

# Elinkaarimetodiikkojen nykytila, hyvät käytännöt ja kehitystarpeet

Riina Antikainen (toim.)



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN  
RAPORTTEJA 7 | 2010

# Elinkaarimetodiikkojen nykytila, hyvät käytännöt ja kehitystarpeet

**Riina Antikainen (toim.)**

Paikkakunta 2010

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 7 | 2010  
Suomen ympäristökeskus

Taitto: Liisa lamminpää

Julkaisu on saatavana vain internetistä:  
[www.ymparisto.fi/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/julkaisut)

ISBN 978-952-11-3734-1 (PDF)  
ISSN 1796-1726 (verkkokj.)

## ALKUSANAT

Elinkaariarviointi ja muut elinkaariajatteluun perustuvat menetelmät ovat nousseet yhä tärkeämpään rooliin tuotteiden ja palveluiden suunnittelussa. Elinkaariarviointi tähtää monimutkaisten kokonaisuuksien hallintaan, minkä vuoksi menetelmään liittyy monia avoimia kysymyksiä. Elinkaarimetodiikat ovat ja tulevat olemaan jatkuvan kehitystyön kohteena.

Alkukesästä 2009 alkoi Elinkaarimetodiikkojen foorumi yritysten päätöksenteon tueksi (FINLCA) -hanke. Sen tavoitteena on selventää elinkaarimetodiikkoihin liittyviä kysymyksiä ja luoda vuorovaikutuksessa yritysten kanssa strategisen suunnittelun ja päätöksenteon pohjaksi yleinen ratkaisumalli, jonka avulla voidaan arvioida, mitä elinkaarimetodiikkaa kulloinkin voidaan käyttää. Lisäksi tutkitaan sitä, mitkä ovat hyvät käytännöt uusien tuotteiden ympäristötehokkuuden arvioinnissa ja miten tuloksia voidaan tulkita ja soveltaa epävarmuudet huomioon ottaen sekä miten epävarmuuksia voidaan vähentää käyttämällä apuna muita, vakiintuneita teknistieteellisiä menetelmiä.

FINLCA-hanketta koordinoi Suomen ympäristökeskus (SYKE), ja siihen osallistuvat muut tutkimuslaitokset ovat VTT, Åbo Akademi, Oulun yliopisto ja Aalto-yliopiston teknillinen korkeakoulu. Hankkeen päärahoittaja on Tekes, ja muut rahoittajat Metsäteollisuus ry, Suomen Uusiomuovi ry, Scandinavian Copper Development Association, Outotec Oyj, Metallinjalostajat ry, Neste Oil Oyj, Teknologiateollisuus ry ja Tikkurila Oyj.

Tämä selvitys on FINLCA-hankkeen ensimmäisen työpaketin raportti. Kirjoittamiseen ovat osallistuneet Sirkka Koskela, Marja-Riitta Korhonen, Tuomas Mattila ja Riina Antikainen (SYKE), Laura Sokka ja Sampo Soimakallio (VTT), Jyrki Heino (Oulun yliopisto) sekä Harri Nordlund (Aalto-yliopiston teknillinen korkeakoulu). Riina Antikainen on koornut ja toimittanut raportin.

Kiitämme FINLCA-hankkeen rahoittajia ja kaikkia raporttia kommentoineita henkilöitä, erityisesti hankkeen johtoryhmäläisiä ja toivomme, että raportti on hyödyllinen kaikille elinkaarimetodiikkojen kysymyksistä kiinnostuneille.

Maaliskuussa 2010

Tekijät



## SISÄLLYS

<b>Alkusanat</b> .....	3
<b>Sisällys</b> .....	5
<b>I Johdanto</b> .....	11
<i>Riina Antikainen, Tuomas Mattila</i>	
1.1 Tausta .....	11
1.2 FINLCA-hanke .....	13
1.3 Selvityksen tavoitteet .....	13
1.4 Yksinkertainen elinkaariesimerkki – oluen tuotanto .....	14
<b>2 Elinkaariarviointi ja sen käyttö</b> .....	16
<i>Sirkka Koskela, Laura Sokka, Marja-Riitta Korhonen, Tuomas Mattila ja Sampo Soimakallio</i>	
2.1 Elinkaariarvioinnin standardikehikko .....	16
2.1.1 ISO-standardit (14040-sarja) .....	16
2.1.2 International Life Cycle Data system (ILCD) -käsikirja .....	18
2.1.3 Yksinkertaistettu (streamlined) LCA .....	19
2.1.4 Standardoituja sovelluskohteita .....	19
2.2 Tietokannat ja ohjelmistot .....	21
2.2.1 Tietokannat .....	21
2.2.2 Ohjelmistot .....	22
2.2.3 Ohjelmistojen ja tietokantojen soveltuvuus suomalaisiin tapaustarkasteluihin .....	23
2.3 Vaikutusarviointi .....	24
2.3.1 Mallinnuksen periaatteet .....	24
2.3.2 Vaikutusten laskenta .....	25
2.3.3 Vaikutusten paikkakohtaisuus .....	26
2.3.4 Vaikutusten ajallinen eroavaisuus .....	27
2.3.5 Vaikutusarviointimenetelmiä .....	27
2.4 LCA:n erityiskysymykset .....	32
2.4.1 Kaksi lähestymistapaa: haitanjaollinen ja seurausvaikutuksellinen LCA .....	32
2.4.2 Systemirajaukset .....	34
2.4.3 Allokointimenettelyt .....	35
2.4.4 Sivutuotteet ja kierrätys .....	36
2.4.5 Epävarmuudet .....	38
2.5 Ympäristölaajennetun panos-tuotosmallin käyttö elinkaariarvioinnissa .....	39
2.6 LCA:n kehitysnäkymät .....	42
2.6.1 LCA-menetelmien kehittäminen .....	42
2.6.1.1 Inventaaritietokannat .....	42
2.6.1.2 Vaikutusarviointimenetelmät .....	43
2.6.2 Yksinkertaistetut vaikutusindikaattorit .....	44
2.6.3 Strategiset kansainväliset hankkeet .....	45

<b>3 Materiaalien ympäristöominaisuuksia ennakoivat termodynaamiset menetelmät</b> .....	50
<i>Jyrki Heino, Harri Nordlund</i>	
3.1 Aine- ja energiataseet termodynaamisissa tarkasteluissa .....	51
3.1.1 Raaka-aineet .....	52
3.1.2 Energia ja polttoaineet .....	52
3.1.3 Valmistusprosessin kuvaus .....	52
3.1.4 Tuotteet, sivutuotteet ja uusioraaka-aineet .....	52
3.1.5 Ylijäämäenergia .....	53
3.1.6 Kiinteät, kaasumaiset ja nestemäiset jätteet .....	53
3.1.7 Ilmaan, veteen ja maahan joutuvat päästöt .....	53
3.2 Termodynaamiset menetelmät elinkaariarvioinnissa .....	54
3.2.1 Energia .....	55
3.2.2 Entropia .....	55
3.2.3 Exergia .....	56
3.2.4 Emergia .....	56
3.3 Eri menetelmien vertailukelpoisuus ja tulosten yhteiskäyttö .....	57
3.3.1 Energia vs. exergia .....	57
3.3.2 Entropia vs. exergia .....	57
3.3.3 Emergia vs. exergia .....	57
3.3.4 Termodynaamisten menetelmien yhteiskäyttö ISO-LCA:n kanssa .....	58
3.4 Mineraalisten aineiden ympäristövaikutusten ennakointi .....	59
3.5 Yhteenveto ja johtopäätökset .....	60
<b>4 Muut elinkaarijohtamista tukevat menetelmät</b> .....	62
<i>Tuomas Mattila, Riina Antikainen</i>	
4.1 Hiilijalanjälki .....	63
4.2 Ekologinen jalanjälki .....	64
4.3 Vesijalanjälki .....	65
4.4 Materiaalinkulutus – ekologinen selkäreppu .....	68
4.5 Ainevirta-analyysi .....	70
4.6 Yhteenveto .....	71
<b>5 Yhteenveto ja johtopäätelmät</b> .....	73
<b>Liitteet</b> .....	76
Liite 1. Euroopan komission listaus elinkaariarvioinnin tietokannoista .....	76
Liite 2. Euroopan komission listaus elinkaariarvioinnin ohjelmistoista .....	77
Liite 3. Katodikuparin tuotanto liekkisulatusmenetelmällä .....	80
<b>Kuvailulehdet</b> .....	81
Kuvailulehti .....	81
Presentationsblad .....	82
Documentation page .....	83

## TERMIT JA LYHENTEET

<b>Attributional life cycle assessment</b>	Haitanjakoelinkaariarviointi
<b>Bees</b>	Rakentamisen elinkaariohjelmisto
<b>Allokointi</b>	Syötteiden ja päästöjen kohdentaminen tuotteille ja toiminnolle
<b>BSI</b>	British Standards Institution, Brittiläinen standardointi-instituutti
<b>CALCAS</b>	The EU 6 <sup>th</sup> Framework Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability -hanke
<b>CED</b>	Cumulative Energy Demand, energiatarkasteluissa käytettävä menetelmä, jossa otetaan huomioon myös tuotannosta syntyvien jätteiden hävittämiseen kuluva energia
<b>CEENE</b>	Cumulative exergy extraction from the natural environment
<b>CEXD</b>	Cumulative Exergy Demand
<b>CML</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>CO<sub>2</sub>-ekv.</b>	CO <sub>2</sub> -ekvivalentti, kasvihuonekaasujen yhteismitta perustuen säteilypakotteeseen tietyn ajanjakson aikana
<b>CoC</b>	Chain of Custody, hankintaketju
<b>Consequential life cycle assessment</b>	Seurausvaikutuselinkaariarviointi
<b>Cradle-to-gate</b>	Kehdosta portille
<b>Cut-off rules</b>	Rajaussäännöt
<b>DfE</b>	Design for Environment, ympäristömyötäinen tuotekehitys
<b>Distance to target approach</b>	Etäisyys tavoitteesta -menettely vaikutusarvioinnissa
<b>DPSIR</b>	Driver-pressure-state-impact-response, muutosten takana olevat taustavoimat-kohdistuvat paineet-tilan muutokset-näiden muutosten vaikutukset-tehdyt toimenpiteet
<b>ECEC</b>	Ecological Cumulative Exergy Consumption
<b>Ecodesign</b>	Ympäristömyötäinen tuotesuunnittelu
<b>Eco-Indicator99</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>Ecoinvent</b>	Yksi elinkaaritietokanta
<b>EDIP</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>EEA</b>	Extended Exergy Accounting
<b>EIO-LCA</b>	Economic Input-Output Life Cycle Assessment, panos-tuotosperustainen elinkaariarviointi
<b>ELCA</b>	Exergetic Life-Cycle Analysis
<b>ELCD</b>	European LCA Data Network, EU:n elinkaaritiedon verkosto ja tietokanta
<b>EMAS</b>	Eco-Management and Audit Scheme, yksityisen sektorin sekä julkishallinnon yrityksille ja organisaatioille tarkoitettu vapaaehtoinen ympäristöjärjestelmä
<b>Emergia</b>	Embodied energy, se käytettävä (aurinko-)energian määrä, joka vaaditaan tiettyyn energia- tai ainevirtaan tai -varastoon
<b>Endpoint</b>	Loppupistemenetelmä vaikutusarvioinnissa
<b>ENVIMAT</b>	Suomen kansantalouden ympäristövaikutukset -hanke
<b>Environmental Impact Estimator</b>	Rakentamisen elinkaariohjelmisto
<b>EPD</b>	Ympäristötuoteseloste
<b>EPS</b>	Vaikutusarviointimenetelmä

<b>EROI</b>	Energy Return on Investment, energialähteestä saatavan hyötyenergian ja tämän tuotantoon käytetyn energian suhde
<b>EU</b>	Euroopan Unioni
<b>Eurobarometri</b>	Laaja kysely, jossa tutkitaan eurooppalaisten mielipiteitä
<b>European Platform on Life Cycle Assessment</b>	Euroopan komission hanke elinkaariarvioinnin kehittämiseksi
<b>Exergia</b>	Käytettävissä oleva energia, suurin mahdollinen määrä työtä, joka saadaan energia- tai materiaalivirrasta sen tullessa tasapainotilaan ympäristönsä kanssa
<b>EXIOPOL</b>	Hanke, joka pyrkii tuottamaan useille maille ympäristölaajennetut panos-tuotostaulut
<b>FINLCA</b>	Elinkaarimetodiikkojen foorumi yritysten päätöksen tueksi -tutkimushanke
<b>Functional unit</b>	Toiminnallinen yksikkö, vertailuyksikkö LCA:ssa
<b>GaBi</b>	Yksi elinkaarilaskentaohjelma
<b>Geneerinen</b>	Ei-paikallinen
<b>Globaalihehtaari</b>	Se keskimääräinen tuottavan maan pinta-alan, joka tarvitaan resurssien tuottamiseen ja jätteiden käsittelyyn, ekologisen jalanjäljen yksikkö
<b>GPP</b>	Green Public/Private Procurement, ympäristömyötäinen hankinta
<b>Hybridi-LCA</b>	Panos-tuotostaulun ja LCA:n yhdistelmä
<b>ILCD</b>	International Life Cycle Data System, käsikirja elinkaariarvioinnin ohjeistukseen
<b>Impact 2002+</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>IO-analyysi</b>	Input-Output -analyysi, panos-tuotos -analyysi
<b>IPP</b>	Integrated Product Policy
<b>ISO</b>	International Organization for Standardization, kansainvälinen standardointijärjestö
<b>IVL</b>	Svenska Miljöinstitutet, Institut för Vatten och Luft
<b>JEPIX</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>JRC</b>	Joint Research Centre, Euroopan komission alainen tutkimuskeskus
<b>KCL-Eco</b>	Yksi elinkaarilaskentaohjelma
<b>KEPI</b>	Key Environmental Performance Indicators
<b>KPI</b>	Key Performance Indicators
<b>LCA</b>	Life Cycle Assessment, elinkaariarviointi
<b>LCA database</b>	Elinkaaritietokannat
<b>LCA software</b>	Elinkaarilaskentaohjelmistot
<b>LCA tools</b>	Elinkaarilaskentaohjelmistot
<b>LCC</b>	Life Cycle Costing, elinkaaren aikaiset kustannukset
<b>LCI</b>	Life Cycle Inventory, elinkaari-inventaario
<b>LCIA</b>	Life Cycle Impact Assessment, elinkaariarvioinnin vaikutusarviointi
<b>LCM</b>	Life Cycle Management, elinkaaren hallinta
<b>LCSA</b>	Life Cycle Sustainability Analysis
<b>LIME</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>LUCAS</b>	Vaikutusarviointimenetelmä

<b>Luomu</b>	Luonnonmukainen
<b>MEEuP</b>	Methodology study for Ecodesign of Energy-using Products, EU:lle kehitetty menetelmä energiaa käyttävien tuotteiden evaluointiin
<b>MFA</b>	Material Flow Analysis, materiaalivirta-analyysi
<b>Midpoint</b>	Keskipistemenetelmä vaikutusarvioinnissa
<b>MIPS</b>	Material Intensity Per Service (unit), materiaalipanos / palvelusuorite
<b>MIT</b>	Materiaali-intensiteettikerroin MIPSissä
<b>Monte Carlo -simulaatio</b>	Menetelmä epävarmuuden tarkastelun avuksi
<b>Multi-input prosessi</b>	Prosessi vastaanottaa useita jätetuotteita
<b>Multi-output prosessi</b>	Prosessi tuottaa useita tuotteita
<b>PAS</b>	Publicly Available Specification, julkinen spesifikaatio, standardinomainen dokumentti
<b>PROSUITE</b>	Development and application of a standardized methodology for the PROspective SUstainability assessment of Technologies -hanke
<b>ReCiPe</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>RTS</b>	Rakennustietosäätö
<b>RT-ympäristöseloste</b>	Rakennustuotteen ympäristöseloste
<b>SETAC</b>	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
<b>SFA</b>	Substance Flow Analysis, ainevirta-analyysi
<b>SimaPro</b>	Yksi elinkaarilaskentaohjelma
<b>Streamlined LCA</b>	Yksinkertaistettu LCA
<b>Swiss Ecoscarcity</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>Tekes</b>	Teknologian ja innovaatioiden kehittämiskeskus
<b>Tuotejärjestelmä</b>	Sarja yksikköprosesseja, jotka yhdessä kuvaavat tuotteen elinkaarta, ja joita yhdistävät materiaali- ja energiavirrat (syötteen ja tuotokset).
<b>TRACI</b>	Vaikutusarviointimenetelmä
<b>Tyypin I ympäristömerkki</b>	Standardin EN-ISO 14024:2000 mukaiset ympäristömerkit
<b>Tyypin II ympäristömerkki</b>	Standardin SFS-EN ISO 14021 mukaiset ympäristömerkit
<b>Tyypin III ympäristöseloste</b>	Standardin ISO 14025 mukaiset ympäristöselosteet
<b>Umberto</b>	Yksi elinkaarilaskentaohjelma
<b>UNEP</b>	United Nations Environment Programme, Yhdistyneiden kansakuntien (YK) ympäristöohjelma



# 1 Johdanto

Riina Antikainen, Tuomas Mattila

1.1

## Tausta

Tuotteiden ja palveluiden tuotanto ja kulutus sekä infrastruktuurin rakentaminen vaikuttavat elinympäristöömme eri tavoin kuten vähentämällä olemassa olevia luonnonvaroja ja käyttämällä energiaa, päästämällä ympäristöön haitallisia aineita ja yhdisteitä sekä muuttaen monien biologisten toimintojen perusteita. Tuotteiden ympäristövaikutusten – ja nimenomaan elinkaaren aikaisten kokonaisvaikutusten – arviointi on tärkeää pyrittäessä kestäväan kehitykseen ja vähennettäessä taloudellisen toiminnan aiheuttamaa ympäristökuormitusta. Täydellisemmällään elinkaari ulotetaan kattamaan kaikki tuotteen tai palvelun edellyttämät toiminnot raaka-aineiden hankinnasta tuotteiden hylkäämiseen asti.

Tietoa tuotteen ympäristövaikutuksista voidaan käyttää moniin tarkoituksiin, joten tarpeet tiedon laajuudesta, tarkkuudesta ja määrästä vaihtelevat tämän mukaisesti. Käyttökohteina voivat olla esim. markkinointi, tuotannon kehitys, tuotesuunnittelu tai lakien ja säädösten vaatimusten täyttämisen osoittaminen. Ympäristöhaasteet eivät kuitenkaan ole ainut yritysten toimintaa määrittävä tekijä, vaan niiden kilpailukykyyn vaikuttaa myös taloudelliset ja sosiaaliset haasteet.

Kuluttajien ympäristötietoisuus on yksi tärkeä yritysten ympäristötiedon tuottamista ja ympäristötoimia ohjaava tekijä. Tuore Eurobarometri, jossa haastateltiin yli 26 500 yli 15-vuotiasta EU:n jäsenvaltioiden ja Kroatian kansalaista, mittasi kuluttajien asenteita kestäväan tuotannon ja kulutuksen suhteen (EC 2009). Tärkeimpänä ympäristönsuojelullisena toimenpiteenä pidettiin jätteiden määrän vähentämistä ja kierrätystä (30 % vastanneista kannatti näitä). Ympäristöystävällisin menetelmin tuotettujen tuotteiden tai energiatehokkaiden laitteiden valitsemista pidettiin selvästi vähemmän tehokkaana keinona edistää ympäristöongelmien ratkaisua (21 % ja 19 % vastanneista valitsivat nämä keinot). Kuitenkin neljä viidestä EU:n kansalaisesta piti tuotteen ympäristövaikutuksia hyvin tai melko tärkeänä ostopäätökseen vaikuttavana kriteerinä ja kolme viidestä sanoi ympäristövaikutusten olevan tuotteen brändiä tärkeämpi ostopäätöksiin vaikuttava tekijä. Toisaalta kuluttajien luottamus yrityksiin tuotteiden ympäristötiedon tuottajina oli melko heikkoa. Puolet vastanneista luotti tuottajien väitteisiin omien tuotteidensa ympäristöominaisuuksista, kun taas puolet ei pitänyt näitä väitteitä luotettavina. Asenteet kestäväan tuotantoon ja kulutukseen vaihtelivat huomattavasti eri maissa. Pääsääntöisesti vanhoissa EU-maissa oltiin ympäristömyönteisempiä ja yritysten tietoon luotettiin enemmän kuin tulokasmaissa.

Tuotteiden ympäristöominaisuuksia kuvaamaan ja kuluttajien ympäristövalintojen tekemistä helpottamaan on luotu useita ympäristömerkkijärjestelmiä, joita ovat mm. Pohjoismainen ympäristömerkki eli Joutsenmerkki, Euroopan ympäristömerkki eli Kukkamerkki ja Energiamerkki. Lisäksi on olemassa erilaisia tuotantotapaan liittyviä merkintöjä, kuten Luomu-merkki, Reilun kaupan merkki ja Norppaenergia-merkki, joka kuvaa sähköntuotantotapaa. Euroopan komission Eurobarometrikyselyssä sel-

vitettiin myös kuluttajien käsityksiä ympäristömerkeistä (EC 2009). Lähes puolet EU-kansalaisista piti ympäristömerkkejä tärkeänä ostopäätökseen vaikuttavana tekijänä. Tärkeimpänä pidettiin tietoja tuotteen kierrätettävyydestä tai uudelleen käytöstä (38 % vastanneista valitsi tämän tärkeimmäksi ympäristömerkin antamaksi tiedoksi). Tietoja tuotteen kasvihuonekaasupäästöistä sen sijaan ei pidetty kovin tärkeinä, vain 10 % vastanneista valitsi tämän ominaisuuden tärkeimmäksi. Ympäristömerkkien lisäksi tuotteista voidaan laatia ympäristötuoteseloste, joka toisin kuin ympäristömerkki, voidaan tehdä myös ympäristöominaisuuksiltaan ”huonosta” tuotteesta (ks. tarkemmin luku 2.1.4).

Yritykset kertovat tuotantonsa ja tuotteidensa ympäristövaikutuksista ympäristömerkkien lisäksi myös muun muassa ympäristö- ja yhteiskuntaraporttien kautta. Niiden säännöllinen tuottaminen voi olla osa ympäristöjohtamista, jolla tarkoitetaan ympäristöasioiden huomioon ottamista yritysten toiminnassa ja päätöksenteossa. Ympäristöjohtamiseen on olemassa erilaisia välineitä, joista tunnetuimpia ovat ISO 14001-standardiin ja EMAS-asetukseen perustuvat järjestelmät.

Vaikka ympäristöjohtaminen, -merkit ja -raportit eivät välttämättä aina kuvaa tuotteen koko elinkaarta, on niiden taustalla usein tavoite koko elinkaaren päästöjen ja ympäristövaikutusten hallinnasta. Toisaalta yritykset saattavat käyttää elinkaari-metodiikkoja sisäisen tuotekehityksen ja tutkimuksen tueksi. Metodiat voivat olla arvokkaita paljastamaan odottamattomia ympäristövaikutuksia tai energiankäyttäjiä tuoteketjuissa.

Parhaimmassa tapauksessa ympäristötarkasteluun otetaan mukaan kaikki tuotantoketjuun vaikuttavat tekijät, mikä vastaavasti lisää kerättävän tiedon määrää ja monimuotoisuutta, ja on lisäksi kallista. Monien tekijöiden vaikutus on kuitenkin niin vähäistä, että niiden poisjättäminen ei vaikuta lopputulokseen. Toisaalta liiallisen yksinkertaistamisen välttämiseksi tulisi tarkasteltaville tekijöille tehdä herkkyysanalyysi. Lisäksi etukäteen ei aina tiedetä, mikä on merkityksellistä ja mikä vähemmän tärkeää tietoa.

Euroopan unionin komissio on tuotepolitiikkaa koskevassa tiedonannossa todennut, että elinkaariarviointi (LCA = Life Cycle Assessment) on erilaisista elinkaari-metodiikoista tieteellisin. Elinkaariarviointi on ollut kansainvälisen tutkijayhteisön kehityskohteena 1990-luvun alusta lähtien. Siihen liittyen on julkaistu erilaisia ohjeita ja oppaita sekä laadittu ISO 14040-sarjan standardit, jotka viitoittavat hyvän käytännön edellyttämät elinkaariarviointien laadintaohjeet. Kansainvälinen kehitystyö jatkuu edelleen muun muassa UNEPin<sup>1</sup> ja SETACin<sup>2</sup> yhteistyönä. Euroopan yhteisö on myös perustanut elinkaarifoorumia (European Platform on LCA<sup>3</sup>), jonka tarkoituksena on parantaa elinkaaritiedon saatavuutta ja ohjeistaa edelleen hyviä LCA:n laadintakäytäntöjä.

Elinkaariarvioinnin ympärillä edelleen tapahtuva vilkas kansainvälinen kehitystyö kertoo siitä, että elinkaariajatteluun perustuvan tiedon tuotanto on koettu välttämättömäksi pyrittäessä kestäväan tuotantoon ja kulutukseen maailmanlaajuisesti. Toisaalta kehitystyötä on edistänyt myös se tosiasia, että standardin mukaisen elinkaariarvioinnin toteuttaminen on helposti kallista ja aikaa vievää. Lisäksi kattava elinkaariarviointi ei aina tuo lisäarvoa verrattuna yksinkertaisempaan selvitykseen. Elinkaariarviointien yhteydessä on havaittu varsin usein vaikeuksia saada yksiselitteisiä tuloksia, koska muun muassa lähtötietojen saatavuuden ja vaikutusarviointiin liittyvien puutteiden vuoksi. Epäselvyyttä on myös siinä, kuinka laajaa systemirajausta ja mitä vertailukohtaa elinkaariarvioinnissa tulisi kulloinkin käyttää. Esimerkiksi

1 ks. <http://lcinitiative.unep.fr> [Viitattu 19.2.2010]

2 ks. SETAC Life-Cycle Assessment (LCA): <http://www.setac.org/node/365> (Eurooppa) [Viitattu 19.2.2010]; <http://www.setac.org/node/32> (Pohjois-Amerikka) [Viitattu 19.2.2010]

3 ks. <http://lct.jrc.ec.europa.eu/eplca>

kierrätettyjen materiaaliavirtojen ympäristörasitteiden huomioimiseksi neitseellisiin raaka-aineisiin verrattuna ei ole yksiselitteistä keinoa. Samoin uusien tuotantoteknologioiden ja tuotteiden tai vaihtoehtoisten raaka-aineiden käytön elinkaaren aikaisten ympäristövaikutusten huomioiminen jo investoinnin esisuunnittelu- tai kannattavuustarkasteluvaiheessa on vaikeaa, vaikka tarkastelu juuri silloin tarjoaisi suurimmat avunsa päätöksentekoon. Termodynaamiset menetelmät pyrkivät tarjoamaan näissä tilanteissa tieteellisesti pätevän, joskin resurssien käyttöön painottuneen arvion ympäristövaikutuksista. Lähestymistavan valinta luo aina rajoitteita tulosten tulkin- nalle ja sovellettavuudelle.

Yritysten ympäristönäkökohtiin liittyvä päätöksenteko vaatii erilaisia tietoja, joiden yksityiskohtaisuus ja aikaperspektiivi vaihtelevat tapauskohtaisesti. Yritykset ovatkin ottaneet käyttöönsä myös yksinkertaisia elinkaarimetodeja, joilla pystytään kuitenkin riittävän luotettavasti antamaan päätöksentekoa tukevaa tietoa. Elinkaariarviointien rinnalla on esitetty muita mm. materiaali- ja energiavirtoihin liittyviä työvälineitä, kuten MIPS (material intensity per service), ekologinen jalanjälki, hiilijalanjälki ja exergia sekä holistisena lähestymistapana teollisen symbioosin ja ekologian mukainen toimintojen ja toimintatapojen tarkastelu. Eri menetelmät tuottavat kuitenkin helposti ristiriitaisia tuloksia, mikä herättää hämmennystä. Lisäksi eri menetelmien käyttömahdollisuudet, heikkoudet ja vahvuudet tiedostetaan huonosti. Myös eri yritysten tuntemus elinkaarimetodien mahdollisuuksista strategisen päätöksenteon tukena vaihtelee yrityksen koosta ja toimialasta riippuen.

## 1.2

### FINLCA-hanke

**Elinkaarimetodiikkojen foorumi yritysten päätöksenteon tueksi (FINLCA)** on Tekesin, yritysten ja tutkimuslaitosten rahoittama yhteishanke, jossa tutkijat vuorovaikutuksessa yritysten kanssa tuottavat elinkaaripohjaista tietoa ja työvälineitä yritysten strategisen päätöksenteon tueksi erityisesti uusien materiaalien ympäristötehokkuuden arviointi- ja kehitystyöhön. Perimmäisenä tavoitteena on luoda osaamista ja ymmärrystä, joka parantaa suomalaisten yritysten kansainvälistä ympäristökilpailukykyä. Tavoitteena on myös konkretisoida nykyisten elinkaarimetodologioiden käyttöä yritysten strategisessa päätöksenteossa kun suunnitellaan ja valitaan tuotteiden materiaaleja. Hankkeessa luodaan strategisten suunnittelun ja päätöksenteon pohjaksi yleinen ratkaisumalli, jonka avulla voidaan arvioida, mitä elinkaarimetodiikkaa kulloinkin voidaan käyttää, mitkä ovat hyvät käytännöt uusien tuotteiden ympäristötehokkuuden arvioinnissa ja miten tuloksia voidaan tulkita ja soveltaa epävarmuudet huomioon ottaen sekä miten epävarmuuksia voidaan vähentää käyttämällä apuna muita, vakiintuneita teknistieteellisiä menetelmiä.

Hankkeen varsinainen toteutus jakaantuu tavoitteiden mukaisesti neljään tutkimukselliseen työpakettiin ja yhteen kokoavaan työpakettiin, jossa hankkeen aikana synnytettyjen havaintojen ja kehitystyön tulosten perusteella muodostetaan elinkaarimetodiikkojen käytön yleinen ratkaisumalli. Tutkimusta tuetaan useilla tapauseimerkeillä.

## 1.3

### Selvityksen tavoitteet

Tämä selvitys on FINLCA-hankkeen ensimmäisen työpaketin raportti. Tarkoituksena on tarkastella olemassa olevien erilaisten elinkaarimetodiikkojen ominaisuuksia ja käyttömahdollisuuksia. Tavoitteena on luoda näkemys siitä, miten eritasoisia elin-

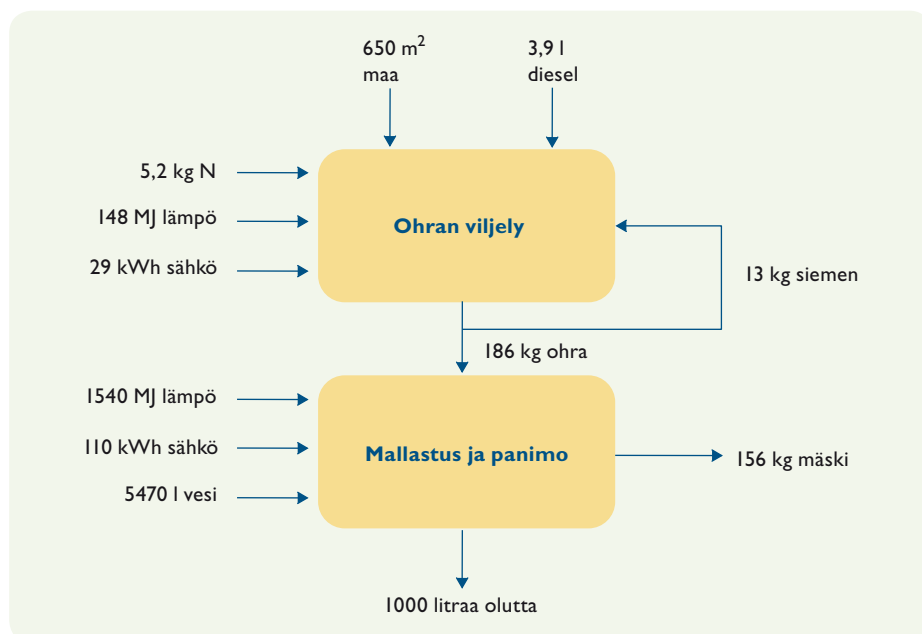
kaariarviointimenetelmiä (*elinkaariajattelu, ns. streamlined LCA, yksityiskohtainen LCA*) voidaan käyttää. ISO-standardien mukaisessa elinkaariarvioinnissa (LCA) paneudutaan erityisesti erilaisiin vaikutusarviointilähestymistapoihin sekä allokonti- ja hyvitysmenettelyihin. Erityisenä tarkastelunäkökulmana on ns. avainindikaattoritulosten (*key performance indicators, KPI* tai *key environmental performance indicators, KEPI*) käyttö yksityiskohtaisen elinkaariarvioinnin tulosten pohjalta. Lisäksi tavoitteena on selvittää erityisesti sitä, miten *panos-tuotosanalyysi (Input-Output/IO-analyysi)* sekä vakiintuneet muut teknistieteellisen menetelmät, kuten termodynaamiset tarkastelut ja aine- ja energiataseet voivat helpottaa erilaisten elinkaari-metodiikkojen toteutusta tuottamalla ja täydentämällä esimerkiksi puuttuvia tai puutteellisia lähtötietoja. Lisäksi käsitellään elinkaari-metodiikkojen perusongelmia, kuten tiedon saatavuutta ja arviointien aikaa vievyyttä sekä tuodaan näihin erilaisia ratkaisumalleja. Selvitys perustuu kirjallisuuskatsauksiin ja elinkaari-metodiikkojen kansainvälisiin ohjeisiin, oppaisiin ja suosituksiin sekä mukana olevien tutkimustahojen omien kokemusten analysointiin. Teoreettista lähestymistapaa selvennetään ja havainnollistetaan oluen tuotantoon liittyvän esimerkin avulla (ks. luku 1.4).

#### 1.4

### Yksinkertainen elinkaariesimerkki – oluen tuotanto

Koska FINLCA-hankkeen alkuosa käsittelee menetelmien nykytilaa ja kehitysmahdollisuuksia ja sovellukset tulevat vasta hankkeen loppuosassa, alkuosan menetelmien selkeyttämiseksi tehtiin kuvitteellinen oluen valmistukseen liittyvä esimerkkijärjestelmä. Järjestelmää käytetään tiettyjen erityispiirteiden havainnollistamisessa ja sitä laajennetaan myöhemmin esimerkiksi maankäyttöä ja epävarmuuksia käsittelevissä osioissa. Esimerkin yksityiskohtainen kuvaus löytyy FINLCA-hankkeen kotisivuilta osoitteesta [www.ymparisto.fi/syke/finlca](http://www.ymparisto.fi/syke/finlca) [Viitattu 19.2.2010].

Järjestelmän tuotevirrat on esitetty kuvassa 1. Järjestelmän rajauksena on tuhanen olutlitran tuotanto tehtaan portille. Kuvitteellisessa järjestelmässä oletetaan, että prosessikohtaiset tuotevirrat panimolle ja ohran viljelylle (primääridata) tiedetään, muille ostopanoksille käytetään muualla tehtyjä elinkaariarviointeja (sekundääridata).



Kuva 1. Raportissa esimerkkinä käytettävä oluen valmistuksen prosessi. Yksityiskohtainen kuvaus tuotevirtojen laskennasta löytyy osoitteesta [www.ymparisto.fi/syke/finlca](http://www.ymparisto.fi/syke/finlca) [Viitattu 19.2.2010].

Elinkaariarvioinnin tarkoituksena on tunnistaa keskeiset parannuskohteet sekä arvioida yhden järjestelmämuutoksen vaikutuksia. Järjestelmämuutoksena tarkastellaan tilannetta, jossa ohran viljelyssä syntyvää olkea poltetaan ohran kuivaukseen ja höyryn tuotantoon panimolle. Muutoksen mahdolliset hyödyt ja haitat riippuvat suuresti arviomenetelmästä sekä järjestelmän rajauksista.

Järjestelmässä on yksi kierrätysvirta (ohran käyttö seuraavan sadon siemeneksi) ja yksi sivutuote (mallastuksen mäski). Nämä ominaisuudet ovat tyypillisiä elinkaariarvioinneissa, mutta tekevät arvioinnista haastavampaa. Kierrätysvirtoja esiintyy tyypillisesti myös paperin- ja metalliromun käsittelyssä, sivutuotteita taas syntyy lähes kaikessa prosessiteollisuudessa. Seuraavassa käydään läpi esimerkissä sovelletut ratkaisut näihin ongelmiin, muita ratkaisuvaihtoehtoja käsitellään osiossa "2.4. Elinkaariarvioinnin erityiskysymykset."

Mikäli kierrätysvirtoja ei ole, elinkaariarviointi voidaan laskea läpi aloittaen lopputuotteista ja kulkien prosessipuuta ylöspäin, kunnes on saavutettu riittävä kattavuus (vuokaavio lähestymistapa). Kierrätysvirtojen tapauksessa vuokaavioon tulee kehä, jolloin joudutaan turvautumaan joko iteratiiviseen tai yhtälöpohjaiseen tarkasteluun. Iteratiivisessa tarkastelussa esimerkin järjestelmässä panimo tarvitsee 186 kg ohraa. Tämän ohramäärän tuottamiseksi tarvitaan siemeneksi 12 kg kuivattua siementä (200 kg siementä 3045 kg satoa kohden). Siemenmäärän viljelyyn tarvitaan 0,8 kg siementä ja niin edelleen. Useiden iteraatioiden jälkeen voidaan todeta, että ohraa on viljeltävä yhteensä 199 kg, jotta panimo saa tarvitsemansa 186 kg ohraa. Joissain tapauksissa iteraatioiden laskeminen ei ole yhtä yksinkertaista, jolloin tarkka ratkaisu voidaan laskea analyttisesti ratkaisemalla tuotetaseiden yhtälöryhmä esimerkiksi matriisilaskennan avulla.

Sivutuotteet eivät ole ongelma, mikäli elinkaariarvioinnin tavoitteena on tutkia järjestelmän ympäristövaikutuksia. Mikäli kuitenkin tavoitteena on saada yhdelle lopputuotteelle elinkaariarviointi, muiden tuotteiden vaikutukset on poistettava tuloksesta. Ongelmaa kutsutaan allokaatio-ongelmaksi. Tyypillisimmät ratkaisut ovat prosessin pilkkominen osaprosesseiksi ja järjestelmän laajentaminen. Mikäli tämä ei onnistu, vaikutustulokset on jaettava raha- tai massavirtapohjaisesti. Koska panimon prosessien pilkkominen mäskin ja oluen valmistukseen ei ole mahdollista, esimerkissä sovellettiin järjestelmän laajennusta. Mäskin katsottiin korvaavan soijarehua proteiinisältönsä perusteella.

Edellä esitetyillä oletuksilla ja käyttäen liitteessä kuvattuja lähteitä, tuhannen olutlitran valmistus tuottaa 275 kg CO<sub>2</sub>-ekv. kasvihuonekaasuja. Tästä korvatun soijarehun osuus on -19 kg CO<sub>2</sub>-ekv. Muut mahdolliset korvattavat tuotteet sekä järjestelmän rajauksiin liittyvät tekijät voivat poikkeuttaa tulosta merkittävästi. Muita mahdollisia laajennuksia kehitetään FINLCA-hankkeen muissa osaporteissa.

Olutesimerkki on yksinkertainen kahden prosessin järjestelmä, mutta se sisältää kaikki monimutkaisempien elinkaariarviointien erityispiirteet, kuten useiden lopputuotteiden välisen allokaation, kierrätysvirrat sekä eri tavat järjestelmän rajaukseen liittyen. Tämän johdosta sitä voidaan käyttää havainnollistamaan laajempien järjestelmien ongelmia ja esittämään ymmärrettäviä ratkaisuja niihin. Esimerkkiä käytetään tässä raportissa systeemin laajennuksien ja korvausmenettelyn erojen havainnollistamisessa sekä panos-tuotos -menetelmien yhteydessä. Esimerkkiin palataan hankkeessa myöhemmin FINLCA-hankkeen epävarmuuksia käsittelevässä raportissa, jossa tarkastellaan sekä muuttuja- että skenaarioepävarmuutta ja vaihtoehtoisten rajausten vaikutusta tulosten tulkintaan.

## Lähteet

EC. 2009. Europeans' attitudes towards the issue of sustainable consumption and production - Analytical report. Flash Eurobarometer 256. [http://ec.europa.eu/public\\_opinion/flash/fl\\_256\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/public_opinion/flash/fl_256_en.pdf) [viitattu 19.2.2010]

## 2 Elinkaariarviointi ja sen käyttö

Sirkka Koskela, Laura Sokka, Marja-Riitta Korhonen,  
Tuomas Mattila ja Sampo Soimakallio

### 2.1

### Elinkaariarvioinnin standardikehikko

#### 2.1.1

#### ISO-standardit (14040-sarja)

Tällä hetkellä on voimassa viisi elinkaariarviointia käsittelevää standardia, jotka ovat:

1. ISO 14040:2006 Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Periaatteet ja pääpiirteet.
2. ISO 14044:2006 Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Vaatimukset ja suuntaviivoja.
3. ISO /TR 14047 Environmental management. Life cycle impact assessment.
4. ISO/TS 14048 2002 Environmental management. Life cycle assessment. Data documentation format.
5. ISO/TR 14049:2000: Environmental management. Life cycle assessment. Examples of application of ISO 14041<sup>4</sup> to goal and scope definition and inventory analysis.

