolets värmevärde påverkas av huruvida de är vinter- eller sommarlagrat, där oxidationen påverkas av höga temperaturer och nederbörd. Studier refererade i Carpenter (1999)⁷¹ visar på att bituminöst kol lagrat över vintern förlorar 1,4 % av sitt värmevärde under det första året, medan kol som lagrats över sommaren förlorar 2,1 %. I Norden räknar man med att kol förlorar 1–2 % av sitt värmevärde under det första året. I denna studie har ett årsmedeltal på 1,5 % valts, medan 1 månads dimensionering är vald för juli och baserad på 2 % värmeförlust.

Utsläppen från lagringen av kol baseras på resultat från Kozinc et al (2004)⁴⁷, där utsläppen av koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och kolmonoxid (CO) från lagringen extrapolerats och räknats om till den funktionella enheten (se Tabell 15). Lagringsytan har även beräknats på basen av denna studie.

Tabell 15. Förluster, såväl som utsläpp av CO₂, CH₄ och CO från lagringen av kol. Utsläppen omräknade till den funktionella enheten 1 MWh,

Lagringstid	Procentuell förlust av värmevärde, %	Utsläpp kg CO ₂ /MWh	Utsläpp kg CH ₄ /MWh	Utsläpp kg CO /MWh
1 mån (juli)	0,17 %	0,000812739	0,0000000081	0,00000000968
6 mån (jun-nov)	0,75 %	0,000542436	0,0000000237	0,00000000310
12 mån (jan-dec)	1,5 %	0,000406299	0,0000000118	0,00000000155

Tabell 16 nedan visar de värden och processer som har använts i SimaPro för att modellera kolets livscykel.

⁷¹ Carpenter, A. M. (1999). *Management of coal stockpiles* (CCC/23). IEA Coal Research.

Tabell 16. Sammanfattning av processdata för kol

	Process i Ecoinvent	Mängd	Enhet
Transport	Transport, tractor and trailer, agricultural {CH} transport, tractor and trailer, agricultural Cut-off, U → Diesel bytts ut från {CH} till {Europe without Switzerland}	128,99 * 1 = 129	kgkm
Lagring	Occupation, unspecified, natural (non-use)	0,07	m ²
	Gravel, crushed {CH} market for gravel, crushed	50,576	kg
	Gravel, round {CH} market for gravel, round	12,644	kg
	Mastic asphalt {GLO} market for mastic asphalt	8,429	kg
	Carbon dioxide, fossil	0,000542436	kg (6 mån)
	Methane, fossil	0,0000000237	kg (6 mån)
	Carbon monoxide	0,0000000031	kg (6 mån)
Förbränning	Heat, district or industrial, other than natural gas {Europe without Switzerland} heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW	1	MWh

Bilaga 4. Tabelldata

Tabell 17. Single-score värden (mPt) för skogsflis (småskalig)

Select	Damage category	Unit	Total	Långtidslagring, Skogsflis_småska	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Transport, tractor and	Transport, tractor and	Lagring 1- Stamved	Lagring 2 - Flis vid användare	Heat, district or industrial, other
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	16,8	x	1,58	1,07	0,454	0,2	0,0057	0,00772	0,227	13,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,669	x	0,0179	0,0135	0,00622	0,0203	0,00058	0,000356	0,0121	0,597	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	0,878	x	0,116	0,0906	0,0429	0,0614	0,00175	0,00129	0,0495	0,515	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0882	x	0,00551	0,00392	0,00217	0,000592	1,69E-5	0,000105	0,00344	0,0725	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	8,26	x	0,0271	0,0186	0,00799	0,00466	0,000133	0,000398	0,0385	8,16	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,414	x	0,00974	0,0073	0,00344	0,0128	0,000367	0,00167	0,00612	0,374	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,172	x	0,0185	0,0115	0,00747	0,0005	1,43E-5	0,00146	0,00331	0,13	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,645	x	0,014	0,0106	0,00491	0,0195	0,000557	0,000213	0,00979	0,585	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,433	x	0,0279	0,0219	0,0106	0,00263	7,51E-5	0,000206	0,026	0,344	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,235	x	0,00227	0,00174	0,000839	0,00832	0,000238	6,6E-5	0,00261	0,219	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0508	x	0,00105	0,000683	0,00025	0,000152	4,33E-6	0,000116	0,00234	0,0462	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,16	x	1,22	0,798	0,322	0,000166	4,75E-6	0,00166	0,00426	0,816	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000628	x	9,43E-5	7,41E-5	3,5E-5	5,22E-5	1,49E-6	1E-6	3,69E-5	0,000333	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,04	x	0,0397	0,027	0,0153	0,0315	0,0009	0,000374	0,0169	0,909	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,546	x	0,0704	0,055	0,0259	0,0364	0,00104	0,000909	0,0334	0,323	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,196	x	0,00823	0,00654	0,0031	0,00041	1,17E-5	0,000198	0,0136	0,164	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0305	x	0,00221	0,00151	0,000822	0,000194	5,54E-6	0,000203	0,0049	0,0206	

Tabell 18. Single-score värden (mPt) för skogsflis (storskalig)

Select	Damage category	Unit	Total	Långtidslagring, Skogsflis_storska	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Transport, freight, lorry	Lagring 1- Stamved	Lagring 2 - Flis vid användare	Heat, district or industrial, other
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	13,9	x	1,58	1,07	0,454	0,302	0,00772	0,961	9,52
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,688	x	0,0179	0,0135	0,00622	0,0119	0,000356	0,0492	0,589
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	1,04	x	0,116	0,0906	0,0429	0,0953	0,00129	0,212	0,481
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0952	x	0,00551	0,00392	0,00217	0,00436	0,000105	0,014	0,0651
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	4,81	x	0,0271	0,0186	0,00799	0,0404	0,000398	0,116	4,6
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,415	x	0,00974	0,0073	0,00344	0,00546	0,000167	0,016	0,373
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,187	x	0,0185	0,0115	0,00747	0,00397	0,00146	0,0205	0,123
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,645	x	0,014	0,0106	0,00491	0,00822	0,000213	0,0243	0,583
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,413	x	0,0279	0,0219	0,0106	0,0295	0,000206	0,0529	0,27
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,233	x	0,00227	0,00174	0,000839	0,00427	6,6E-5	0,00841	0,216
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0521	x	0,00105	0,000683	0,00025	0,000073	0,000116	0,00377	0,0455
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,17	x	1,22	0,798	0,322	0,00277	0,00166	0,0109	0,815
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000915	x	9,43E-5	7,41E-5	3,5E-5	8,19E-5	1E-6	0,000306	0,000323
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,06	x	0,0397	0,027	0,0153	0,0196	0,000374	0,071	0,885
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,806	x	0,0704	0,055	0,0259	0,0614	0,000909	0,283	0,309
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,238	x	0,00823	0,00654	0,0031	0,013	0,000198	0,0586	0,149
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0434	x	0,00221	0,00151	0,000822	0,00146	0,000203	0,0199	0,0173

Tabell 19. Single-score värden (mPt) för skogsflis (storskalig + terminal)

Select	Damage category	Unit	Total	Långtidslagring, Skogsflis_storska	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Wood chips, wet, measured	Lagring 1- Stamved	Lagring 2 - Stamved vid	Lagring 3 - Flis vid terminal	Transport, freight, lorry	Heat, district or industrial, other
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	14,7	x	1,58	1,07	0,454	0,00772	0,433	0,961	0,726	9,52
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,727	x	0,0179	0,0135	0,00622	0,000356	0,0222	0,0492	0,0286	0,589
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	1,27	x	0,116	0,0906	0,0429	0,00129	0,0954	0,212	0,229	0,481
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,108	x	0,00551	0,00392	0,00217	0,000105	0,0063	0,014	0,0105	0,0651
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	4,92	x	0,0271	0,0186	0,00799	0,000398	0,0524	0,116	0,0969	4,6
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,43	x	0,00974	0,0073	0,00344	0,000167	0,00719	0,016	0,0131	0,373
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,202	x	0,0185	0,0115	0,00747	0,00146	0,00925	0,0205	0,00953	0,123
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,668	x	0,014	0,0106	0,00491	0,000213	0,0109	0,0243	0,0197	0,583
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,478	x	0,0279	0,0219	0,0106	0,000206	0,0238	0,0529	0,0707	0,27
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,243	x	0,00227	0,00174	0,000839	6,6E-5	0,00378	0,00841	0,0103	0,216
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0548	x	0,00105	0,000683	0,00025	0,000116	0,0017	0,00377	0,00175	0,0455
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,18	x	1,22	0,798	0,322	0,00166	0,00489	0,0109	0,00664	0,815
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,00117	x	9,43E-5	7,41E-5	3,5E-5	0,000138	0,000306	0,000196	0,000323	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,12	x	0,0397	0,027	0,0153	0,000374	0,032	0,071	0,047	0,885
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	1,02	x	0,0704	0,055	0,0259	0,000909	0,127	0,283	0,147	0,309
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,283	x	0,00823	0,00654	0,0031	0,000198	0,0264	0,0586	0,0311	0,149
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0544	x	0,00221	0,00151	0,000822	0,000203	0,00896	0,0199	0,0035	0,0173