ISO 14040 esittelee elinkaariarvioinnin pääpiirteet ja periaatteet. ISO 14044 määrittelee elinkaariarvioinnin vaatimukset ja opastaa esimerkiksi tavoitteiden ja soveltamisalan määrittelyssä, inventaarion tekemisessä ja vaikutusarvioinnissa. ISO/TR 14047 ja ISO/TR 14049 ovat teknisiä raportteja, joiden tarkoituksena on selventää ISO 14040:n ja ISO 14044:n soveltamista esimerkkien avulla. ISO/TS 14048:ssa on esitetty yleiset kehykset ja vaatimukset inventaariotietojen raportoimiseen. Kolme viimeiseksi mainittua standardia ovat saatavilla ainoastaan englanninkielisinä.

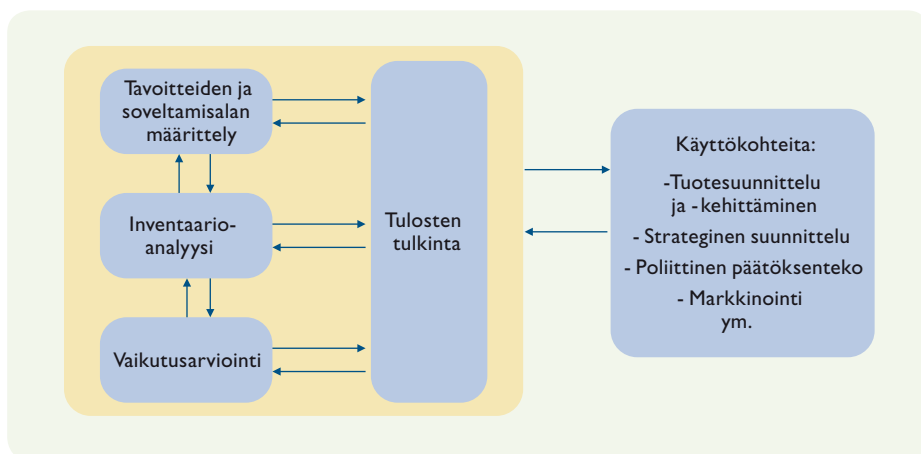
ISO 14040 standardi antaa yleiset ohjeet siitä, mitä vaiheita elinkaariarviointiin kuuluu ja mitä kussakin vaiheessa tulisi huomioida. Elinkaariarvioinnin tulee sisältää standardin mukaan seuraavat neljä vaihetta (Kuva 2):

- tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely,
- inventaarioanalyysi (Life Cycle Inventory, LCI),
- vaikutusarviointi (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) ja
- tulosten tulkinta.

Kukin vaihe on iteratiivinen (kaksisuuntainen) prosessi, jolloin on mahdollista aina palata aiempiin vaiheisiin tarkistaen niiden lähtökohtia.

---

<sup>4</sup> Standardit 14041 ja 14042 on myöhemmin korvattu standardeilla 14040 ja 14044.



Kuva 2. Elinkaariarvioinnin vaiheet ISO 14040:2006 mukaan.

*Tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely* on tärkeä vaihe elinkaariarvioinnissa, koska se määrittelee muun muassa sen, miten yksityiskohtainen tutkimus on ja mitä ajanjaksoa se tarkastelee. Tavoitteet ja soveltamisala siis pitkälti määrittelevät tutkimuksen laajuuden, rajaukset ja raportointivaatimukset.

*Inventaarioanalyysissä* kerätään tarvittavat tiedot koko tuotejärjestelmästä<sup>5</sup>. Inventaario-analyysin tulee sisältää myös ne laskennan menettelytavat, joilla tuotejärjestelmän syötteet ja tuotokset saatetaan määrälliseen muotoon. *Vaikutusarvioinnin* tarkoituksena on arvioida potentiaalisten ympäristövaikutusten merkittävyyttä inventaarioanalyysin tulosten pohjalta. Vaikutusarviointi, kuten myös inventaarioanalyysi, eroaa monista muista laskentamenetelmistä, kuten riskinarvioinnista siinä, että se on *toiminnalliseen yksikköön (functional unit)* perustuva suhteellinen lähestymistapa. Toiminnallisella yksiköllä tarkoitetaan vertailuyksikköä, minkä suhteen panos- ja tuotostiedot normalisoidaan, toisin sanoen se on tarkasteltavan tuotejärjestelmän tuotosten tai toiminnallisten tuotosten suorituskyvyn mittayksikkö. Toiminnallinen yksikkö voi olla esimerkiksi 1 kg jotakin tuotetta tai 1 tietty toiminto. Vaikutusarviointia käsitellään tarkemmin luvussa 2.3.

*Tulosten tulkinnassa* tunnistetaan tuloksiin vaikuttavat merkittävät tekijät, arvioidaan tulosten täydellisyyttä, herkkyyttä ja johdonmukaisuutta sekä tehdään tulosten pohjalta johtopäätökset. Tulosten arviointiosassa määritellään elinkaariarvioinnin tai inventaariotulosten luotettavuus ottaen huomioon kaikki rajoitukset ja seuraukset, jotka johtuvat käytetyistä menetelmistä. Arvioinnissa tulisi huomioida täydellisyyden, herkkyyden sekä johdonmukaisuuden tarkistukset. Epävarmuusanalyysi ja lähtötietojen laadun analyysi täydentävät näitä tarkistuksia. Tulosten tulkintavaiheen lopuksi tehdään johtopäätöksiä, tunnistetaan rajoituksia ja annetaan suosituksia kohderyhmälle. Suositusten tulisi perustua selvityksen lopullisiin johtopäätöksiin ja heijastaa niiden loogisia ja järkeviä seurauksia.

Elinkaariarvioinnille voidaan tehdä standardin mukainen kriittinen arviointi. Se on prosessi, jossa todennetaan, että elinkaariarviointi on täyttänyt metodologiaan, tietoihin ja tulkintaan liittyvät vaatimukset ja on johdonmukainen elinkaariarvioinnin periaatteiden kanssa. Soveltamisalan määrittelyssä määritellään, miksi kriittinen arviointi tehdään, mitä se kattaa ja keitä prosessiin tulisi osallistua. Arviointi voi olla sisäisen tai ulkoisen asiantuntijan suorittama tai sen voi myös tehdä sidosryhmäpaneeli.

Elinkaariarviointiin on vuosien varrella kehittynyt kaksi eri lähestymistapaa. Toinen näistä kohdistaa perusvirrat ja potentiaaliset ympäristövaikutukset tiettyyn tuo-

<sup>5</sup> Tuotejärjestelmällä tarkoitetaan sarjaa yksikköprosesseja, jotka yhdessä kuvaavat tuotteen elinkaarta, ja joita yhdistävät materiaali- ja energiavirrat (syötteet ja tuotokset).

tejärjestelmään tyypillisesti tuotteen historian kuvauksena (ns. *attribitional life cycle assessment, haitanjakoelinkaariarviointi*), ja toinen tarkastelee mahdollisten (tulevien) muutosten seurauksia ympäristölle (ns. *consequential life cycle assessment, seurausvai-kutuselinkaariarviointi*). Näitä lähestymistapoja käsitellään tarkemmin luvussa 2.4.1.

### 2.1.2

## International Life Cycle Data system (ILCD) -käsikirja

Hyville LCA-tutkimuksille on kasvavaa kysyntää. Kuitenkin sidosryhmien on havaittu suhtautuvan varauksella elinkaariarviointeihin, koska niiden laatu ja toteutustapa vaihtelevat. Selityksenä tälle on se, että ISO-standardit jättävät tutkimusten tekijöille suhteellisen paljon vapauksia elinkaariarviointien tekemiseen. Yhtenä ratkaisuna tähän ongelmaan on Euroopan komission alaisessa Joint Research Centre (JRC) -tutkimuskeskuksessa aloitettu laaja elinkaariarviointien ohjeistustyö, jonka tavoitteena on palauttaa luottamus LCA-tutkimuksiin. Laadukkaiden tutkimusten pohjaksi ja päätöksenteon tueksi tarvitaan yhdenmukaista ja vertailukelpoista LCI/LCA-dataa. Tällaisen tiedon tuottaminen puolestaan edellyttää yhtenäistä ohjeistusta.

Valmisteilla on International Life Cycle Data System (ILCD) -käsikirja ja -tietojärjestelmä (EC 2009a). Käsikirjan ohjeistus ei ole millään lailla sitovaa, eikä sillä ole virallista statusta, mutta kaikkien järjestelmään hyväksyttävien tietojen tulee olla tehty käsikirjan ohjeiden mukaan. Valmistelutyöhön on pyydetty kommentteja LCA-asiantuntijoilta ympäri maailmaa ja myös UNEP (The United Nations Environmental Programme) on mukana kehitystyössä. Järjestelmään hyväksyttävät tiedot käyvät läpi vertaisarvioinnin.

Käsikirja koostuu yleisestä osasta, sekä useista erillisistä dokumenteista, jotka keskittyvät tiettyihin erityiskysymyksiin. Marraskuuhun 2009 mennessä JRC on julkaissut seuraavat luonnosdokumentit:

- General guidance document for Life Cycle Assessment (LCA),
- Specific guidance document for generic or average Life Cycle Inventory (LCI) datasets,
- Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment (LCA) - Background Document,
- Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment (LCIA) models and indicators ja
- Review schemes for Life Cycle Assessment (LCA) and annex on Reviewer qualification.

ILCD-käsikirjaa täydennetään tulevaisuudessa useilla dokumenteilla, jotka sisältävät erityisohjeita muun muassa tuottajakohtaisille inventaariotiedoille, tulevaisuusskenaarioille sekä meso- ja makrotason inventaariotiedon käytölle.

Käsikirjaluonnokselle on järjestetty useita avoimia kuulemistilaisuuksia. Lisäksi halukkailta on ollut mahdollisuus kommentoida käsikirjaa kesän 2009 aikana. Käsikirjan on tarkoitus valmistua vuoden 2010 aikana.

ILCD pyrkii kokoamaan yhteen parhaat käytännöt olemassa olevista elinkaariarvioinnin työkaluista ja tietopohjasta. ILCD-tietojärjestelmän tavoitteena on saada eri tietokannoista löytyvä tieto yhdenmukaistettua. EU:lla on oma tietokantansa, ELCD (European LCA Data Network), joka tullaan liittämään ILCD:en. ILCD-järjestelmään mukaan otettava tieto voi olla maksullista tai ilmaista, eikä järjestelmän ole tarkoitus kilpailla kaupallisten tietokantojen kanssa. ILCD:n kohderyhmänä ovat kaikki elinkaariarviointia käyttävät, tutkijoista yrityksiin. Kansainvälisistä tietokannoista kerrotaan lisää luvussa 2.2.2.

### Yksinkertaistettu (streamlined) LCA

Kattavan elinkaariarvioinnin tekeminen vaatii paljon työtä ja suuret määrät lähtötietoja. Toisinaan on perusteltua tehdä ns. kevyempi versio elinkaariarvioinnista eli *yksinkertaistettu LCA (streamlined LCA)*. Nykyään suuri osa tehdyistä elinkaariarvioinneista sijoittuu kattavan ja yksinkertaistetun LCA:n välimaastoon. Yksinkertaistettu LCA on helpompi ja nopeampi toteuttaa kuin perinteinen LCA, mutta tiedon määrän vähentyessä tulokset saattavat olla erilaisia kuin kattavan LCA:n tulokset ja niistä voidaan tehdä virheellisiä johtopäätöksiä (Weitz & Sharma 1996; Hunt ym. 1998).

Yksinkertaistettu LCA sisältää samat neljä työvaihetta kuin perinteinen LCA. Tavoitteen ja soveltamisalan määrittelyn yhteydessä päätetään, mihin tuloksia käytetään, millaisia analyysejä tarvitaan sekä miten työn tulokset esitetään (Weitz & Sharma 1996). Yksinkertaistuksia voidaan tehdä useissa työvaiheissa muun muassa käyttämällä korvaavaa tietoaaineistoa, vähentämällä tutkittavien resurssien, päästöjen tai ympäristövaikutusten määrää, sovittamalla systeemin rajaukset niin, että tutkittavien prosessien määrä vähenee, jättämällä pois yksityiskohtainen vaikutusarviointi tai korvaamalla numeerinen tieto laadullisella tiedolla (Todd & Curran 1999). Erilaisten yksinkertaistusten valikoima eri tavalla yhdistettynä antaa erisuuruisia tuloksia, joten menetelmän valintaan kannattaa kiinnittää erityistä huomiota (Hunt ym. 1998). Yksinkertaistusten valinta riippuu aina kyseessä olevan työn tavoitteista ja ongelman määrittelystä. Valintaa helpottamaan ovat kehittäneet ohjeistuksia muun muassa Todd & Curran (1999) sekä Weitz & Sharma (1996). Kyseisten ohjeiden hyödyntäminen ja luotettavien tulosten saaminen edellyttää kuitenkin tutkittavan tuotejärjestelmän hyvää tuntemusta.

Hieman uudempi esimerkki yksinkertaistetusta elinkaariarvioinnista on Fleischerin ym. (2001) kehittämä euroMat-ohjelma<sup>6</sup>, joka vähentää ei-energiaperäisistä ympäristövaikutuksista kerättävän tiedon tarvetta ja laatuvaatimuksia. Zah ym. (2009) ovat kehittäneet internetpohjaisen kyselylomakkeen "Sustainability Quick Check for Biofuels"<sup>7</sup>, johon käyttäjän tarvitsee lisätä vain olennaisimmat ja parhaiten tunnetut parametrit. Käyttäjän syöttämän tiedon pohjalta ohjelma mallintaa inventaarion automaattisesti ja liittää sen taustatietoon.

### Standardoituja sovelluskohteita

Ympäristömerkit ja -selosteet ovat elinkaariarvioinnin standardoituja sovelluskohteita. Niiden tavoitteena on edistää sellaisten tuotteiden kysyntää ja tarjontaa, jotka rasittavat ympäristöä mahdollisimman vähän. ISO 14020:2000 määrittelee ympäristömerkkien ja -selosteiden yleiset periaatteet.

Ympäristömerkit ja -selosteet jaetaan ISO-terminologiassa *tyypin I, II ja III ympäristömerkintöihin*. Suomessa käytössä oleva Joutsenmerkki vastaa *tyypin I* merkintää (SFS-ympäristömerkintä 2009), koska sillä on etukäteen laaditut kriteerit ja riippumaton osapuoli tarkistaa vaatimusten täyttymisen. Tyypin I ympäristömerkeistä on annettu standardi ISO 14024:1999. *Tyypin II* ympäristömerkit ovat yksinkertaisia ympäristöselosteita tuotetta myyvältä yritykseltä. Niitä säätelee standardi ISO 14021. Siinä määritellään vaatimukset omaehtoisille ympäristöväittämillä, joihin kuuluvat tuotetta koskevat väitteet, symbolit ja kuvat.

6 EuroMat-ohjelma ([www.euroMat-online.de](http://www.euroMat-online.de)) [Viitattu 19.2.2010]

7 Sustainability Quick Check for Biofuels ([www.sqcb.org](http://www.sqcb.org)) [Viitattu 19.2.2010]

*Tyyppin III* ympäristöselosteilla tarkoitetaan ympäristöselosteita, joissa esitetään määrällistä tietoa tuotteiden elinkaaresta, jotta samaan käyttötarkoitukseen käytettävien tuotteiden vertailu olisi mahdollista. Käytännössä ympäristöselosteisiin viitataan monilla eri nimillä, kuten Eco-Leaf, ekoprofiili, tuotteen ympäristöseloste, ympäristötuoteseloste (EPD, Environmental Product Declaration) ja ympäristöprofiili. Ympäristöselosteista ja -ohjelmista<sup>8</sup> on annettu standardi ISO 14025:2006, jossa määritetään standardisarjan 14040 mukaiset periaatteet ja menettelyt selosteiden laatimista varten. Standardissa kuvatut ympäristöselosteet on tarkoitettu ensisijaisesti käytettäväksi yritysten välisessä viestinnässä, mutta niitä voidaan käyttää myös yrityksen kuluttajaviestinnässä tietyin ehdoin. Tavoitteena ympäristöselosteissa on tarjota elinkaariarviointiin pohjautuvaa tietoa tuotteiden ympäristönäkökohdista, auttaa ostajia ja käyttäjiä tekemään vertailuja eri tuotteiden välillä, edistää tuotteiden ympäristösuorituskyvyn ylläpitoa sekä tarjota tietoa tuotteiden ympäristövaikutusten arviointiin niiden koko elinkaaren ajalta. Ympäristötuoteselosteet eroavat ympäristömerkeistä siinä, että tuoteselosteen voi tehdä sekä ”hyvästä” että ”huonosta” tuotteesta. Seuraavassa puhuttaessa ympäristöselosteista tarkoitetaan tyyppin III ympäristöselosteita.

Koska eri tuoteryhmät eroavat toisistaan, on yleisten ohjeiden lisäksi luotu tuoteryhmäkohtaisia sääntöjä ympäristöselosteiden laadintaa varten. Näissä niin sanotuissa tuoteryhmäsääntöissä kerrotaan esimerkiksi mitä mittausmenetelmiä käytetään ja miten järjestelmän raja-arvot asetetaan (SFS-ympäristömerkintä 2009). Standardi ISO 14025 antaa ohjeita myös tuoteryhmäsääntöjen kehittämiseen sekä tuoteryhmien määrittelymenettelyyn. Tuoteryhmäsääntöjen tulee perustua yhteen tai useampaan elinkaariarviointiin sekä muihin sopiviin tutkimuksiin, joilla määritellään ympäristöön liittyvän lisätiedon vaatimukset.

Ympäristöselosteiden laadintaan ja hallinnointiin on perustettu erilaisia kansallisia ja kansainvälisiä järjestelmiä. Kansainvälinen *The international EPD®system* -järjestelmä ympäristötuoteselosteille on vuonna 1998 perustettu, standardiin 14025 perustuva tietojärjestelmä. Järjestelmä on laajentunut jatkuvasti sekä maantieteellisesti että uusiin tuoteryhmiin. Nykyään järjestelmää hallinnoi kansainvälinen konsortio, IEC (the International EPD Consortium). Järjestelmä edellyttää, että ulkopuolinen, riippumaton taho tarkastaa niissä olevat tiedot.

Toinen kansainvälinen organisaatio on *GEDnet*, the Global Type III Environmental Product Declarations Network<sup>9</sup>, jossa on jäseniä Australiasta, Kiinasta, Tanskasta, Saksasta, Japanista, Etelä-Koreasta, Ruotsista ja Taiwanista. On olemassa myös useita vastaavia kansallisia järjestelmiä, kuten australialainen *Good Environmental Choice*<sup>10</sup> sekä japanilainen *Ecoleaf*<sup>11</sup> (Schenck 2009).

Suomessa on käytössä ainakin rakennusalalle oma rakennustuotteiden ympäristöseloste<sup>12</sup>. Rakennusalan RT-ympäristötuoteselosteet hyväksyy Rakennussäätiö RTS:n puolueeton Ympäristöselostetoimikunta. Rakennussäätiö RTS myös ylläpitää luetteloa vahvistetuista RT-ympäristöselosteista. RT-ympäristöselosteet perustuvat soveltuvin osin ISO-standardeihin 14020 ja 14040. Lisäksi niiden taustalla ovat rakennusten ympäristövaikutusten arvioinnista ja rakennustuotteiden ympäristöselosteiden laadinnasta annettu standardi ISO 21930:2007 Sustainability in building construction – Environmental declaration of building products.

8 Tyyppin III ympäristöselosteohjelmalla tarkoitetaan vapaaehtoista ohjelmaa, jonka tarkoituksena on kehittää ja käyttää tyyppin III ympäristöselosteita ja joka perustuu joukkoon toimintasääntöjä (ISO 14025:2006).

9 GEDnet ([www.gednet.org](http://www.gednet.org)) [Viitattu 19.2.2010]

10 *Good Environmental Choice* (<http://www.geca.org.au/>) [Viitattu 19.2.2010]

11 *Ecoleaf* (<http://www.jemai.or.jp/english/ecoleaf/>) [Viitattu 19.2.2010]

12 Rakennustuotteiden ympäristöseloste ([www.rts.fi/](http://www.rts.fi/)) [Viitattu 19.2.2010]

Kansainvälisen EPD-järjestelmän puitteissa on otettu käyttöön yksinkertaistettu seloste, joka koskee pelkästään ilmastovaikutuksia. Nämä ilmastoselosteet sisältävät pelkästään EPD:n ilmastovaikutuksia koskevat osat (EPD 2009). Ilmastoselosteiden laadinnassa tulee noudattaa samoja ISO standardeja kuin EPD:kin laadinnassa eli standardeja ISO 14040, 14044 ja 14025. Hiilijalanjälkeä käsitellään tarkemmin luvussa 4.1.

## 2.2

# Tietokannat ja ohjelmistot

### 2.2.1

## Tietokannat

Inventaariotiedon kerääminen on hyvin työläs vaihe elinkaariarvioinnissa, sillä käytökelpoista tietoa ei aina ole helposti saatavilla. Tiedonkeruun helpottamiseksi markkinoilla on ainakin 27 englanninkielistä elinkaariarvioinnin tietokantaa sekä muutama saksan- ja japaninkielinen tietokanta (EC 2009b, Liite 1). Tämän lisäksi monissa maissa tehdään työtä kansallisten tietokantojen kehittämisen parissa (Finnveden ym. 2009). Tietokannat voidaan jakaa kolmeen ryhmään tietokantojen tiedollisen kattavuuden ja maksullisuuden perusteella: 1) ilmaiset kattavat tietokannat, 2) ilmaiset yhteen alaan keskittyvät (spesifiset) tietokannat ja 3) maksulliset kattavat tietokannat. Tässä yhteydessä kattava tietokanta tarkoittaa tietokantaa, josta löytyy monen eri toimialan tietoja. Näiden lisäksi on olemassa maakohtaisia ympäristölaajennettuja panos-tuotoksille, joita on saatavilla ilmaiseksi internetistä, niitä käsitellään tarkemmin luvussa 2.5.

1. *Ilmaiset kattavat tietokannat* sisältävät inventaariotietoa erilaisista tuotteista ja palveluista, kuten raaka-aineista, sähköntuotannosta, kuljetuksista sekä jätehuoltovaihtoehdoista. Tietokantojen kehitystyöhön on saatu osittain julkista rahoitusta ja niiden tarkoituksena onkin tuottaa kansallisesti edustavia ja kaikille avoimia tietokantoja. Tällaisia tietokantoja ovat mm. ruotsalainen SPINE@CPM database (CPM 2009), yhdysvaltalainen U.S. Life-Cycle Inventory (LCI) database (NREL 2009), EU:n European Reference Life Cycle Database (ELCD) (European Commission 2009), ja saksalainen PROBAS database (UBA 2009) (vain saksaksi). Yksi suosituimmista ja jatkuvan kehityksen alla olevista tietokannoista on EU:n ELCD-tietokanta, josta löytyy tietoa jo yli 300 prosessista. ELCD tullaan myöhemmin liittämään ILCD-tietojärjestelmään. Osa näistä tietokannoista sisältää myös vaikutusarviointimenetelmien tuloksia.
2. *Kansainväliset teollisuusjärjestöt* ovat kehittäneet oman teollisuuden alansa tietokantoja. Ilmaista elinkaaritietoa on saatavilla mm. seuraavista materiaaleista: alumiini (EAA 2009), rauta ja teräs (World Steel Association 2009), muovit (Plastics Europe 2009) ja paperi/kartonki (FEFCO 2006). Teollisuusyritysten tarjoama tieto ei aina ole saatavilla suoraan internetistä, vaan jotkut järjestöt (esim. EAA ja World Steel Association) tarjoavat sitä vain pyydettyäessä. Teollisuusjärjestöjen tietoa on saatavilla myös suoraan julkisista tietokannoista. Muun muassa Plastics European tuottamia muovien elinkaaritietoja hyödynnetään useissa tietokannoissa. Tietosuojan vuoksi teollisuuden omat tietokannat

sisältävät yleensä kyseisen teollisuudenalan keskimääräistä tietoa. Tällaiset tietokannat ovat hyviä sekundäärisen<sup>13</sup> (toissijaisen) tiedon lähteitä.

3. *Maksullisista kattavista tietokannoista* ylivoimaisesti käytetyin tietokanta on sveitsiläinen Ecoinvent (Ecoinvent 2009), jossa on tietoa yli 4 000 prosessista sekä useista vaikutusarviointimenetelmätuloksista. Ecoinvent-tietokanta on liitetty useaan LCA-ohjelmistoon (kts. seuraava luku).

Moni yllämainituista tietokannoista sisältää prosessikohtaista aggregoitua tietoa (sekä yhdessä haetaan että portilta portille), jossa yksittäisiä tuotantovaiheita on vaikea erottaa toisistaan. Eräissä tietokannoissa (esim. Ecoinvent) myös yksikköprosessikohtaista tietoa on saatavilla. Tämä mahdollistaa omien tuotantoketjujen rakentamisen. Myös energiantuotantoprofiilin vaihtaminen tapauskohtaisesti on helppoa. Suurin osa muistakin tietokannoista perustuu keskimääräiseen tietoon ja näin ollen niiden sisältämä tieto edustaa tuotteiden ja palveluiden keskimääräisiä tuotantolosuhteita ja niitä voidaan käyttää, jos ensisijaista tietoa eli ns. primääritietoa (spesifistä prosessikohtaista tietoa) ei ole saatavilla.

Sekundääristen tietojen lähteenä voi käyttää myös maakohtaisia ympäristölaajennettuja panos-tuotosmallien tuloksia, jos niiden tarkkuustaso on hyväksyttävissä elinkaariarviointiin sopivaksi. Panos-tuotosmalleja, jotka soveltuvat inventaariotiedon lähteiksi, on tehty tähän mennessä Suomelle, USA:lle, Kanadalle, Kiinalle ja Japanille. Tulevaisuudessa näiden maakohtaisten mallien määrä tulee todennäköisesti lisääntymään (kts. Luku 2.5).

#### 2.2.2

### Ohjelmistot

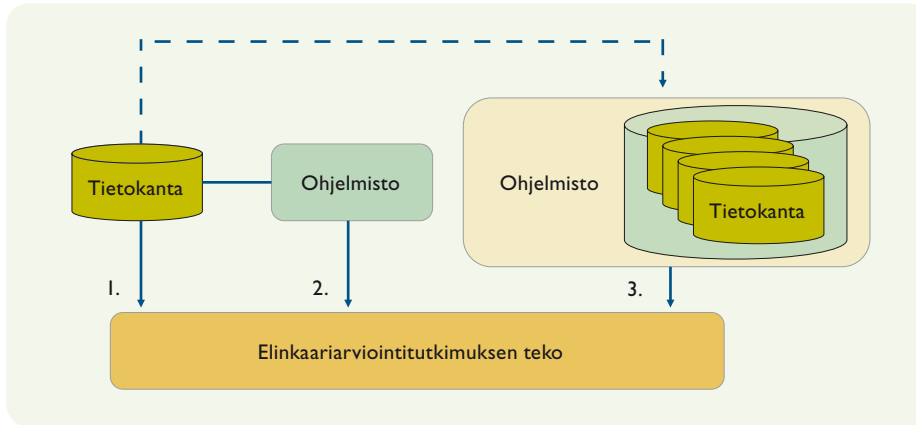
*Elinkaariarvioinnin ohjelmistot (software/tools)* helpottavat elinkaariarvioinnin tekemistä aina virtauskaavioiden piirtämisestä vaikutusarviointitulosten laskentaan. Nykyään ohjelmistot ovat visuaalisia ja helppokäyttöisiä soveltuen muun muassa mallintamiseen, laskentaan ja tulosten arviointiin. Euroopan komission listauksen mukaan ohjelmistoja on tarjolla yli 40, joista 35 englanninkielistä (EC 2009b, Liite 2). Moni ohjelmisto on tarkoitettu vain elinkaariarvioinnin tekemiseen (joko LCI, LCIA tai LCA), mutta osa soveltuu myös muiden ympäristöhallintamenetelmien toteuttamiseen, kuten elinkaaren hallintaan (Life Cycle Management, LCM), elinkaarikustannuslaskentaan (Life Cycle Costing, LCC) ja ympäristölähtöiseen tuotesuunnitteluun (Design for Environment, DfE).

Suuri osa ohjelmistoista sisältää yhden tai useamman ulkopuolisen tietokannan, josta voi poimia inventaario- ja vaikutusarviointitietoa. Jotkut näistä tietokannoista ovat saatavilla vain ohjelmistojen yhteydessä. Esimerkkejä ohjelmistoista, jotka sisältävät useita tietokantoja ovat SimaPro 7 (SimaPro 2009) ja GaBi 4.2 (GaBi 2009).

Joihinkin ohjelmistoihin voi myös lisätä omia vaikutusarvioinnissa tarvittavia karakterisointikertoimia (kts. Luku 2.3.2), joten käyttäjä ei ole sidottu vain ohjelman sisältämään vaikutusarviointimenetelmän/-ien käyttöön. Moniin ohjelmistoihin voidaan myös tuoda tietoa esimerkiksi excel-muodossa ja vastaavasti laskentatuloksia voidaan tulostaa muihin ohjelmiin sekä kuva- että taulukkomuodossa.

LCA-ohjelmistot ja tietokannat helpottavat ja vähentävät työtä huomattavasti. Ohjelmistot ja tietokannat eivät ole riippuvaisia toisistaan eli toisen käyttö/hyödyntäminen ei välttämättä vaadi toisen käyttöä. Usein näitä kuitenkin käytetään yhdessä. Kuvassa 3 on esitetty kolme mahdollista tapaa, joilla ohjelmistoja ja tietokantoja voidaan hyödyntää elinkaariarvioinnin teossa.

<sup>13</sup> Sekundäärisellä tiedolla elinkaariarvioinnissa tarkoitetaan kirjallisuuteen tai geneerisiin tietokantoihin perustuvia tietoja (käytännössä yleisimmin raaka-aineiden valmistustietoja).



Kuva 3. Kolme tapaa tehdä elinkaariarviointi hyödyntämällä ohjelmistoja ja tietokantoja (Koskela & Hiltunen 2004). Hyödynnetään 1) ainoastaan tietokantaa 2) sekä tietokantaa että ohjelmistoa ja 3) ohjelmistoa, joka sisältää useita tietokantoja

Ohjelmistojen käyttö on suositeltavaa etenkin tapauksissa, joissa elinkaariarvioinnin tekeminen on uutta, sillä ne on suunniteltu helppokäyttöisiksi ja niihin sisältyy kattava ohjeistus. Tietokannat ovat erittäin käytännöllisiä varsinkin, kun halutaan tietoa vähemmän tärkeistä prosesseista. Yleensä tätä sekundääristä tietoa on vaikea saada muuta kautta.

Kaupallisten ohjelmistojen lisäksi on kehitetty kaikille avoimia ilmaisia ohjelmistoja. Näistä esimerkki on saksalainen openLCA. OpenLCA-projektissa kehitetään elinkaariarvioinnin laskentajärjestelmä, johon liitetään kaksi liitännäisosiota. Näistä toisella pystytään muuttamaan LCA-tietoa eri tietomuodoista toiseen tietoa menettämättä. Toinen auttaa määrittelemään, laskemaan, visualisoimaan ja tulkitsemaan epävarmuutta tuotejärjestelmissä. OpenLCA-ohjelmistoa kehitetään edelleen, mutta tämän hetkinen versio on ladattavissa projektin [www-sivuilta](http://www.openlca.org) (openLCA 2009).

Elinkaariarvioinnin toteuttamiseen ei välttämättä tarvita erityisiä ohjelmistoja. Monimutkaisetkin verkostot voi kuvata melko lyhyesti matriisilaskennan avulla (Suh & Huppel 2005). Laskennan rakenteesta on tehty oppikirja (Heijungs & Suh 2002). Useiden kymmenien prosessien tuoteketjut voi toteuttaa vielä taulukkolaskentaohjelmalla, suuremmissa järjestelmissä tarvitaan esimerkiksi tieteelliseen laskentaan tarkoitettua R-ohjelmistoa<sup>14</sup>, jolla voidaan laskea jo kymmenien tuhansien prosessin järjestelmiä. Eräs matriisipohjaisen elinkaariarvioinnin Excel-pohjainen toteutus on LCA-Spreadsheet (Mattila 2007), joka on ladattavissa vapaasti internetistä. Se on lisensoitu avoimella lähdekoodilla, joten laskentaan perehtynyt käyttäjä voi itse varmistua laskennan oikeellisuudesta.

### 2.2.3

#### Ohjelmistojen ja tietokantojen soveltuvuus suomalaisiin tapaustarkasteluihin

Varsinaisia suosituksia tiettyjen ohjelmistojen tai tietokantojen käyttöön ei voida antaa. Tässä voidaan kuitenkin todeta, että Suomessa tunnetuimpia LCA-ohjelmistoja ovat muun muassa GaBi, SimaPro, Umberto ja suomalainen KCL-Eco. GaBi-lisenssejä on myyty yli 650 kappaletta maailmanlaajuisesti, esimerkiksi useat yliopistot ja autonvalmistajat käyttävät sitä. KCL-Eco-ohjelmisto on käytössä useassa suomalaisessa metsäteollisuusyrityksessä sekä monissa ulkomaisissa yrityksissä ja yliopistoissa. Umbertolla on yli 700 käyttäjää ympäri maailman, joista mainittakoon muun muassa

<sup>14</sup> R-ohjelmisto (<http://www.r-project.org>) [Viitattu 19.2.2010]

kemikaali- ja painoteollisuus. Suurin osa markkinoilla olevista ohjelmistoista soveltuu kaikkien eri teollisuudenalojen käyttöön. Poikkeuksia ovat kuitenkin rakentamisen vaikutuksia arvioimaan tarkoitettu Bees 3.0d ja Environmental Impact Estimator v4 (EC 2009c).

Tietokannoista Suomessa tunnettuja ovat muun muassa Ecoinvent, World Steel Associationin terästiedot, ELCD ja Plastics European eco-profiilit. Tietokannoissa varsinaista Suomi-tietoa ei ole saatavilla lukuun ottamatta Ecoinventin suomikohtaista sähköntuotanto- ja metsäteollisuustietoa. Tämä ei kuitenkaan ole esteenä tietokantojen tehokkaalle hyödyntämiselle varsinkin sekundäärisen tiedon haussa. Monet teollisuutemme käyttämät raaka-aineet prosessoidaan tai valmistetaan Suomen rajojen ulkopuolella ja näiden tietojen hankkimiseen tietokannat ovat erittäin hyviä lähteitä.

### 2.3

## Vaikutusarviointi

### 2.3.1

#### Mallinnuksen periaatteet

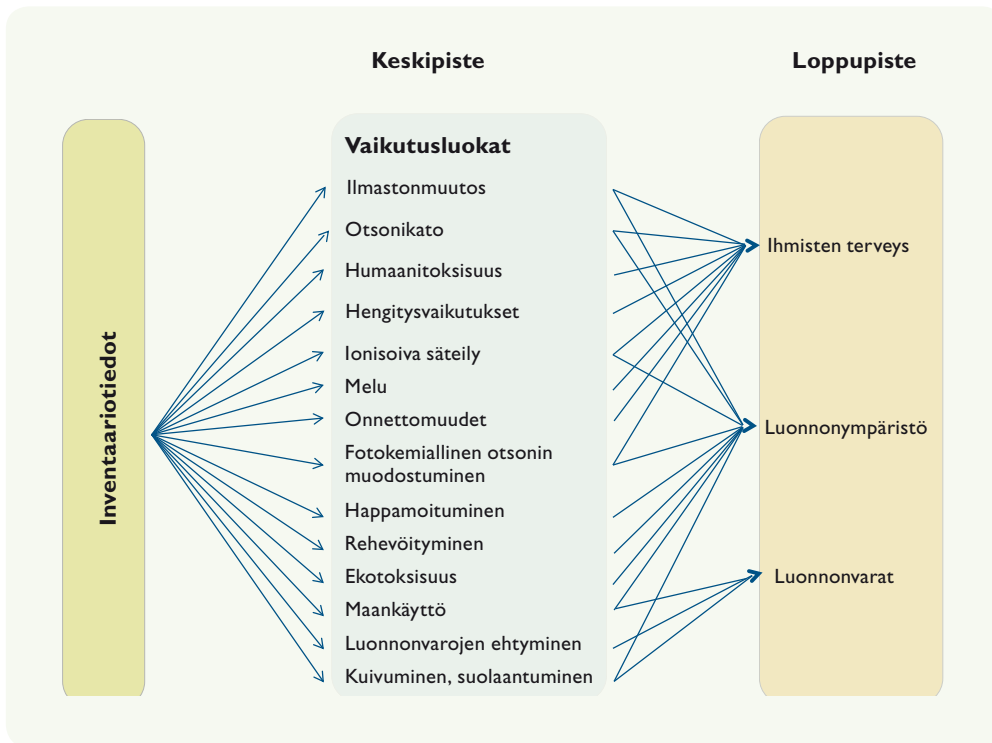
Elinkaariarvioinneissa ympäristövaikutusarviointi tehdään tietojen keruun eli inventaariovaiheen jälkeen. Sen tarkoituksena on laajentaa ja syventää inventaariotietojen tulkintaa muun muassa päätöksen tekoa, tulosten vertailua tai ympäristötoimien seurantaa varten.

Ympäristövaikutusarvioinnin tavoitteena kaikissa elinkaari metodologioissa on arvioida haitallisten toimien tai päästöjen potentiaalinen vaikutus yleisesti hyväksytyille ns. "suojeltaville kohteille" (vaikutusarvioinnin loppupisteille, endpoints), joita ovat yleisimmin ihmisten terveys, luontoympäristö ja luonnonvarat. Vaikutusarviointimallinnuksessa käytetään yleisesti kahta erilaista lähestymistapaa: *keskipiste (midpoint)* - ja *loppupiste (endpoint)* -mallinnusta. Kumpikin tapa pyrkii holistiseen kuvaukseen kaikista niistä haitallisista vaikutuksista, jotka koko tuotantojärjestelmä eri vaiheissaan aiheuttaa (Kuva 4).

Keskipistemallinnuksessa vaikutusindikaattorit on valittu alkutilanteen ja loppupisteen väliltä kuvaamaan potentiaalista ympäristövaikutusta. Indikaattoreiden määrät vaihtelevat menetelmästä toiseen, kun taas loppupistemallinnuksessa tulokset esitetään aina kolmen tai neljän suojeltavan kohteen kautta. Lähestymistapojen erilaisuus ilmenee myös siinä, että loppupistemallinnuksessa puhutaan vahingoista (damages), kun taas keskipistemallinnuksessa vaikutusluokka-indikaattorituloksista (impact category results).

Perinteinen LCIA-mallinnus on lähtenyt liikkeelle keskipistemallinnuksesta, toisin sanoen on valittu indikaattori päästön ja loppupisteen väliltä, jolloin päästön/päästöjen vaikutus on esitetty tämän indikaattorin avulla, esimerkiksi ilmastonmuutos CO<sub>2</sub>-ekvivalenttina (CO<sub>2</sub>-ekv.). Indikaattori on usein valittu niin, että sen jälkeen mallinnuksen ei katsota olevan enää järkevää tai se on liian epävarmaa (Finnveden ym. 2009). Esimerkiksi ilmastonmuutosvaikutusluokassa loppupistemallinnus on ilmakehän monimutkaisten mekanismien vuoksi vaikeaa ja epävarmaa.

Erilaiset mallinnustavat eivät välttämättä ole yhteensovittamattomia. Näiden kahden lähestymistavan harmonisointia on tehty esimerkiksi seuraavissa LCIA menetelmissä: ReCiPe (Sleeswijk ym. 2008), Impact 2002+ (Jolliet ym. 2004; Rosenbaum ym. 2007) ja LIME2 (Itsubo ym. 2004; Hayashi ym. 2006). Yleensä keskipistemallinnusta pidetään luotettavampana tapana kuvata vaikutuksia, vaikka loppupistemallinnustuloksia esimerkiksi happamoitumisessa ja syöpävaikutuksissa pidetään yhtä luotettavina kuin keskipistemallinnuksen indikaattoreita (Finnveden ym. 2009). Aikaisemmat



Kuva 4. Inventaariotietojen luokittelu vaikutusluokkiin (keskipistemallinnus) ja suojeltaviin kohteisiin (loppupistemallinnus) (ILCD 2009).

loppupistemallinnukset eivät ole olleet läpinäkyviä muun muassa vaikutusluokkien painotusten suhteen, sillä siirtyminen keskipistetasosta loppupistetasoon on sisäänrakennettu menetelmään. Uusimmissa malleissa, joissa kumpikin lähestymistapa on yhdistetty, kertoimet siirryttäessä keskipisteestä loppupisteeseen on dokumentoitu läpinäkyvästi.

### 2.3.2

#### Vaikutusten laskenta

Elinkaariarviointien ympäristövaikutusten laskentaperiaatteet on esitetty ISO 14044-standardissa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että inventaariovaiheessa kerätyt panos- ja kuormitustiedot muutetaan vaikutusindikaattorituloksiksi, joilla on edelleen yhteys suojeltaviin kohteisiin (Kuva 4). Vaikutukset pyritään arvioimaan sillä parhaalla mahdollisella tiedolla, mikä on käytettävissä syy-seuraussuhteista, toisin sanoen päästön tai muun kuormituksen aiheuttamasta vaikutuksesta ympäristöön.

Ensimmäinen ja pakollinen vaihe vaikutusarvioinnissa on inventaaritietojen *luokittelu ja karakterisointi*. Luokittelu tarkoittaa inventaaritietojen kiinnittämistä yhteen tai useampaan vaikutusluokkaan. Karakterisoinnilla puolestaan tarkoitetaan tiettyyn vaikutusluokkaan vaikuttavien päästöjen yhteismitallistamista haitallisuuden perusteella. Kun päästöt kerrotaan niiden karakterisointikertoimilla ja lasketaan yhteen, voidaan tulos esittää yhdellä numeroarvolla vaikutusluokkaa kohden, esimerkiksi useamman kasvihuonekaasupäästön vaikutus ilmastonmuutoksen vaikutusluokassa CO<sub>2</sub>-ekvivalenttina.

Standardin mukaan vapaaehtoisia vaiheita vaikutusarvioinnissa ovat *normalisointi ja painotus*. Normalisoinnilla tarkoitetaan karakterisointituloksen suhteuttamista suurempaan kokonaisuuteen eli suuremman alueen karakterisoituun tulokseen, jolloin saadaan selville, onko vaikutuksella pieni vai suuri merkitys suuremmassa kontekstissa. Ilmastonmuutoksen kohdalla vaikutus jaetaan koko maailman tai Euroopan

CO<sub>2</sub>-ekvivalenttipäästöillä. Tuloksena on dimensioton luku, jota voidaan verrata toisen vaikutusluokan vastaavaan lukuun. Normalisointiin tarvittavia tietoja on viime aikoina päivitetty esimerkiksi ReCiPe-menetelmässä.

Painotuksen avulla voidaan kaikkien vaikutusluokkien normalisoidut tulokset yhdistää yhdeksi vaikutusindikaattoriksi tai -indeksiksi. Eri vaikutusluokkien painoarvojen määrittäminen on yleensä tehty joko paneeli- tai rahamenetelmällä (Finnveden ym. 2009). Ilmastomuutoksen merkitykseksi voitaisiin esimerkiksi arvioida 40 % kaikista vaikutuksista. Painokerroin olisi silloin 0,4, kun painokertoimien yhteissumma asetetaan ykköseksi. Jokaisen vaikutusluokan normalisoitu tulos kerrotaan painokertoimella ja luvut yhdistetään yhdeksi numeroarvoksi.

Vaikutusluokkien painotukseen on aina suhtauduttu ristiriitaisesti, koska siihen vaikuttavat sosiaaliset, poliittiset ja eettiset arvolataukset. Painokertoimet perustuvat aina tietyn ihmisryhmän subjektiivisiin mielipiteisiin. Ne yleensä muuttuvat ryhmän koostumuksen (ihmisten koulutustaustojen ja arvojen), ajankohdan (vuonna 2020 tulos voisi olla hyvin erilainen kuin tänä päivänä) ja paikan (Eurooppa tai Asia) mukaan. Tässä yhteydessä on hyvä huomata, että subjektiivista painotusta ei hyväksytä yleisölle suunnatuissa vertailevissa elinkaariarvioinneissa. Normalisointia ja painotusta kuitenkin voidaan tarvita elinkaariarvioinnin täydellisyyden tarkistamiseen, mutta niissä tapauksissa näiden vaiheiden tuloksia ei raportoida. Vaikutusarviointitulokset kokonaisuudessaan ovat kuitenkin herkkystarkastelujen tärkeä lähtökohta.

### 2.3.3

#### Vaikutusten paikkakohtaisuus

Todellinen ympäristövaikutus riippuu aineen määrästä ja laadusta, päästölähteestä ja vastaanottavasta ympäristöstä. Perinteisessä (geneerisessä) LCA:ssa otetaan huomioon aine ja päästölähde, mutta vaikutuksen oletetaan olevan kaikkialla sama paikasta riippumatta. Globaaleissa vaikutusluokissa, muun muassa ilmastomuutoksessa ja alailmakehän otsonin muodostuksessa, se ei ole ongelma, koska vastaanottava ympäristö on kaikkialla sama ilmakehä. Muissa vaikutusluokissa tilanne on erilainen. Joskus voi jopa ympäristöllä olla suurempi merkitys kuin itse päästöllä, toisin sanoen jos vastaanottava ympäristö on erikoisen herkkä, voi pienikin päästö aiheuttaa suuren haitan (Finnveden ym. 2009).

Jos vaikutustulosten avulla tehdään toimintaan liittyviä päätöksiä, tulisi tulosten kuvata oikein päästöjen vaikutuksia. Silloin tarvitaan todellista alueellista tai paikallista näkökulmaa. Tällöin geneerinen tieto ei ole enää tarpeeksi luotettavaa tilanteen arvioimiseen. Tutkimukset osoittavat, että vaikutukset voivat erota toisistaan merkittävästi paikasta riippuen. Esimerkiksi happamoitumisen vaikutuksen ero Euroopan alueella voi olla kolminkertainen (Finnveden ym. 2009).

Monet tutkimusryhmät ovat työskennelleet paikkakohtaisten karakterisointikertoimien kehitystyön parissa. Myös Suomessa on kehitetty ns. Suomi-kohtaisia karakterisointikertoimia rehevöitymiselle ja happamoitumiselle (Seppälä ym. 2005). Tanskalaisessa EDIP2003 (Hauschild & Potting 2005) vaikutusarviointimenetelmässä on kehitetty ei-globaaleiden päästöjen vaikutuskertoimia 44:lle Euroopan alueelle. EDIP2003:n perustana on EDIP97 (Wenzel ym. 1997), josta myös kaikki muu menetelmässä tarvittava geneerinen (ei-paikallinen tieto) on peräisin. Näin ollen nämä menetelmät eivät ole vaihtoehtoisia menetelmiä keskenään vaan täydentävät toisiaan. Alueellisia menetelmiä on kehitetty myös USA:lle, Kanadalle ja Japanille.

#### 2.3.4

### Vaikutusten ajallinen eroavaisuus

Elinkaariarvioinnin panos- ja kuormitustietojen keruu perustuu tyypillisesti staattiseen menetelmään. Tämä tarkoittaa sitä, että tuotejärjestelmässä tarvittavien panosten ja syntyvien kuormitusten oletetaan jakautuvan ajallisesti tasaisesti koko elinkaarelle. Tämä ei ole ongelma, mikäli vastaanottava ympäristö pysyy muuttumattomana. Todellisuudessa näin ei kuitenkaan usein ole, vaan vastaanottava ympäristö muuttuu ajan myötä.

Ilmastovaikutuksia mitataan elinkaariarvioinnissa usein staattisella GWP-menetelmällä (Global Warming Potential), jossa eri kasvihuonekaasujen yksikköpäästöjen lämmitysvaikutus muunnetaan hiilidioksidiekvivalentiksi integroimalla kaasujen pitoisuuden lisääntymisestä ilmakehässä aiheutuva lämmitysvaikutus tietyn ajanjakson aikana. YK:n ilmastopimuksen ja sen alaisen Kioton pöytäkirjan raportoinnissa on sovittu käytettävän 100 vuoden ajanjaksoa, jota on käytetty myös yleisimmin elinkaariarvioinneissa. IPCC (2007) esittää kasvihuonekaasujen GWP-kertoimet myös 20 ja 500 vuoden ajanjaksoille. Koska eri kasvihuonekaasujen ominaislämmitysvaikutus ja elinikä ilmakehässä vaihtelevat suuresti, on GWP-menetelmä aina jossain määrin epätarkka.

Ilmastovaikutusten mittaamisen tarkoituksenmukaisuuteen vaikuttaa oleellisesti tavoitetaso, johon ilmastonmuutos halutaan hillitä. Tiede ei pysty antamaan tarkkaa ratkaisua siihen, millaisella aikavälillä kasvihuonekaasujen lämmitysvaikutusta tulisi tarkastella. Kahden asteen tavoitteen saavuttamisen kannalta kasvihuonekaasujen päästöjä, pitoisuuksia ja lämmitysvaikutuksia on kuitenkin syytä tarkastella verrattain lyhyellä, joidenkin kymmenien vuosien aikavälillä. Mitä alhaisempaan pitoisuuteen ilmakehän kasvihuonekaasujen osalta pyritään, sitä lyhyempi tulee kompensointiajan olla.

Kasvihuonekaasujen ajallisen lämmitysvaikutuksen eroavaisuuden ohella erittäin keskeinen tekijä tuotejärjestelmien ilmastovaikutuksia arvioitaessa on kasvihuonekaasupäästöjen, nieluja ja vältettyjen päästöjen ajallinen esiintyminen. Esimerkiksi Kendall ym. 2009 on osoittanut, että impulssina syntyvien hiilidioksidipäästöjen jakaminen tasaisesti muutaman vuosikymmenen ajalle ilmastovaikutuksia arvioitaessa aliarvioi kyseisten päästöjen todelliset ilmastovaikutukset merkittävästi. Näin ollen impulssina syntyvien hiilidioksidipäästöjen lämmitysvaikutuksen kompensoimiselle, nieluilla tai vältetyillä päästöillä, ei ole kahden asteen tavoitteen saavuttamisen kannalta perusteltua antaa kovin pitkää kuoletusaikaa. Elinkaariarvioinnin staattisuuden aiheuttamat ongelmat voidaan välttää käyttämällä dynaamisia indikaattoreita, jotka huomioivat kasvihuonekaasupäästöjen, nieluja ja vältettyjen päästöjen ajallisen esiintymisen. Esimerkki tällaisesta indikaattorista on kumulatiivista säteilypakotetta mittaava indikaattori (esim. Kirkinen ym. 2009).

#### 2.3.5

### Vaikutusarviointimenetelmiä

Vaikutusarviointimenetelmien soveltuvuudesta elinkaariarvioinnin tekemiseen on annettu periaatteelliset ohjeet ISO-standardissa. Useita menetelmiä on kehitetty 1990-luvulta lähtien SETAC:in (The Society of Environmental Toxicology and Chemistry) piirissä. Vaikutusarviointimenetelmät ovat saaneet paljon vaikutteita toisiltaan ja samoja kertoimiakin löytyy eri menetelmistä. Erot voivat kuitenkin myös olla suuria (varsinkin toksisuusvaikutusten arvioimisessa) ja tästä seuraa, että jopa pelkällä menetelmän valinnalla voidaan vaikuttaa lopullisiin tuloksiin (Finnveden ym. 2009). UNEP (The United Nations Environment Programme) on kerännyt yhteen

tietoja elinkaariarviointiin suositeltavista menetelmistä ja hyvistä käytännöistä<sup>15</sup>. Myös ILCD:n raportista, joka käsittelee olemassa olevia vaikutusarviointimenetelmiä ja niiden käyttöä, voi saada lisätietoja LCIA-menetelmistä.

Vaikutusarviointimenetelmät voidaan jakaa viiteen ryhmään mallinnustavan tai tarkoituksen perusteella (Taulukot 1 ja 2):

1. Menetelmät, jotka käyttävät *keskipistemallinnusta*: hollantilainen CML (Guinee ym. 2002), tanskalaiset EDIP97 (Wenzel ym. 1997) ja EDIP2003 (Hauschild & Potting 2005), kanadalainen LUCAS (Bulle ym. 2007) ja yhdysvaltalainen TRACI (Bare ym. 2003).
2. Menetelmät, jotka käyttävät *loppupistemallinnusta*: hollantilainen Eco-Indicator99 (Goedkoop & Spriensma 2000) ja ruotsalainen EPS (Steen 1999a; 1999b).
3. Menetelmät, joissa *keskipiste- ja loppupistemallinnus* on yhdistetty läpinäkyväällä tavalla: hollantilainen ReCiPe (Sleeswijk ym. 2008), sveitsiläinen IMPACT 2002+ (Jolliet ym. 2004; Rosenbaum ym. 2007) ja japanilainen LIME2 (Itsubo ym. 2004; Hayashi ym. 2006).
4. Menetelmät, joissa arvioidaan *etäisyys tavoitteista* (distance to target approach): Swiss Ecoscarcity (Brand ym. 1998; Frischknecht 2006) ja siitä kehitetty japanilainen JEPIX.
5. EU:lle kehitetty menetelmä *energiaa käyttävien tuotteiden evaluointiin*: Methodology study for Ecodesign of Energy-using Products (MEEuP) (Kemna ym. 2005).

ReCiPe on uusin päivitetty vaikutusarviointimenetelmä. Se on kehitetty edelleen CML:n ja Eco-Indicator99:n pohjalta. Sitä myös markkinoidaan Eco-Indicatorin seuraajana. Menetelmässä on yhdistetty keskipiste- ja loppupistelähestymistavat läpinäkyvästi ja yhdenmukaisella tavalla. Maankäyttö- ja luonnonvarat-vaikutusluokkia lukuun ottamatta vaikutusluokat on määriteltä syy-seurausketjujen avulla.

Vuonna 1993 englanniksi julkaistua CML-menetelmää pidetään ensimmäisenä läpimurtona tieteellisten vaikutusarviointien kehittymiselle. CML on ollut Euroopassa ehkä tunnetuin menetelmä, josta on myös julkaistu käsikirja (Guinee: Handbook on Life Cycle Assessments). Lisäksi Huppés (2002) on kehittänyt siihen abioottisten luonnonvarojen ehtymisen karakterisointikertoimia ja vuoden 2002 päivitykseen (1999) toksisten aineiden priorisointiarviointia USES-LCA-mallillaan. Huijbregts on kehittänyt myös useille aineille ekotoksikologisia vaikutuskertoimia maaperässä. Viime vuosina USES-LCA-mallia on laajennettu ja päivitetty. Hyvin vaikeaa toksisuuden arviointia on parannettu myös IMPACT 2002+-menetelmässä. Siitä löytyy karakterisointikertoimet noin 1500 kemikaalille tai yhdisteelle. Muissa vaikutusluokissa menetelmä hyödyntää Eco-Indicatorin ja CML:n kertoimia.

Alueelliset pohjoisamerikkalaiset menetelmät ovat myös edelleen kehitystyön alla. LUCAS perustuu TRACI:in ja IMPACT 2002+:aan sillä erotuksella, että parametreja on muutettu Kanadan olosuhteita vastaaviksi. Parhailaan LUCAS:iin on kehitteillä loppupistemallinnusta. TRACI:in puolestaan on tulossa normalisointitietoja.

Vuonna 1990 julkaistu EPS-menetelmä oli ensimmäinen loppupistemallinnusta käyttävä menetelmä. EPS on ollut esimerkillinen epävarmuuden käsittelyssä,

---

15 UNEP (lcinitiative.unep.fr)

koska siinä jokaiselle karakterisointikertoimelle on määritetty epävarmuus. Viisi vuotta myöhemmin julkaistiin toinen loppupistemallinnusta käyttävä menetelmä, Eco-Indicator95. Pari vuotta myöhemmin siitä julkaistiin uusi päivitetty versio, Eco-Indicator97.

MEEuP poikkeaa muista vaikutusarviointimenetelmistä tavoitteen asetelun suhteen. Se on suunniteltu lainsäädännön kriteerien täyttymisen arvioimiseen. Kohteina ovat energiaa käyttävät tuotteet. Menetelmä perustuu EU direktiiveihin ja kansainvälisiin sopimuksiin. Se on myös suunniteltu tukemaan *ympäristömyötäistä tuotesuunnittelua (ecodesign)*.

Myös EcoScarcity menetelmä poikkeaa periaatteiltaan yleisimmin käytetyistä menetelmistä. Se julkaistiin ensimmäisen kerran vuonna 1990 ja päivitettiin vuonna 1997. Viimeinen päivitys ja laajennus on tehty vuonna 2006, jolloin kaikki lainsäädännön muutokset sekä Sveitsissä että EU:ssa on otettu huomioon. Menetelmä on kehitetty politiikan tavoitteiden arvioimiseen. Lähestymistapana käytetään *ns. etäisyys tavoitteesta periaatetta (distance to target)*. Kaikille niille aineille, joille on olemassa lainsäädännölliset ohjeet tai poliittiset tavoitteet, johdetaan *ns. kriittiset virrat (critical flows)*. *Nykyiset virrat (current flows)* vastaa todellista vallitsevaa tilannetta. Ekotekijä (eco factor) lasketaan näiden kahden virran suhteesta (Frischnecht ym. 2006). Tekijöiden mukaan mallia voidaan soveltaa myös muille maille. Japanin olosuhteisiin onkin kehitetty Jepix SwissEcoscarcityn pohjalta.

Vaikutusluokkien kuvauksia ja vaikutusten laskennan taustoja voi laajemmin tutkia esimerkiksi tekijöiden omista artikkeleista ja julkaisusta sekä ILCD:stä. Suoraan internetistä karakterisointikertoimia on maksutta saatavilla CML:stä, ReCiPe:stä, IMPACT 2002+:sta, Eco-Indicator99:stä ja Swiss Ecoscarcity:stä. Muiden menetelmien kertoimet ovat saatavilla julkaisuista tai tekijöiltä.

Taulukko 1. Vaikutusarviointimenetelmiä.

Vaikutusarviointimenetelmä	Kehittäjä	Alkuperämaa	Internet osoite
CML 2002	CML	Alankomaat	<a href="http://cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finished/new-dutch-lca-guide.html">http://cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finished/new-dutch-lca-guide.html</a> [Viitattu 19.2.2010]
EDIP97-EDIP2003	DTU	Tanska	ei www-sivuja
LUCAS	CIRAIG	Kanada	ei www-sivuja
TRACI	US EPA	USA	<a href="http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/traci">www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/traci</a> [Viitattu 19.2.2010]
MEEuP	VHK	Alankomaat	<a href="http://www.vhk.nl/download_vhkreportoisin_sanoenhtm">http://www.vhk.nl/download_vhkreportoisin_sanoenhtm</a> [Viitattu 19.2.2010]
Eco-indicator 99	Pre	Alankomaat	<a href="http://www.pre.nl/eco-indicator99">www.pre.nl/eco-indicator99</a> [Viitattu 19.2.2010]
EPS 2000	IVL	Ruotsi	<a href="http://eps.esa.chalmers.se">http://eps.esa.chalmers.se</a> [Viitattu 19.2.2010]
ReCiPe	RUN, Pre, CML, RIVM	Alankomaat	<a href="http://www.lcia-recipe.net">www.lcia-recipe.net</a> [Viitattu 19.2.2010]
IMPACT 2002+	EPFL	Sveitsi	<a href="http://www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/Impact2002+.htm">http://www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/Impact2002+.htm</a> [Viitattu 19.2.2010]
LIME2	AIST	Japani	<a href="http://www.aist-riss.jp/old/lca/cie/theme/index.html">http://www.aist-riss.jp/old/lca/cie/theme/index.html</a> [Viitattu 19.2.2010]
SwissEcoscarcity 07	E2, ESU	Sveitsi	<a href="http://www.esu-services.ch/cms/index.php?id=ubp06&amp;L=0">http://www.esu-services.ch/cms/index.php?id=ubp06&amp;L=0</a> [Viitattu 19.2.2010]
JEPiX		Japani	<a href="http://www.jepix.org">www.jepix.org</a> [Viitattu 19.2.2010] (japaniksi)

AIST = National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, CIRAIG = Interuniversity Research Centre for the Life Cycle of Products and Services, CML = Institute of Environmental Sciences, University of Leiden, DTU = Danmarks Teknishe Universitet, EPFL = Ecole Polytechnique, Fédérale de Lausanne, ESU = ESU-services Ltd, E2 = E2 consulting engineers Inc. , IVL = Svenska Miljöinstitutet, PRe = Prè consultants, RIVM = Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RUN = Radbound Universiteit Nijmegen, US EPA = the US Environmental Protection Agency, VHK = Van Holstejn en Kemma.

Taulukko 2. Yleistietoa vaikutusarviointimenetelmistä.

Nimi	Viimeinen päivitys	Mallinnustapa	Maantieteellinen kattavuus	Karakterisointi, vaikutusluokkien lkm	Normalisointi	Painotus
CML	2008	keskipiste	Maailma	keskipiste: noin 20	kyllä	ei
EDIP97	1997	keskipiste	Maailma	keskipiste: 8 + työympäristö	kyllä	kyllä
EDIP2003	2003	keskipiste	Eurooppa	keskipiste: 9	kyllä	ei
LUCAS	2005	keskipiste	Kanada	keskipiste: 11	kyllä	ei
TRACI	2003	keskipiste	USA, Pohjois-Amerikka	keskipiste: 10	ei	ei
MEEuP	2005	keskipiste	Eurooppa	useita luokkia	ei	ei
Eco-indicator99	2001	loppupiste	Eurooppa	loppupiste: 3 (sis. keskipiste: 11)	kyllä	kyllä
EPS 2000	1999	loppupiste	Maailma	loppupiste: 4 (sis. keskipiste: 16)	ei	rahaperusteinen
ReCiPe	2008	keskipiste loppupiste	Eurooppa	keskipiste: 19 loppupiste: 3	kyllä (myös maailmalle)	4 erilaista tapaa
Impact2002+	2002	keskipiste loppupiste	Eurooppa	keskipiste: 13 loppupiste: 4	kyllä	ei
LIME2	2006	keskipiste loppupiste	Japani	keskipiste: 15 loppupiste: 4	ei	rahaperusteinen
SwissEco-scarcity 07	2006	Etäisyys tavoitteesta-lähestymistapa	Sveitsi	4 vaikutusluokkaa, lisäksi useita päästöjä	kyllä	kyllä
JEPIX	2004	Etäisyys tavoitteesta-lähestymistapa	Japani	4 vaikutusluokkaa, lisäksi useita päästöjä	kyllä	kyllä

## LCA:n erityiskysymykset

### 2.4.1

#### Kaksi lähestymistapaa: haitanjaollinen ja seurausvaikutuksellinen LCA

Elinkaariarviointiin on vuosien varrella kehitetty useita erilaisia lähestymistapoja, joista on kehittynyt kaksi pääasiallista linjaa. Toinen kohdistaa perusvirrat ja potentiaaliset ympäristövaikutukset tiettyyn tuotejärjestelmään tuotteen historian kuvauksena (ns. *attributional life cycle assessment, haitanjakoelinkaariarviointi*), ja toinen tarkastelee mahdollisten (tulevien) muutosten seurauksia ympäristölle (ns. *consequential life cycle assessment, seurausvaikutuselinkaariarviointi*). Haitanjaollinen tarkastelu edustaa perinteistä tapaa tehdä elinkaariarviointi. Menetelmä ei sovi muutosten mallintamiseen. Seurausvaikutuksellinen tarkastelu taas pyrkii kuvaamaan tietyn päätöksen seurauksia. Lähestymistapa kuvaa, kuinka tietyt, ympäristöllisesti merkittävät virrat muuttuvat tarkasteltavan päätöksen seurauksena. Haitanjaollinen lähestymistapa siis kuvaa staattista tilaa ("as is") ja seurausvaikutuksellinen muutosta ("what if"). Molemmat menetelmät voidaan sijoittaa joko historiaan, nykyhetkeen tai tulevaisuuteen. Lähestymistavat eroavat erityisesti sen suhteen, miten niissä käsitellään monituoteprosesseja, rajauksia sekä valintaa marginaalisen<sup>16</sup> ja keskimääräisen tiedon välillä. Ne antavat myös hyvin erilaisen perspektiivin tuotejärjestelmän ympäristövaikutuksista ja soveltuvat erilaisiin käyttötarkoituksiin.

*Haitanjaolisessa lähestymistavassa* keskimääräiset panokset ja tuotokset kohdennetaan eri tuotteille allokoimalla (kohdentamalla). Kriittisiä kysymyksiä ovat esimerkiksi arvioinnin rajaukset ja allokointimenetelmien valitseminen. Haitanjaollinen analyysi huomioi tyypillisesti vain ne merkittävät virrat, jotka liittyvät suoraan tutkittavaan elinkaareen. Ympäristölaajennetun panos-tuotosanalyysin avulla voidaan merkittävästi vähentää analyysistä pois rajautuvien virtojen määrää, sillä perinteisesti LCA:ssa jätetään tarkastelun ulkopuolelle esimerkiksi massamääräisesti pienet materiaalivirrat, infrastruktuurin rakentaminen ja palvelut (Ekvall & Andrae 2006, kts. myös luku 2.5). Haitanjaollista lähestymistapaa voidaan käyttää myös tulevaisuuden arviointiin tekemällä oletuksia tutkimuksen kohteena olevien virtojen kehityksestä. Suurin osa elinkaariarvioinneista on tehty haitanjaollista lähestymistapaa käyttäen.

*Seurausvaikutuksellisessa lähestymistavassa* huomioidaan ne yksikköprosessit, joiden odotetaan muuttuvan tietyn päätöksen jälkeen tai tuotteen kysynnän muuttuessa. Näin ollen menetelmä pyrkii tuottamaan muutokseen liittyvässä päätöksenteossa tarvittavaa tietoa tietyn tuotejärjestelmän elinkaaren ympäristövaikutuksista. Yksi lähestymistavan keskeisistä tunnuspiirteistä on, että se ei perustu tuoteketjuajatuslogiikkaan kuten haitanjaollinen lähestymistapa, vaan se pyrkii mallintamaan tuoteketjujen välillä tapahtuvat muutokset, jotka ovat seurausta tietystä päätöksestä. Koska vaikutukset heijastavat muutosta, käytetään yleensä marginaalista tietoa. Sivutuotteiden käsittelyssä käytetään systeemin laajennusta. Eri toimenpiteiden vaikutuksia voidaan verrata toisiinsa seurausvaikutuksellisella lähestymistavalla. Ongelmia seurausvaikutuksellisessa lähestymistavassa aiheuttaa niiden virtojen tunnistami-

<sup>16</sup> Marginaalisella tarkoitetaan tässä niin sanottua rajatuotantoa, eli sitä tuotantoa, johon muutos ensimmäisenä kohdistuu. Marginaalisilla teknologioilla tarkoitetaan niitä teknologioita, joihin pienien kysynnän muutosten aiheuttamat vaikutukset todellisuudessa kohdistuvat (Weidema ym. 1999). Juuri tällaisia muutoksia tutkitaan tyypillisesti seurausvaikutuksellisessa mallinnuksessa. Esimerkiksi sähköntuotannossa marginaalinen tuotanto viittaa siihen tuotantoon, joka vaihtelee kulutuksen mukaan. Pohjoismaisilla sähkömarkkinoilla marginaalituotanto on hyvin usein säätövesivoimaa, jonka saatavuuden ja käytön muutokset aiheuttavat edelleen seurausvaikutuksia lähinnä lauhdetuotantoon.

nen, jotka muuttuvat tietyn toiminnan seurauksena. Ideaalitalanteessahan analyysi sisältäisi kaikki muuttuvat virrat, mutta käytännössä niiden kaikkien sisällyttäminen on mahdotonta (Ekvall & Weidema 2004). Näin ollen tiedonpuute on tyypillinen ongelma ja siksi joudutaan tekemään paljon epävarmoja oletuksia. Keskeisiä epävarmoja kysymyksiä ovat esimerkiksi raaka-ainekilpailun aiheuttamat vaikutukset sekä markkinavaikutukset, kun uusia tuotteita tuodaan markkinoille.

Ekvall ym. (2006) esittävät kuusivaiheisen polun seurausvaikutuksellisen analyysin tekemiseen. He suosittelevat laatimaan ensin listan oletettavista, ympäristönsuojelun kannalta merkittävistä seurauksista. Tämän jälkeen seurauksia tulisi tarkastella sen suhteen, mitkä niistä tulisi sisällyttää analyysiin sekä tunnistaa analyysiin tarvittavat välineet ja menetelmät. Kustakin menetelmästä voidaan kerätä verkosto asiantuntijoita osallistumaan seurausvaikutukselliseen LCA:han. Erilliset seuraukset tulisi analysoida ja tehdä synteesi näistä tuloksista, joka kuvaa päätöksen määriteltävissä olevia seurauksia mahdollisimman kattavasti. ILCD-käsikirja käsittelee haitanjaollista ja seurausvaikutuksellista mallinnusta laajasti. Dokumentti erottelee neljä eri päätöksentekotilannetta, joiden perusteella ratkaistaan, käytetäänkö seurausvaikutuksellista vai haitanjaollista LCA:ta:

1. *Tilanne I:* Lyhyen tähtäimen päätökset (nykyhetki tai <5 vuotta tulevaisuuteen).  
Seurausvaikutuksellinen mallinnustapa (käytännössä haitanjaollinen).
2. *Tilanne II:* Tulevaisuuden päätöksenteon tuki (>5 vuotta tulevaisuuteen).  
Seurausvaikutuksellinen mallinnustapa (käytännössä haitanjaollinen).
3. *Tilanne III:* Tulevaisuuden strateginen päätöksenteko (>5-10 vuotta).  
Seurausvaikutuksellinen mallinnustapa (käytännössä haitanjaollinen perusraskenaario, jota verrataan seurausvaikutuksellisiin skenaarioihin, jotka on rakennettu yhdessä asianosaisten kanssa).
4. *Tilanne IV:* Monitorointi (menneen tai nykyisen tilanteen)  
Haitanjaollinen mallinnustapa.

Seurausvaikutuksellisen mallintamisen keskeisenä haasteena on tunnistaa tarkoituksenmukaiset seuraukset ja prosessit sekä hankkia niihin liittyvä tieto. Jotta tämä olisi mahdollista, tarvitaan ILCD-käsikirjan mukaan asiantuntemusta teknologian kehitysnusteista (oppimiskäyrät, kokemusperäinen tieto), skenaarioiden laadinnasta, markkinamekanismeista (kustannukset, ennusteet), teknologian kustannusten mallintamisesta ja osittaistasapainomallintamisesta. Taloudellisten panosten ja tuotosten kehitystä voidaan mallintaa mm. kansantalouden tasapainomalleilla (esim. Manne ym. 1995; Nordhaus 1999; Nijkamp ym. 2005). Koska näissä malleissa tuotejärjestelmät on mm. malliteknisistä syistä kuvattu usein karkeasti, voidaan seurausskenaarioita laatia osittaistasapainomalleilla (esim. Klaassen & Riahi 2007; Ekholm ym. 2009) käyttäen hyväksi tasapainomallien kysyntäskenaarioita. Tuotejärjestelmien kuvauksen tarkkuus eri malleissa riippuu voimakkaasti mm. mallien käyttötarkoituksesta (esim. energiajärjestelmän tai maankäytön mallintaminen) ja alueellisesti soveltuvuudesta (esim. globaali, alueellinen, kansallinen, paikallinen).

Molemmilla menettelytavoilla on tietyt hyvät ja huonot puolensa. Ekvallin ja Andraen (2006) mukaan lähestymistavat tuottavat toisiaan täydentävää tietoa ja monissa tilanteissa olisi hyödyllistä toteuttaa analyysi molempia lähestymistapoja käyttäen. Thomassen ym. (2008) mukaan haitanjaollisen lähestymistavan keskeisin haaste on allokointi ja seurausvaikutuksellisen lähestymistavan puolestaan muutoksen arviointi. Molemmat lähestymistavat ovat hyvin herkkiä oletuksille ja epävarmuuksille.

Yksi keskeinen erityispiirre on lähestymistapojen erilainen oikeudenmukaisuus esimerkiksi taloudellisten toimijoiden tai ympäristön kannalta. Näitä asioita on pohdittu esimerkiksi Ekvallin ym. (2005) artikkelissa. EC (2008a) mukaan mallinnustavan valinnan pohjalta ratkaistaan se, miten esimerkiksi rajauksia, allokointia ja sivutuotteita käsitellään. Näitä kysymyksiä tarkastellaan lähemmin seuraavissa luvuissa.

#### 2.4.2

### Systeimirajaukset

Systeimirajaukset määrittelevät elinkaariarviointiin sisällytettävät toiminnot ja prosessit. Rajauksen valintaan vaikuttavat ennen kaikkea tavoitteen asettelu ja esimerkiksi tuotejärjestelmän yksikköprosessit, arviointiin sisällytetyt elinkaarivaiheet, vaikutusten kohteena oleva maantieteellinen alue ja aikajänne (Reap ym. 2008a). Virheellinen rajausten valinta voi johtaa väärin johtopäätöksiin. Tällaisesta esimerkkinä voidaan mainita biopolttoaineketjut, joissa se, otetaanko epäsuorat vaikutukset mukaan analyysiin vai eivät, voi merkittävästi vaikuttaa tuloksiin (kts. esimerkiksi Soimakallio ym. 2009).

ISO-standardi ei ohjeista tarkkaan sitä, miten systeemin rajat tulisi määritellä. ILCD-käsikirja lähtee systeimirajojen määrittelyssä ensisijaisesti siitä, käytetäänkö haitanjaollista vai seurausvaikutuksellista lähestymistapaa. Haitanjaolisessa tavassa systeemi mallinnetaan sellaisena kuin se todellisuudessa on, toimitusketjulogiikkaa seuraten. Seurausvaikutuksellisessa mallinnuksessa taas systeemin rajojen sisäpuolelle sisällytetään kaikki ne seuraukset, myös tulevaisuudessa tapahtuvat, joita analysoitava tuotejärjestelmä aiheuttaa muille tuotejärjestelmille.

Rajausten asettamisen tulee olla iteratiivinen prosessi ja tutkimuksen alussa asetettut rajaukset muuttuvat usein tutkimuksen kuluessa. Systeeminrajojen määrittelyssä voidaan ajatella olevan kaksi tasoa: kvalitatiivinen, jossa määritellään ne elinkaaren osat, jotka tulee sisällyttää analyysiin ja kvantitatiivinen, jossa määritetään kvantitatiiviset rajaussäännöt (*cut-off rules*) (EC 2009a). Kvantitatiivisissa rajaussäännöissä siis määritellään, mikä osa prosesseista ja perusvirroista on merkityksellisiä ja voidaan näin ollen jättää analyysin ulkopuolelle. Vertailevissa tutkimuksissa rajausta määrittänyt ensimmäisten mallinnustulosten myötä. Tällöin nähdään, kuinka suuri ero systeemin välillä on. Jos esimerkiksi käy ilmi, että systeemien välinen ero on hyvin selkeä, esimerkiksi 60–90 %, voidaan sopia, että inventaarioihin tulee sisällyttää 80 % kaikista virroista. Tutkimuksissa, jotka eivät ole vertailevia, rajausta voidaan asettaa vapaasti.

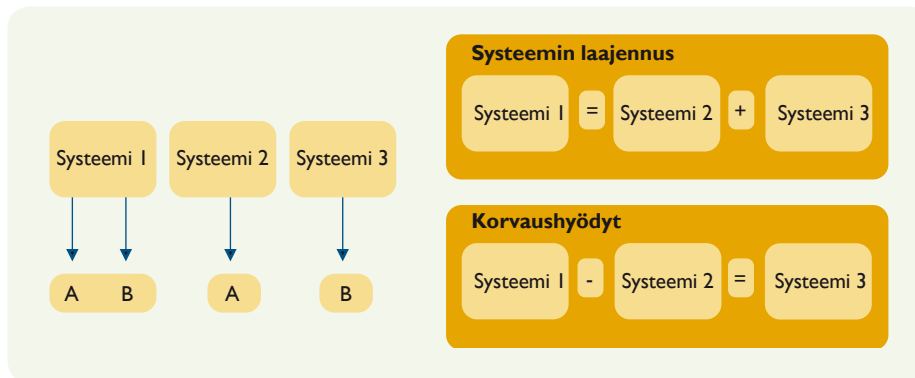
Systeemin rajauksiin vaikuttaa keskeisesti tutkimukselle valittava toiminnallinen yksikkö. Toiminnallinen yksikkö määritellään osana tutkimuksen tavoitteiden ja soveltamisalan määrittelyä. ISO-standardit käsittelevät toiminnallista yksikköä vain lyhyesti. Toiminnallisen yksikön valinta ei aina ole helppoa: ongelmia eri vaihtoehtoja vertaillaessa aiheuttaa esimerkiksi vertailtavien vaihtoehtojen erilainen kestoikä tai se, että joku vertailtavista vaihtoehtoista tuottaa useita toimintoja (Cooper 2003). Myös ILCD-dokumentti (EC 2008a) korostaa toiminnallisen yksikön onnistuneen määrittelyn tärkeyttä ja toteaa, että tyypillinen virhe LCA:ssa on tehdä vertailuja, joissa valittu toiminnallinen yksikkö ei ole relevantti tutkimuksen tavoitteiden kannalta. Esimerkiksi juomapulloissa käytettäviä materiaaleja ei tulisi vertailla massapohjaisesti (esim. 1 kg lasia vs. 1 kg PET-muovia) vaan niiden tuottaman toiminnon pohjalta (1 lasista valmistettu pullo vs. 1 PET-muovista valmistettu pullo). Toiminnallisen yksikön onnistunut valinta edellyttää tutkittavan tuotejärjestelmän tai -järjestelmien perusteellista tuntemusta ja ymmärrystä, ja valintaan onkin syytä kiinnittää erityistä huomiota, koska se vaikuttaa olennaisesti saataviin tuloksiin (esim. Matheys ym. 2007). Valinnalla on erityisesti merkitystä silloin, kun tutkimusta käytetään päätöksenteon pohjana.

## Allokointimenettelyt

Allokointi on yksi puhutuimmista metodologisista kysymyksistä elinkaariarvioinnissa. Se on menettely, jossa monitoimintoisen prosessin ympäristökuormitukset jaetaan sen tuottamien tai sen vaatimien toimintojen tai tuotteiden kesken (Reap ym. 2008a). Allokointia vaativia tilanteita on kolmenlaisia: a) multi-output (prosessi tuottaa useita tuotteita, esimerkiksi jalostamo), b) multi-input (prosessi vastaanottaa useita jätetuotteita, esimerkiksi polttolaitos), c) open-loop recycling (kierrätysjäte kierrätetään toiseksi tuotteeksi, esimerkiksi sanomalehti poltetaan ja energia hyödynnetään sekä sähkönä että lämpönä). Allokointiongelmaan on esitetty ja sovellettu useita ratkaisuja, joista yksikään ei kuitenkaan tarjoa yleistä kaiken kattavaa ratkaisua (Curran 2007).

Standardi 14040 ei anna tarkempia ohjeita allokoinnista. Sen sijaan standardissa 14044 käydään läpi allokointimenettelyt. Standardi suosittelee seuraavaa kolmivaiheista menettelyä allokointiongelmaan:

1. Allokoinnin välttäminen (Kuva 5)
  - i) jakamalla allokoitava yksikköprosessi kahteen tai useampaan alaprosessiin ja keräämällä näihin alaprosesseihin liittyvät syöte- ja tuotostiedot; tai
  - ii) laajentamalla tuotejärjestelmä kattamaan rinnakkaistuotteisiin liittyvät lisätoiminnot.
2. Mikäli allokointia ei voida välttää, tulisi järjestelmän syötöt ja tuotokset jakaa eri tuotteiden ja toimintojen välillä tavalla, joka heijastaa niiden välisiä vallitsevia fysikaalisia suhteita (esim. massa, energiasisältö).
3. Mikäli edellä mainittu ei ole mahdollista, tulisi syötteet allokoida tuotteiden ja toimintojen välillä käyttäen muita niiden välisiä suhteita, esimerkiksi taloudellista arvoa.



Kuva 5. Kaksi erilaista, samaan lopputulokseen johtavaa tapaa laajentaa systeeminrajausta ja siten välttää allokointia (Reap ym. 2008a). Esimerkissä tarkastellaan systeemiä I, joka tuottaa sekä tuotetta A että B. Systeemit 2 ja 3 edustavat vaihtoehtoisia tapoja tuottaa tuotteet A ja B. Systeemin laajennuksessa vaihtoehtoisen tuotantotavan päästöt lisätään vertailtavaan systeemiin, kun taas korvaushyötyjä käyttävässä lähestymistavassa vaihtoehtoisen tuotannon panokset ja tuotokset vähennetään Systeemistä I, jolloin jäljelle jää pelkästään hyödykkeen B tuotannon panokset ja tuotokset.

Systeemin laajennuksen ja korvaushyötyjen välistä eroa voidaan havainnollistaa olut-esimerkillä. Mikäli vertailtavana olisi esimerkiksi ravintolassa ruokajuomana olut tai viini, ensimmäinen tuote korvaa mäsikin välityksellä myös soijarehua, mutta jälkimmäinen ei. Vertailun pitäisi pohjautua kuitenkin samanlaisiin järjestelmiin. Jos

viinille tehdään järjestelmän laajennus, vertailuun sisällytetään soijan viljely, jolloin verrataan järjestelmiä: oluen tuotanto ja ”viinin ja soijan tuotanto”. Korvaushyötymenettelyssä oluen valmistuksen vaikutuksista vähennetään korvattua soijarehua vastaava määrä soijan tuotantoa, jolloin tulokset kuvaavat pelkkää olutta ja vertailu on suoraviivaista. Useimmissa tapauksissa korvausmenettely on selkeämpi menettelytapa kuin systeemin laajennus. Menettelyn varjopuolena on se, että raportoidut tulokset sisältävät oletuksia korvauksista. Nämä oletukset eivät aina välity läpinäkyvästi tulosten käyttäjälle, jolloin vertailuun liittyy enemmän epävarmuutta kuin systeemin laajennukseen, jossa käyttäjä joutuu itse valitsemaan, miten eri vertailukohteita laajentaa niin, että ne ovat yhteismitallisia.

Standardin mukaista allokointia on myös kritisoitu. Lundie ym. (2007) toteavat tuotejärjestelmän laajentamisen luovan uusia allokointiongelmia, mikäli myös korvattu prosessi tuottaa useita tuotteita. Toisaalta Weideman (2003) mielestä nämä uudet allokointiongelmat eivät ole yhtä merkityksellisiä, koska joka kerta kun korvausprosessi toistetaan, korvattujen tuotteiden taloudellinen arvo ja volyymi laskevat, ja ne voidaan lopulta jättää huomioitta (Weidema & Ekvall 2009). Alaprosesseihin jako sekä tuotejärjestelmän laajentaminen vaativat aina lisää tiedon keruuta, mikä johtaa ajankäytön ja kustannusten lisääntymiseen ja lisääntyvään tiedon laadun epävarmuuteen (Reap ym. 2008a).