Tabell 20. Single-score värden (mPt) för torv

Network Tree Impact assessment Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview									
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score									
Skip categories: Never									
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category									
Select	Damage category	Unit	Total	Långtidslagring_ Torv	Transport, freight, lorry	Transport, tractor and	Lagring 1 - Torv	Förbränning av torv	
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	24,1	x	0,692	0,0356	0,00326	23,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	1,68	x	0,0273	0,00363	x	1,65	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	12,8	x	0,218	0,0109	0,00262	12,6	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,569	x	0,00998	0,000106	4,06E-9	0,559	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	0,315	x	0,0925	0,000832	x	0,221	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,317	x	0,0125	0,00229	x	0,302	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,0581	x	0,00909	8,93E-5	x	0,0489	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,479	x	0,0188	0,00348	x	0,457	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,14	x	0,0675	0,000469	x	0,0723	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,281	x	0,00979	0,00148	2,64E-7	0,269	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0257	x	0,00167	2,7E-5	x	0,024	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	0,0104	x	0,00633	2,97E-5	0,000643	0,00339	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000268	x	0,000187	9,32E-6	x	7,07E-5	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	0,743	x	0,0448	0,00562	4,43E-7	0,692	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	6,25	x	0,141	0,0065	x	6,11	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,0644	x	0,0297	7,31E-5	x	0,0346	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,3	x	0,00334	3,46E-5	x	0,297	

Tabell 21. Single-score värden (mPt) för kol

Network Tree Impact assessment Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview									
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score									
Skip categories: Never									
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category									
Select	Damage category	Unit	Total	Långtidslagring_ Kol-ny	Lagring 1 - kol	Transport, tractor and	Heat, district or industrial, other		
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	39,4	x	0,194	0,00208	39,2		
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	4,43	x	0,00995	0,000212	4,42		
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	13,3	x	0,0428	0,000641	13,2		
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,29	x	0,00283	6,18E-6	0,287		
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	7,3	x	0,0235	4,87E-5	7,28		
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,752	x	0,00323	0,000134	0,748		
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	4,09	x	0,00415	5,23E-6	4,09		
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	1,06	x	0,0049	0,000204	1,06		
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,315	x	0,0107	2,74E-5	0,304		
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,488	x	0,0017	8,68E-5	0,486		
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0882	x	0,000761	1,58E-6	0,0874		
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	0,0554	x	0,00219	1,74E-6	0,0532		
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000522	x	6,19E-5	5,45E-7	0,000459		
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,72	x	0,0143	0,000329	1,71		
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	5,41	x	0,0572	0,00038	5,35		
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,101	x	0,0118	4,28E-6	0,0891		
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0621	x	0,00402	2,02E-6	0,0581		

Tabell 22. Miljöpoängsvärden (mPt) för skogsflis (småskalig, storskalig, terminal+storskalig), torv och kol

Impact assessment								
Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview Unequivalent products								
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score								
Skip categories: Never								
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category								
Select	Damage category	Unit	Långtidslagring_Sko gsflis_småskalig	Långtidslagring_Sko gsflis_storskalig	Långtidslagring_Sko gsflis_storskalig+ter	Långtidslagring_Tor v	Långtidslagring_Kol -ny	
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	16,8	13,9	14,7	24,1	39,4	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,669	0,688	0,727	1,68	4,43	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	0,878	1,04	1,27	12,8	13,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0882	0,0952	0,108	0,569	0,29	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	8,26	4,81	4,92	0,315	7,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,414	0,415	0,43	0,317	0,752	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,172	0,187	0,202	0,0581	4,09	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,645	0,645	0,668	0,479	1,06	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,433	0,413	0,478	0,14	0,315	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,235	0,233	0,243	0,281	0,488	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0508	0,0521	0,0548	0,0257	0,0882	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,16	3,17	3,18	0,0104	0,0554	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000628	0,000915	0,00117	0,000268	0,000522	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,04	1,06	1,12	0,743	1,72	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,546	0,806	1,02	6,25	5,41	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,196	0,238	0,283	0,0644	0,101	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0305	0,0434	0,0544	0,3	0,0621	