ILCD-dokumentti korostaa, että monituotejärjestelmien käsittely riippuu ennen kaikkea tutkimuksen tavoitteista ja soveltamisalasta (*goal and scope definition*). Haitanjaollista mallinnusta käytettäessä tuotejärjestelmä jaetaan ensisijaisesti alasysteemeihin, ja mikäli tämä ei ole mahdollista käytetään allokointia. Seurausvaikutuksellista mallinnusta käytettäessä käytetään ensisijaisesti systeeminlaajennusta. Korvatusysteemin tai prosessin tulee tuottaa toiminto, joka on käytännössä yhtäläinen korvaavan sivutuotteen tuottamien toimintojen kanssa. Korvatusprosessin tulee myös olla se, joka todennäköisimmin korvautuu sivutuotteen hyödynnyksen seurauksena. Korvauksen mittakaava, kyseessä oleva markkinatilanne sekä vaihtoehtojen kustannustehokkuus määrittävät sen, miten korvattu tuote valitaan.

#### 2.4.4

### Sivutuotteet ja kierrätys

Standardin mukaan edellä kuvatut allokointimenettelyt sopivat myös uudelleenkäyttö- ja kierrätystilanteisiin. Standardissa annetaan kuitenkin tarkennettuja ohjeita tällaisten tilanteiden osalta. Standardi erottelee suljetun ja avoimen allokointimenettelyn (ns. closed-loop ja open-loop allocation). Suljettu allokointimenettely pätee paitsi suljettuihin tuotejärjestelmiin, myös avoimiin tuotejärjestelmiin, joissa kierrätettyjen materiaalien luontaisissa ominaisuuksissa ei tapahdu muutoksia. Tällöin allokointitarvetta ei ole, koska uusiomateriaali korvaa neitseellisten materiaalien käytön. Avoin allokointimenettely taas soveltuu tilanteisiin, joissa materiaali kierrätetään toisiin tuotejärjestelmiin ja materiaalien luontaisissa ominaisuuksissa tapahtuu muutoksia. Standardin mukaan tulisi kierrätys- ja sivutuotteiden allokointimenettelyssä allokointiperusteina mahdollisuuksien mukaan käyttää ensisijaisesti fysikaalisia ominaisuuksia (esimerkiksi massaa), toissijaisesti taloudellista arvoa ja kolmanneksi kierrätetyn materiaalin myöhempien käyttökertojen määrää. Tosin tästä järjestyksestä on olemassa poikkeaviakin näkemyksiä. Käytännössä allokointimenettely valitaan tapauskohtaisesti.

ILCD-käsikirja käsittelee kierrätystä<sup>17</sup> laajasti. Kuten allokointiakin, kierrätystä käsitellään toisaalta haitanjaollisen ja toisaalta seurausvaikutuksellisen mallinnuksen

<sup>17</sup> Dokumentissa kierrätyksellä viitataan yksinkertaisuuden vuoksi kaikkeen jätteen hyödyntämiseen (myös energiahyödyntämiseen).

kautta. Käsikirjan mukaan haitanjaolisessa mallinnuksessa sopivin tapa käsitellä monituotejärjestelmiä, mukaan lukien kierrätystä, on allokoita. Puhtaasti seurausvaikutuksellisessa mallinnuksessa tulisi identifioida, mikä prosessi korvataan ja hyvittää kyseisen prosessin päästöt.

### **Kierrätys haitanjaolisessa LCA:ssa**

Haitanjaolisessa mallinnuksessa sopivin tapa käsitellä monituotejärjestelmiä, mukaan lukien kierrätystä, on allokoita (EC 2009a). Allokointi tulisi tehdä luvussa 2.4.3 esitetyn kolmivaiheisen hierarkian mukaan. Mallinnettaessa kierrätystä haitanjaolisesti pohdintaa aiheuttaa se, mihin vetää raja nykyisen ja seuraavien elinkaarien välillä sekä kuinka soveltaa standardin mukaista allokointihierarkiaa. Ratkaisu löytyy seuraavien tekijöiden kautta: mikä on jätteen tai lopputuotteen markkina-arvo, syntykö jätteen käsittelyn aikana arvokkaita tuotteita ja mitkä ovat tuon tuotteen/tuotteiden markkina-arvo ja fyysiset ominaisuudet. Käsikirja jakaa kierrätystuotteet kahteen: niihin kierrätys-/sivutuotteisiin, joiden markkina-arvo on positiivinen, ja niihin, joiden arvo on negatiivinen. Kierrätystuote, jolla on markkina-arvo, on sivutuote. Ongelmaksi nousee kuitenkin se, että kierrätystuote voidaan jälleen kierrättää ja siitä saatava tuote edelleen kierrättää jne. Kahden tuotteen sijaan kyseessä onkin siis useita sivutuotteita, joilla kullakin on oma inventaarionsa. Näin ollen kussakin vaiheessa saatavien kierrätystuotteiden inventaariot tulee yhdistää ja laskea niiden keskiarvo, jotta saadaan kierrätystuotteen keskimääräinen inventaario. EC (2009a) antaa yksityiskohtaiset kaavat tämän laskemiseen.

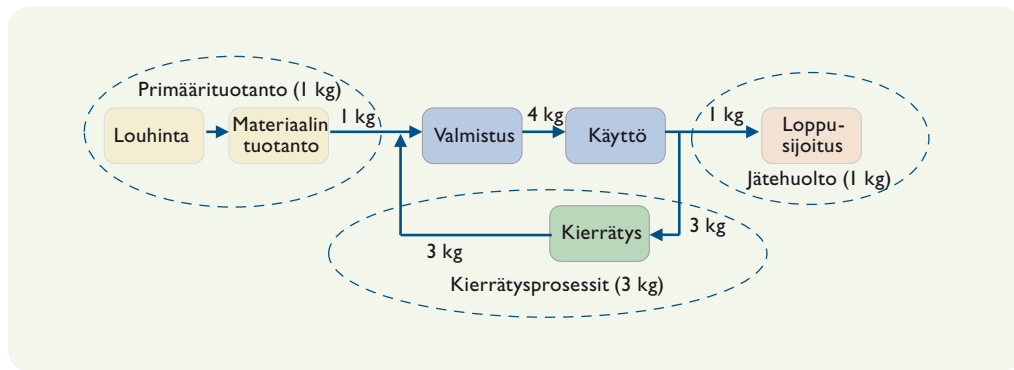
Mikäli kierrätystuotteella ei ole arvoa, se ei ole sivutuote vaan jäte. Tässäkin tapauksessa voidaan kuitenkin erottaa kaksi eri tapausta. Niissä tapauksissa, joissa jätteenkäsittelyn tuloksena ei synny arvokasta tuotetta, kaikki jätehuollon vaiheet otetaan osaksi alkuperäisen tuotteen inventaariota. Niissä tapauksissa, joissa jätteen käsittelyn seurauksena syntyy arvokas tuote, tuote on sivutuote. Ongelmaksi muodostuu tällöin se, minkälainen taakka kierrätystuotteelle tulee allokoita. EC:n (2009a) mukaan ei ole oikeudenmukaista allokoita koko jätteenkäsittelyprosessia kyseiselle kierrätystuotteelle vaan jätteenkäsittely siihen pisteeseen asti, jossa kierrätystuote saa positiivisen markkina-arvon, tulee allokoita alkuperäiselle tuotteelle.

### **Kierrätys seurausvaikutuksellisessa LCA:ssa**

Seurausvaikutuksellisessa mallinnuksessa käytetään yleensä korvausta kierrätystuotteiden käsittelyssä. Kierrätyspotentiaalilähestymistavassa (*recycling potential approach*) vältetty primäärinen tuotanto hyvitetään huomioiden alkuperäisen tuotteen kierrätysaste (EC 2009a). Eli jos kierrätystuotteen saanto (huomioiden käsittelyprosessin ynnä muiden aikaiset häviöt) on 80 %, hyvitetään alkuperäisen tuotteen määrästä 80 %. Esimerkiksi siis 4 kg painavan tuotteen, jonka massasta 75 % voidaan kierrättää, inventaario koostuisi 1 kg primääristä, cradle-to gate laskettua, tuotettua sekä 3 kg sekundääristä tuotetta, jolle huomioidaan vain kierrätysprosessit (Kuva 6). Koska kierrätystuotteen laatu saattaa olla huonompi kuin primäärisen tuotteen, tulee sen muuttuneet ominaisuudet ILCD-käsikirjan mukaan huomioida 'arvo-korjauksella', käyttäen kierrätystuotteen ja primääriseen tuotteen hintasuhdetta<sup>18</sup>.

Korvattavien prosessien valinnasta EC (2009a) ohjeistaa, että kasvavilla markkinoilla kierrätystuote korvaisi kustannustehokkaimman vastaavan prosessin. Vakailta markkinoilla se korvaisi vastaavaa keskimääräistä primäärituotantoa. Kaiken kaikkiaan korvattavan prosessin määrittäminen on hyvin hankalaa, koska siihen liittyy paljon

<sup>18</sup> Esimerkiksi jos 2 kg painava polymeeri-pohjainen kierrätystuote maksaisi 0,9 euroa / kg ja korvattu primäärimateriaali 1,2 euroa /kg, vain 75 % ( $0,9/1,2 = 0,75$ ) kahdesta kilosta hyvitetäisiin.



Kuva 6. Kierrätyspotentiaali-lähestymistapa (muokattu EC 2009a pohjalta).

epävarmuuksia. Valinta on lopulta subjektiivinen ja se tulisi tehdä tapauskohtaisesti käyttäen useita eri tietolähteitä ja asiantuntija-arvioita (EC 2009a). Lisäksi kierrätys tapahtuu tulevaisuudessa, joillakin tuotteilla vasta kymmeniä vuosia tuotannon jälkeen. ILCD-käsikirja toteaa, että joissain tilanteissa voi olla parempi yhden marginaalisen prosessin sijaan käyttää useiden marginaalisten tuotantotapojen keskiarvoa.

Heijungs & Guinée (2007) käsittelevät eri lähestymistapoja sivutuotteiden käsitteelyyn jätehuoltoon koskevista tutkimuksista. He toteavat, että systeemin laajennus ja substituutio näyttävät olevan yleisimmin käytetyt tavat käsitellä monituotejärjestelmiä jätehuoltoon liittyvissä tutkimuksissa. Kirjoittajat toteavat kuitenkin, että erityisesti jätteisiin liittyvissä tutkimuksissa systeemin laajennus johtaa siihen, että samasta aiheesta tehdyissä tutkimuksissa saadaan hyvin erilaisia tuloksia. Systeemin laajennus johtaa erilaisiin 'mitä jos' -kysymyksiin, joihin ei ole mahdollista vastata yksiselitteisesti. Näin ollen he suosittelivat, että käytettäisiin ennemmin allokoointia. Vaikka siihenkin liittyy subjektiivisia valintoja, ei allokoinnissa kuitenkaan pyritä ennustamaan, mitä olisi tapahtunut tai tulee tapahtumaan.

#### 2.4.5

### Epävarmuudet

Epävarmuus voidaan määritellä monella eri tavalla. Ennen kaikkea se tarkoittaa puuttuvaa tietoa, joka saattaa tai ei saada olla saavutettavissa (esimerkiksi Kangas & Kangas 2004). Esimerkiksi Huijbregts (2001) erottelee toisistaan vaihtelun ja epävarmuuden. Vaihtelun tilanteessa kyse ei oikeastaan ole puuttuvasta tiedosta, vaan siitä, että asioissa on oikeasti hajontaa ja keskiarvo ei kuvaa tilannetta oikein (esim. satotaso, kuluttajavalinnat).

Finnveden ym. (2009) esittävät kolme eri epävarmuuden lähdettä elinkaariarvioinnissa:

1. muuttujaepävarmuus (esimerkiksi epätäydellinen tai väärä tieto),
2. skenaarioepävarmuus (esimerkiksi järjestelmän rajaukset, allokoinnin periaatteet ja aikajänne vaikutusarvioinnissa) ja
3. malliepävarmuus (esimerkiksi kuljetetun matkan lineaarinen riippuvuus käytetystä polttoaineesta).

Epävarmuuden arviointiin on kaksi päälähestymistapaa: epävarmuusanalyysit ja herkkyystarkastelut (Reap ym. 2008b). Epävarmuutta ei aina huomioida elinkaariarviointia tehtäessä, vaikka se voi olla hyvinkin suurta. Tulosten epävarmuus on kuitenkin erittäin tärkeä osa informaatiota varsinkin silloin, kun LCA:ta käytetään päätöksenteon tukena. Huijbregts (2001) on käsitellyt väitöskirjassaan epävarmuusarviointia LCA:ssa laajasti. Hän suosittelee, että elinkaariarvioinneissa käsiteltäisiin ainakin muuttujaepävarmuutta ja valinnoista aiheutuvia epävarmuuksia.

Standardi 14044 käsittelee lyhyesti epävarmuusarviointia, joka sisällytetään standardissa tulosten arviointivaiheeseen. Arviointivaiheessa aiempien elinkaarivaiheiden tuloksien tarkkuutta ja täydellisyyttä tutkitaan ja analysoidaan kokonaisvaltaisesti. Eri valintojen merkitystä voidaan tarkastella skenaarioiden kautta, vertailemalla eri skenaarioiden tuloksia toisiinsa. Merkittäviä tekijöitä voidaan paikallistaa joko yksittäisten tekijöiden herkkyytarkastelulla tai yhteistarkasteluilla toisistaan riippuvien tekijöiden ollessa kyseessä. Metodologisten epävarmuuksien merkitystä voidaan tarkistaa tekemällä skenaarioita eri valinnoista (esimerkiksi käytetyistä allokointikriteereistä) ja raportoimalla vaikutus lopullisiin tuloksiin. Käytetyn datan parametri-epävarmuutta ja parametrien merkitystä tuloksiin voidaan analysoida esimerkiksi Monte Carlo -simulaatiolla (EC 2009a). Simulointi mahdollistaa useiden tekijöiden variaation samanaikaisesti. Tällaisen epävarmuuslaskelman tuloksia ei kuitenkaan tule ylitulkita: myös sen epävarmuus voi olla suuri, koska se ei ota huomioon systemaattisia epävarmuuksia tai lähtötietojen puutteita.

Tiedon laadulla on suuri merkitys elinkaariarvioinnissa. Se vaikuttaa tutkimuksen tulosten epävarmuuteen ja näin ollen koko tutkimuksen laatuun. Jokin inventaariossa tarvittava tieto voi myös puuttua kokonaan. Joissain tapauksissa tiedot ovat yritysalaisuuksia eikä niitä ole mahdollista saada. Monesti tällaisissa tapauksissa puuttuva tieto jätetään huomioimatta tai vain karkeasti arvioidaan sen suuruus. Inventaariotiedon laatua heikentäviä tekijöitä ovat tiedon vaihtelevuus, virheellisyys ja epätäydellisyys. Lisäksi tieto voi olla väärin määritelty tai pyöristetty (Finnveden ym. 2009).

Eri epävarmuustekijöitä ja niiden ratkaisemiseksi kehitettyjä menetelmiä esitellään tarkemmin FINLCA-hankkeen WP2.6:ssa, jossa selvitetään puuttuvan tiedon käsittelyä ja epävarmuuden arviointia elinkaariarvioinneissa.

## 2.5

### **Ympäristölaajennetun panos-tuotosmallin käyttö elinkaariarvioinnissa**

Elinkaariarvioinnin järjestelmän rajaukseen liittyy aina subjektiivisia valintoja. Ajan ja resurssien säästämiseksi osa järjestelmän virroista jätetään huomiotta tarkastelussa joko pienen massa- tai energiasisällön tai oletettujen alhaisten ympäristövaikutusten vuoksi. Lisäksi aineettomat palvelut jäävät helposti rajauksen ulkopuolelle, kun painopiste on materiaali- ja energiavirroissa. Nämä rajaukset aiheuttavat virhettä lopputulokseen. Tämän rajausvirheen suuruus on tyypillisesti noin 20 % useimmilla vaikutusluokilla, mutta se voi olla tapauskohtaisesti merkittävästi suurempikin (Suh ym. 2004).

Ongelmalliseksi rajauksen tekee se, että virran merkittävyyttä ei voi tietää ennen kuin sen on arvioinut. Elinkaariarvioinnissa jokaista virtaa ei käytännössä voi arvioida kattavasti. Ratkaisuksi on elinkaariyhteisössä kehitetty panos-tuotosmenetelmien (*input-output analysis*) käyttö prosessipohjaisten mallien yhteydessä. Käyttötapoja on kaksi erilaista:

1. panos-tuotosmallia käytetään elinkaariarvioinnin sijasta tai
2. panos-tuotosmallilla täydennetään elinkaariarvioinnin aukkoja.

Wassily Leontief kehitti panos-tuotosmallin kansantalouden rakenteelliseen tutkimukseen jo 1950-luvulla. Nykyisellään panos-tuotosmalli on osa kansantalouden tilinpitoa, joten kansalliset tilastokeskukset kokoavat aineistoa. Mallin ytimen muodostavat kansantaloudellisten sektoreiden väliset vuorovaikutussuhteet, jotka on kuvattu myyntien ja ostojen avulla. Näiden tietojen perusteella voidaan koota "tuote-

reseptejä” eri toimialoista, kun lasketaan, paljonko ne tarvitsevat muiden toimialojen tuotoksia toimiakseen (Ten Raa 2006). Tällaisen reseptikokoelman avulla voidaan seurata, mitä kaikkea kansantaloudessa on valmistettava kunkin tuotteen saamiseksi kuluttajalle. Tässä mielessä panos-tuotosanalyysi muistuttaa elinkaariarviointia kysymyksenasettelultaan. Keskeisimpänä erona on virtojen mittaaminen rahayksiköissä fyysisten mittojen (massa ja energia) sijasta.

Jotta panos-tuotoksille voidaan soveltaa elinkaariarvioinnissa, niihin on tehtävä ympäristölaajennus siten, että ne kattavat rahamittaisten tilien lisäksi myös fyysimittaisia ympäristötiliteitä (päästöt ja luonnonvarojen käyttö). Eurostat on koonnut ympäristölaajennettuja panos-tuotoksille useille Euroopan maille, mutta valitettavasti Suomi ei kuulu tähän joukkoon. Meneillään oleva EXIOPOL-projekti<sup>19</sup> pyrkii tuottamaan kaikille Euroopan maille ja keskeisimmille kauppakumppaneille ympäristölaajennettuja panos-tuotostaulut, mutta projektin valmistumisaikataulu ja lopullinen sisältö ei ole vielä tiedossa. Japanille on saatavilla ympäristölaajennettu panos-tuotostaulu, joka keskittyy erityisesti jätteisiin (Nakamura 2008). Taulumuotoisen ympäristölaajennettujen panos-tuotosaineiston käyttö vaatii laskennallista erityisosaamista, joten helpoiten aineistoa voi käyttää, jos indikaattoritulokset (muun muassa arvonnäkökulmat, ympäristövaikutukset, työllisyys) on laskettu valmiiksi tuoteryhmittäin. Joitain valmiiksi laskettuja aineistoja on saatavilla. Esimerkiksi ENVIMAT-projektin loppuraportissa (Seppälä ym. 2009) on esitetty suomalaisille tuoteryhmille elinkaari- ja päästöintensiteettiä kasvihuonekaasujen ja luonnonvarojen kokonaiskulutuksen osalta. Kansainvälisiä panos-tuotosperusteisia elinkaariarviointia pääsee käyttämään myös EIOLCA-työkalun<sup>20</sup> kautta, joka sisältää ympäristölaajennettuja panos-tuotostaulut muun muassa USA:lle ja Kiinalle sekä helppokäyttöisen käyttöliittymän.

Panos-tuotostyökalun käyttöä voi havainnollistaa ENVIMAT-aineiston esimerkin avulla (Seppälä ym. 2009). Tilastokeskuksen panos-tuotostaulun 2005 perusteella sektori 32 eli radio-, televisio ja kommunikaatiovälineiden valmistus käytti 2 262 M€ edestä liikkeenjohdon palveluita (sektori 74). Tuotokseen suhteutettuna palveluita käytettiin 0,1 €/€ yhtä tuotusyksikköä kohden. Panos-tuotostaulusta voidaan edelleen lukea, että liikkeenjohdon palveluiden tuottamiseksi tarvittiin toimistoelektroniikkaa, paperia, ruokaa, rakennuksia sekä kaupan ja kuljetuksen palveluita. Kokonaisuudessaan näiden palveluiden tuotanto aiheutti elinkaarisesti 230 g kasvihuonekaasupäästöjä yhtä euroa kohden. Kommunikaatiovälineille allokoituu siis  $0,1\text{€}/\text{€} * 230\text{ g}/\text{€} = 23\text{ g}/\text{€}$ . Vastaavalla tavalla voidaan laskea kuormitus kaikille tietyntekijän sektorin ostopanoksille. Kommunikaatiovälineiden osalta kaikkien sen ostopanosten päästöjen summaksi tulee 330 g/€. Tähän verrattuna liikkeenjohdon palveluiden kautta suodattava osuus on merkittävä. Tämä osuus olisi myös jätetty yleensä huomiotta prosessipohjaisessa elinkaariarvioinnissa, joten panos-tuotosmenetelmien käyttö parantaa tarkastelun kattavuutta.

Panos-tuotoksille voidaan käyttää elinkaariarvioinnin sijasta jatkotutkimuksen fokuksintuottamiseen. Karkeimmalla tasolla lähtökohdaksi voidaan ottaa sektorin keskiarvo (kuten käytettäessä suoraan esimerkiksi EIOLCA:n tietokantaa). Tarkempaan tulokseen pääsee kuitenkin, kun toiminnan suoriin päästöihin lisää hankintaketjun. Tämän voi tehdä esimerkiksi painottamalla yritystilinpäätösten ostot julkaistuilla päästöintensiteettikertoimilla. Suomen osalta tietoja on saatavilla esimerkiksi ENVIMAT-projektin loppuraportista (Seppälä ym. 2009). Täten saatua karkeaa elinkaariarviointia voidaan tarkentaa kohdentamalla primääridatan hankinta keskeisimpiin päästölähteisiin, jolloin on saatua aikaan ns. hybridi-LCA.

Vaikka ympäristölaajennettu panos-tuotostyökalu onkin prosessikohtaisia elinkaariarviointia kattavampi, sen käyttöön liittyy epävarmuus- ja virhelähteitä. Usein

19 EXIOPOL-projekti (<http://www.feem-project.net/exiopol/>) [Viitattu 19.2.2010]

20 EIOLCA (<http://www.eiolca.net>) [Viitattu 19.2.2010]

aineisto on vanhentunutta ja kuvaa keskimääräistä tuotantoteknologiaa, joten päästöintensiteettiä helposti yliarvioidaan. Lisäksi aineiston käyttö vaatii ostopanosten muuntamista tietyn vuoden tiettyyn valuuttaan (esimerkiksi vuoden 1996 dollareiksi), jolloin muunnossa on virhelähteitä. Samoin panos-tuotostaulun tasapainotuksessa syntyy virheitä kansantalouden kokonaisuuden kannalta vähämerkityksisiin toimialoihin (Ten Raa 2006), jotka kuitenkin voivat olla kyseisen elinkaariarvioinnin kannalta keskeisiä (esimerkiksi mäskin käyttö rehuksi).

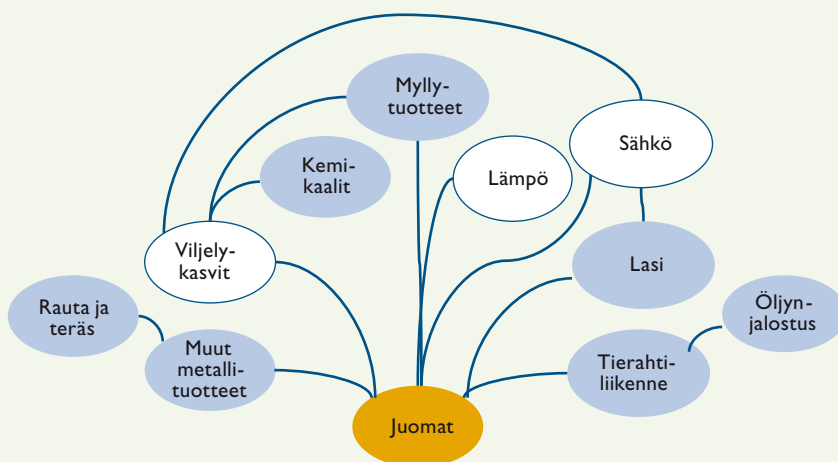
Elinkaariarvioinnista poiketen panos-tuotosmallissa käytetään aina rahapohjaista allokaatiota. Tämä voi johtaa ongelmiin tulosten tulkinnassa, sillä tuotteiden hinnat vaikuttavat tuloksiin. Esimerkiksi tukkipuun laskennallinen maankäyttö on Seppälän ym. (2009) aineiston perusteella arvioituna painoyksikköä kohden lähes kaksinkertainen kuitupuuhun verrattuna, koska sillä on kaksinkertainen hinta. Panos-tuotospohjaiset tulosten hyödyntäminen edellyttää niiden laadun ja kattavuuden ymmärtämistä.

### Esimerkki:

Olut-esimerkissä panimoteollisuus käytti ohran lisäksi ainoastaan sähköä, lämpöä ja vettä. Muita tuotantopanoksia ei huomioitu. Ilmastonmuutosvaikutukseksi saadaan 274 kg CO<sub>2</sub> ekv. Panos-tuotospohjaisessa elinkaariarvioinnissa olut kuuluu muiden juomien joukossa ”Juomien valmistus” sektoriin. Ohra, sähkö, lämpö ja vesi ovat kuitenkin vain noin 17 % ”Juomien valmistus” sektorin käyttämistä ostopanoksista. Näiden lisäksi muun muassa tieliikenteen tavarankuljetus, kaupan palvelut ja liike-elämää palveleva toiminta muodostavat merkittävän osan sektorin kotimaisista ostoista. ENVIMAT-panos-tuotosmallilla (Seppälä ym. 2009) lasketut elinkaariset päästöt 1000 litralle olutta ovat 609 kg hiilidioksidi ekvivalenttia, eli yli kaksinkertaiset esimerkin pelkistettyyn elinkaariarvointiin verrattuna (274 kg).

Panos-tuotostuotteista voidaan purkaa esiin keskeisimmät päästöreitit. ENVIMAT-aineiston perusteella lasketut juomien valmistuksen keskeisimmät päästöreitit on esitetty kuvassa 7. Valkoisella on merkitty ne tekijät, jotka on huomioitu yksinkertaisessa elinkaariarvioinnissa. Kuvaan on merkitty kaikki reitit, joiden osuus juomien kokonaisilmastovaikutuksesta on yli 0,3 %. Yhdessä nämä reitit vastaavat kuitenkin noin puolta koko vaikutuksista, mikä kuvaa kansantalouden vuorovaikutusverkon moninaisuutta.

Elinkaariarvioinnin aineistonkeruu kannattaisi keskittää näihin vuorovaikutusketjuihin ja käyttää lopuille osille panos-tuotospohjaista tausta-aineistoa. Siten saataisiin yhdistettyä molemmat menetelmät hybridi-LCA malliksi.



Kuva 7. Esimerkki panos-tuotosmallipohjaisesta elinkaariarvioinnista (IO-LCA). Valkoisella on kuvattu ne prosessit, jotka sisältyivät alkuperäiseen prosessi-LCA esimerkkiin.

## LCA:n kehitysnäkymät

### 2.6.1

#### LCA-menetelmien kehittäminen

Elinkaariajattelu ja siihen pohjautuvat elinkaariarvioinnit ovat saavuttaneet vankan jalansijan yhteiskunnan eri alueilla varsinkin Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa. Elinkaariarviointien käytännön työssä kuitenkin trendit vaihtelevat yhteiskunnan tarpeiden mukaan. Jonkin tietyn ympäristöongelman, kuten tällä hetkellä ilmastomuutoksen, nostaminen keskustelun keskipisteeseen ei kuitenkaan lopullisesti sivuuta niitä muita ympäristöongelmia, jotka nousevat esiin esimerkiksi elinkaariarviointeja tehtäessä. Viime aikojen merkittävät edistysaskeleet elinkaariarvioinnin metodologisessa kehitystyössä ovat lisänneet luottamusta elinkaariarviointituloksiin sekä tutkijoiden että teollisuuden piirissä. Useilla LCA:n osa-alueilla kehitys on ollut nopeaa viime vuosien aikana. Tutkijoille on esimerkiksi syntynyt parempi ymmärrys haitanjako- ja seurausvaikutusmallinustapojen eroista. Hybridi-LCA-menetelmät ja vaikutusarviointimallit ovat kehittyneet. Olemme saaneet myös käyttöömmme laadultaan parempia inventaariotietokantoja (Finnveden ym. 2009).

Elinkaariarviointien käyttö teollisuudessa on lisääntynyt muun muassa päätöksenteossa ja koulutuksessa ja se on edelleen lisääntymässä varsinkin suurissa yrityksissä, mutta myös pk-yrityksissä. Suurimmat esteet laajemmalle käytölle muodostavat tuotantoketjussa olevien globaalien toimijoiden erilaiset valmiudet tuotteittensa elinkaaritiedon tuottamiseen ja eri maiden hyvin vaihtelevat ympäristöasioiden raportointikäytännöt. Myös politiikan tasolla LCA:n käyttö on lisääntynyt ja varsinkin Euroopan ympäristöpolitiikan tärkeimpänä kulmakivenä on nykyään elinkaariajattelu ja vaikutusten arviointi koko elinkaaren ajalta. Esimerkkejä tästä on useita, joista yhtenä mainittakoon European Commission's Integrated Product Policy (IPP) Communication (EC 2003). Poliitikasta noussut tarve soveltaa elinkaariarviointeja käytäntöön erilaisina sovelluksina tukee menetelmien kehitystyötä myös tulevaisuudessa, johon varsinkin eurooppalainen ympäristöpolitiikka on antanut vahvan sysäyksen.

Kaikesta kehitystyöstä huolimatta kehitettävää riittää edelleen sekä inventaariossa että vaikutusarvioinnissa. Yksi keskeisimmistä tulevaisuuden tutkimustarpeista liittyy toiminnallisen yksikön ja rajausten määrittämiseen sekä allokointiin (Reap ym. 2008a; 2008b). Vaikka niiden tutkimiseen on käytetty jo paljon resursseja, sopivista ratkaisuista ei ole muodostunut yksimielisyyttä. Reap ym. (2008b) ovat ehdottaneet tutkimusohjelmaa, jossa pyrittäisiin luokittelemaan LCA:n eri tyyppisiä ja määrittelemään mikä lähestymistapa on sopivin kussakin tapauksessa. Uusia työkaluja tarvitaan myös seurausvaikutusmallinnukseen, samoin muutamia vaikutusluokkia ja painotusmenetelmiä tulee kehittää edelleen (Finnvedenin ym. 2009). Investointien ja hankkeiden suunnitteluvaiheessa toteutettu elinkaariarviointi tarjoaisi suurta hyötyä strategiseen suunnitteluun ja päätöksentekoon. Soveltaminen tässä vaiheessa on kuitenkin hankalaa. Kehitystyötä tarvitaan tulevaisuudessa, jotta elinkaari pohjaiset menetelmät antaisivat parempaa tukea jo tuotesuunnitteluvaiheessa. Seurausvaikutuksellisten menetelmien käyttö lienee yksi ratkaisu tähän ongelmaan. Seuraavassa tarkastellaan tarkemmin inventaariotietokantojen ja vaikutusarviointimenetelmien kehitysnäkymiä.

#### 2.6.1.1

##### Inventaariotietokannat

Useat tutkijat ovat priorisoineet tulevassa LCA-kehitystyössä elinkaariarvioinnin tietokantojen ja ohjelmistojen edelleen kehittämisen eli LCA-tietojen saatavuuden ja

laadun parantamisen. Elinkaariarvioinnin tulosten luotettavuushan riippuu suuressa määrin lähtötietojen laadusta. Suurin haaste tietokantojen kehitystyössä on inventaariotiedon yhteensovittaminen eri tietokantojen ja ohjelmistojen välillä. Nykyään tiedon dokumentointimuodot ja mallintamisen lähtökohdat (esimerkiksi allokointi) vaihtelevat. Tietokannoissa käytetty nimikkeistö on myös toisistaan poikkeavaa. Tämä yhtenäistämällä tiedonvaihto tehostuu (Finnveden ym. 2009). Reap ym. (2008b) kannattavat standardoitujen, vertaisarvioitujen tietokantojen kehittämistä. EU:n ILCD Data Network pyrkii juuri tähän yhtenäistämiseen (EC 2009a). Järjestelmän on tarkoitus sisältää ILCD-käsikirjan mukaan laadittuja, verifioituja inventaariotiedostoja.

Perinteisten tietokantojen sijaan yhä enenevässä määrin on käytetty ympäristölaajennettuja panos-tuotosmalleja sekundääritiedon lähteenä. Tulevaisuudessa hybridi-LCA-mallinnuksen suosio tulee kasvamaan, sillä se on hyvin käyttökelpoinen työväline varsinkin silloin, kun tarvitaan käsitys elinkaarikehityksen haitallisimmista vaikutuksista ilman vaativaa LCA:n tekemistä. Eräiden maiden kansallisia panos-tuotostaulukoita on saatavilla tiettyihin ohjelmistoihin sisältyvinä tietokantoina (esimerkiksi SimaPro 7). Ympäristöllisesti laajennettuja panos-tuotostietokantojen kehittämiseen tulisi panostaa tulevaisuudessa. Weidema & Ekvall (2009) pitävät tarpeellisenä kehittää tulevaisuudessa tietokantoja, jotka sisältäisivät myös seurausvaikutuslaskennalle sopivaa tietoaineistoa.

Hiilijalanjälkien laskentaan on ehdotettu tuotekohtaista sertifioitujen hiilijalanjälkien tuottamisen ohjelmaa (Certified Carbon Footprint of Products system, CFP system), jossa tavoitteena on luoda mahdollisimman luotettavaa tietoa tuotteiden ilmastovaikutuksista (Usva ym. 2009). Luotettavuuden takaisivat kansallinen ohjelma, jonka alaisuudessa tuotettaisiin tuotekohtaiset laskentasäännöt (PCR, product category rules), luotaisiin koko tuotantoketjun tarkkailusuunnitelma (MP, monitoring plan) ja järjestettäisiin niiden validointi ja verifiointi asianmukaisella tavalla. Järjestelmän toimivuuden takaisi toimiva ICT-tietojärjestelmä.

Viime aikoina on kehitetty yksityiskohtaisia laskentamalleja sellaisille elinkaarivaiheille, joiden erityispiirteitä tavalliset LCA-ohjelmistot eivät huomioi. Tällaisia ovat muun muassa jätteiden ja jätevesien käsittelyketjut sekä hienokemikaalien valmistus. Nämä ovat laskentamalleja, eivät täydellisiä ohjelmistoja, joten niiden käyttö vaatii mallin hyvää tuntemusta sekä itsenäistä laskemista (Finnveden ym. 2009). Eräs innovatiivinen lähestymistapa on kemikaalien inventaariotiedon estimointiin kehitetty molekyyliarakenteeseen perustuva neuroverkkomalli, jossa tuotantoprosessien tuntemus ei ole välttämätöntä (Wernet ym. 2008). Tällaiset mallit soveltuvat varsinkin nykyisten tietoaukkojen vähentämiseen inventaarioissa.

#### 2.6.1.2

##### **Vaikutusarviointimenetelmät**

Aikanaan vaikutusarvioinnin (LCIA) kehittämiseen vaikutti merkittävästi kolmen eri tekijän yhdistyminen (Jolliet 2006):

1. *lisääntyvä tarve saada parempaa ympäristötietoa* tuotteiden valmistuksesta, käytöstä ja hävityksestä päätöksentekoa varten
2. *ympäristötieteiden kehittyminen* tuottaen tietoa mekanismeista, jotka vaikuttavat ympäristöongelmien taustalla ja
3. *eri taustan omaavat pioneirit*, jotka ovat halunneet rakentaa sillan tieteen ja päätöksenteon välille.

Eikä tilanne alkuajoista ole muuttunut, edelleen tarvitsemme kaikkia edellä mainittuja tekijöitä, jotta elinkaariajattelun hyödyntäminen ympäristöasioiden hallinnassa jatkuu. Tarvitsemme edelleen lisää tietoa muun muassa mekanismeista, jotka vaikut-

tavat ympäristöongelmien taustalla. Tähän vaikutusarviointimenetelmien kehittäjät yrittävät löytää sopivia mallinnustyövälineitä.

Päätöksenteon näkökulmasta katsottuna elinkaariarvioinneissa tulisi pyrkiä enenevässä määrin paikallisuuteen, joten sen yhdistäminen karakterisointikertoimiin on tärkeä kehittämiskohde. Myös paikallisen ympäristön tilan mittausta- ja monitorointitieto tulisi yhdistää paikallisten vaikutusten arviointiin siinä määrin kuin se on mahdollista. Edelleen, jos tuloksia halutaan viestiä mahdollisimman yksinkertaisesti, myös vaikutusluokkatulosten painotusmenetelmiin tulee kiinnittää tutkimusmielessä huomiota.

Perinteisten vaikutusluokkien (kuten ilmastonmuutos, happamoituminen jne.) kehittämisen rinnalle on noussut tarve uusien vaikutusluokkien mallinnukseen. Erittymisen mielenkiinnon kohteena on tällä hetkellä maankäytön toimenpiteistä johtuvat haitalliset vaikutukset muun muassa suolaantuminen, eroosio ja metsien häviäminen. Maankäyttöön läheisesti liittyvälle luonnonvarojen käytölle tarvitaan myös uusia laskentamalleja. Veden puute tai vesivarojen ylenmääräinen käyttö aiheuttaa suuria ongelmia monilla alueilla. Tästä syystä vedenkulutukselle toivotaan omaa vaikutusluokkaa. Standardia tuotteiden vesijalanjäljestä ollaan valmistelemaan (kts. Luku 4.3).

Ihmisen terveyteen liittyviä ympäristötekijöitä ovat työympäristö ja sisäilman laatu. Näiden haitallisten vaikutusten mallintaminen on yksi tulevaisuuden haasteista (Jolliet 2006). Vaikka toksisuuskysymysten käsittelyssä on edistytty viime vuosina, voidaan kuitenkin sanoa, että toksisten vaikutusten arvioimisessa ollaan vielä varsin epävarmalla pohjalla. Useat tutkimusryhmät kuitenkin työskentelevät edelleen näiden vaikeiden kysymysten parissa.

Lisätietoja joistakin kehitettävistä vaikutusluokista voi saada tämän FINLCA-projektin toisesta työpaketista (WP2), jossa tarkastellaan laajemmin vielä voimakkaan kehitystyön alla olevia vaikutusluokkia, kuten maankäyttöä, ekotoksisuutta ja luonnonvarojen ehtymistä.

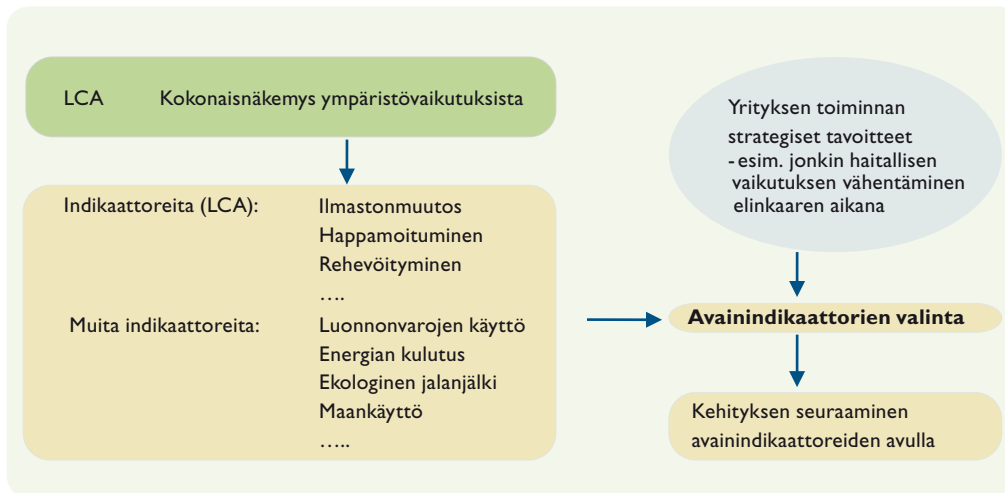
LCA:n epävarmuustekijöiden todentaminen ja raportoiminen ovat olleet jo pitkään tutkijoiden tärkeimpiä tutkimusalueita elinkaariarvioinnin piirissä. Työ jatkuu tulevaisuudessakin. Epävarmuutta käsitellään myös tarkemmin FINLCA-hankkeen WP2:ssa.

## 2.6.2

### Yksinkertaistetut vaikutusindikaattorit

Niin kuin on todettu, kattavan elinkaariarvioinnin tekeminen vaatii elinkaariarviointimetodologiaan perehtymistä sekä runsaasti aikaa laajan lähtötietoaineiston keräämiseen. Useissa tutkimuksissa on havaittu, että inventaariovaiheen aikana kerätään paljon sellaista tietoa, jolla ei lopulta ole suurta merkitystä vaikutusarviointin tuloksiin. Sen vuoksi standardin mukaisesta lähestymistavasta on joissakin tapauksissa ollut mahdollista siirtyä yksinkertaisimpiin menetelmiin, joissa elinkaariarvioinnin keskeiset periaatteet ovat kuitenkin säilyneet tutkimuksen lähtökohtana. Tässä raportissa aikaisemmin mainittu yksinkertaistettu elinkaariarviointi (streamlined LCA) edustaa tätä suuntausta (kts. Luku 2.1.3).

Viime vuosina elinkeinoelämän taholta on noussut esiin toive saada käytännön työhön vieläkin yksinkertaisempia lähestymistapoja kuin edellä mainittu yksinkertaistettu elinkaariarviointi. Yhtenä tällaisena mahdollisuutena mainittakoon *avainindikaattoreiden* (*key performance indicators, KPI*) kehittäminen sekä ympäristövaikutuksissa tapahtuvien muutosten seuraamiseen että ympäristöasioiden raportointiin sidosryhmille. Avainindikaattoreilla tarkoitetaan niitä ympäristöindikaattoreita, jotka nousevat esiin elinkaariarvioinnista merkittävimpinä ympäristövaikutuksina (Kuva 8).



Kuva 8. Avainindikaattoreiden valinta merkittävien elinkaarien ympäristövaikutusten seuraamiseen.

Näiden avulla voidaan seurata muun muassa ympäristötoimenpiteiden vaikutusta tuotantoketjun kokonaisympäristövaikutuksiin.

Avainindikaattoriksi sopii jokin LCIA:n vaikutusluokkaindikaattori tai jokin muu elinkaari-inventaariosta johdettu yksinkertainen ympäristöindikaattori kuten luonnonvarojen tai energian käyttö toiminnan materiaali- tai energiatehokkuuden seurantaan. Myös muita indikaattoreita, jotka eivät perustu elinkaariarviointeihin, kuten ekologinen jalanjälki ja vesijalanjälki, voidaan käyttää toimintaa kuvaavina indikaattoreina. Niiden metodologinen pohja perustuu elinkaariajatteluun, mutta ei kuulu LCA-menetelmien piiriin. Yritys voi asettaa toiminnalleen myös muita seurattavia avainindikaattoreita, mutta niiden tulisi kuitenkin olla aina elinkaariajattelun hengen mukaisia. Avainindikaattoreiden määrittämisen pohjana tulisi olla aina kokonaisvaltainen näkemys tuotteen elinkaarisista ympäristövaikutuksista eli kerran tehty kattava elinkaariarviointi. Tulevaisuudessa elinkaariarviointeja tullaan todennäköisemmin käyttämäänkin juuri avainindikaattoreiden määrittämiseen, jolloin vältytään raskailta elinkaariarviointien päivityksiltä.

### 2.6.3

#### Strategiset kansainväliset hankkeet

Tällä hetkellä ehkäpä suurin kansainvälinen elinkaariarviointia kehittävä hanke on Euroopan komission projekti "European Platform on Life Cycle Assessment", jonka toteutuksesta vastaa JRC. Projekti pyrkii integroimaan elinkaariajattelua tuotekehitykseen sekä politiikan tekoon tarjoamalla strukturoitua, ilmaista ja riippumatonta tietoa. Projektin päätuotteet ovat ELCD-tietokanta ja nk. LCA Resource directory, eli hakemisto joka sisältää tietoa elinkaariajatteluun liittyvistä palveluista, työkaluista ja tietokannoista.

CALCAS (The EU 6<sup>th</sup> Framework Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability) -hanke on EU:n 6. puiteohjelman rahoittama hanke, joka tutkii ja pyrkii integroimaan kestävä kehityksen kolme ulottuvuutta (sosiaalinen, taloudellinen ja ympäristöllinen kestävyys) osaksi elinkaariarviointia. Tavoitteena on tunnistaa niitä tutkimussuuntia, joiden avulla voidaan lisätä kestävyysarvioinnin tehokkuutta päätöksenteossa ja ylittää nykyisen LCA:n puutteita ja rajoitteita (Zamagni ym. 2009). Tätä varten hanke luonnostelee tutkimusohjelmia. Eriytisesti ongelmallisiksi on koettu keskustelu haitanjako- ja seurausvaikutuselinkaariarvioinnista, sekä aika-, tila-, taloudellisten ja sosiaalisten kysymysten käsittelystä elinkaariarvioinnissa (Finnveden ym. 2009). Hankkeessa on mukana yli 15 osapuolta,

muun muassa Leidenin yliopisto, SETAC, CML, IVL ja UNEP:n Life Cycle Initiative. Hankkeen päätavoitteena on kehittää nykyistä elinkaariarviointia (ns. ISO-LCA) laajemmaksi tieteelliseksi viitekehikseksi eli elinkaarikestävyyssarvioinniksi (Life Cycle Sustainability Analysis, LCSA). LCSA pohjautuisi taloustieteeseen, päätöksentekoteoriaan, termodynamiikkaan sekä muihin olemassa oleviin tieteenaloihin (Heijungs ym. 2009). Näin ollen LCSA on ISO-LCA:aa syvällisempi ja siten vaatii monimutkaisempaa mallinnusta kuin perinteinen LCA vaatii.

EU:n 7. puiteohjelmassa on käynnistynyt hanke nimeltä "Development and application of a standardized methodology for the PROspective SUstainability assessment of Technologies (PROSUIITE)" (Patel 2009). Hankkeen tarkoituksena on kehittää yleisesti hyväksytty metodologia nykyisten ja tulevien teknologioiden elinkaarikestävyyden arviointiin. Hanke pyrkii parantamaan ja mahdollisesti integroimaan yhteen ympäristöllisen, taloudellisen ja sosiaalisen kestävyden arviointia elinkaari-lähestymistavalla. PROSUIITE:ssa tutkitaan neljää todellista tapaustutkimusta: biojalostamoja, nanoteknologiaa, monitoimipuhelimet (multi-functional mobile devices) sekä hiilen talteenottoa ja varastointia. PROSUIITE-hankkeessa on mukana yli 20 osapuolta eri puolilta Eurooppaa. Suomesta mukana on Suomen ympäristökeskus.

Kansainvälisestä tutkimustoiminnasta voidaan päätellä, että elinkaariarvioinnin kehittäminen jatkuu tulevaisuudessakin vilkkaana monella osa-alueella. Meneillään on jo nyt lähtöaineistojen ja vaikutusarviointimenetelmien kehitystyö. Tieteellistä pohjaa mallinnukseen lisätään tutkimustiedon ja mallinnusvälineiden kehittymisen myötä. Erilaiset elinkaariarviointien tulevat käyttäjät pyritään huomioimaan jakamalla hyviä käytäntöjä elinkaariarvioinnin soveltamisesta muun muassa päätöksenteossa, tuotekehityksessä ja ympäristötoimenpiteiden vaikutusten seuraamisessa.

## Lähteet

- Bare J.C., Norris, G.A., Pennington, D.W. & McKone, T. 2003. TRACI, The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology* 6(3-4):49-78.
- Brand, G., Braunschweig, A., Scheidegger, A. & Schwank, O. 1998. Weighting in Ecobalances with the Ecoscarcity Method – Ecofactors 1997. BUWAL (SAFEL) Environment Series No. 297, Bern.
- Bulle, C., Godin, J., Reid, C. & Deschênes, L. 2007. LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12(2):93-102.
- Cooper, J.S. 2003. Specifying Functional Units and Reference Flows for Comparable Alternatives. *International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6): 337-349.
- CPM. 2009. SPINE@CPM database. Competence Center in Environmental Assessment of Product and Material Systems (CPM), Chalmers University of Technology, Göteborg. <http://www.cpm.chalmers.se/CPMDatabase/> [Viitattu 4.11.2009]
- Curran, M.A. 2007. Co-product and input allocation approaches for creating life cycle inventory data: a literature review. *International Journal of Life Cycle Assessment*. Special Issue 12(1):65-78.
- EAA. 2009. European Aluminium Association (EAA). Environmental Profile Report and LCA Data. <http://www.eaa.net/en/environment-health-safety/lca/> [Viitattu 4.11.2009]. Tieto pyydettyä.
- EC. 2003. Integrated Product Policy Communication. COM (2003) 302 final.
- EC. 2009a. European Commission – Joint Research Centre. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Specific guidance document for generic or average Life Cycle Inventory (LCI) data sets. Explanatory Memorandum. <http://lct.jrc.ec.europa.eu/lca-files/ExplanatoryMemorandum-ILCD-Handbook-SpecificLCIGuidanceDraftForPublicConsultation-final-clean.pdf> [Viitattu 10.11.2009].
- EC. 2009b. European Commission – Joint Research Centre. Databases. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/databaseList.vm> [Viitattu 5.10.2009]
- EC. 2009c. European Commission – Joint Research Centre. Tools. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/toolList.vm> [Viitattu 5.10.2009].
- Ecoinvent. 2009. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (Ecoinvent Centre). Ecoinvent Database, Dübendorf. <http://www.ecoinvent.org/database/> [Viitattu 3.11.2009].
- European Commission. 2009. European Commission, directorate General Joint Research Centre (JRC), European Reference Life Cycle Database (ELCD). <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm> [Viitattu 3.11.2009]

- Ekholm, T., Soimakallio, S., Syri, S., Savolainen, I., Höhne, N. & Moltmann, S. 2010. Burden sharing in ambitious global mitigation scenarios. *Energy policy*. Hyväksytty julkaistavaksi.
- Ekvall, T. & Weidema, B. 2004. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9(3):161-171.
- Ekvall, T. & Andrae, A. 2006. Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(5):344–353.
- Ekvall, T., Tillman, A.-M. & Molander, S. 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 13: 1225–1234.
- Ekvall, T., Mattsson, N. & Münter, M. 2006. Consequential Modelling of Vistar combustion: a feasibility study. In: Abstracts - 16th Annual Meeting of SETAC - Europe, The Hague, The Netherlands, May 2006, p. 281.
- EPD. 2008. General Programme Instructions for Environmental Product Declarations, EPD. Version 1.0. <http://www.environdec.com/pageId.asp?id=162> [Viitattu 18.11.2009]
- FEFCO. 2006. European Federation of Corrugated Board Manufacturers (FEFCO). European Database for Corrugated Board – Life Cycle Studies. [http://www.fefco.org/fileadmin/fefco\\_files/Publications/Other\\_Publications/lca2006.pdf](http://www.fefco.org/fileadmin/fefco_files/Publications/Other_Publications/lca2006.pdf) [Viitattu 3.11.2009]
- Finnveden, G., Hauschild, M., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 2009. Painovaiheessa oleva artikkeli.
- Fleischer, G., Gerner, K., Kunst, H., Lichtenvort, K. & Rebitzer, G. 2001. A Semi-Quantitative Method for the Impact Assessment of Emissions within a Simplified Life Cycle Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6(3):149-156.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Braunschweig, A., Egli, N. & Hildesheimer, G. 2006. Swiss Ecological Scarcity Method: the new version 2006. Proceedings of the 7th International Conference on EcoBalance, Tsukuba, Japan, November 2006.
- GaBi. 2009. <http://www.gabi-software.com/> [Viitattu 3.11.2009]
- Goedkoop, M. & Spriensma, R. 2000. Eco-indicator 99, A damage oriented method for lifecycle Impact assessment, methodology report. (Update April 2000).
- Guinée, J.B. (ed.). 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-efficiency in industry and science. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Hauschild, M. & Potting, J. 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental News no. 80. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Hayashi, K., Nakagawa, A., Itsubo, N. & Inaba, A. 2006. Expanded Damage Function of Stratospheric Ozone Depletion to Cover Major Endpoints Regarding Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(3):150-161.
- Heijungs, R. & Guinée, J. 2007. Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management* 27(8):997-1005.
- Heijungs, R. & Suh, S. 2002. The computational structure of life cycle assessment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Alankomaat. 241 s.
- Heijungs, R., Huppes, G. & Guinée, J. 2009. A scientific framework for LCA. Deliverable (D15) of work package 2 (WP2) CALCAS project. [http://fr1.estis.net/sites/calcas/default.asp?site=calcas&page\\_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030](http://fr1.estis.net/sites/calcas/default.asp?site=calcas&page_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030) [Viitattu 20.11.2009]
- Huijbregts, M. 1999. Ecotoxicological effect factors for the terrestrial environment in the frame of LCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Sciences, University of Amsterdam. <http://media.leidenuniv.nl/legacy/Ecotoxicological%20effect%20factors%20main%20report.pdf> [Viitattu 19.2.2010]
- Huijbregts, M. 2001. Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. Ph.D. Thesis. University of Amsterdam, The Netherlands. <http://dare.uva.nl/document/401> [Viitattu 3.12.2009].
- Hunt, R., Boguski, T., Weitz, K. & Sharma, A. 1998. Case Studies Examining LCA Streamlining Techniques. *International Journal of Life Cycle Assessment* 3(1):36-42.
- Huppes, G. 2002. Abiotic resource depletion in LCA. Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute. [http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/report\\_abiotic\\_depletion\\_web.pdf](http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/report_abiotic_depletion_web.pdf) [Viitattu 19.2.2010]
- ISO 14020. 2000. Environmental labels and declarations. General principles.
- ISO 14021. 2002. Ympäristömerkit ja ympäristöselosteet. Omaehtoiset ympäristöväättämät (Tyypin II ympäristömerkit). Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- ISO 14024. 1999. Environmental labels and declarations. Type I environmental labelling. Principles and procedures.
- ISO 14025. 2006. Ympäristömerkit ja -selosteet. Tyypin III ympäristöselosteet. Periaatteet ja menettelyt. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- ISO 14040. 2006. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Periaatteet ja pääpiirteet. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- ISO 14044. 2006. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Vaatimukset ja suuntaviivoja. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- ISO 21930. 2007. Sustainability in building construction – Environmental declaration of building products.

- ISO/TR 14047. 2003. Environmental management. Life cycle impact assessment. Examples of application of ISO 14042.
- ISO/TR 14049. 2000. Environmental management. Life cycle assessment. Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis.
- ISO/TS 14048. 2002. Environmental management. Life cycle assessment. Data documentation format.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc-wg3.de/publications/assessment-reports/ar4/working-group-iii-fourth-assessment-report> [Viitattu 19.2.2010]
- Itsubo, N., Sakagami, M., Washida, T., Kokubu, K. & Inaba, A. 2004. Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9(3):196-205.
- Jolliet, O., Müller-Wenk, R., Bare, J., Brent, A., Goedkoop, M., Heijungs, R., Itsubo, N., Peña, C., Pennington, D., Potting, J., Rebitzer, G., Stewart, M., Udo de Haes, H. & Weidema, B. 2004. The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9(6):394-404.
- Jolliet, O. 2006. Emergence and Future of Life Cycle Impact assessment: Good science comes from good people. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(S1):S9-10.
- Kangas, A.S. & Kangas, J. 2004. Probability, possibility and evidence: approaches to consider risk and uncertainty in forest decision analysis. *Forest Policy and Economics* 6:169-188.
- Kemna, R., van Elburg, M., Li, W. & van Holstein, R. 2005. MEEuP – The methodology Report. EC, Brussels. (Final version, Delft 28-11-2005). [http://ec.europa.eu/energy/demand/legislation/doc/2005\\_11\\_28\\_finalreport1\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/energy/demand/legislation/doc/2005_11_28_finalreport1_en.pdf) [Viitattu 19.2.2010]
- Kendall, A., Chang, B. & Sharpe, B. 2009. Accounting for Time-Dependent Effects in Biofuel Life Cycle Greenhouse Gas Emissions Calculations. *Environmental Science & Technology* 43:7142-7147.
- Kirkinen, J., Palosuo, T., Holmgren, K. & Savolainen, I. 2008. Greenhouse Impact Due to the Use of Combustible Fuels: Life Cycle Viewpoint and Relative Radiative Forcing Commitment. *Environmental Management* 42:458-469.
- Klaassen, G. & Riahi, K. 2007. Internalizing externalities of electricity generation: An analysis with MESSAGE-MACRO. *Energy policy* 35(2):815-827.
- Koskela, S. & Hiltunen, M.-R. 2004. A guide to the utilization of LCI/LCA databases for Estonian enterprises. Finnish Environment Institute. Mimeograph series 315. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=278502&lan=en> [Viitattu 19.2.2010]
- Lundie, S., Ciroth, A., & Huppel, G. 2007. Inventory methods in LCA: towards consistency and improvement – Final Report. UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. <http://lcinitiative.unep.fr/includes/file.asp?site=lcinit&file=1DBE10DB-888A-4891-9C52-102966464F8D> [Viitattu 19.2.2010]
- Manne, A., Mendelsohn, R. & Richels, R. 1995. MERGE A model for evaluating regional and global effects of GHG reduction policies. *Energy Policy* 23(1):17-34.
- Matheys, J., van Autenboer, W., Timmermans, J.-M., van Mierlo, J. van den Bossche, P. & Maggeto, G. 2007. Influence of Functional Unit on the Life Cycle Assessment of Traction Batteries. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12(3):191-196.
- Mattila, T. 2007. Life Cycle Assessment Spreadsheet. Ohjelmisto. Ladattavissa: <http://sourceforge.net/projects/rlca/>
- Nakamura, S. 2008. Waste input-output table. <http://www.f.waseda.jp/nakashin/WIO.html> [Viitattu 8.12.2009].
- Nijkamp, P., Wang, S., & Kremers, H. 2005. Modeling the impacts of international climate change policies in a CGE context: The use of the GTAP-E model. *Economic Modelling* 22: 955-974.
- Nordhaus, W.D. 1999. Roll the DICE Again: The Economics of Global Warming. Yale University. Version rice98 pap 121898.wpd. January 28, 1999.
- NREL. 2009. National Renewable Energy Laboratory (NREL). US Life cycle Inventory Database. NREL, Golden, CO. <http://www.nrel.gov/lci/database/default.asp> [Viitattu 4.11.2009].
- OpenLCA. 2009. <http://www.openlca.org/index.html> [Viitattu 9.11.2009].
- Patel, M. 2009. Sustainability assessment of technologies - Mid term and long term research to improve the sustainability evaluation of technologies. CALCAS Workshop Life Cycle Analysis for Sustainability Governance. Brussels, 17-18 February, 2009. [http://fr1.estis.net/sites/calcas/default.asp?site=calcas&page\\_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030](http://fr1.estis.net/sites/calcas/default.asp?site=calcas&page_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030) [Viitattu 20.11.2009].
- Plastics Europe. 2009. Association of Plastics Manufacturers. Life Cycle and Eco-profiles. <http://www.plasticseurope.org/Content/Default.asp?PageID=1170> [Viitattu 4.11.2009].
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. & Bras, B. 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13(4):290-300.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. & Bras, B. 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13(5):374-388.
- Rosenbaum, R., Margni, M. & Jolliet, O. 2007. A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. *Environment international* 33(5):624-634.
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M. & Hettelingh, J.-P. 2005. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6):403-416.

- Seppälä J., Mäenpää, I., Koskela, S., Mattila, T., Nissinen, A., Katajajuuri, J.-M., Härmä, T., Korhonen, M.-R., Saarinen, M., Virtanen, Y. 2009. Suomen kansantalouden materiaalivirtojen ympäristövaikutusten arviointi ENVIMAT-mallilla. Suomen ympäristö 20/2009. Suomen ympäristökeskus. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=334235&lan=fi> [Viitattu 19.2.2010]
- Schenck, R. 2009. The Outlook and Opportunity for Type III Environmental Product Declarations in the United States of America. A Policy White Paper. Institute For Environmental Research and Education. [www.lccenter.org/pdf/Outlook-for-Type-III-Ecolabels-in-the-USA.pdf](http://www.lccenter.org/pdf/Outlook-for-Type-III-Ecolabels-in-the-USA.pdf). [Viitattu 20.10.2009]
- SFS-ympäristömerkintä. 2009. Paperin ja paperituotteiden ympäristöargumentit. Opas ympäristömerkkeihin, ympäristöselosteisiin ja muihin ympäristöargumentteihin. [http://www.ymparistomerkki.fi/files/1570/Paperin\\_ja\\_paperituotteiden\\_ymparistoargumentit.pdf](http://www.ymparistomerkki.fi/files/1570/Paperin_ja_paperituotteiden_ymparistoargumentit.pdf) [Viitattu 20.10.2009].
- SimaPro. 2009. <http://www.pre.nl/simapro/> [Viitattu 4.11.2009].
- Sleeswijk A.W., Van Oers L., Guinée J., Struijs J. & Huijbregts M. 2008. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the Total Environment* 390(1):227-240.
- Soimakallio, S., Antikainen, R. & Thun, R. (eds.). 2009. Assessing the sustainability of liquid biofuels from evolving technologies. A Finnish Approach. VTT Research Notes 2482. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2009/T2482.pdf> [Viitattu 19.2.2010]
- Steen, B. 1999a. A Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000-general system characteristics. CPM report 1999:4. Chalmers University of Technology.
- Steen, B. 1999b. A Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000-Models and data of the default method; CPM report 1999:5, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G.J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., Jolliet, O., Klann, U., Krewitt, W., Moriguchi, Y., Munksgaard, J. & Norris, G. 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science & Technology* 38(3):657-664
- Suh, S. & Huppes, G., 2005. Methods for life cycle inventory of a product. *Journal of Cleaner Production* 13(7):687-697.
- Ten Raa, T. 2006. *The Economics of Input-Output Analysis*. Cambridge University Press.
- Thomassen, M., Dalgaard, R., Heijungs, R. & de Boer, I. 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(4):339-349.
- Todd, J. & Curran, M. (eds.). 1999. *Streamlined Life-Cycle Assessment: A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) and SETAC Foundation for Environmental Education.
- Usva, K., Hongisto, M., Saarinen, M., Nissinen, A., Katajajuuri, J.-M., Perrels, A., Nurmi, P., Kurppa, S. & Koskela, S. 2009. Towards certified carbon footprints of products – a road map for data production. Climate Bonus project report (WP3). VATT research reports 143:2. Valtion taloudellinen tutkimuskeskus. [http://www.vatt.fi/file/vatt\\_publication\\_pdf/t143\\_2.pdf](http://www.vatt.fi/file/vatt_publication_pdf/t143_2.pdf) [Viitattu 19.2.2010]
- Weidema, B. & Ekvall, T. 2009. Consequential LCA. Chapter for CALCAS deliverable D18, 2009: Guidelines for applications of deepened and broadened LCA. [http://www.lca-net.com/files/consequential\\_LCA\\_CALCAS\\_final.pdf](http://www.lca-net.com/files/consequential_LCA_CALCAS_final.pdf) [Viitattu 20.11.2009].
- Weidema, B. 2003. Market Information in Life Cycle Assessment. Environmental Project No. 863. Danish Environmental Protection Agency. <http://www.lca-center.dk/resources/780.pdf> [Viitattu 19.2.2010]
- Weitz, K.A. & Sharma, A. 1996. Practical Life Cycle Assessment through Streamlining. *Environmental Quality Management* 7(4):81-87.
- Wenzel, H., Hauschild M.Z. & Alting, L. 1997. *Environmental assessment of products*. Vol. 1 - Methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall.
- Wernet, G., Hellweg, S., Fischer, U., Papadokonstantakis, S. & Hungerbühler, K. 2008. Molecular-Structure-Based Models of Chemical Inventories using Neural Networks. *Environmental Science and Technology* 42(17):6717-6722.
- World Steel Association. 2009. <http://www.worldsteel.org/?action=programs&id=62>. [Viitattu 5.11.2009] Tieto pyydettyäessä.
- Zah, R., Faist, M., Reinhard, J. & Birchmeier, D. 2009. Standardized and simplified life-cycle assessment (LCA) as a driver for more sustainable biofuels. *Journal of Cleaner Production* 17(S1):S102-S105.
- Zamagni, A., Buttol, P., Buonamici, R., Masoni, P., Guinée, J.B., Huppes, G., Heijungs, R. van der Voet, E., Ekvall, T. & Rydberg, T. 2009. D20 Blue Paper on Life Cycle Sustainability Analysis. Final Draft. [http://fr1.estis.net/sites/calcas/default.asp?site=calcas&page\\_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030](http://fr1.estis.net/sites/calcas/default.asp?site=calcas&page_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030) [Viitattu 23.11.2009].

### 3 Materiaalien ympäristöominaisuuksia ennakoivat termodynaamiset menetelmät

*Jyrki Heino, Harri Nordlund*

Tuote- ja tuotannosuunnittelun alkuvaihe, jolloin päätöksiä tuotteen tarkoista ominaisuuksista ei ole vielä tehty ja jolloin suurin osa tuotteen ympäristökuormitukseen vaikuttavista ominaisuuksista määräytyy, on suunnittelijoille erittäin haastava. Tuotteen ominaisuudet ja vaatimukset muodostavat laajuudeltaan vaihtelevansuuruisen matriisin, jonka käsittely edellyttää samanaikaisesti tehtävää monitasoista ja monitieteistä analyysiä ja synteesiä. Ympäristövaikutusten arviointi on vain yksi näistä matriisin tekijöistä. Valitettavasti tässä vaiheessa käytettävissä oleva tieto on usein epämääräistä tai sitä ei ole saatavilla. Perusteellisen elinkaariarvioinnin tekeminen näillä reunaehdoilla on vaikeaa ja jopa harhaanjohtavaa. Ympäristövaikutusten arviointiin käytettävät mittarit voidaan jakaa karkeasti kuuteen ryhmään:

1. Taloudelliset mittarit arvioivat ympäristövaikutuksia valuutassa,
2. Termodynaamiset mittarit laskevat teollisen toiminnan tai palvelujen vaatimia resursseja,
3. Ympäristömittarit (esim. työympäristö, mukaan lukien terveys ja turvallisuus) arvioivat mahdollisia kemiallisia muutoksia ympäristössä tai niiden vaarallisuutta,
4. Ekologisilla mittareilla arvioidaan ihmisen toiminnan vaikutuksia luonnon järjestelmiin (elävien olentojen ja ekosysteemien toimintaan),
5. Sosiopoliittisilla mittareilla arvioidaan tuotannon yhdenmukaisuutta eettisten tai poliittisten tavoitteiden kanssa ja
6. Yhdistetyt mittarit yhdistävät useita mittaryhmiä, tai ne voivat koota yhteen useita samaan ryhmään kuuluvia mittareita.

Yhtenäinen mittayksikkö ja mittaustapa ympäristövaikutusten vertailuun puuttuu, mikä on luonut iloisen sekamelskan menetelmiä ja lyhenteitä jo pelkästään termodynaamisiin mittareihin. Kuitenkin tarve yhtenäiseen, kokonaisvaltaiseen ja ei-tulkinnanvaraiseen mittariin on olemassa, johon esimerkiksi exergia-tarkasteluissa pyritään "sekoittumisexergia"-käsitteellä (Seager 2002).

Tuotteen suunnittelussa on useimmiten hyödyllistä rajata arvioitava järjestelmä mahdollisimman pieneksi ja valita arvioinnin kohteeseen vain ne muuttujat, joihin voidaan vaikuttaa. Muutoin tarkasteltava järjestelmä vain monimutkaistuu tarjoamalla todellisuudessa lisätietoa suunnittelutyön avuksi. Yksinkertaisemmalle, lähtökohdiltaan kuitenkin tieteellisesti perustellulle ja riittävän laaja-alaiselle lähestymistavalle on olemassa selkeä tarve, johon termodynaamiset menetelmät, etenkin energia- ja entropiatarkastelut pystyvät vastaamaan.

Materiaalien ympäristöominaisuuksia ennakoivia teknistieteellisiä menetelmiä tarkastellaan seuraavan jaottelun pohjalta:

- Selvennetään aine-, energia-, exergia- ja entropiatasetarkastelujen yhteiskäyttömahdollisuudet materiaalien elinkaaristen ympäristöominaisuuksien ennakoinnissa.
- Pyritään löytämään mahdolliset ristiriidat yhteiskäytössä.
- Eritellään materiaalien elinkaariaikaisia ympäristönäkökohtia ennakoivat keskeiset laboratoriomenetelmät, joita käytetään muun muassa tuote- ja sivutuotemateriaalien ympäristökelpoisuuteen liittyvien ominaisuuksien tutkimisessa.

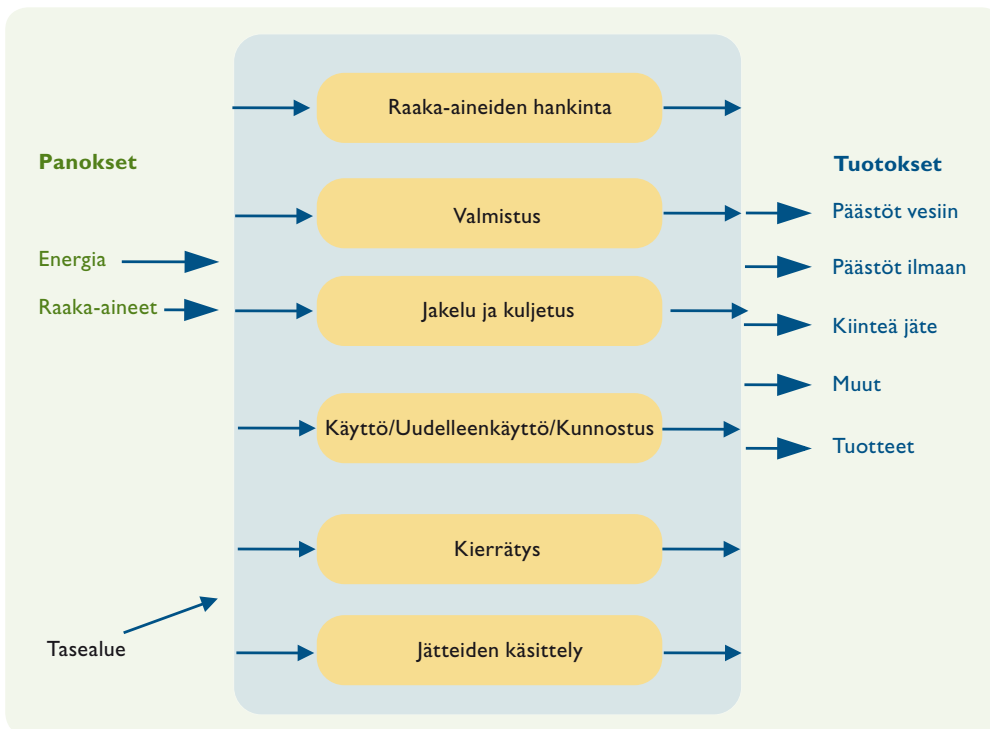
3.1

## Aine- ja energiataseet termodynaamisissa tarkasteluissa

Aikaa vievin vaihe termodynaamisten menetelmien soveltamisessa elinkaariarviointiin on aine- ja energiatasetarkastelujen laatiminen. Tarkasteluun otetaan mukaan tarvittava energia, raaka-aineet ja raaka-aineen mukana mahdollisesti tuleva energia ja valmistuksessa syntyvät tuotteet, sivutuotteet, hyödynnettävä ylijäämäenergia, kiinteät, kaasumaiset ja nestemäiset jätteet, ilma-, vesi- ja maaperäpäästöt sekä jäte-energiavirrat (Kuva 9).

Materiaalien fysikaaliset ja kemialliset sekä haitalliset ominaisuudet muodostavat myös tärkeän lähtökohdan. On myös huomioitava tuotteen käyttövaiheen ja käytöstä poiston aiheuttama ympäristökuormitus.

*Käsittelyä selventäväksi esimerkiksi otetaan primäärikuparin yleisin valmistusmenetelmä eli Outokummun kehittämä liekkisulatus (liite 3) (Gössling 2001, s. 61). Vakiintuneesta valmistusprosessista on olemassa valaisevaa tietoa puhumattakaan siitä, että raaka-aineet ovat hyvin moninaisia ja haitallisia. Sivu- ja välituotteita sekä jätteiksi luokiteltavia aineita on lukuisia. Kokonaisprosessin useasta eri vaiheesta hyödynnetään korkea- tai matalalämpötilaenergiavirtoja, mutta vielä jää hyödyntämättömiäkin jäte-energiavirtoja.*



Kuva 9. Rajatun systeemin yksinkertaistettu aine- ja energiatase (Piirretty Fava ym. 1991 pohjalta).

### 3.1.1

#### Raaka-aineet

Raaka-ainetiedoista tärkeimmät ovat raaka-aineiden koostumus ja määrät. Sen lisäksi olennaista on tietää, onko raaka-aineissa energiaa tuottavia aineita, jotka voidaan tarvittaessa hyödyntää osana valmistusprosessin energiataloutta. Käytännössä monet tuotteisiin, esimerkiksi valmistuksessa käytetyn energian tuotannossa syntyneet, sitoutuneet materiaali- ja sivutuotteet joudutaan allokoimaan eri luonnonvaraluokkiin erilaisten kertoimien avulla.

*Kuparin valmistuksen pääraaka-aineet ovat kuparikiisu ( $\text{CuFeS}_2$ ), kuonamuodostajan tarvittava kvartsihiekkä ( $\text{SiO}_2$ ) ja palamisessa tarvittava ilma ja puhdas happi. Päämetallien kuparin ja raudan lisäksi kuparikiisussa on yleensä myös muita metalleja (nikkeli, sinkki, lyijy, koboltti, arseeni, antimoni, vismutti, hopea ja kulta). Kyseiset aineet ovat haitta ympäristöön päässeenä raskasmetalleina, mutta ovat ne myös hyödynnettävissä sivutuotteina. (Heino 2006)*

### 3.1.2

#### Energia ja polttoaineet

Yleensä valmistusprosessit tarvitsevat energiaa, joka tuodaan joko sähköinä tai polttoaineina. Tarvittavat energian määrät voi pienentää raaka-aineisiin sisältyvä piiloenergia, joka vapautuu valmistusprosessin aikana. Kuparin valmistuksessa tarvitaan sähköä, polttoöljyä ja maakaasua (Riekkola-Vanhanen 1999).

### 3.1.3

#### Valmistusprosessin kuvaus

Valmistusprosessin aikana joko vapautuu tai kuluu energiaa palamisen tai kemiallisten reaktioiden kautta sekä syntyy tuotteita ja jätteitä, joista osa saadaan talteen ja osa pääsee prosessista ulos. Valmistusprosessin aikana kuluu raaka-aineiden lisäksi myös muita aineita. Tällaisia ovat mm. tulenkestävät materiaalit korkealämpötilaprosesseissa kuin mahdollisesti jotkut muut materiaalit korrodoivissa olosuhteissa.

*Liitteessä 3 kuvattu kuparin valmistusprosessi koostuu liekkisulatusuunista, PS-konvertterista, anodiuunista ja elektrolyysistä. Sivutuotteiden tärkeimmät valmistusyksiköt ovat rikkidioksidikaasua käsittelevä rikkihappotehdas ja kuonan puhdistukseen käytettävää sähköuuni sekä tietenkin elektrolyysin jälkeiset prosessit (Gössling 2001). Talteen saatavaa energiaa syntyy liekkisulatusuunissa, konvertterissa ja rikkihapon valmistuksessa, kun taas sitä kuluu anodiuunissa, sähköuunissa ja elektrolyysissä.*

### 3.1.4

#### Tuotteet, sivutuotteet ja uusioraaka-aineet

Elinkaariarvioinnissa on huomioitava syntyvät tuotteet, sivutuotteet ja uusioraaka-aineet. Kiinteiden aineiden mahdollista haitallisuutta tarkastellaan tarkemmin luvussa 3.4. Uusioraaka-aineiden käytössä on oltava kuitenkin tarkkana, sillä taloudellista ja ekologista lopputulosta ei takaa pelkästään materiaalin kemiallinen yhteensopivuus. Sekä fysikaalisilla että mineralogisilla ominaisuuksilla on merkittävä vaikutus materiaalin hyödynnettävyyteen. Materiaalin kuivaaminen, agglomerointi tai jauhatus sekä lämmittäminen ovat kaikki energiaa kuluttavia prosesseja, joihin fysikaaliset ja mineralogiset ominaisuudet vaikuttavat. (Heino 2006)

*Kuparin valmistuksen päätuote on kuparikatodit, mutta platina- ja palladiumrikasteet, kulta, hopea, kupari- ja nikkelisulfaatti, rikkihappo- ja dioksidi, seleeni, kuparitelluridi, CCA-puunsuoja-aine ja kuparikuona muodostavat hyvin merkittävän tuotepohjan (Riekkola-Vanhanen 1999, s. 31 ja 39).*

### 3.1.5

## Ylijäämäenergia

Valmistusprosessissa syntyvä talteenotto- ja hyödyntämiskelpoinen ylijäämäenergiaa ja sen lämpötila on pystyttävä kuvaamaan elinkaariarvioinnissa, sillä se voi olla merkittävä lisä prosessin lämpötaloudelle. *Kuparin valmistuksen liekkisulatusuuni- ja konverterrivaiheen ylijäämäenergia saadaan talteen sähköinä ja höyryinä, kun taas rikkihapon valmistusvaiheessa saatava energia hyödynnetään kaukolämmityksessä (Heino 2006).*

### 3.1.6

## Kiinteät, kaasumaiset ja nestemäiset jätteet

Jätteet pyritään ottamaan talteen kiinteinä, mutta joskus kiinteät jätteet ovat liettyneenä johonkin nesteeseen, jolloin niiden pysyvä varastointi on huomattavasti hankalampaa. Jätteiden pysyvä varastointi aiheuttaa ekohäviöitä niin jätealueen rakentamisen kuin varastointiin tarvittavan maa-alueen muodossa.

Kaasumaiset jätteet pyritään yleensä absorboimaan joko nesteeseen tai adsorboimaan kiintoaineeseen. Saatavan yhdisteen koostumuksesta sitten riippuu, pystytäänkö se hyödyntämään vai joudutaanko se varastoimaan pitkäaikaisesti. Kiinteiden aineiden haitallisuutta tarkastellaan tarkemmin luvussa 3.4.

*Kuparin valmistuksen merkittävin jäte kipsiferriarsenaattisakka. Jos kuonassa olevan jäännöskuparin talteenottoon käytetään vaahdotusmenetelmää, niin hyödyntämättömän jätteen määrä yli satakertaiseksi, sillä kuparin hienokuonalle ei ole pystytty löytämään käyttökohteita (Riekkola-Vanhanen 1999, s. 39). Myös arseenipitoiset pölyt voivat muodostua ongelmaksi silloin, kun käytetään kuonassa olevan kupari sähköuunipelkistystä.*

### 3.1.7

## Ilmaan, veteen ja maahan joutuvat päästöt

Elinkaariarvioinnissa huomioitavat ilmapäästöt muodostuvat joko ympäristölle haitallisista kaasuista ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , VOC, jne.) tai raskasmetalleja sisältävistä pölyistä. Ilman laatua haittaavat päästöt aiheuttavat haittavaikutuksia joko ilmakehälle tai ne ohjautuvat ajan myötä maahan tai veteen joko lähempänä tai kauempana pistemäistä päästölähdettä.

Veteen ohjautuvat päästöt tulevat joko edellä esitetyistä ilmapäästöistä tai siten suoraan veteen joutuvista haitta-aineista, joita ovat mm. raskasmetallipäästöt, tyyppipäästöt, fosforipäästöt, BOD (biologinen hapenkulutus) ja COD (kemiallinen hapenkulutus).

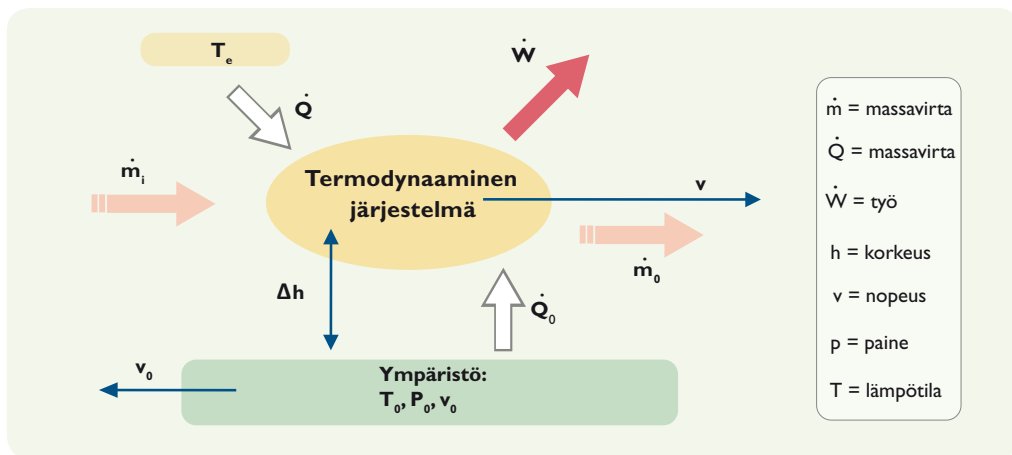
Maahan joutuvat päästöt tulevat välillisesti edellä esitetyistä päästöistä tai sitten mahdollisten kemikaalionnettomuuksien seurauksena.

*Kuparin valmistuksen liekkisulatusmenetelmän ympäristön kannalta hankalimmat päästöt muodostuvat ovat rikkidioksidista ja raskasmetalleja sisältävistä pölyistä, jonka komponentteja ovat mm. kupari, nikkeli, sinkki, lyijy, kadmium, arseeni ja elohopea (Helmisaari 1999). Myös hiilidioksidia vapautuu öljyn ja maakaasun poltosta sekä käytettävistä pelkistysmateriaaleista. Kuparitehtaan pahimmat päästöt veteen ovat joko raskasmetalleja (kupari, nikkeli, sinkki, lyijy, kadmium, arseeni ja elohopea), jotka tulevat rikkihappotehtaiden ja anodivalimon jäähdytysjärjestelmän sekä kuonarikastamon jätevesistä (Riekkola-Vanhanen 1999, s. 36).*

## Termodynaamiset menetelmät elinkaariarvioinnissa

Termodynamiikkaan perustuvat menetelmät arvioivat ympäristövaikutuksia energia- ja materiaalivirtojen avulla (Kuva 10). Termodynaamiset menetelmät mittaavat ennen kaikkea resurssien kulutusta, eivät suoria ympäristövaikutuksia. Teollisten tuotteiden ja prosessien arviointia termodynaamisilla menetelmillä puoltaa se, että kaikki teolliset prosessit ovat riippuvaisia energiasta eri muodoissaan sekä sen muuntamisesta tuotteiksi ja palveluiksi (Hau 2005).

Lisäksi termodynaamiset menetelmät ovat tieteellisesti lujalla pohjalla, ne ovat laskennallisesti suhteellisen yksinkertaisia ja saatujen tulosten vaatima tulkinta on yksinkertaista. Toisaalta ne ovat rajoittuneita, eivätkä kykene antamaan vastausta moniin ympäristön ja kestävän kehityksen kannalta oleellisiin kysymyksiin kuten sosioekonomisiin, maankäytön ja biologisiin vaikutuksiin jne.