Tabell 23. Skadebedömning för skogsflis (småskalig, storskalig, terminal+storskalig), torv och kol

Impact assessment								
Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview Unequivalent products								
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score								
Skip categories: Never								
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category								
Select	Damage category	Unit	Långtidslagring_ Skogsflis_småska	Långtidslagring_ Skogsflis_storska	Långtidslagring_ Skogsflis_storska	Långtidslagring_ Torv	Långtidslagring_ Kol-ny	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mol H+ eq	0,599	0,617	0,652	1,51	3,97	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	kg CO2 eq	31,5	37,2	45,4	460	476	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	CTUe	261	281	318	1,68E3	856	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	disease inc.	5,49E-5	3,2E-5	3,27E-5	2,09E-6	4,85E-5	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	kg N eq	0,273	0,274	0,284	0,209	0,496	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	kg P eq	0,0099	0,0107	0,0116	0,00333	0,235	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mol N eq	3,07	3,07	3,18	2,28	5,07	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	CTUh	3,51E-7	3,34E-7	3,87E-7	1,14E-7	2,55E-7	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	CTUh	1,64E-6	1,63E-6	1,7E-6	1,96E-6	3,41E-6	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	kBq U-235 eq	4,28	4,39	4,62	2,16	7,43	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	Pt	3,26E4	3,27E4	3,28E4	107	572	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	kg CFC11 eq	5,21E-7	7,59E-7	9,69E-7	2,22E-7	4,33E-7	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	0,89	0,904	0,955	0,635	1,47	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	MJ	427	629	796	4,89E3	4,23E3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	0,000166	0,000201	0,000238	5,42E-5	8,51E-5	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	m3 depriv.	4,11	5,85	7,33	40,4	8,37	

Tabell 24. Tabellvärden för lagringsmodulernas klimatpåverkan, uttryckt i μPt

Impact assessment Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview Unequivalent products									
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score									
Skip categories: Never									
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category									
Select	Damage category	Unit	Lagring 1 - Stamved	Lagring 2 - Flis vid användare	Lagring 2 - Flis vid användare	Lagring 2 - Stamved vid	Lagring 1 - Torv	Lagring 1 - kol	
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	μPt	7,72	227	961	433	3,26	194	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	μPt	0,356	12,1	49,2	22,2	x	9,95	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	μPt	1,29	49,5	212	95,4	2,62	42,8	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	μPt	0,105	3,44	14	6,3	4,06E-6	2,83	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	μPt	0,398	38,5	116	52,4	x	23,5	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	μPt	0,167	6,12	16	7,19	x	3,23	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	μPt	1,46	3,31	20,5	9,25	x	4,15	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	μPt	0,213	9,79	24,3	10,9	x	4,9	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	μPt	0,206	26	52,9	23,8	x	10,7	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	μPt	0,066	2,61	8,41	3,78	0,000264	1,7	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	μPt	0,116	2,34	3,77	1,7	x	0,761	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	μPt	1,66	4,26	10,9	4,89	0,643	2,19	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	μPt	0,001	0,0369	0,306	0,138	x	0,0619	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	μPt	0,374	16,9	71	32	0,000443	14,3	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	μPt	0,909	33,4	283	127	x	57,2	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	μPt	0,198	13,6	58,6	26,4	x	11,8	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	μPt	0,203	4,9	19,9	8,96	x	4,02	

Tabell 25. Känslighetsanalys för variationen i utsläppen (sex månader) för skogflis (storskalig lagring) där värdena varierats med -100 %, -50 %, referensvärdet (6 månader), +50 %, +100 % och +1000%.