Kuva 10. Termodynaaminen järjestelmä.

Termodynamiikan toisen pääsäännön ottaminen mukaan exergia- ja entropiatarkaste- luissa tuo mukanaan laadullisen ulottuvuuden, joka pelkistä materiaali- ja energiatar- kasteluista puuttuu; esimerkiksi sähköenergia on korkeampilaatuista energiaa kuin kaukolämpö, sillä siitä saatava työ (exergia) on selvästi suurempi kuin energiasisällöl- tään samansuuruisesta kaukolämpövirrasta. Eri materiaalien sisältämä kemiallinen exergia indikoi myös niiden arvoa.

Termodynamiikan ensimmäisen lain mukaan järjestelmään tulevan ja sieltä pois- tuvan energian tulee tasapainotilassa olla yhtä suuret. Samalla aineen häviämättö- myyden laki määrää järjestelmään tulevan ja sieltä poistuvan massan yhtä suuriksi. Termodynamiikan toisessa laissa todetaan suljetun systeemin entropian kasvavan, eli lämpöenergian muuttaminen täydellisesti työksi ei ole mahdollista.

Termodynamiikan ensimmäinen perussääntö voidaan kirjoittaa muotoon (Sandler 1989):

$$\frac{d}{dt}(U + m(v^2/2 + hg)) = \sum_j \dot{m}_j(H_j + v_j^2/2 + h_j g) + \sum_i \dot{Q}_i + \dot{Q}_0 - \dot{W} \quad (1)$$

missä  $U$  on järjestelmän sisäenergia,  $H_j$ ,  $v_j$  ja  $h_j$  massavirran  $j$  entalpia (lämpö- sisältö), nopeus ja korkeus.

Yhtälön vasen puoli kuvaa järjestelmän sisä-, liike- ja potentiaalienergian muutos- nopeutta, kun taas oikea puoli esittää systeemiin vaikuttavat lämpövirrat sekä sen tekemän työn.

Termodynamiikan toisen pääsäännön mukaan kaikkeuden entropia kasvaa väijäämättä:

$$\frac{dS}{dt} = \sum_j \dot{m}_j \hat{s}_j + \sum_i \frac{\dot{Q}_i}{T_i} + \frac{\dot{Q}_0}{T_0} + \dot{S}_{gen} \geq 0 \quad (2)$$

missä  $S$  on kuvan 10 järjestelmän entropia,  $\hat{s}_j$  massavirran  $j$  entropia massayksikköä kohti, ja  $S_{gen}$  on järjestelmän sisällä syntyvä entropia.

Huomaa työn ( $W$ ) puuttuminen yhtälöstä: työllä ei ole entropiasisältöä.  $dS$  ja  $S_{gen}$  ovat nolla vain ideaaleissa, reversiibleissä prosesseissa. Todelliset prosessit ovat aina reversiibleitä ja entropia kasvaa. Energian säilyessä ensimmäisen pääsäännön mukaan, kuitenkin sen kyky tehdä työtä vähenee eli sen exergia on vähentynyt.

### 3.2.1

## Energia

Energiaa käyttäviä järjestelmiä voidaan arvioida esimerkiksi nettoenergia-analyysillä (Net Energy Analysis), jossa verrataan tuotetun hyötyenergian määrää kokonaisenergiaan, joka kuluu energialähteen etsintään, jalostukseen ja jakeluun käyttökelpoisessa muodossa. Energiantuotannon hyötysuhdetta voidaan kuvata EROI-suhdeluvulla (Energy Return on Investment), joka on energialähteestä saatavan hyötyenergian ja tähän tuotantoon käytetyn energian suhde. CED-menetelmä (Cumulative Energy Demand) ottaa mukaan myös tuotannosta syntyvien jätteiden hävittämiseen kuluvan energian (Röhrlich ym. 2000).

Nettoenergia-analyysillä voidaan arvioida energialähteiden niukkuutta, mitata lähteen taloudellisen hyötykäytön potentiaalia ja asettaa vaihtoehtoiset energiantuotantomuodot paremmuusjärjestykseen EROI-luvulla.

Energiamenetelmät soveltuvat energian tuotannon vaatimien resurssien arviointiin. Konseptin ongelmana sen rajojen määrittely: mikä lasketaan energiantuotantoon kuuluvaksi. Se ei myöskään ota kantaa tuotetun energian käytettävyyteen, käytetäänkö sitä esimerkiksi lämmitykseen vai työn tekemiseen, ja missä muodossa se jatkaa ketjussa eteenpäin. Esimerkiksi sähköä ja matalalämpöistä höyryä ei menetelmillä voida verrata keskenään, vaikka niiden energiasisältö olisi sama (Röhrlich ym. 2000).

### 3.2.2

## Entropia

Termodynamiikan toisen pääsäännön mukaan järjestelmä pyrkii itsestään kohti suurempaa epäjärjestyksi eli termodynaamista tasapainotilaa. Mikäli tehdään työtä järjestyksen kasvattamiseksi esimerkiksi teollisen tuotannon muodossa, kuluu osa tehdystä työstä väistämättä lämmön tuottamiseen, jolloin kokonaisentropia kasvaa. Tuotteen tai tuotannon aiheuttamaa entropian kasvua voidaan käyttää näin arvioimaan resurssien käytön tehokkuutta (Gössling-Reisemann 2008). Mitä suurempi entropian kasvu suoritetta kohti, sitä huonommalla hyötysuhteella resursseja käytetään.

Entropialaskenta vaatii muita termodynaamisia menetelmiä (pl. energia-analyysi) enemmän määriteltyjä resurssivirtoja, sillä laskuihin täytyy ottaa mukaan myös aine- ja energiavirrat, joiden taloudellinen tai exergeettinen arvo on nolla (esim. ympäröivä ilma) ja joiden dokumentointi on siksi puutteellista (Gössling-Reisemann 2008).

### 3.2.3

## Exergia

Exergia – ”käytettävissä oleva energia” – voidaan määritellä suurimmaksi mahdolliseksi määräksi työtä, joka saadaan energia- tai materiaalivirrasta sen tullessa tasapainotilaan ympäristönsä kanssa (Rant 1956). Exergia käsittelee irreversiibeileitä (häviöllisiä) prosesseja yhdistäen termodynamiikan ensimmäisen ja toisen pääperiaatteen käyttäen referenssitasona ympäristöään. Ympäristönä käytetään usein maapallon keskimääräisiä olosuhteita – atmosfääri, hydrosfääri, litosfääri – lämpötilan ja kemiallisen koostumuksen suhteen (Szargut ym. 1988), mutta monesti paikallisten olosuhteiden käyttö on suositeltavampaa. Toisin kuin energia, exergiaa häviää todellisissa prosesseissa, mikä johtuu järjestelmän entropian kasvusta.

Energian (ja exergian) muotoja ovat kineettinen, potentiaali-, kemiallinen, fysikaalinen (lämpö, paine), magneettinen ja sähköinen energia. Ympäristön kannalta tärkeimmät tarkastelukohteet ovat kemiallinen ja fysikaalinen exergia (Coatanéa ym. 2007).

Exergialaskuihin on kehitetty useita menetelmiä – Cumulative Exergy Demand (CExD), Ecological Cumulative Exergy Consumption (ECEC), Extended Exergy Accounting (EEA), Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE), Exergetic Life-cycle Analysis (ELCA) jne., jotka eroavat lähinnä rajausten ja uusiutuvien luonnonvarojen käytön arvioimisessa, sekä tulosten kategorioinnissa. Exergialaskujen perustaksi löytyy materiaalidataa kirjallisuudesta (Szargut ym., 1988) ja kattavan tietokannan aiheesta tarjoaa mm. Ecoinvent ([www.ecoinvent.ch](http://www.ecoinvent.ch) [Viitattu 19.2.2010]; Bosch ym. 2007).

Exergiamenetelmät, kuten muutkin termodynaamiset menetelmät keskittyvät resurssien kulutukseen ja sen hyötysuhteen arviointiin. Kemiallisille prosesseille voidaan exergian avulla arvioida myös ympäristövaikutuksia Seagerin (2002) esittämän lähestymistavan avulla (Exergy of Mixing, ”sekoittumisexergia”). Sekoittumisexergia mittaa ympäristöön päässeiden saasteiden aiheuttamia mahdollisia kemiallisia muutoksia.

### 3.2.4

## Energia

Energia (embodied energy) on tarvittava (aurinko-) energian määrä, joka vaaditaan tiettyyn energia- tai ainevirtaan tai -varastoon (Odum 1996). Energia-analyysi tarkastelee kaikkia järjestelmiä energiavirtojen verkkona ja laskee mukaan kuuluvien virtojen ja järjestelmien energia-arvot. Samanlaisella tuotteella voi olla hyvinkin erilaiset energia-arvot riippuen sen läpikäymästä prosessipolusta.

Energia-analyysissä lasketaan kaikille tuotteille ja palveluille arvo sen mukaan, miten paljon tarvittaisiin energiaa ko. suoritteeseen, jos auringon energia olisi ainoa energialähde. Energia-käsitteellä voidaan arvioida myös mm. työn, tiedon ja kulttuurin tuottamista, joita ei suoraan voida ilmaista termodynaamisilla käsitteillä, mutta joiden vaatimien resurssien luomiseen tarvittavat ”tuotantokustannukset” voidaan ilmaista energian avulla.

Yksi energia-analyysin keskeisiä käsitteitä on ”muuntautuminen” (transformity), jolla tarkoitetaan tuotteeseen sitoutunutta energiaa siitä saatavan energian (so. exergian) suhteen. Se mittaa aurinkoenergian muuntumista ja kulumista prosessin vaiheissa; mitä suurempi tuotteen ”muuntautuminen”, sitä enemmän sen tuottamiseen on käytetty ekosysteemin resursseja. Biosfäärin prosessien perusmuuntautumisille löytyy kirjallisuudesta laskettuja arvoja (Odum 1996).

Energia-analyysi ja sen mittarit on sidottu biosfääriin ja sen mittakaavaan, mistä johtunee, sen suosion maataloustuotannon arvioinnissa. Energia on tällä hetkellä ainoa termodynaaminen menetelmä, joka ottaa huomioon ei kaupalliset materiaalivirrat, kuten sateen, tuulen, auringonsäteilyn jne. (Sciubba ja Ulgiati 2005).

### 3.3

## Eri menetelmien vertailukelpoisuus ja tulosten yhteiskäyttö

Elinkaarimenetelmille yhteisiä vaiheita ovat tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely, inventaarioanalyysi, vaikutusarviointi ja tulosten tulkinta. Vaiheiden sisältö vaihtelee menetelmien mukaan. Taulukossa 3 on vertailtu menetelmiä yksinkertaistetusti.

Taulukko 3. Elinkaarimenetelmien vertailu.

Menetelmä	Inventaariot	Käsittely	Vaikutusarviointi
LCA	Massavirrat Energiavirrat	Painokertoimet Allokointi	Useita, kts. taulukot 1 ja 2
MFA (materiaali-virta-analyysi)	Massavirrat	Materiaalimäärät	Materiaalinkulutus
Energia-analyysi	Massavirrat Energiavirrat	Termodynamiikan I-pääsääntö	Energian kulutus EROI
Emergia-analyysi	Massavirrat Energiavirrat	Muuntautuminen	Emergia-indeksit
Exergia-analyysi	Massavirrat Energiavirrat	Termodynamiikan I- ja II-pääsääntö	Exergian kulutus Sekoittumisexergia
Entropia	Massavirrat Energiavirrat	Termodynamiikan I- ja II-pääsääntö	Entropian kasvu

#### 3.3.1

### Energia vs. exergia

Energia-analyysi ei ota kantaa energian laatuun, ei primääri-, eikä sekundäärivaiheessa - toisin kuin exergia-konsepti, jonka avulla voidaan arvioida myös muita kuin suoraan energiankäyttöön ja tuotantoon liittyviä resursseja.

Kuvassa 11 on esitetty höyryturbiinilla tapahtuvan sähköntuotannon energia- ja exergiavuot. Todellisessa, irreversiibelissä prosessissa sisään menevä exergiavirta on aina suurempi kuin ulostulevat virrat, toisin kuin ylemmässä energiavuossa, jossa sisään- ja ulostulevat virrat ovat yhtäsuuret. Alemmassa kuvaajassa ulostulevat exergiavuot ovat selvästi pienemmät kuin sisäänmenevät johtuen prosessissa tapahtuvista exergiahäviöistä eli entropian kasvusta (Wall & Gong, 2001).

#### 3.3.2

### Entropia vs. exergia

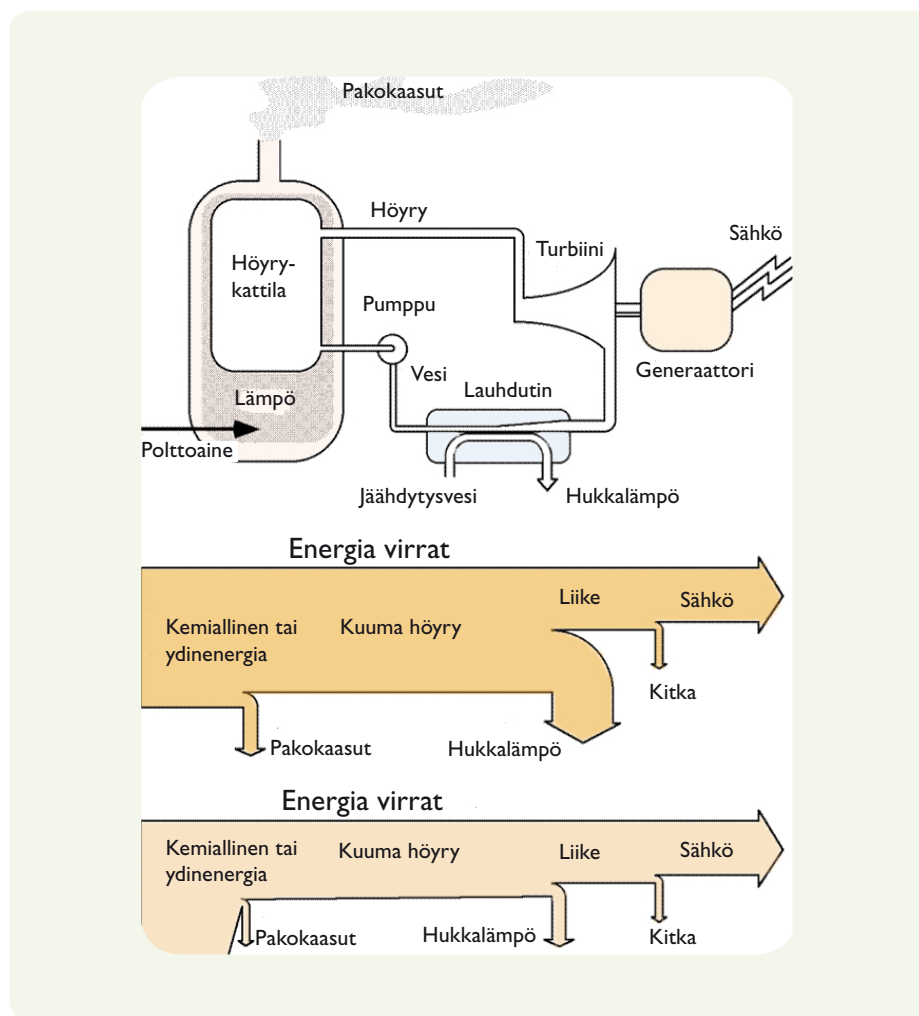
Entropia ja exergia ovat ikään kuin saman kolikon kääntöpuolet. Yksinkertaistettuna entropian kasvu on exergian häviämistä, joten menetelmillä saadut tulokset tulisi olla vertailukelpoisia. Entropialaskennan etuna on, että exergialaskujen tarvitsemää referenssiympäristöä ei tarvitse erikseen määritellä (Gössling-Reisemann 2008).

#### 3.3.3

### Energia vs. exergia

Tuotteen exergia kuvaa siitä vielä saatavissa olevaa, kun taas emerggia on eri prosessivaiheissa sitoutunut energia, eräänlainen selkäreppu. Samanlaisella tuotteella voi olla hyvinkin erilaiset emerggia-arvot riippuen sen läpikäymästä prosessipolusta.

Perustuuko emerggia-analyysi termodynamiikan ensimmäiseen (energia) vai toiseen pääsääntöön kuten exergia, on tulkintaerimielisyyksiä (Sciubba & Ulgiati 2005).



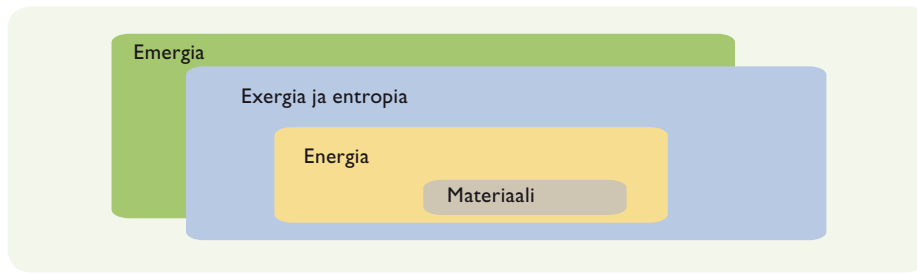
Kuva 11. Energiantuotanto höyryturbiinilaitoksessa (Wall ja Gong 2001).

### 3.3.4

#### Termodynaamisten menetelmien yhteiskäyttö ISO-LCA:n kanssa

Termodynaamisten menetelmien keskittyminen resurssienkulutukseen, sekä kattavien vaikutusarviointikriteerien puuttuminen estää niiden suoran kilpailun täydellisen elinkaariarvion kanssa. Kattavan elinkaariarvion tekeminen vaatii kuitenkin suhteellisen paljon resursseja sekä eksaktia tietoa, jota ei aina esimerkiksi täysin uudenlaisia tuotteita suunniteltaessa ole olemassa. Monissa tapauksissa käytetäänkin yksinkertaistettua elinkaariarviointia (streamlined LCA). Teolliselle toimijalle voi yksinkertaistetun LCA:n korvaaminen termodynaamisilla menetelmillä olla perusteltua, sillä teolliset prosessit perustuvat energian ja materiaalien muuntamiseen tuotteiksi ja palveluiksi. Lisäksi termodynaamiset menetelmät ovat laskennallisesti suhteellisen yksinkertaisia. Tietyillä tuotannonaloilla saattaa olla perinteisesti käytetty menetelmiä, joista kerättyä tietoa voidaan käyttää sellaisenaan laskennassa.

Eri termodynaamisten menetelmien yhteiskäyttö toistensa kanssa tuo vähän lisäarvoa, sillä eri menetelmät ovat hierarkkisessa suhteessa toisiinsa: esimerkiksi materiaali- ja energiavirrat ovat entropia- ja exergiatarkastelujen osia (Kuva 12). Sen sijaan emergi- ja exergiatarkastelut (ml. entropia) voivat toimia toisiaan täydentävinä, sillä niiden välillä on perustavanlaatuisia eroja niin analyysissä kuin prosessilaskennassa (Sciubba & Ulgiati 2005).



Kuva 12. Termodynaamisten menetelmien laajuus suhteessa toisiinsa.

### 3.4

## Mineraalisten aineiden ympäristövaikutusten ennakointi

Termodynaamisilla laskentamenetelmillä pystytään määrittämään luonnonvarojen kokonaiskäyttö, mutta ne eivät sellaisenaan kerro haittavaikutuksista, joita syntyy, kun tuote- ja sivutuotemateriaaleja hyödynnetään kosketuksissa luontomateriaaleihin.

Kiinteiden tuote- ja sivutuotemateriaalien elinkaariarvioinnissa tarvittavien riskien ja haittavaikutusten arviointiin voidaan käyttää samoja menetelmiä, joita käytetään ympäristökelpoisuuden määrittelyssä. Ympäristökelpoisuuden tutkimisessa lähdetään liikkeelle aineen koostumuksesta, mineralogiasta, haitallisten aineiden liukoisuudesta ja sijoitusympäristön ominaisuuksista (Sorvari 2000).

Tuotekehittelyssä ja -suunnittelussa käytettävässä alustavassa elinkaariarvioinnissa pitäisi pystyä löytämään keinot, joilla kiinteiden tuotteiden ja sivutuotteiden ympäristövaikutuksia pystyttäisiin arvioimaan riittävällä tarkkuudella mutta kuitenkin mahdollisimman pienellä vaivalla.

Aineen kemiallisen koostumuksen määrittämiseen käytetään hyvin yleisesti XRF- eli röntgenfluoresenssimenetelmää. XRD- eli röntgendiffraktioanalyysi antaa tulokseksi aineen yhdisteet. Kiinteiden mineraalisten sivutuotemateriaalien runsaimmin esiintyvät mineraalit voidaan määrittää XRD-analyysin lisäksi myös valomikroskopilla.

Haitta-aineiden liukoisuuden viralliseen määrittämiseen käytetään standardin CEN/TS 14405:2004 mukaista läpivirtaustestiä. Läpivirtaustesti kuuluu simulointitesteihin, joiden perusteella arvioidaan sijoituspaikalla tapahtuvaa liukenemistä. Koe ei vastaa täysin kenttäolosuhteita, vaan poikkeaa niistä muun muassa nopeamman liukenemistapahtuman ja kontrolloitujen testiolosuhteiden vuoksi (Wahlström & Laine-Ylijoki 1996, s. 14; Päivärinta 2007)

Riskinarvioinnissa tarkastellaan erilaisia tuotteen aiheuttamia riskejä:

- fysikaalis-kemiallisen vaaran arviointi,
- terveysvaaran arviointi ja riskit, ja
- ympäristövaara ja riskit.

Ympäristövaarallisuuden ja -riskien arviointiin sisältyy paitsi biologisten vaikutusten arviointi myös materiaalin liukoisuus, kulkeutuminen, hajoaminen (bioottinen ja abioottinen). Haittavaikutukset arvioidaan erikseen eri eliöryhmille (mikrobeille, kasveille ja eläimille). Reaktiivisuus veden kanssa, pölyhaitat ja syttyvyys kuuluvat puolestaan fysikaalis-kemiallisen vaaran tai haitan arviointiin. Materiaalin ominaisuuksia on arvioitava kaikissa sen käyttövaiheissa. Tarvittaessa on huomioitava myös materiaalin poisto rakenteesta. (Päivärinta 2007, s. 16; Mroueh ym. 2000, s. 15; Sorvari 2000, s. 49; Wahlström ym. 1999, s. 13)

Materiaalin mineraloginen ja kemiallinen koostumus säätelee sen hyödyntämismahdollisuutta mm. ympäristökelpoisuuden ja geoteknisten ominaisuuksien kautta. Materiaalin sisältämän haitallisten ympäristövaikutusten kannalta olennaista ei siis ole ainoastaan haitta-aineen kokonaispitoisuus materiaalissa, vaan se, minkälaisia mineraaleja aine materiaalissa muodostaa.

Toisesta mineraalista haitta-aine saattaa liueta herkästi ja toisesta mineraalista sen liukoisuus taas saattaa olla erittäin vähäistä. Liukenemisen voimakkuudesta riippuu se, miten haitta-aine vaikuttaa ympäristöön eli esim. vesiin, kasveihin, eläimiin ja ihmiseen. Mikäli haitta-aine esiintyy mineraalissa, johon se on sitoutunut niin tiukasti, että ei juuri lähde liikkeelle, ei se ole korkeintaan pitoisuuksina ympäristön kannalta ongelmallinen. (Makkonen & Tanskanen 2005)

### 3.5

## Yhteenveto ja johtopäätökset

Ensimmäinen ja aikaa vievin vaihe termodynaamisten menetelmien soveltamisessa elinkaariarviointiin on aine- ja energiatasotarkastelujen laatiminen.

Termodynaamiset menetelmät mittaavat ennen kaikkea resurssien kulutusta, eivät niinkään varsinaisia ympäristövaikutuksia. Teollisten tuotteiden ja prosessien ympäristövaikutusten arviointia termodynaamisilla menetelmillä puoltaa se, että teolliset prosessit perustuvat energiaan ja sen muuntamiseen tuotteiksi ja palveluiksi (Hau 2005). Lisäksi termodynaamiset menetelmät ovat tieteellisesti lujalla pohjalla ja ne ovat laskennallisesti suhteellisen yksinkertaisia.

Kiinteiden mineraalisten sivutuotemateriaalien kokonaismineralogia voidaan määrittää joko XRD-analyysillä tai valomikroskopoimalla. Kummallakin menetelmällä saadaan yhdisteistä tietoa, jota voidaan hyödyntää termodynaamisilla laskentamalleilla kokonaishaittavaikutusten estimoimiseen esitarkasteluun riittävällä tarkkuudella.

Toisaalta termodynaamiset menetelmät ovat rajoittuneita, eivätkä kykene antamaan vastausta moniin ympäristön ja kestävän kehityksen kannalta oleellisiin kysymyksiin kuten sosioekonomisiin, maankäytön ja biologisiin vaikutuksiin jne. Toisaalta elinkaariarvioinnin rajaaminen teknosfääriin ja niihin prosesseihin, joihin voi itse vaikuttaa, on teolliselle toimijalle operatiivisesti järkevä vaihtoehto etenkin niissä tilanteissa, joihin perinteinen LCA sopii huonosti, kuten tuotesuunnittelun alkuvaiheessa.

Termodynaamisista menetelmistä kaikkein kattavimman lähestymistavan elinkaari-problematiikkaan tarjoaa emerggia-konsepti; laaja-alaisuuden sanotaan kuitenkin tapahtuvan tarkkuuden kustannuksella (Sciubba & Ulgiati 2005).

## Lähteet

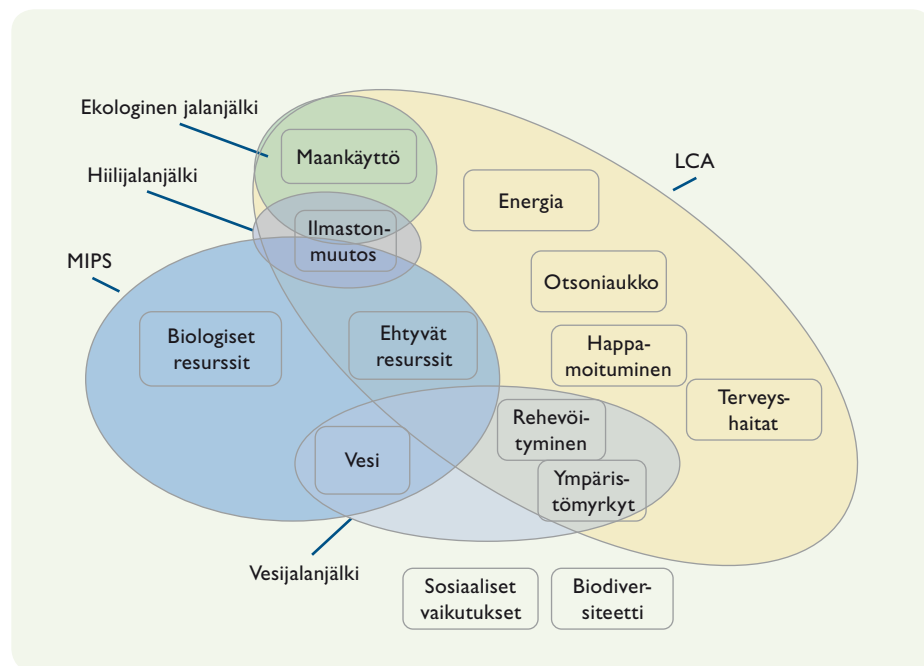
- Bosch, M.E., Hellweg, S., Huijbregts, M.A.J. & Frischknecht, R. 2007. Applying Cumulative Exergy Demand (CEXD) Indicators to the Ecoinvent Database. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(12):181-190.
- Briem S., Quinkertz R., Alkan Z. & Kugeler K. 2000. A Method to Calculate the Cumulative Energy Demand (CED) of Lignite Extraction. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6(5):369-373.
- CEN/TS 14405. 2004. Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions). Brussels: European committee for standardization.
- Coatanéa, E., Kuuva, M., Nordlund, H., Makkonen, P.E. & Saarelainen, T. 2007. A uniform environmental metric based on exergy for early design evaluation. *International Journal of Environmentally Conscious Design and Manufacturing* 13:50–58.
- Fava, J. A., Denison, R., Jones, B., Curran, M. A., Vigon, B., Selke, S. & Barnum, J. 1991. A technical framework for life-cycle assessments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry and SETAC Foundation for Environmental Education, Inc.
- Gössling, S. 2001. Entropy production as a measure for resource use. Väitöskirja. Universität Hamburg.
- Gössling-Reisemann, S. 2008. What is resource consumption and how can it be measured? Theoretical considerations. *Journal of Industrial Ecology* 12(1):10-25.
- Hau, J. L. 2005. Toward environmentally conscious process systems engineering via joint thermodynamic accounting of industrial and ecological systems, Dissertation, Ohio State University.
- Heino, J. 2006. Harjavallan Suurteollisuuspuisto teollisen ekosysteemin esimerkkinä kehitettävässä hiiliteräksen ympäristömyönteisyyttä. Väitöskirja. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto.
- Helmisaari, H.-S. 1999. Miten raskasmetallit ovat saastuttaneet Harjavallan ympäristöä. *Vasken Viesti* 6:12-13.
- Luomala, M. 2002. Kuparin liekkisulatusmenetelmä ja metallisen kuparin elektrolyyttinen raffinointi. Julkaisussa: Heikkinen, E.-P. & Heino, J. (toim.) Metallurgin hyvä tietää: Värimetallien valmistus. 2. p. Oulun yliopisto. S. 6-18.
- Odum, H.T. 1996. *Environmental Accounting, Emery and Decision Making*. Wiley, New York.
- Makkonen, H. & Tanskanen, P. 2005. Outokumpu Chrome Oy:n ferrokromikuonan mineralogia ja liukoisuusominaisuudet. Oulun yliopisto, prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. Report 313.
- Mroueh, U.-M., Mäkelä, E., Wahlström, M., Kauppila, J., Sorvari, J., Heikkinen, P., Salminen, R. Juvankoski, M. & Tamminne, M. 2000. Sivutuotteet maarakenteissa – Käyttökelpoisuuden osoittaminen. Tekes. Teknologiakatsaus 93/2000.
- Päivärinta, S. 2007. Nikkeliraekkuonan ja teräskuonan käyttö läjitysaltaan peiterakenteen kuivatuskerroksessa – Liukenevan nikkelin saostaminen teräskuonalla. Diplomityö. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto, Vesiteknikan laboratorio.
- Rant, Z. 1956. Exergy, a new word for technical available work. *Forschungen im Ingenieurwesen* 22(1): 36-37.
- Riekkola-Vanhanen, M. 1999. Finnish expert report on best available techniques in copper production and by-production of precious metals.
- Röhrlich M., Mistry M., Martens P. N., Buntenbach S., Ruhrberg M., Dienhart M., Briem S., Quinkertz R., Alkan Z. & Kugeler K. 2000. A Method to Calculate the Cumulative Energy Demand (CED) of Lignite Extraction. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6): 369-373.
- Sandler, S.I. 1989. *Chemical and Engineering Thermodynamics*. Wiley, New York.
- Sciubba, E. & Ulgiati, S. 2005. Emery and Exergy analyses: complementary methods or irreducible ideological options? *Energy* 30(10): 1953-1988.
- Seager T.P. & Theis T.L. 2002. A uniform definition and quantitative basis for industrial ecology. *Journal of Cleaner Production* 10:225-235.
- Sorvari, J. 2000. Ympäristökriteerit mineraalisten teollisuusjätteiden käytölle maarakentamisessa. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 421.
- Szargut J., Morris, D.R. & Steward, F.R. 1988. *Exergy analysis of thermal, chemical and metallurgical processes*. Hemisphere Publishing, New York.
- Wahlström, M. Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., Leino-Forsman, H., Mäkelä, E., Olin, M. & Juvankoski, M. 1999. Maarakentamisessa käytettävien teollisuuden sivutuotteiden riskinarviointi. Valtion teknillinen tutkimuskeskus VTT. VTT tiedotteita 1995.
- Wahlström, M. & Laine-Ylijoki, J. 1996. Standardoidut liukoisuustestimenetelmät maarakentamisessa hyötykäytettävien materiaalien ympäristötestauksessa. Valtion teknillinen tutkimuskeskus VTT. VTT tiedotteita 1801.
- Wall, G. & Gong, M. 2001, On exergy and sustainable development - Part 1: Conditions and concepts. *Exergy, An International Journal* 1(3): 128-145.

## 4 Muut elinkaarijohtamista tukevat menetelmät

Tuomas Mattila, Riina Antikainen

Elinkaariarvioinnin (LCA) ja termodynaamisten menetelmien rinnalle on kehitetty useita muita elinkaariajatteluun pohjautuvia, tiettyihin ainevirtoihin keskittyviä menetelmiä. Osatavoite näissä menetelmissä on ollut saada päätöksenteon kannalta käyttökelpoista tietoa ilman elinkaariarvioinnin monimutkaisuutta ja -ulotteisuutta. Yleisimmät elinkaariarvioinnille rinnakkaiset tai täydentävät menetelmät ovat *ekologinen jalanjälki*, *hiilijalanjälki*, *vesijalanjälki* sekä *ekologinen selkäreppu (MIPS)*, joiden lisäksi tässä kuvataan lyhyesti *ainevirta-analyysi (Substance Flow Analysis, SFA)*.

Rinnakkaisten ja täydentävien menetelmien suhde elinkaariarviointiin on esitetty kuvassa 13. Vaikka osa menetelmistä sisältää joitain ympäristövaikutuksia<sup>21</sup>, menetelmien painopiste on erilaisten resurssien käytössä. Poikkeuksen muodostaa hiilijalanjälki, joka keskittyy ainoastaan tuotteen kasvihuonekaasupäästöihin.



Kuva 13. Muiden elinkaarijohtamista tukevien menetelmien suhde varsinaiseen elinkaariarviointiin (LCA) ja eri ympäristövaikutuksiin. Ekologinen jalanjälki ja selkäreppu (MIPS) huomioivat ilmastomuutoksen osittain, muutoin menetelmien painopiste on resurssien käytössä. Nykytilassa mikään menetelmä ei huomioi suoraan sosiaalisia vaikutuksia eikä luonnon monimuotoisuuden katoamista.

<sup>21</sup> Ekologisessa jalanjäljessä huomioidaan pinta-ala, joka vaaditaan ilmakehään vapautetun hiilen sitomiseksi maaperään (tai fossiilisen energian korvaamiseksi biomassalla). Ekologisessa selkäreppussa (MIPS) huomioidaan joissain tapauksissa palamisilman massa. Vesijalanjälki huomioi myös saastutetun veden tilavuuden.

## Hiilijalanjälki

Alun perin hiilijalanjälki mainittiin osana ekologista jalanjälkeä (Wackernagel & Rees 1996). Se kuvasi sitä metsämaapinta-alaa, joka tarvittaisiin tietyn hiilidioksidin sitomiseksi pois ilmakehästä. Jalanjäljen yksikkönä oli globaali hehtaari ja se sisälsi ainoastaan hiilidioksidipäästöt, muita kasvihuonekaasuja ei huomioitu. Toisaalta elinkaariarviointi oli sisältänyt ilmastonmuutosvaikutuksia (ilmaistuna säteilypakotenormalisoituna hiilidioksidiekvivalenttina) jo pitkään. Jossain vaiheessa hiilidioksidiekvivalentteina ilmaistuja ilmastonmuutosvaikutuksia alettiin kutsua hiilijalanjäljiksi.

Hiilijalanjälki pohjautuu sekä elinkaariarviointiin että ekologiseen jalanjälkeen, mutta on silti näistä erillinen indikaattori. Tämän johdosta hiilijalanjäljellä on useita erilaisia määritelmiä ja rajoituksia. Eroja menetelmissä on lähinnä siinä, mitkä kasvihuonekaasut huomioidaan, mihin tarkastelu rajataan (prosessi, tuote, ihminen, yritys, alue vai valtio) ja mitkä elinkaarivaiheet sisällytetään. Nämä erot heijastuvat luonnollisesti myös tuloksiin. Kenny ja Gray (2009) vertasivat kuutta hiilijalanjälkilaskuria irlantilaisen perheen päästöjen arvioinnissa. Tulokset vaihtelivat välillä 4000 - 9000 kg CO<sub>2</sub>/hlö/a, mikä osoitti, että olemassa olevat hiilijalanjälkilaskurit ovat ainoastaan suuntaa antavia<sup>22</sup>. Samoin Matthews ym. (2008) totesivat panos-tuotos -tarkastelun perusteella, että suppeasti rajattu hiilijalanjälki kattaa ainoastaan noin 14 % tuotteen tai palvelun elinkaarisesta ilmastovaikutuksesta.

Hiilijalanjälkilaskureiden suuren vaihtelun kaventamiseksi Iso-Britannian standardiviranomainen (BSI) sekä Defran rahoittama *Carbon Trust* julkaisivat vuonna 2008 hiilijalanjäljen laskentaan PAS 2050:2008 -dokumentin (*PAS = Publicly Available Specification*). PAS 2050:2008 (2008) ei ole virallinen standardi, vaikka rakenteeltaan ja sisällöltään se muistuttaaakin standardeja.<sup>23</sup> Kyseistä dokumenttia täydentämään on laadittu toinen raportti, jossa on ohjeet tuotteen tai palvelun hiilijalanjäljen yksityiskohtaisempaan laskentaan (PAS 2050, 2008). PAS 2050:n laskenta perustuu elinkaariarviointiin (LCA) ja sen taustalla oleviin ISO-standardeihin (ISO 14040, ISO 14044, ISO/TS 14048) sekä muutamaa muuhun aihepiiriin liittyvään standardiin (ISO 14021, ISO/IEC 17050-1). Lisäksi PAS 2050:n mukainen hiilijalanjälki nojaa EU:n ILCD-työryhmän tuloksiin elinkaariarvioinnin soveltamisesta. Nämä rajoitukset tarkentavat huomattavasti sitä, mitä hiilijalanjäljen tulee sisältää ja miten tietyt erityiskysymykset (esimerkiksi sähkön ja lämmön yhteistuotanto) ratkaistaan. Siten se kaventaa suppeiden hiilijalanjälkien ja kattavien elinkaariarviointien välistä eroa.

Yleisesti ottaen PAS 2050 -spesifikaation mukainen hiilijalanjälki on haitanjako-perusteisesti (*attribitional*) laskettu elinkaariarviointi, jossa huomioidaan ainoastaan päästöjen vaikutukset ilmaston lämpenemiseen. Hiilidioksidin lisäksi on huomioitava myös muut kasvihuonekaasut: metaani (CH<sub>4</sub>) ja dityppioksidi (N<sub>2</sub>O), fluoratut kasvihuonekaasut ja hiilivedyt. Vaikutusarvioinnin on katettava 100 vuoden aikana (tuotteen valmistamisesta alkaen) tapahtuvat päästöt, esimerkiksi puun ja eräiden muovituotteiden hajotessa kaatopaikalla. Lisäksi suorien maankäytön muutosten aiheuttamat päästöt on sisällytettävä arvioon, mikäli muutokset ovat tapahtuneet 20 vuoden sisällä arvioinnista.

Joissain asioissa spesifikaatio on tiukempi kuin vastaavat elinkaariarvioinnin standardit. Se esimerkiksi vaatii, että ns. kehdosta tehtaan portille (*cradle-to-gate*) tarkasteluja saadaan esittää ainoastaan yritysten välisessä kommunikaatiossa. Kuluttajille

22 Tutkimukseen oli valittu ainoastaan laskureita, jotka olivat asiantuntijoiden kehittämiä ja jonkin valtiollisen toimijan suosittelemia. Havaittu suuri vaihtelu oli tämän johdosta erityisen merkittävää.

23 PAS 2050 lisäksi meneillään on muitakin standardointiprosesseja hiilijalanjäljelle. World Resource Institutin ja World Business Councilin "Product Life Cycle Reporting and Accounting Standard" on edennyt luonnosvaiheeseen ja kansainvälinen standardi ISO 14067 on valmisteilla. ISO-standardin alustava julkaisupäivämäärä on vuoden 2010 lopussa.

on esitettävä koko elinkaaren kattavat tulokset (*cradle-to-grave*). Lisäksi spesifikaatio antaa ohjeistuksen siitä, miten tulevaisuudessa tapahtuvat päästöt saatetaan yhteismitallisiksi nykyisten päästöjen kanssa 100 vuoden tarkastelujaksolla. Myöskään markkinoilta ostetusta vihreästä sähköstä ei saa hiilijalanjäljessä hyötyä, ellei voi osoittaa, että kukaan muu ei voi väittää käyttävänsä samaa vihreää sähköä (ts. käytetty sähkö ei saa edes olla mukana kansallisten päästökertoimien laskennassa).

Myös ISO valmistelee standardia tuotteiden hiilijalanjäljistä. Standardista ei ollut tätä kirjoitettaessa julkista luonnosta saatavilla, joten sitä ei voitu sisällyttää tähän raporttiin. Standardin tavoitteellinen valmistumisajankohta on kevät 2011.

#### 4.2

### Ekologinen jalanjälki

Ekologinen jalanjälki kuvaa sitä maa- ja vesipintaa, joka tarvitaan tuottamaan tietyn yhteisön kuluttamat resurssit ja käsittelemään tuotetut jätteet (Wackernagel & Rees 1996). Ekologisia jalanjälkiä lasketaan tyypillisesti maille ja alueille (Ewing ym. 2008), mutta nykyään myös yrityksille (Wiedmann ym. 2009) ja tuotteille (Huijbregts ym. 2008). Vertaamalla ekologista jalanjälkeä käytettävissä olevaan tuottavaan maapinta-alaan eli biokapasiteettiin, voidaan arvioida, onko toiminta kestävyden rajoissa. Esimerkiksi viimeisimmän ekologisen jalanjäljen maa-arvion (Ewing ym. 2008) perusteella EU-maista Suomella, Ruotsilla, Bulgarialla, Virolla, Latviassa ja Liettualla on käytettävissään enemmän biokapasiteettia kuin ne kuluttavat. Muut Euroopan maat kuluttavat enemmän tuottavaa maa-alaa kuin mihin niillä olisi oman maan rajojensa sisällä mahdollisuus.

Suomessa ympäristöministeriö on mukana ekologisen jalanjäljen kansainvälisessä verkostossa ja julkistaa vuosittain ekologisen jalanjäljen ylityspäivän (Earth Overshoot Day). Ministeriön lisäksi esimerkiksi Tampereen kaupunki käyttää ekologista jalanjälkeä ympäristövaikutusten vähentämiseen. Suomessa painopiste on ollut alueiden ja yksittäisten kuluttajien ekologisissa jalanjäljissä. Sen sijaan yritykset eivät ole julkaisseet vastaavia tuloksia toiminnastaan tai tuotteistaan.

Ekologinen jalanjälki ilmaistaan *globaalihehtaareina*, eli sinä keskimääräisenä tuotettavan maan pinta-ala, joka tarvitaan resurssien tuottamiseen ja jätteiden käsitteilyyn. Laajasta määrittelystään huolimatta ekologinen jalanjälki sisältää ainoastaan biomassapohjaiset resurssit ja jätteistä hiilidioksidin (Global Footprint Network 2009). Aikaisemmin ekologisen jalanjäljen arvioinnissa ydinenergialle käytettiin laskennallista hiilidioksidipäästöä, joka vastasi kivihiiltä, mutta nykyisellään ydinenergian vaikutukset on poistettu menetelmästä. Hiilidioksidi tehdään yhteismitalliseksi yhteytystuotteiden kanssa arvioimalla, kuinka suuri metsäpinta-ala tarvitaan päästön sitomiseksi pois ilmakehästä. Periaatteessa tämä pinta-ala vastaa sitä alaa, joka tarvittaisiin vastaavien fossiilisten hiilenlähteiden tuottamiseksi biopolttoaineilla.

Laskentaa varten eri jalostetut tuotteet palautetaan ensin primääriraaka-aineiksi. Ekologinen jalanjälki lasketaan painottamalla käytetyt materiaali- ja energiapanokset sadon käännteisluvulla, maakohtaisella satokertoimella ja maanpeitekohtaisella ekvivalenssikertoimella:

$$EF = \sum m / Y * YF * EQF \quad (3),$$

missä:

EF = ekologinen jalanjälki,

m = käytetty raaka-aine (kg),

Y = maakohtainen sato (kg/ha),

YF = maan ja maailman keskisadon suhde (-),

EQF = maa-alakohtainen ekvivalenssikerroin (gha/ha)

Ekvivalenssikerroin kuvaa maanpeitteen kykyä ihmisravinnon tuotantoon verrattuna keskimääräiseen maanpeitteeseen. Esimerkiksi yksi peltohehtaari vastaa keskimäärin 2,64 globaalihehtaaria ja laidunhehtaari puolta globaalihehtaaria (Ewing ym. 2008). Ekologisen jalanjäljen tulkinnessa on hyvä pitää mielessä, että se kuvaa ihmiselle käyttökelpoisen biomassan hyödyntämistä. Sellaisenaan se ei kuvaa biodiversiteetille koituvia vahinkoja (Lenzen ym. 2001).

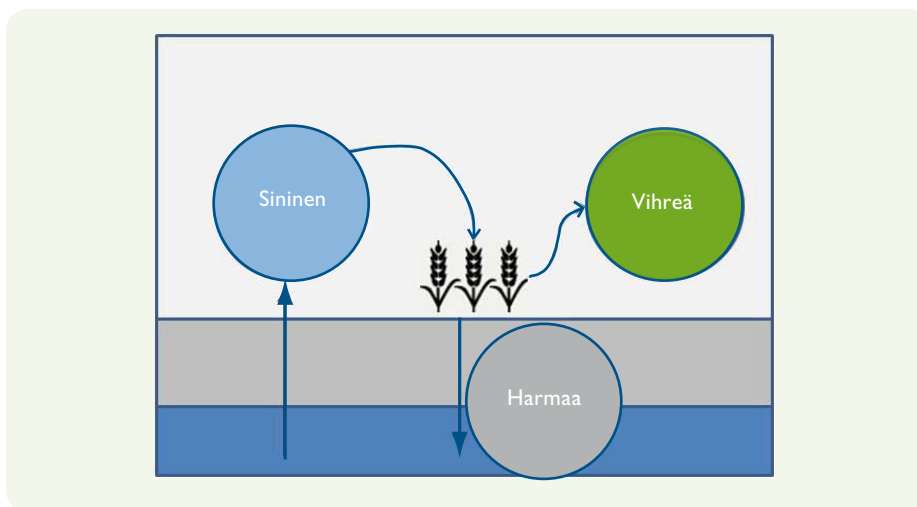
Ekologisia jalanjälkilaskelmia voidaan tehdä lähtien ylä- tai alatasolta (bottom up vs. top down). Ylätasolta lähdetään kansallisista tilastoista, joista johdetaan maa- ja aluekohtaisia ekologisia jalanjälkiä. Alatasolta lähdettäessä menetelmä muistuttaa elinkaariarviointia. Nykyisellään ekologisen jalanjäljen standardit hyväksyvät ainoastaan ylätasolta lähtevät ekologiset jalanjälkiarviot, sillä elinkaari pohjaisissa arvioissa on todettu liikaa puuttuvia osia ja päällekkäistä laskentaa (Global Footprint Network 2009). Muualla tässä raportissa kuvattu panos-tuotos menetelmä hyväksytään kuitenkin erääksi keinoksi maatason ekologisen jalanjäljen muuntamiseksi tuote ja yritystasolle (Global Footprint Network 2009; ks. myös. Wiedmann ym. 2006).

Eurostat arvioi ekologisen jalanjäljen liian monimutkaiseksi ja ei-läpinäkyväksi sisällytettäväksi yleiseen tilastointiin (Schaefer ym. 2006). Tämän arvioinnin jälkeen menetelmää on kehitetty standardinomaisemmaksi ja uusin standardi (Global Footprint Network 2009) kuvaa menetelmän hyvin samankaltaisena kuin elinkaariarvioinnin.

#### 4.3

### Vesijalanjälki

Makean veden saatavuus on kriittinen tekijä sekä monille luonnonympäristöille että ihmisyhteisöille. Vesijalanjälki on kehitetty makean veden kulutuksen seuraamiseen aiemmin määritellyn virtuaalisen vedenkulutuksen käsitteen (Allan 1996; 1998) pohjalta. Virtuaalinen vedenkulutus kuvasi tuotteen tai palvelun elinkaaren aikana kulutettua kokonaisvesimäärää. Tästä poiketen vesijalanjälkimenetelmä erottelee vedenkäytön kolmeen komponenttiin: *sininen vesi* on haihdutettua pinta- ja pohjavettä, *vihreä vesi* on haihdutettua sadevettä (yleensä maa- ja metsätaloudesta) ja *harmaa vesi* kuvaa saastutettua vesitilavuutta (Kuva 14). Harmaan veden tilavuus lasketaan vesimääränä, joka tarvitaan laimentamaan päästöt laatuvaatimukset täyttävään pitoisuuteen. Merivettä ei huomioida laskennassa, sillä se ei ole ehtyvä luonnonvara.



Kuva 14. Vesijalanjälki jakaa vedenkulutuksen kolmeen komponenttiin: siniseen pinta- tai pohjavedestä suoraan otettuun veteen, vihreään haihdutettuun sadeveteen ja harmaaseen pilattuun vesivarastoon. Piirretty SAB ja WWF (2009) pohjalta.

Vesijalanjälkilaskentaa on alun perin sovellettu vesivarojen hallintaan alue ja valtiotasolla, mutta myöhemmin sitä on käytetty kuluttajien, tuotteiden ja yritysten toiminnan arviointiin (Gerbens-Leenes & Hoekstra, 2008). Tässä raportissa keskitytään FINLCA-projektin rajauksen mukaisesti yritys- ja tuotetasolle.

Vesijalanjäljen soveltamisesta on hiljattain julkaistu ohjeistuksia menetelmän standardoimiseksi. Vesijalanjäljen kansainvälinen verkosto (Water Footprint Network<sup>24</sup>) on julkaissut oppaan vesijalanjäljen laskennasta tuote-, kuluttaja- ja yritystasolle (Hoekstra ym. 2009). YK:n ympäristöohjelma tilasi myös ohjeistuksen vesijalanjäljen käytöstä yritystasolla (Morrison ym. 2009). Varsinaista standardia vesijalanjäljestä ei ole vielä julkaistu, joten nämä oppaat muodostavat ohjeistuksen menetelmän mahdollisimman hyvästä käytöstä.

Vesijalanjälki muistuttaa pintapuolisesti elinkaariarviointia. Myös vesijalanjäljessä erotellaan toisistaan toiminnan suorat ja epäsuorat vaikutukset (Gerbens-Leenes & Hoekstra 2008). Suorien vaikutusten arviointi pohjautuu laitostason tietoihin ja epäsuorat vaikutukset arvioidaan erilaisten tietokantojen avulla. Yritysten vesijalanjäljet lasketaan niiden tuottamien tuotteiden vesijalanjälkien summaksi ja kulutuksen vesijalanjälki lasketaan kulutushyödykkeiden vesijalanjälkien summaksi (Gerbens-Leenes & Hoekstra 2008). Uusia vesijalanjälkiä voidaan koostaa hyödyntämällä aiempia tutkimuksia sekä julkaistuja keskimääräisiä vesijalanjälkiä (Taulukko 4).

Taulukko 4. Eri tuotteiden julkisesti saatavilla olevia vesijalanjälkiä (lähde: Water Footprint Network, <http://www.waterfootprint.org> [Viitattu 19.2.2010]).

	Vesijalanjälki				Vesijalanjälki		
	Paino g	litraa	litraa/100 g		Paino g	litraa	litraa/100 g
Nahka	1 000	16 600	1 660	Sokeri	1 000	1 500	150
Hampurilainen	150	2 400	1 600	Leipä	30	40	133
Naudanliha	1 000	15 500	1 550	Ohra	1 000	1 300	130
Puuvillapaita	250	2 700	1 080	Vehnä	1 000	1 300	130
Lammas	1 000	6 100	610	Kahvijuoma	125	140	112
Juusto	1 000	5 000	500	Maito	1 000	1 000	100
Hirssi	1 000	5 000	500	Viini	125	120	96
Sianliha	1 000	4 800	480	Omenamehu	200	190	95
Vuohenliha	1 000	4 000	400	Perunalastut	200	185	93
Broilerisuihkale	1 000	3 900	390	Maissi	1 000	900	90
Riisi	1 000	3 400	340	Peruna, hiutale	1 000	900	90
Kananmuna	60	200	333	Appelsiinimehu	200	170	85
Durra	1 000	2 800	280	Omena	100	70	70
Kookospähkinä	1 000	2 500	250	Appelsiini	100	50	50
Paperi	1 000	2 000	200	Olut	250	75	30
Soijapapu	1 000	1 800	180	Teejuoma	250	30	12
				Teollisuustuotteet	1 \$	80	80 l/\$

Vesijalanjälki poikkeaa elinkaariarvioinnista useassa suhteessa. Esimerkiksi vaikutusten jako useiden tuotteiden kesken tehdään vesijalanjäljessä aina taloudellisen allokaation perusteella. Elinkaariarvioinnissa taas pyritään välttämään allokaatiota järjestelmää tarkentamalla tai laajentamalla (esimerkkejä menettelyistä kappaleessa 2.4). Myös järjestelmän rajauksen ohjeistaminen on suppeampaa kuin elinkaariarvioinnissa. Järjestelmän rajauksessa keskitytään maataloustuotteisiin (Hoekstra ym. 2009). Sähkö ja kuljetus ohjeistetaan huomioon otavaksi ainoastaan, mikäli ne ovat biomassaa- tai vesivoimapohjaisia. Samoin teollisuustuotteista neuvotaan keskittymään niihin, jotka aiheuttavat eniten vesien saastumista. Käytännössä on hyvin vaikea

24 Lisätietoja Water Footprint Networkista, ks. <http://www.waterfootprint.org> [Viitattu 19.2.2010]

arvioida etukäteen, aiheuttaako tietyn ostopanoksen käyttö vesien saastumista jos-sain elinkaarensa vaiheessa, joten rajaussääntöjen perusteella ajaututaan helposti kattavuusongelmaan (cut-off). Ongelma tunnistettiin elinkaariarvioinnissa ja siihen käytetään ratkaisuna hybridi-LCA -pohjaisia malleja, joista kerrotaan enemmän lu-vussa 2.5. Hiilijalanjälkitutkimusten perusteella voidaan olettaa, että rajausvirheet voivat olla merkittäviä, mikäli koko elinkaarta ei huomioida (Matthews ym. 2008).

Harmaan vesijalanjäljen pitäisi periaatteessa kuvata vesien saastumista, jota elinkaariarvioinnissa kuvaavat rehevöitymisen, happamoitumisen ja toksisuuden vaikutusluokat. Elinkaariarvioinnista poiketen vesijalanjäljen saastumislaskenta on huomattavasti suppeampaa. Painopiste on suoraan vesistöön päätyvillä yhdistellä ja niiden lyhytaikaisilla vaikutuksilla. Esimerkiksi dioksiinien ilmapäästöjen kul-keutumista ja kertymistä ei huomioida. Elinkaariarvioinnista poiketen vesijalanjälki huomioi harmaassa vedessä myös lämpökuorman, eli sen vesimäärän, joka tarvi-taan jätevesien jäädyttämiseksi hyväksyttävään luonnonveden lämmönnousuun (yleensä 3 °C) (Hoekstra ym. 2009). Lauhdevesien sisällyttäminen sähkön tuotantoon lisää sähkön jalanjälkeä huomattavasti. Harmaa vesi lasketaan ainoastaan kriittisim-mälle kuormittajalle. Tällä vältetään päällekkäinen laskenta, joka aiheutuisi siitä, jos arvioitaisiin jokaiselle yhdisteelle erillinen laimennuskerroin (esimerkiksi fosforin laimennuskerroin voi olla huomattavasti alhaisempi kuin kuparin, tällöin harmaa vesijalanjälki lasketaan kuparin perusteella).

Vesijalanjälki on melko tuore menetelmä. Sen vuoksi siinä on joitain logiikkavir-heitä, joita elinkaariarvioinnissa on käsitelty aiemmin. Esimerkiksi vihreän vesija-lanjäljen laskennassa ei määritellä referenssitilaa. Toisin sanoen oletetaan että kaikki viljelykasvien haihduttama vesi olisi luonnontilassa jäänyt paikalliseen ekosysteemiin. Useimmissa tapauksissa alueella olisi kuitenkin ollut luonnonkasvillisuutta, jonka haihduttaminen olisi ollut syytä huomioida. Samoin on kyseenalaista, paljonko talouskäytössä olevan metsän haihdutus poikkeaa luonnonmetsän vastaavasta.

Samaan ongelmaan referenssitilajen valinnasta on törmätty elinkaariarvioinnissa etenkin maankäyttövaikutusten osalta, ja ongelmaa käsitellään FINLCA -projektin epävarmuutta ja maankäyttöä käsittelevissä työryhmissä.

Vesijalanjälki on kehitetty kuivien olojen ympäristövaikutusten kartoittamiseen. Tämän johdosta sen suoraviivainen soveltaminen pohjoisiin alueisiin on ongelmallis-ta, Suomessa maataloutta rajoittaa enemmän märkyys kuin kuivuus. Lisäksi sadanta on suurempaa kuin haihdunta ja useita pohjavesivarantoja käytetään vähemmän kuin niiden täytyminen antaa myöden. Tämän johdosta vesitehokkuus ei ole ollut keskeinen tekijä suomalaisessa prosessiteollisuudessa, joten suomalaiset prosessit voivat vaikuttaa vettä tuhlaavilta. Vesijalanjäljen näkökulma vesiresursseihin on kuitenkin globaali: mikäli jollain alueella säästetään vettä, se voidaan myydä tai lah-joittaa kuivuudesta kärsiville alueille. Käytännössä alueiden välillä on selkeitä eroja siinä, millaisia vaikutuksia tietynlainen vesijalanjälki aiheuttaa.

Vesijalanjäljen suosion myötä elinkaariarviointiin on kehitetty menetelmiä makean veden riittävyden arvioimiseksi. Pfister ym. (2009) on uusin tutkimus vedenkulu-tuksen sisällyttämiseksi elinkaariarvioinnin vaikutusarviointiin. Siinä vedenkäytön vaikutuksia tarkastellaan elinkaariarvioinnin tapaan ihmisen hyvinvoinnin, ekosys-teemin laadun ja luonnonvarojen näkökulmasta. Analyysiä varten vedenkäyttö erot-tellaan virrassa ja virran ulkopuolella tapahtuvaksi sekä kuluttavan ja laatua hei-kentävän käytön perusteella. Laatua heikentää esimerkiksi veden rehevöittäminen, kulutukseksi lasketaan esimerkiksi veden haihduttaminen tai kuljettaminen valuma-alueen ulkopuolelle. Menetelmä keskittyy ainoastaan kuluttavaan vedenkäyttöön ja siinäkin ainoastaan vesijalanjäljen siniseen komponenttiin. Kasvillisuuden haih-duttamaa vettä ei siis huomioida (mikä välttää osittain referenssitilanteen valinnan vaikeuden).

Menetelmän ytimessä on vedenkäytön ja saatavuuden välinen suhdeluku, jota korjataan veden saatavuuden vaihtelulla, jotta indikaattori kuvaisi vesipulatilanteita paremmin (toisin sanoen, jos sadanta on keskittynyt muutamille kuukausille, ympäristövuotisella vedenkäytöllä on suuremmat vaikutukset kuin jos sadanta olisi tasaista). Veden käytön aiheuttama vesipula (midpoint indikaattori) muunnetaan ihmisterveysvaikutuksiksi kasteluveden puutteen seurausten avulla, ekosysteemivahingoksi veden saatavuuden ja nettoyhteytyksen välisen korrelaation avulla ja luonnonvarojen hupenemiseen olettamalla, että hupenevat vesiluonnonvarat korvataan tulevaisuudessa suolanpoistolla merivedestä (backup technology). Luonnonvarojen hupenemisessa käytetty menetelmä on käytössä abioottisten luonnonvarojen yhteydessä.

Vaikutuskertoimien perusteella vedenkäyttö aiheuttaa luonnonvarojen hupenemista lähinnä Lähi-Idässä, Pohjois-Afrikassa ja osassa Etelä-Amerikkaa. Terveysvaikutukset ovat keskittyneet Aasiaan ja Afrikkaan. Pohjois-Euroopassa veden käytön vaikutukset näkyvät hyvin lievinä vaikutuksina paikallisiin ekosysteemeihin.

Alustavien elinkaariarvioinnin veden käytön vaikutusmallien pohjalta vesijalanjälki olisi syytä raportoida aluekohtaisesti, jolloin herkkyytasoltaan poikkeavia alueita ei yhdistettäisi.

#### 4.4

### Materiaalinkulutus – ekologinen selkäreppu

Materiaalinkulutusta seuraamalla pyritään ennakoimaan tuotteiden elinkaarisia ympäristövaikutuksia tarkastelemalla niiden valmistuksessa tarvittujen ja muutetun materiaalin määrää (Schmidt-Bleek ym. 1998; Schmidt-Bleek 1994). Tarkastelu keskittyy päästöjen seurausten sijaan luonnonvarojen kulutukseen, jota mitataan kokonaismateriaalinkulutuksena (*Total Material Requirement, TMR*). Suorien raaka-ainepanosten lisäksi TMR-indikaattoriin lasketaan myös sivutuotteet ja jätteet (esimerkiksi hakkuutähde, olki ja sivukivi). Jos materiaalinkulutus jaetaan tuotteen käyttökerroilla, saadaan tuotteen ekologinen selkäreppu (*MIPS, Material Input per Service Unit*). Suomessa MIPS-laskelmia on käytetty muun muassa tuotteiden, rakennusten, vapaaajan viettotapojen sekä liikennemuotojen ekotehokkuuden vertailuun (SLL 2010). Menetelmää on kuitenkin kritisoitu runsaasti, etenkin tulosten tulkittavuuden ja merkityksellisyyden kannalta (Koskinen 2001)

MIPS-laskennassa materiaali- ja energivirrat luokitellaan abioottisiksi, bioottisiksi, maamassoiksi, vedeksi tai ilmaksi (taulukko 4.2). Yleensä laskenta pohjautuu valmiisiin materiaali-intensiteetikertoimiin (MIT), joita ylläpitää saksalainen Wuppertal-instituutti. Kerroinlista sisältää metalleja, mineraaleja, polttoaineita, kemikaaleja, muoveja, rakennusaineita, liikennemuotoja sekä vedenpuhdistusmenetelmiä. MIT-kertoimia ei ole saatavilla vastaavassa kattavuudessa lopputuotteille, mutta yksittäisten tutkimusten tuottamia kertoimia on kerätty Suomen luonnonsuojeluliiton sivuille (SLL 2010).

Taulukko 4.2. MIPS laskennan materiaali- ja energivirrat (Ritthoff ym. 2002).

Abioottinen	Bioottinen	Siirretty maa	Vesi	Ilma
<ul style="list-style-type: none"> <li>- käytetyt raaka-aineet</li> <li>- käyttämättä jääneet raaka-aineet (sivukivi)</li> <li>- fossiiliset polttoaineet</li> <li>- maan tai sedimentin kaivuu</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- viljelty kasvimassa</li> <li>- ei-viljelty eläin- ja kasvibio massa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- mekaaninen maansiirto</li> <li>- eroosio</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Jäähdytys ja prosessivesi erikseen</li> <li>- pintavesi</li> <li>- pohjavesi</li> <li>- syvä pohjavesi</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- palamisilma</li> <li>- kemiallinen muuntuminen</li> <li>- fyysikaalinen muuntuminen</li> </ul>

MIPS-menetelmä pyrkii ohittamaan elinkaariarvioinnin vaikutusarviointiin liittyvät ongelmat tarkastelemalla päästöjen sijasta raaka-aineita. Periaatteessa aineen häviämättömyyden perusteella kaikki käyttämätön raaka-aine päätyy päästökäsi, jolloin tarkastelu kattaa myös kaikkien päästöjen massan riippumatta päästöjen oletetusta haitallisuudesta. Elinkaariarvioinnissa järjestelmän rajausta (cut off) riippuu tutkimuksen tavoitteista ja vertailuun valittavista indikaattoreista. Tarkasteltavien vaikutusten kannalta merkityksettömät järjestelmän osat jätetään tyypillisesti tarkastelun ulkopuolelle. Esimerkiksi jos tutkimus on rajattu käsittelemään kasvihuonekaasupäästöjä, esimerkiksi ekotoksisuuden kannalta oleelliset virrat ja prosessit voidaan rajata pois, mikäli ne eivät liity kasvihuonekaasuihin. Toisaalta indikaattorien valintaa rajoittaa vaikutusarviointimallien (LCIA) saatavuus. Mikäli vaikutusta kuvaavaa indikaattorimallia ei ole, vaikutusta ei voi sisällyttää analyysiin. MIPS-tarkastelun indikaattorina on dematerialisaatio, jolle ei ole vastaavaa elinkaariarvioinnin vaikutusindikaattoria. Tämän seurauksena materiaalivirta-tarkasteluissa bioottiset virrat ja sivukivi päätyvät useammin järjestelmänrajausten sisäpuolelle kuin elinkaariarvioinnissa. Tällä perusteella MIPS-laskelmia voidaan pitää kattavampina, vaikka on kyseenalaista, mikä on ylimääräisten virtojen lisäämisen tutkimuksellinen hyöty. Lisäksi käsittelemällä kaikkia yhdisteitä yhteismitallisena materiaalina vältetään elinkaariarvioinnissa tyypilliset *trade-off*-ongelmat, joissa vaihtoehtojen keskinäinen paremmuus riippuu käytetyistä arviointikriteereistä ja niiden painotuksesta (esimerkiksi tuote voi olla muita vaihtoehtoja parempi ilmastonmuutoksen kannalta, mutta huonompi rehevöitymisen ja luonnon monimuotoisuuden kannalta). Massapohjainen tarkastelu sisältää myös normalisoinnin, sillä asioiden painot on helppo suhteuttaa toisiinsa, toisin kuin esimerkiksi fosforikilot tai säteilypakotteet. Tämän johdosta MIPS-laskennan tulokset ovat helposti ymmärrettäviä esimerkiksi ympäristökasvatuksessa.

Toisaalta painotuksen ja vaikutusarvioinnin korvaaminen massamäärien summaamisella on myös menetelmän suurimpia heikkouksia sen tieteellisen uskottavuuden kannalta. Elinkaariarvioinnin inventaarioon, vaikutusarviointiin ja painotukseen liittyvät epävarmuudet ja valinnat eivät ole virheitä, jotka on ohitettava, vaan todellisia ilmiöitä, joilla on merkitystä tuloksia arvioidessa ja käytettäessä. Yhden indikaattorin menetelmää käytettäessä eri ympäristöongelmien suhteellinen (subjektiivinen) tärkeysjärjestys korvataan massojen summalla. Menettely on periaatteessa samankaltainen kuin hiilijalanjäljessä ja ekologisessa jalanjäljessä, mutta näistä poiketen vaikutusten summaamiselle ei ole luonnontieteellistä perustetta (Koskinen 2001). Ekologinen jalanjälki kuvaa yhteyttävää pinta-alaa ja hiilijalanjälki säteilypakotetta, mutta esimerkiksi palamisilman, vedenoton ja soransiirron yhdistämiselle ei ole luonnontieteellistä perustetta.

Kokonaismateriaalinkulutuksen ja ympäristövaikutusten välistä korrelaatiota on tutkittu vain vähän empiirisellä aineistolla. Ympäristölaajennetun panos-tuotos-aineiston (ENVIMAT, Seppälä ym. 2009) perusteella kokonaismateriaalinkulutus (TMR) ei korreloi kokonaisympäristövaikutusten kanssa, eikä siten sovellu tuotetason ympäristövaikutusten vertailuun. Esimerkiksi hiekan ja saven otolla on hyvin suuri materiaali-intensiteetti verrattuna kasvinviljelyyn, mutta jälkimmäisen rehevöittävät päästöt aiheuttavat suurempaa haittaa kuin edellisen maankäyttö. Toki on myönnettävä, että elinkaariarvioinnin tuloksille on mahdollista löytää sellainen painokerroinjoukko (toisin sanoen korostaa joitain ympäristövaikutuksia ja jättää toisia huomioimatta), jolla materiaalinkäyttö korreloi ympäristövaikutusten kanssa, mutta tulosta ei voi yleistää kaikkiin tilanteisiin. Tulokset ovat samansuuntaisia teoreettisella pohjalla tehtyjen vertailujen kanssa: ekologinen selkäreppu ei kuvaa ympäristövaikutuksia vaan dematerialisaatiota (Koskinen 2001).

MIPS poikkeaa elinkaariarvioinnista myös käytännön laskennan tasolla. Toisin kuin hiili- ja ekologisessa jalanjäljessä, ekologisessa selkäreppussa käytetyt järjestelmänrajaukset poikkeavat merkittävästi elinkaariarvioinnin vastaavista. Esimerkiksi

monituotteisten prosessien allokaatio-ongelmassa selkäreppu jaetaan päätuotteiden kesken massapohjaisesti, mutta sivutuotteille<sup>25</sup> ei jaeta kuormitusta lainkaan (Ritthoff ym. 2002). Tällöin sivutuotteiden hyötykäytölle ei lasketa kuormitusta. Toisaalta mikäli sivutuotteiden tuottajat ilmoittavat sivutuotteensa päätuotteina, varsinaiselle päätuotteelle jää pienempi selkäreppu.

Lisäksi elinkaariarvioinnista poiketen menetelmä jakaa tutkittavan järjestelmän selvästi ihmiskuntaan (teknosfääri) ja luontoon (ekosfääri): kaikki ihmistoiminta katsotaan keinotekoiseksi ja lasketaan MIPSiin, mutta mitään luonnonprosesseja ei lasketa. Esimerkiksi kotieläimet lasketaan osaksi teknosfääriä, joten lehmien laidunnus hakamaalla aiheuttaa materiaalinkulutusta, mutta hirvien laidunnus samalla alueella ei. Kilon hirvenlihaa ekologinen selkäreppu on yksi kilo, mutta naudanlihan selkäreppu on vähintään kymmenkertainen, sillä se sisältää kaiken naudan syömän rehun.

Johtuen rajauseroista ja dematerialisaatiota kuvaavien tulosten tulkinnasta, MIPS ja elinkaariarviointi soveltuvat huonosti yhteen. Materiaalivirtapohjaiset tarkastelut kuuluvat esimerkiksi DPSIR-kehikossa (*driver-pressure-state-impact-response*) P-luokkaan, eli ne kuvaavat ekosysteemeihin kohdistuvaa painetta. Niitä ei voi käyttää vetämään johtopäätöksiä tilasta (S) tai vaikutuksista (I) (Hinterberger ym. 2003), joiden kuvaamiseen elinkaariarviointi keskittyy.

#### 4.5

### Ainevirta-analyysi

Kun materiaalivirta-analyysissä tarkastellaan tutkittavan järjestelmän kaikkia materiaalivirtoja, keskitytään ainevirta-analyysissä (Substance Flow Analysis, SFA) yksittäisiin aineisiin tai yhdistelmiin. Ainevirta-analyysiä voidaan myös pitää materiaalivirta-analyysin yhtenä muotona. Periaatteeltaan menetelmä on yksinkertainen. Kaikki tutkittavan aineen virrat ja varastot tietyssä systeemissä tunnistetaan ja niiden suuruus määritetään. Tiedonlähteinä ovat erilaiset tilastot, tietokannat, kirjallisuus, asiantuntija-arviot ja mahdollisesti myös mittaukset. Tutkimuksen käyttötärpeen mukaisesti voidaan tarkastella yhden vuoden tilannetta tai vaihtoehtoisesti pidemmän aikajakson muutoksia. Myös virtojen tulevia muutoksia voidaan arvioida ja mallintaa. Ainevirta-analyysistä on tehty lukuisia aineille, kuten ravinteille ja metalleille (ks. tarkemmin esim. Antikainen 2007).

Tutkittava järjestelmä on usein maantieteellisesti rajattavissa oleva alue, kuten maa, kaupunki tai valuma-alue, mutta menetelmää voidaan soveltaa myös muihin järjestelmiin kuten yrityksen toimintoihin tai yksittäiseen tuotteeseen. Tällöin ollaan lähellä elinkaari-inventaariota, mutta vain yhden aineen osalta.

Ainevirta-analyysin tarkoituksena on tunnistaa ongelmallisia ainevirtoja ja niiden aiheuttajia. Myös virtojen ja varantojen muutoksia voidaan seurata. Virroissa ja varannoissa tapahtuneiden muutosten selvittäminen voi auttaa myös tulevaisuuden mahdollisten ongelmien ennakoimisessa. Ainevirta-analyysiä voidaan myös käyttää arvioimaan ympäristönsuojelutoimenpiteiden tehokkuutta tai toisaalta erilaisten tulevaisuusskenaarioiden, poliittisten päätösten tai muiden muutosten mahdollisia vaikutuksia virtoihin ja tätä kautta ympäristöön (ks. esim. van der Voet 2002).

Käytännössä ainevirta-analyysien tekoa vaikeuttavat ja tulosten luotettavuutta heikentävät lähtötietojen puutteellisuus tai suorastaan niiden olemattomuus, mitä tosin voidaan korjata erilaisten epävarmuustarkastelujen ja muiden menetelmien avulla, eikä ainevirta-analyysi tässä suhteessa poikkea muista tässä raportissa käsitellyistä menetelmistä.

<sup>25</sup> Prosessi on toiminnassa päätuotteita varten, sivutuotteet syntyvät päätuotteiden tuotannon sivuvaihtokutuksena, mutta prosessia ei pyöritetä niitä varten (Ritthoff ym. 2002)

Ainevirta-analyysin ongelmana on lisäksi, että siinä lähtökohtaisesti tarkastellaan vain yhtä ainetta, joten muiden aineiden virroissa tapahtuvat muutokset eivät välttämättä tule esiin. Esimerkiksi, jos tutkittavan aineen päästöjä pienennetään korvaamalla se jollain muulla aineella, ei tähän uuteen aineeseen liittyvät ongelmat paljastu, jollei tutkimusta vastaavasti laajenneta (Udo de Haes ym. 1997). Ainevirta-analyysissä myös pääsääntöisesti tarkastellaan tutkittavan aineen kokonaisvirtoja ja varantoja, ei aineen olomuotoa. Tämä aiheuttaa ongelmia tulosten tulkinnessa ja käytettävyydessä päätöksenteossa, sillä useimmilla aineilla tietyt olomuodot ovat hyvin haitallisia ympäristön kannalta, kun toiset taas puolestaan ovat suhteellisen vaarattomia tai jopa inerttejä.

Yleisemmin ottaen kestävyuden arvioinnin kannalta SFA on hyvin suppea menetelmä, sillä se ei lähtökohtaisesti paneudu laajemmin luonnonvarojen käyttöön tai energiavirtoihin, eikä myöskään taloudellisiin rahavirtoihin (Antikainen ym. 2005). SFA:ssa ei ainevirtoja myöskään yhdistetä sosio-kulttuuriseen kontekstiin. Eri menetelmiä ja lähestymistapoja voidaan kuitenkin yhdistää ja ainevirta-analyysiä soveltaa laajemmin. Ainevirtoja voidaan yhdistää esimerkiksi talouden panos-tuotostauluihin vastaavasti kuin materiaalivirtatarkasteluissa ja elinkaariarvioinnissa (ks. esim. Perrels 2005).

#### 4.6

### Yhteenvedo

Tuotteiden hiilijalanjälki ja ekologinen jalanjälki voidaan laskea osana alustavaa elinkaariarviointia ja niitä voidaan myöhemmin täydentää muilla vaikutusluokilla kokonaisiksi elinkaariarvioinneiksi. Menetelmissä käytetyt allokointisäännöt ja järjestelmän rajaukset ovat yhteensopivia elinkaariarvioinnin kanssa. Nämä jalanjäljet voidaan nähdä myös eräänlaisina vaikutusindikaattoreina osana elinkaariarvioinnin vaikutusarviointia.

Ekologinen selkäreppu (MIPS) ja vesijalanjälki poikkeavat elinkaariarvioinnista allokointisääntöineen ja järjestelmän rajauksineen. Nämä menetelmät ovat luonteeltaan enemmän materiaalivirtatyökaluja kuin vaikutusarviointivälineitä, joten niiden tulosten käyttö elinkaariarvioinnin yhteydessä on tämän johdosta haastavaa. Kokonaisuutena materiaalinkulutus ei vaikuta korreloivan kokonaisympäristövaikutusten kanssa kuin heikosti ja tietyissä erityistapauksissa. Toisaalta vesijalanjäljen tulosten tulkinta on ongelmallista, mikäli vertailtava vedenkäyttö kohdistuu useille eri alueille. Elinkaariarviointiin on kehitteillä menetelmiä vedenkulutuksen vaikutusten arviointiin (pohjautuen kuivuuden ihmisille ja ekosysteemeille aiheuttamiin vahinkoihin). Yritysten kannattaa selvittää näiden vaikutusindikaattorien käyttöä osana ympäristötilinpitoa vesijalanjäljen sijasta, sillä tulokset ovat helpommin yhdistettävissä muuhun elinkaariarviointiin.

Myös ainevirta-analyysin lähtökohta on eri kuin elinkaariarvioinnin, minkä vuoksi myös järjestelmän rajaukset ovat yleensä erilaiset. Menetelmä kuuluu materiaalivirtatyökaluihin, eikä se periaatteessa ota kantaa ainevirtojen aiheuttamiin ympäristövaikutuksiin. Näin ollen se onkin lähestymistavaltaan suppea. Yksittäisen aineen ollessa kiinnostuksen kohteena sillä on kuitenkin paikkansa kartoittavana, kehitysuuntausta kuvaavana ja ennakoivana menetelmänä.

Kaikilla tässä esitellyillä menetelmillä on oma paikkansa elinkaariajattelun kentässä. Kuitenkin niiden käyttötarkoitukset ja soveltuvuusalueet ovat hyvin erilaiset, ja menetelmää soveltavan, tulostavan ja myös tulosten käyttäjän tulee olla tietoinen eri menetelmien puutteista ja vahvuuksista. Taulukossa 6 on yhteenvedon omaisesti käsitelty eri menetelmien soveltuvuutta tuotesuunnittelun eri vaiheissa.

## Lähteet

- Antikainen, R. 2007. Substance Flow Analysis in Finland – Four Case Studies on N and P Flows. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Biotieteellinen tiedekunta, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Antikainen, R., Dahlbo, H., Melanen, M. & Ollikainen, M. 2005. Decision support approaches: life cycle assessment (LCA) and substance flow analysis (SFA). Julkaisussa: Jalkanen, Anneli, Nygren, Pekka (eds.). Sustainable use of renewable natural resources - from principles to practices. Helsinki, University of Helsinki, Department of Forest Ecology Publications 34:281-297. Elektroninen versio: <http://www.mm.helsinki.fi/mmeko/tutkimus/SUNARE/index.html> [Viitattu 19.2.2010]
- Ewing, B., Goldfinger, S., Wackernagel, M., Stechbart, M., Rizk, S.M., Reed, A. & Kitzes, J., 2008. The Ecological Footprint Atlas 2008. Global Footprint Network, Oakland.
- Gerbens-Leenes, P.W. & Hoekstra, A., 2008. Business water footprint accounting: a tool to assess how production of goods and services impacts on freshwater resources worldwide. Value of Water Research Report Series No. 27. UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Global Footprint Network. 2009. Ecological Footprint Standards 2009. Global Footprint Network, Oakland. <http://www.footprintstandards.org> [Viitattu 19.2.2010]
- Hinterberger, F., Giljum, S. & Hammer, M. 2003. Material flow accounting and analysis (MFA). A valuable tool for analyses of society-nature interrelationships. Internet Encyclopedia of Ecological Economics. <http://www.ecoeco.org/pdf/material.pdf> [Viitattu 19.2.2010]
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. & Mekonnen, M.M., 2009. Water footprint manual. State of the art 2009. Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands.
- Huijbregts, M.A.J., Hellweg, S., Frischknecht, R., Hungerbühler, K. & Hendriks, A.J. 2008. Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products. Ecological Economics 64:798-807.
- Kenny, T. & Gray, N.F. 2008. Comparative performance of six carbon footprint models for use in Ireland. Environmental Impact Assessment Review 29:1-6.
- Koehler, A. 2008. Water us in LCA: managing the planet's freshwater resources. The International Journal of Life Cycle Assessment 13: 451-455.
- Koskinen, H. 2001. MIPS ja ekologinen selkäreppu tuotteiden potentiaalisten ympäristövaikutusten vertailun menetelminä – ongelmakohtien tarkastelu. Pro-gradu. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos.
- Lenzen, M. & Murray, S.A. 2001. A modified ecological footprint method and its application to Australia. Ecological Economics 37:229-255.
- Matthews, H.S., Hendrickson, C.T. & Weber, C.L. 2008. The importance of carbon footprint estimation boundaries. Environmental Science & Technology 42: 5839-5842.
- Morrison, J., Schulte, P. & Schenck, R. 2009. Corporate water accounting. An analysis of measuring water use and its impacts. Pacific Institute, Oakland. <http://waterwiki.net/images/0/07/CorporateWaterAccountingPublicDraft.pdf> [Viitattu 19.2.2010]
- Perrels, A. 2005. Economic sustainability. Julkaisussa: Jalkanen, Anneli, Nygren, Pekka (eds.). Sustainable use of renewable natural resources - from principles to practices. Helsinki, University of Helsinki, Department of Forest Ecology Publications 34:37-58. Elektroninen versio: <http://www.mm.helsinki.fi/mmeko/tutkimus/SUNARE/index.html> [Viitattu 19.2.2010]
- Pfister, S., Koehler, A. & Hellweg, S. 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. Environmental Science & Technology 43: 4098-4104.
- Ritthoff, M., Rohn, H., Liedtke, C. & Merten, T. 2002. Calculating MIPS. Resource productivity of products and services. Wuppertal Spezial 27e. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy. [http://www.wupperinst.org/uploads/tx\\_wibeitrag/ws27e.pdf](http://www.wupperinst.org/uploads/tx_wibeitrag/ws27e.pdf) [Viitattu 19.2.2010]
- SAB & WWF. 2009. Water footprinting. Identifying and addressing water risks in the value chain. [http://assets.panda.org/downloads/sabmiller\\_water\\_footprinting\\_report\\_final\\_.pdf](http://assets.panda.org/downloads/sabmiller_water_footprinting_report_final_.pdf) [Viitattu 19.2.2010]
- Schaefer, F., Luksch, U., Steinback, N., Cabeca, J. & Hananer, J. 2006. Ecological footprint and biocapacity. The world's ability to regenerate resources and absorb waste in a limited time period. Eurostat, Luxembourg.
- Schmidt-Bleek, F. 1994. Wie viel Umwelt braucht der Mensch? MIPS- das Mass für ökologisches Wirtschaften. Birkhauser, Berlin.
- Schmidt-Bleek, F., Bringezu, S., Hinterberger, F., Liedtke, C., Spangenberg, J., Stiller, H. & Welfens, M. 1998. MAIA. Einführung in die Materialintensitätsanalyse nach dem MIPS-Konzept. Birkhauser, Berlin.
- Seppälä J., Mäenpää, I., Koskela, S., Mattila, T., Nissinen, A., Katajajuuri, J-M., Härmä, T., Korhonen, M.-R., Saarinen, M., Virtanen, Y. 2009. Suomen kansantalouden materiaalivirtojen ympäristövaikutusten arviointi ENVIMAT-mallilla. Suomen ympäristö 20/2009. Suomen ympäristökeskus. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=334235&lan=fi> [Viitattu 19.2.2010]
- SLL. 2010. Ekologinen selkäreppu ja MIPS. Suomen luonnonsuojeluliitto. <http://www.sll.fi/luontojaymparisto/kestava/mips/mips-lukuja> [Viitattu 8.2.1010]
- Udo de Haes, H.A., van der Voet, E. & Kleijn, R. 1997. Substance flow analysis (SFA), an analytical tool for integrated chain management. Julkaisussa: Bringezu, S., Fischer-Kowalsku, M., Kleijn, R. & Palm, V. (eds.). Regional and national material flow accounting. From paradigm to practice of sustainability. Proceedings of the ConAccount workshop 21-23 January, 1997, Leiden, the Netherlands. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy. P. 32-42.
- Voet, van der, E. 2002. Substance flow analysis methodology. In: Ayres, R.U. & Ayres, L.W. A handbook of industrial ecology. Cornwall, MPG Books Ltd. p. 91-101.
- Wackernagel, M. & Rees, W. 1996. Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth. New Society Publishers, Philadelphia.
- Wiedmann, T., Minx, J., Barrett, J. & Wackernagel, M. 2006. Allocating ecological footprints to final consumption categories with input-output analysis. Ecological Economics 56:28-48.