Impact assessment Inventory Process contribution Setup Checks (539) Product overview Unequivalent products									
Characterization Damage Assessment Normalization Weighting Single score									
Skip categories: Never									
<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category									
Select	Damage category	Unit	-100%	-50%	6 månader	+ 50%	+ 100%	+ 1000%	
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,688	0,688	0,688	0,688	0,688	0,688	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0952	0,0952	0,0952	0,0952	0,0952	0,0952	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	4,81	4,81	4,81	4,81	4,81	4,81	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,415	0,415	0,415	0,415	0,415	0,415	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,187	0,187	0,187	0,187	0,187	0,187	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,645	0,645	0,645	0,645	0,645	0,645	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,413	0,413	0,413	0,413	0,413	0,413	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,233	0,233	0,233	0,233	0,233	0,233	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0521	0,0521	0,0521	0,0521	0,0521	0,0521	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,17	3,17	3,17	3,17	3,17	3,17	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000915	0,000915	0,000915	0,000915	0,000915	0,000915	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,806	0,806	0,806	0,806	0,806	0,806	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,238	0,238	0,238	0,238	0,238	0,238	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0434	0,0434	0,0434	0,0434	0,0434	0,0434	

Tabell 26. Single score (mPt) tabellvärden för storskalig långtidslagring av skogsflis (1, 6 och 12 mån), torv (1, 6 och 12 mån), och stenkol (1, 6 och 12 mån)

Impact assessment												
Inventory		Process contribution		Setup		Checks (539)		Product overview		Unequivalent products		
Characterization		Damage Assessment		Normalization		Weighting		Single score				
Skip categories		Never										
										<input type="checkbox"/> Default units <input type="checkbox"/> Exclude long-term emissions <input type="checkbox"/> Per impact category		
Select	Damage category	Unit	Långtidslagring_ Skogsflis_storska	Långtidslagring_ Skogsflis_storska	Långtidslagring_ Skogsflis_storska	Långtidslagring_ Torv-1 mån-TS	Långtidslagring_ Torv-6 mån-TS	Långtidslagring_ Torv-12 mån-TS	Långtidslagring_ Kol-1mån-TS	Långtidslagring_ Kol-6mån-TS	Långtidslagring_ Kol-12mån-TS	
<input checked="" type="checkbox"/>	Total	mPt	14	14,4	14,8	24,4	25,9	26,7	39,5	39,7	39,7	
<input checked="" type="checkbox"/>	Acidification	mPt	0,689	0,691	0,693	1,7	1,81	1,86	4,44	4,46	4,47	
<input checked="" type="checkbox"/>	Climate change	mPt	1,17	1,4	1,69	13	13,8	14,2	13,3	13,3	13,4	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ecotoxicity, freshwater	mPt	0,0953	0,0959	0,0966	0,576	0,612	0,631	0,29	0,291	0,292	
<input checked="" type="checkbox"/>	Particulate matter	mPt	4,81	4,82	4,82	0,317	0,332	0,339	7,31	7,34	7,36	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, marine	mPt	0,415	0,416	0,417	0,321	0,34	0,35	0,753	0,756	0,757	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, freshwater	mPt	0,187	0,189	0,191	0,0587	0,0619	0,0635	4,1	4,11	4,12	
<input checked="" type="checkbox"/>	Eutrophication, terrestrial	mPt	0,646	0,647	0,649	0,485	0,515	0,53	1,07	1,07	1,07	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, cancer	mPt	0,413	0,417	0,421	0,141	0,146	0,148	0,315	0,317	0,317	
<input checked="" type="checkbox"/>	Human toxicity, non-cancer	mPt	0,234	0,234	0,234	0,284	0,302	0,311	0,489	0,491	0,492	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ionising radiation	mPt	0,0521	0,0522	0,0523	0,026	0,0276	0,0283	0,0883	0,0887	0,0889	
<input checked="" type="checkbox"/>	Land use	mPt	3,18	3,27	3,38	0,0104	0,0107	0,0108	0,0555	0,0557	0,0558	
<input checked="" type="checkbox"/>	Ozone depletion	mPt	0,000918	0,000928	0,000942	0,000268	0,000273	0,000275	0,000522	0,000524	0,000525	
<input checked="" type="checkbox"/>	Photochemical ozone formation	mPt	1,06	1,06	1,07	0,752	0,797	0,82	1,72	1,73	1,73	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, fossils	mPt	0,807	0,815	0,825	6,33	6,73	6,93	5,42	5,44	5,45	
<input checked="" type="checkbox"/>	Resource use, minerals and metals	mPt	0,239	0,24	0,241	0,0648	0,0671	0,0682	0,101	0,101	0,102	
<input checked="" type="checkbox"/>	Water use	mPt	0,0435	0,0437	0,044	0,304	0,323	0,333	0,0622	0,0625	0,0626	