## 5 Yhteenveto ja johtopäätelmät

Erilaisten elinkaari-metodiikkujen käyttö ympäristötiedon hallinnassa on lisääntynyt ja menetelmien määrä kasvanut. Samalla niiden kehitystyö on ollut hyvin aktiivista. Varsinainen elinkaariarviointi on menetelmistä kattavin, mutta usein myös työläin toteuttaa. Laajapohjaisen, useita vaikutusluokkia sisältävän elinkaari-tiedon tuottaminen on haasteellista tiedon saatavuuden ja luotettavuuden kannalta. Koska varsinainen elinkaariarviointi on niin työläs, sen rinnalla tai sitä edeltäen voidaan hyödyntää muita yksinkertaisempia tai vähemmän työläitä menetelmiä seulomaan merkittävimpiä ympäristövaikutuksia ja elinkaarivaiheita. Elinkaariarviointiin liittyy myös monia haasteita mm. epävarmuuksien käsittelyn ja järjestelmänrajausten osalta.

Taulukossa 6 on esitetty pääpiirteittäin tässä raportissa käsiteltyjen eri elinkaari-metodiikkujen soveltuvuus eri käyttötarkoituksiin. Varsinainen elinkaariarviointi on siis kaikkein laajimmin sovellettavissa sekä tuotekehitykseen, tuotannon ja prosessien kehittämiseen, raaka-aineiden tai tuotteiden hankinnan tueksi, tuotteiden ja palvelujen vertailuun, raportointiin ja markkinointiin sekä ympäristöjohtamisen apuna. Yksinkertaistettu eli streamlined elinkaariarviointi on luonnollisesti käyttömahdollisuuksiltaan laajaa versiota suppeampi. Se kuitenkin soveltuu useimpiin samankaltaisiin käyttötarkoituksiin kuin varsinainen elinkaariarviointi, mutta kattava ympäristöjohtamisen apuväline se ei ole. Muista tarkastelluista elinkaari-metodiikoista ainevirta-analyysi on yrityksen näkökulmasta ehkä käyttömahdollisuuksiltaan vähäisin, sillä sen lähtökohtana on tutkia vain yhden aineen tai yhdisteen kokonaisvirtoja ottamatta kantaa ympäristövaikutuksiin. Myös muut käsitellyt menetelmät, materiaalivirta-analyysi, hiilijalanjälki, vesijalanjälki sekä energiatarkestelut lähestyvät ympäristövaikutuksia vain yhden ympäristöominaisuuden kautta. Yksiselitteisesti ei voida sanoa, mikä on paras menetelmä, vaan se riippuu aina tarkastelun tavoitteista ja käytettävissä olevista resursseista. Usein vain laajan tietämyksen ja monimutkaisen kokonaisuuden hahmottamisen kautta osataan tehdä yksinkertaistuksia. Eri menetelmien vahvuudet ja heikkoudet tunteva asiantuntija osaa tarvittaessa suositella sopivaa menetelmää.

Ympäristövaikutusten rinnalla kestävyden muut osa-alueet eli taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset ovat usein kiinnostavia ja tärkeitä päätöksenteossa, ja näiden arviointi sisältyy yhä useammin siihen toimintaympäristöön, joissa eri elinkaari-metodiikkojakin käytetään. Elinkaari-kestävyysanalyysin (LCSA) kehittäminen onkin suuren EU-hankkeen (CALCAS) tavoitteena. Myös ympäristölaajennettuun panostuotot-malliin liittyvä kehitystyö kertoo osaltaan siitä, että pelkkien ympäristövaikutusten tarkastelu ei aina ole riittävää. Toisaalta päätöksenteon tueksi kaivataan yksinkertaisia, selkeitä ja nopeita tapoja löytää olennaiset ja merkittävimmät vaikutukset luotettavasti. Tämän vuoksi yhteen vaikutusluokkaan keskittyvät metodiikat, kuten hiilijalanjälki ja vesijalanjälki, ovat suosittuja. Myös tärkeimpien avainindikaattorien kehittäminen sekä ympäristövaikutuksissa tapahtuvien muutosten seuraamiseen että ympäristöasioiden raportointiin sidosryhmille auttavat yksinkertaistamista ja monimutkaisten kokonaisuuksien hahmottamista.

Tuote- ja tuotannosuunnittelun alkuvaihe, jolloin päätöksiä tuotteen tarkoista ominaisuuksista ei ole vielä tehty ja jolloin suurin osa tuotteen ympäristökuormitukseen vaikuttavista ominaisuuksista määräytyy, on suunnittelijoille erittäin haastava. Tuotteen suunnittelussa on useimmiten hyödyllistä rajata arvioitava järjestelmä mahdollisimman pieneksi ja valita arvioinnin kohteeseen vain ne muuttujat, joihin voidaan vaikuttaa. Yksinkertaisemmalle, lähtökohdiltaan kuitenkin tieteellisesti perustellulle ja riittävän laaja-alaiselle lähestymistavalle on olemassa selkeä tarve, johon termodynaamiset menetelmät, etenkin exergia- ja entropiatarkastelut pystyvät vastaamaan.

Kiinteiden mineraalisten sivutuotemateriaalien kokonaismineralogia voidaan määrittää melko nopeasti joko XRD -analyysillä tai valomikroskopoimalla, joilla saadaan yhdisteistä riittävästi tietoa, jota voidaan hyödyntää termodynaamisilla laskentamalleilla kokonaihaittavaikutusten estimoimiseen esitarkasteluun riittävällä tarkkuudella.

Teollisten tuotteiden ja prosessien ympäristövaikutusten arviointia termodynaamisilla menetelmillä puoltaa se, että teolliset prosessit perustuvat energiaan ja sen muuntamiseen tuotteiksi ja palveluiksi. Lisäksi termodynaamiset menetelmät ovat tieteellisesti lujalla pohjalla ja ne ovat laskennallisesti suhteellisen yksinkertaisia. Termodynaamiset menetelmät eivät siis kykene antamaan vastausta moniin ympäristön ja kestäväen kehityksen kannalta oleellisiin kysymyksiin kuten sosioekonomisiin, maankäytön ja biologisiin vaikutuksiin jne. Toisaalta elinkaariarvioinnin rajaaminen teknosfääriin ja niihin prosesseihin, joihin voi itse vaikuttaa, on teolliselle toimijalle operatiivisesti järkevä vaihtoehto tuotesuunnittelun alkuvaiheessa.

Yritysten toimintaa ohjaavat pitkälti taloudelliset reunaehdot ja lainsäädännön asettamat vaatimukset. Samanaikaisesti tutkimus lisää kuluttajien ja muiden sidosryhmien tietämystä ympäristö- ja muista yhteiskuntavastuuasioista. Tätä kautta nämä asiat siirtyvät vähitellen päätöksentekoprosesseihin ja ilmenevät edelleen markkinoiden ja talouden sekä lainsäädännön kehittämisessä asettaen yritysten toiminnalle uusia reunaehtoja. Ympäristöasioiden kehittyminen ja edistyminen kuluttajien, yritysten, lainsäätäjien ja muiden päätöksentekijöiden keskuudessa on siis vuorovaikutteinen prosessi, jossa ei ole yhtä selkeää vaikuttajaa tai tekijää.

Tässä raportissa on pyritty esittämään kattava näkemys eri elinkaari-metodiikkojen nykytilasta ja kehitysnäkymistä. Varsinaisen elinkaariarvioinnin menetelmäkehitystä käsitellään FINLCA-hankkeen muissa osakokonaisuuksissa, joissa käsitellään maankäyttöä ja sen muutosten, ekotoksisuuden, nanomateriaalien ympäristövaikutusten ja luonnonvarojen käytön kestävyuden arviointia. Lisäksi tarkastellaan sitä, miten puuttuva ja epävarma tieto voitaisiin nykyistä paremmin ottaa huomioon tutkimuksissa ja selvityksissä sekä erityisesti päätöksentekoprosesseissa. Oletettavaa on, että niin monimutkaista ja laajaa aihepiiriä kuin ympäristöongelmia käsittelevä elinkaari-metodiikkojen kenttä ei koskaan ole lopullisesti valmis, vaan kehitystyötä tarvitaan jatkossakin.

Taulukko 6. Miten ja missä vaiheessa tuotantoprosessia ja tuotesuunnittelua eri menetelmiä voidaan käyttää?

Soveltamiskohteet / tavoitteet		Yksinkertaistettu LCA s streamlined LCA	”Laaja” LCA	MFA (MIPS)	SFA	IO-LCA	Hiihtijalanjälki	vesijalanjälki	Ekologinen jalanjälki	Exergia, emerggia ym. termodynaamiset menetelmät
Tuotekehitys	Materiaalien ja tuotteiden suunnittelu ja käyttöönotto	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	Tuotteen heikkojen kohtien analysointi		•	•		•	•	•	•	•
	Ympäristömyötäinen tuotesuunnittelu	•	•			•				
Tuotannon ja prosessien kehittäminen	Resurssien käytön tehostaminen	•	•	•	•	•		•	•	•
	Yksikköpäästöjen vähentäminen	•	•		•		•	•	•	•
	Uusien teknologioiden ja innovaatioiden arviointi	•	•	•		•	•	•	•	•
Raaka-aineiden tai tuotteiden hankinta	Ympäristömyötäinen hankinta (Green Public tai Private Procurement, GPP)	•	•	•		•	•	•	•	
	Raaka-aineiden vertailu	•	•	•		•	•	•	•	•
	Hankintaketjun (Chain of Custody, CoC) hallinta		•	•		•	•	•	•	
Kulutustuotteiden ja palvelujen vertailu	Kulutuksen päästöjen arviointi		•			•	•	•	•	
	Henkilökohtaiset päästöinventaarit		•			•	•	•	•	
Raportointi ja markkinointi	Ympäristömerkkien kehittäminen (standardin ISO 14024 mukainen)	•	•			•				
	Ei-standardin mukaisten ympäristömerkkien kehittäminen	•	•	•		•	•	•	•	
	Ympäristötuoteselosteen kehittäminen (standardin ISO 14025)		•			•				
	Ympäristökuormitustiedon tuottaminen taustatiedoksi eri sovelluksiin		•	•	•		•	•	•	•
	Ympäristöraportointi	•	•	•	•	•	•	•	•	
	Yhteiskuntavastuuraportointi	•	•			•	•	•	•	
Ympäristöjohtaminen	Tulevaisuuden teknologioiden potentiaalinnustaminen ja analysointi	•	•				•	•	•	•
	Niiden tuotteiden tunnistaminen, joilla on suurin potentiaali ympäristöparannuksiin		•	•		•	•	•	•	•
	Niiden tuotteiden tunnistaminen, joilla on suurin ympäristövaikutus		•			•	•	•	•	
	Yrityksen ympäristöprofiilin arviointi		•	•		•	•	•	•	
	Tuotteiden tärkeimpiä ympäristöominaisuuksia mittaavien indikaattorien määrittäminen		•	•		•	•	•	•	

## LIITE I. Euroopan komission listaus elinkaariarviointin tietokannoista

(päivitetty 06.2009)

Tietokanta	Tietokannan tarjoaja	Kieli
CPM LCA Database	Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems - CPM	ENG
DEAM™	Ecobilan - PricewaterhouseCoopers	ENG
DEAM™ Impact	Ecobilan - PricewaterhouseCoopers	ENG
DIM 1.0	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	ITA, ENG
ECODESIGN *-Pro database V1.0	EcoMundo	ENG
ecoinvent Data v1.3	ecoinvent Centre	JPN, ENG
EIME V8.0	CODDE	ESP, FRA, ENG
EIME V9.0	CODDE	ESP, FRA, ENG
esu-services database v1	ESU-services Ltd.	GER, ENG
Eurofer data sets	EUROFER	ENG
GaBi databases 2006	PE International GmbH	JPN, GER, ENG
GEMIS 4.4	Oeko-Institut (Institute for applied Ecology), Darmstadt Office	ESP, CZE, GER, ENG
IO-database for Denmark 1999	2.-0 LCA consultants	ENG
IVAM LCA Data 4.04	IVAM University of Amsterdam bv	ENG
LC Data	Forschungszentrum Karlsruhe	GER, ENG
LCA Database for the Forest Wood Sector	Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH)	
LCA_sostenipra_v.1.0	Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)	ESP, CAT, ENG
MFA_sostenipra_v.1.0	Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)	ESP, CAT, ENG
Option data pack	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST)	JPN
PlasticsEurope Eco-profiles	PlasticsEurope	ENG
ProBas	Umweltbundesamt	GER
Sabento library 1.1	ifu Hamburg GmbH	GER, ENG
SALCA 061	Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART	GER, ENG
SALCA 071	Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART	GER, ENG
SimaPro database	PRé Consultants B.V.	ENG
sirAdos 1.2.	LEGEP Software GmbH	GER
The Boustead Model 5.0.12	Boustead Consulting Limited	ENG
Umberto library 5.5	ifu Hamburg GmbH	GER, ENG
US Life Cycle Inventory Database	Athena Sustainable Materials Institute	ENG
Waste Technologies Data Centre	UK Environment Agency	ENG

ENG = englanti, ITA = italia, JPN = japani, ESP = espanja, FRA = ranska, GER = saksa, CZE = tšekki, CAT = katalaani

## LIITE 2. Euroopan komission listaus elinkaariarvioinnin ohjelmistoista

(päivitetty 06.2009)

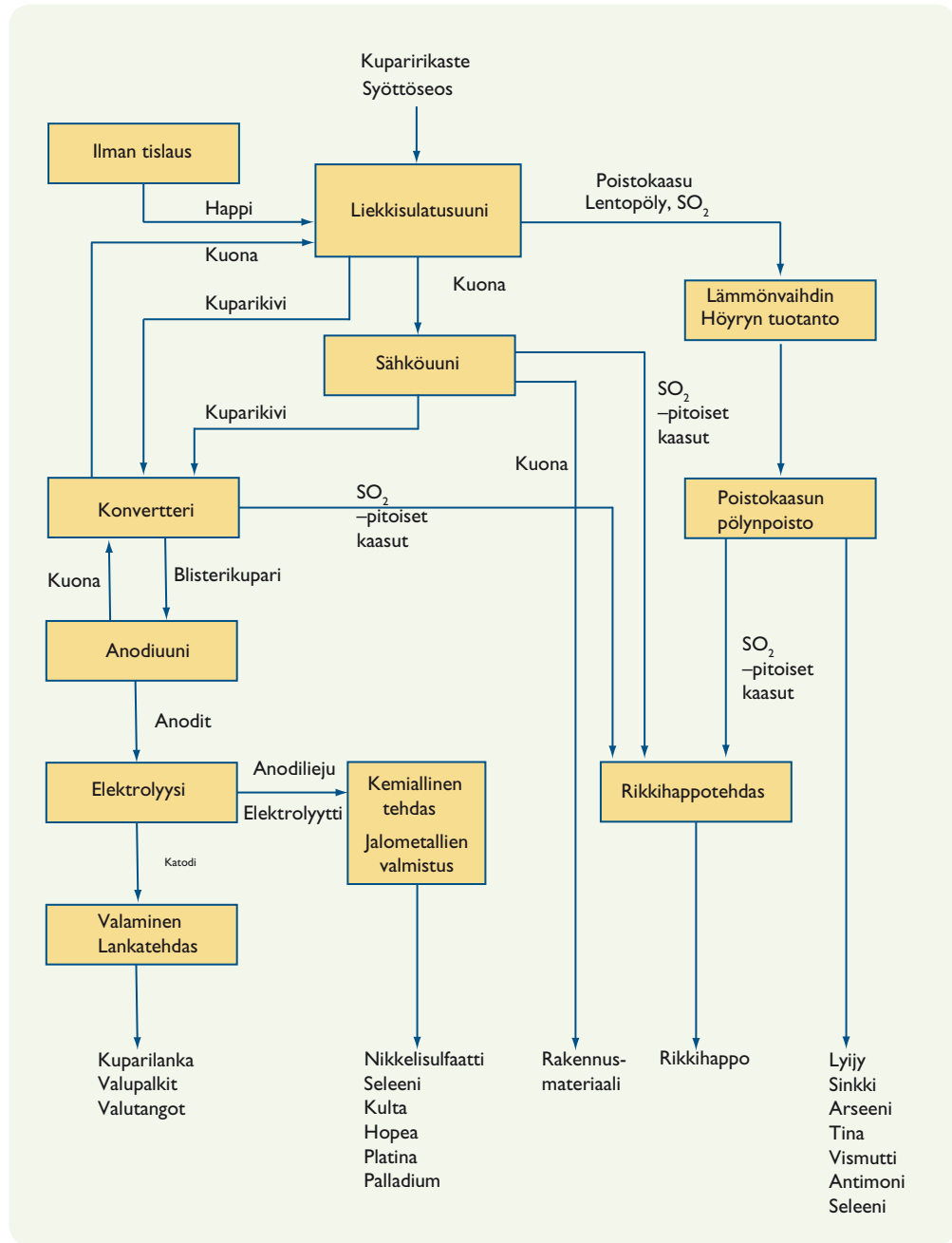
Ohjelmisto + Versio	Ohjelmiston tarjoaja	Työkalut	Kielet
AirConLCA	Centre for Water and Waste Technology		ENG
AIST-LCA Ver.4	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST)	LCM, LCA, LCI, LCIA	JPN
BEES 3.0d	National Institute of Standards and Technology (NIST)	LCA, LCI, LCIA, LCC	ENG
DPL 1.0	IVAM University of Amsterdam bv		GER
e!Sankey 1.0	ifu Hamburg GmbH	LCM, LCA, LCI, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
Eco-Bat 2.1	Haute Ecole d'Ingénierie et de Gestion du Canton de Vaud	LCIA, DfE	FRA, ITA, ENG
Eco-Quantum	IVAM University of Amsterdam bv		NLA
ECODESIGN •-Pro v1.0	EcoMundo	LCA, LCI, LCIA	ENG
ecoinvent waste disposal inventory tools v1.0	Doka Life Cycle Assessments (Doka Okobilanzen)	LCI	ENG
EcoScan 3.1	TNO Built Environment & Geosciences	LCIA, DfE	ESP, GER, NLA, ENG
EIME V2.4	CODDE	LCA, LCI, LCIA, DfE	ENG
EIME V3.0	CODDE	LCA, LCI, LCIA, DfE	ENG
Environmental Impact Estimator V3.0.2	Athena Sustainable Materials Institute	LCA, LCIA, DfE	ENG
EPD Tools Suit 2007	ITKE Environmental Technology Inc.	LCI	CHI
eVerDEE v.1.0	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	LCM, LCA, DfE	ESP, ITA, GER, ENG
eVerDEE v.2.0	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	LCM, LCA, DfE	ITA, ENG
GaBi 4.2	PE International GmbH	LCM, LCA, LCI, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	JPN, ESP, POR, DAN, THA, CHI, GER, ENG
GaBi Df•	PE International GmbH	LCM, LCA, LCI, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	JPN, ESP, POR, CHI, GER, ENG
GaBi lite	PE International GmbH	LCM, LCA, LCI, LCIA, DfE, SFA/MFA	GER, ENG
GEMIS version 4.4	Oeko-Institut (Institute for applied Ecology), Darmstadt Office		ESP, CZE, GER, ENG
Green-E, version 1.0	Ecointesys – Life Cycle Systems	LCM, LCA, LCWE, LCS, LCC, DfE	ENG
JEMAI-LCA Pro ver.2	Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI)	LCA, LCI, LCIA	JPN, ENG
KCL-ECO 4.0	Oy Keskuslaboratorio-Centrallaboratorium Ab, KCL	LCM, LCA, LCI, LCIA, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
LCA - Evaluator 2.0	GreenDeltaTC GmbH	LCM, LCA, LCIA	ENG
LEGEPE 1.2	LEGEPE Software GmbH	LCM, LCA, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE	ITA, GER
LTE OGIP; Version 5.0; Build-Number 2092; 2005/12/12	t.h.e. Software GmbH	LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE	GER
Modular MSWI Model 1.0	GreenDeltaTC GmbH	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
Prototype Demolition Waste Decision Tool I	IVAM University of Amsterdam bv	LCA, LCI, LCIA, DfE	NLA
REGIS 2.3	sinum AG	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCS, LCC, SFA/MFA	JPN, ESP, GER, ENG

Ohjelmisto + Versio	Ohjelmiston tarjoaja	Työkalut	Kielet
AirConLCA	Centre for Water and Waste Technology		ENG
AIST-LCA Ver.4	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST)	LCM, LCA, LCI, LCIA	JPN
BEES 3.0d	National Institute of Standards and Technology (NIST)	LCA, LCI, LCIA, LCC	ENG
DPL 1.0	IVAM University of Amsterdam bv		GER
e!Sankey 1.0	ifu Hamburg GmbH	LCM, LCA, LCI, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
Eco-Bat 2.1	Haute Ecole d'Ingénierie et de Gestion du Canton de Vaud	LCIA, DfE	FRA, ITA, ENG
Eco-Quantum	IVAM University of Amsterdam bv		NLA
ECODESIGN •-Pro v1.0	EcoMundo	LCA, LCI, LCIA	ENG
ecoinvent waste disposal inventory tools v1.0	Doka Life Cycle Assessments (Doka Okobilanzen)	LCI	ENG
EcoScan 3.1	TNO Built Environment & Geosciences	LCIA, DfE	ESP, GER, NLA, ENG
EIME V2.4	CODDE	LCA, LCI, LCIA, DfE	ENG
EIME V3.0	CODDE	LCA, LCI, LCIA, DfE	ENG
Environmental Impact Estimator V3.0.2	Athena Sustainable Materials Institute	LCA, LCIA, DfE	ENG
EPD Tools Suit 2007	ITKE Environmental Technology Inc.	LCI	CHI
eVerdEE v.1.0	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	LCM, LCA, DfE	ESP, ITA, GER, ENG
eVerdEE v.2.0	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	LCM, LCA, DfE	ITA, ENG
GaBi 4.2	PE International GmbH	LCM, LCA, LCI, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	JPN, ESP, POR, DAN, THA, CHI, GER, ENG
GaBi Df•	PE International GmbH	LCM, LCA, LCI, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	JPN, ESP, POR, CHI, GER, ENG
GaBi lite	PE International GmbH	LCM, LCA, LCI, LCIA, DfE, SFA/MFA	GER, ENG
GEMIS version 4.4	Oeko-Institut (Institute for applied Ecology), Darmstadt Office		ESP, CZE, GER, ENG
Green-E, version 1.0	Ecointesys – Life Cycle Systems	LCM, LCA, LCWE, LCS, LCC, DfE	ENG
JEMAI-LCA Pro ver.2	Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI)	LCA, LCI, LCIA	JPN, ENG
KCL-ECO 4.0	Oy Keskuslaboratorio-Centrallaboratorium Ab, KCL	LCM, LCA, LCI, LCIA, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
LCA - Evaluator 2.0	GreenDeltaTC GmbH	LCM, LCA, LCIA	ENG
LEGEP 1.2	LEGEP Software GmbH	LCM, LCA, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE	ITA, GER
LTE OGIP; Version 5.0; Build-Number 2092; 2005/12/12	t.h.e. Software GmbH	LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE	GER
Modular MSWI Model 1.0	GreenDeltaTC GmbH	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
Prototype Demolition Waste Decision Tool I	IVAM University of Amsterdam bv	LCA, LCI, LCIA, DfE	NLA

Ohjelmisto + Versio	Ohjelmiston tarjoaja	Työkalut	Kielet
REGIS 2.3	sinum AG	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCS, LCC, SFA/MFA	JPN, ESP, GER, ENG
Sabento 1.1	ifu Hamburg GmbH	LCM, LCI, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	GER, ENG
SALCA-animal 1.0	Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART	LCI	GER
SALCA-biodiversity 061	-II-	LCI, LCIA	-II-
SALCA-biodiversity 1.0	-II-	LCI, LCIA	-II-
SALCA-crop 061	-II-	LCA, LCI, LCIA	-II-
SALCA-crop 2.02	-II-	LCA, LCI, LCIA	-II-
SALCA-erosion 061	-II-	LCI	-II-
SALCA-erosion 2.0	-II-	LCI	-II-
SALCA-farm 1.31	-II-	LCA, LCI, LCIA	-II-
SALCA-farm 2.1	-II-	LCA, LCI, LCIA	-II-
SALCA-heavy metals 061	-II-	LCI	-II-
SALCA-heavy metals 1.0	-II-	LCI	-II-
SALCA-nitrate 061	-II-	LCI	-II-
SALCA-nitrate 4.0	-II-	LCI	-II-
SALCA-soil quality 061	-II-	LCI, LCIA	-II-
SALCA-soil quality 1.1	-II-	LCI, LCIA	-II-
SankeyEditor 3.0	STENUM GmbH		ENG
SimaPro 7	PRé Consultants B.V.	LCM, LCA, LCI, LCWE, LCIA, LCS, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	JPN, ESP, DAN, GRE, FRA, ITA, GER, NLA, ENG
STAN 1.1.3 - Software for Substance Flow Analysis	Vienna University of Technology	SFA/MFA	GER, ENG
TEAM™ 4.5	Ecobilan - PricewaterhouseCoopers	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE, SFA/MFA	ENG
TEAM™ Web Simulator	Ecobilan - PricewaterhouseCoopers	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE	
TESPI	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	DfE	ITA, ENG
The Boustead Model 5.0.12	Boustead Consulting Limited	LCA, LCI, LCIA	ENG
trainEE	GreenDeltaTC GmbH	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCC, DfE, LCE, SFA/MFA	ENG
Umberto 5.5	ifu Hamburg GmbH	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCS, LCC, LCE, SFA/MFA	ENG
USES-LCA	Radboud University Nijmegen	LCIA	ENG
Verdee	ENEA - Italian National Agency for New Technology, Energy and the Environment	LCM, DfE,	ITA
WAMPS, betaversion	IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd		
WISARD 4.0	Ecobilan - PricewaterhouseCoopers	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCC	FRA, ENG
WRATE	UK Environment Agency	LCM, LCA, LCI, LCIA, LCS	ENG

LCM = Life cycle management; LCA = Life cycle assessment, LCI = Life cycle inventory, LCWE = Life cycle work environment, LCIA = Life cycle impact assessment, LCS = Life cycle sustainability assessment, LCC = Life cycle costing, DfE = Design for environment, LCE = Life cycle engineering, SFA/MFA = Substance/material flow analysis;  
ENG = englantia, ITA = italia, JPN = japani, ESP = espanja, FRA = ranska, GER = saksa, CZE = tšekki, NLA = hollanti, CHI = kiina, POR = portugali, DAN = tanska, THA = thai, GRE = kreikka

### LIITE 3. Katodikuparin tuotanto liekkisulatusmenetelmällä



(Piirretty Göslingin 2001, s. 61 perusteella)

## KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	Julkaisu-aika Huhtikuu 2010		
Tekijä(t)	Riina Antikainen (toim.)			
Julkaisun nimi	<b>Elinkaarimetodiikkojen nykytila, hyvät käytännöt ja kehitystarpeet</b>			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2010			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana vain internetistä: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut</a>			
Tiivistelmä	<p>Tuotanto ja kulutus vaikuttavat elinympäristöömme monin eri tavoin. Tuotteiden ja palveluiden elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia arvioidaan erilaisin menetelmin, kuten ISO 14 000-sarjan standardien mukaisella elinkaariarvioinnilla (LCA = Life Cycle Assessment) tai muilla mm. materiaali- ja energiavirtoja arvioivilla menetelmillä, kuten MIPS (material intensity per service), ekologinen jalanjälki, hiilijalanjälki ja exergia, joka on yksi termodynaaminen menetelmä. Eri menetelmät tuottavat usein ristiriitaisia tuloksia, ja niiden käyttömahdollisuudet, heikkoudet ja vahvuudet tiedostetaan huonosti. Myös eri yritysten tuntemus elinkaari metodien mahdollisuuksista päätöksenteon tukena vaihtelee niin Suomessa kuin maailmanlaajuisesti. Tässä raportissa tarkasteltiin erilaisten elinkaari metodien ominaisuuksia ja käyttömahdollisuuksia. Lisäksi paneuduttiin eri vaikutusarvointimenetelmiin sekä inventaariotiedon allokonti- ja hyvitysmenettelyihin ja tarkasteltiin ns. avainindikaattoritulosten käyttöä. Tavoitteena oli myös selvittää sitä, miten panos-tuotosanalyysi (Input-Output/IO-analyysi) sekä eräät muut menetelmät, kuten termodynaamiset tarkastelut ja aine- ja energiataseet voivat täydentää erilaisten elinkaari metodien toteutusta tuottamalla esimerkiksi puuttuvia lähtötietoja. Lisäksi käsiteltiin elinkaari metodien perusongelmia, yhtenä tärkeimmistä tiedon saatavuutta. Selvitys perustui kirjallisuuskatsauksiin ja elinkaari metodien kansainvälisiin ohjeisiin, oppaisiin ja suosituksiin sekä tutkimustahojen omien kokemusten analysointiin. Teoreettista lähestymistapaa on havainnollistettu oluen tuotantoon liittyvän esimerkin avulla. Selvitys on Elinkaarimetodiikkojen foorumi yritysten päätöksenteon tueksi (FINLCA) -tutkimushankkeen ensimmäisen työpaketin raportti.</p> <p>Varsinainen LCA on menetelmistä laajimmin sovellettavissa tuote- ja tuotannon kehittämiseen, tuotteiden vertailuun ja markkinointiin, ympäristövaikutusten raportointiin sekä ympäristöjohtamiseen. Toisaalta perusteellisen elinkaariarvion tekeminen tuotesuunnittelun alkuvaiheessa voi olla vaikeaa ja jopa harhaanjohtavaa tiedon puuttuessa. Yksinkertaistettu LCA on edellistä suppeampi, mutta soveltuu useimmiten samankaltaisiin käyttötarkoituksiin. Muista tarkastelluista metodiikoista ainevirta-analyysi on yrityksen näkökulmasta ehkä käyttömahdollisuuksiltaan vähäisin, sillä sen lähtökohtana on tutkia vain yhden aineen tai yhdisteen kokonaisvirtoja ottamatta kantaa ympäristövaikutuksiin. Myös materiaali virta-analyysi, hiilijalanjälki, vesijalanjälki sekä energiatarkastelut lähestyvät ympäristövaikutuksia vain yhden ympäristöominaisuuden kautta. Jalanjälkilaskelmat todettiin hyvin yhteensopiviksi elinkaariarvioinnin kanssa. Eroja löytyi lähinnä rajaussäännöistä, jotka ovat myös jatkuvan kehitys- ja standardointityön alla.</p> <p>Tuote- ja tuotannosuunnittelun alkuvaiheessa on usein hyödyllistä rajata arvioitava järjestelmä suppeaksi. Tällöin yksinkertaisemmalle, lähtökohdiltaan kuitenkin tieteellisesti perustellulle ja riittävän laaja-alaiselle lähestymistavalle on olemassa selkeä tarve, johon esimerkiksi termodynaamiset menetelmät, etenkin exergia- ja entropiatarkastelut pystyvät vastaamaan. Yksiselitteisesti ei voida sanoa, mikä on käyttökelpoisin menetelmä, vaan se riippuu aina tarkastelun tavoitteista ja käytettävissä olevista resursseista. Usein vain laajan tietämyksen ja monimutkaisen kokonaisuuden hahmottamisen kautta osataan tehdä oikean suuntaisia yksinkertaistuksia. Elinkaaristen ympäristövaikutusten arviointimenetelmissä kaikkia ongelmia ei ole vielä ratkaistu, joten kehitystyötä jatketaan myös tulevaisuudessa.</p>			
Asiasanat	elinkaariarviointi, ympäristövaikutukset, vaikutukset, arviointi, yritykset, tuotekehitys, menetelmät, energiatase, hiilijalanjälki, ekologinen jalanjälki, energia-analyysi			
Rahoittaja/ toimeksiantaja				
	ISBN (nid.)	ISBN 978-952-11-3734-1 (PDF)	ISSN (pain.)	ISSN 1796-1726 (verkkoy.)
	Sivuja 83	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Julkaisu on saatavana vain internetistä: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut</a>			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE) PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 610 123 Sähköposti: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a> , <a href="http://www.ymparisto.fi/syke">www.ymparisto.fi/syke</a>			
Painopaikka ja -aika	2010			

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			Datum April 2010
Författare	Riina Antikainen (red.)			
Publikationens titel	<b>Elinkaarimetodiikkojen nykytila, hyvät käytännöt ja kehitystarpeet</b> (Livscykelmetoder: nuläge, god praxis och utvecklingsbehov)			
Publikationsserie och nummer	Finlands miljöcentrals rapporter 7/2010			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/publikationer">www.ymparisto.fi/syke/publikationer</a>			
Sammandrag	<p>Produktionen och konsumtionen påverkar vår livsmiljö på många olika sätt. De miljöeffekter som produkter och tjänster orsakar under sin livscykel bedöms med olika metoder, såsom livscykelanalys (LCA = Life Cycle Assessment) enligt standarderna i ISO 14 000-serien eller andra metoder som bl.a. analyserar material- och energiflöden, exempelvis MIPS (material intensity per service), ekologiskt fotavtryck, koldioxidavtryck och exergi, vilken är en termodynamisk metod. Olika metoder ger ofta motstridiga resultat, och deras användningspotential, svagheter och styrkor är dåligt kända. Dessutom varierar kännedomen om hur livscykelmetoder kan användas som stöd för beslutsfattande inom olika företag både i Finland och globalt. I den här rapporten skärskådades egenskaperna och användningsmöjligheterna hos olika livscykelmetoder. Vidare undersöktes olika metoder för bedömning av miljöeffekter, allokerings- och kompensationsförfaranden för inventariedata samt användningen av s.k. nyckelindikatorresultat. Rapporten hade också som mål att klargöra hur en input-outputanalys (IO-analys) och vissa andra metoder, såsom termodynamiska analyser och analyser av material- och energibalans, kan komplettera de olika livscykelmetoderna genom att förse dem med till exempel sådana källdata som saknas. Grundläggande problem inom livscykelmetodik behandlades också, bland de viktigaste tillgången till information. Utredningen grundade sig på litteraturoversikter och på internationella anvisningar, handböcker och rekommendationer för livscykelmetodik samt på analys av forskningsinstansernas egna erfarenheter. Det teoretiska greppet har illustrerats med ett exempel från ölbrygging. Utredningen är en rapport från det första arbetspaketet inom forskningsprojektet FINCLA (Forum för livscykelmetoder som stöd för beslutsfattandet inom företagen).</p> <p>Den egentliga LCA, eller livscykelanalysen, är den metod som i den största omfattningen kan tillämpas på utvecklingen av produkter och produktion, på produktjämförelser och marknadsföring, på rapportering om miljöeffekter och på miljöstyrning. Å andra sidan kan det vara svårt att göra en livscykelanalys i början av produktutvecklingen, och till och med missvisande i brist på fakta. En förenklad LCA är mera begränsad än den föregående, men lämpar sig för det mesta för liknande ändamål. Ur företagets synvinkel är substansflödesanalysen kanske den minst användbara av de övriga granskade metoderna, för den utgår från en undersökning av helhetsflödena hos endast ett ämne eller en förening, utan att ta ställning till miljöeffekterna. Också materialflödesanalysen, koldioxidavtrycket, vattenavtrycket och energianalyserna angriper miljöeffekterna via endast en miljöegenskap. Fotavtryckskalkylerna konstaterades vara i god harmoni med livscykelbedömningen. Skillnader fanns närmast i avgränsningsreglerna, vilka också är underställda en kontinuerlig utveckling och standardisering.</p> <p>I begynnelsekedet av produkt- och produktionsplaneringen är det ofta ändamålsenligt att kraftigt begränsa det system som ska bedömas. I det här skedet finns det ett tydligt behov av enkla, men ändå vetenskapligt underbyggda angreppssätt. Hit hör till exempel de termodynamiska metoderna, särskilt exergi- och entropianalyserna. Man kan inte entydigt säga vilken metod som är den mest användbara, utan det beror alltid på syftet med analysen och de tillgängliga resurserna. Ofta är det först genom samlad kunskap och en gestaltning av den komplicerade helhetsbilden som man kan göra förenklingar i rätt riktning. Alla problem är ännu inte lösta när det gäller bedömningen av miljöeffekterna under produkters livscykel, och utvecklingsarbetet fortsätter också i framtiden.</p>			
Nyckelord	livscykelanalys, miljöeffekter, effekter, bedömning, företag, produktutveckling, metoder, energibalans, koldioxidavtryck ekologiskt fotavtryck ryck, energianalys			
Finansiär/ uppdragsgivare				
	ISBN (hft.)	ISBN 978-952-11-3734-1 (PDF)	ISSN (print)	ISSN 1796-1726 (online)
	Sidantal 83	Språk finska	Offentlighet offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/publikationer">www.ymparisto.fi/syke/publikationer</a>			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors			
Tryckeri/tryckningsort -år	2010			

## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			<i>Date</i> April 2010
<i>Author(s)</i>	Riina Antikainen (ed.)			
<i>Title of publication</i>	<b>Elinkaarimetodiikkujen nykytila, hyvät käytännöt ja kehitystarpeet</b> (Life cycle methods: current use, best practices and development needs)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of Finnish Environment Institute 7/2010			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available only on the internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/publications">www.ymparisto.fi/syke/publications</a>			
<i>Abstract</i>	<p>The life cycle environmental impacts of consumption and production are assessed with different methods including standardized (ISO 14 000 series) life cycle assessment (LCA) and other life cycle methods, such as material and energy flow analyses, MIPS (material intensity per service), ecological footprint, carbon footprint and thermodynamic method exergy. The problem is that different methods often give contradictory results and the potential, weaknesses and strengths of each method are often poorly known. Furthermore, knowledge of how life cycle methods can be used to support decision making varies greatly in Finland and globally. This report studied the characteristics and potential uses of different life cycle methods. Different impact assessment methods, allocation and substitution methods for inventory data and the use of key performance indicators were analyzed. The aim was also to clarify how input-output analyses and other methods such as, material, thermodynamic and energy analyses can be used to provide missing data. The report was based on literature reviews, international guidelines and recommendations, and analysis of the research groups own experience. The theoretical approach was supported by a case study on beer production. The report represents the results of the FINLCA-project's (Life Cycle Assessment Framework and Tools for Finnish Companies) first work package.</p> <p>The standardized LCA is the most widely applicable of the assessed methods for product and production development, for product comparison and marketing, and for environmental reporting and environmental management. On the other hand, it may be difficult to conduct a detailed LCA in the early phases of product development, and the results may even be misleading if they are based on insufficient data. Streamlined LCA is more limited with a narrower scope than the standardized LCA, but it is often applicable for the same purposes. From the viewpoint of companies, substance flow analysis only has limited potential, because it mostly concentrates on only one substance or compound without assessing the overall environmental impact. Material flow analysis, carbon footprint, water footprint and energy analyses only take one environmental impact category into account. In the early stages of the product and production development, it is often reasonable to limit the boundaries of the studied system, and start the analysis with a relatively simple, yet scientifically justified, approach, such as thermodynamic assessments. Assessments on footprints were identified to be well compatible with LCA. Main differences are caused by rules on the system boundaries, which are under continuous development and standardization work.</p> <p>It is impossible to universally define the most applicable of the life cycle methods because the choice always depends on the aims of the study and the resources available. Often, only broad knowledge of complicated concepts provides enough understanding to be able to make reasonable simplifications. Many problems with assessing the life cycle environmental impacts still remain unsolved and therefore, development work in the field will continue.</p>			
<i>Keywords</i>	life cycle assessment; LCA, environmental impacts, impacts, assessment, enterprises, product development, methods, energy balance, carbon footprint, ecological footprint, energy analysis			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN (pbk.)	ISBN 978-952-11-3734-1 (PDF)	ISSN (print)	ISSN 1796-1726 (online)
	No. of pages 83	Language Finnish	Restrictions Public	Price (incl. tax 8 %)
<i>For sale at/ distributor</i>	The publication is available only on the internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/publications">www.ymparisto.fi/syke/publications</a>			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland			
<i>Printing place and year</i>	2010			



ISBN 978-952-11-3734-1 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkköj.)