
This is an electronic reprint of the original article.
This reprint may differ from the original in pagination and typographic detail.

Halli, Petteri; Rinne, Marja; Lundström, Mari

Kestävän kehityksen mukainen lääkepakkaus perustuu alumiinin kierrätykseen

Published in:
Dosis

Julkaistu: 25/09/2020

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Please cite the original version:

Halli, P., Rinne, M., & Lundström, M. (2020). Kestävän kehityksen mukainen lääkepakkaus perustuu alumiinin kierrätykseen. *Dosis*, 36(3), 324-338.

This material is protected by copyright and other intellectual property rights, and duplication or sale of all or part of any of the repository collections is not permitted, except that material may be duplicated by you for your research use or educational purposes in electronic or print form. You must obtain permission for any other use. Electronic or print copies may not be offered, whether for sale or otherwise to anyone who is not an authorised user.

Kestävän kehityksen mukainen lääkepakkaus perustuu alumiinin kierrätykseen

→ Petteri Halli

DI, Aalto-yliopisto,
Kemian tekniikan korkeakoulu,
Kemian tekniikan ja metallurgian
laitos

→ Marja Rinne

DI, Aalto-yliopisto,
Kemian tekniikan korkeakoulu,
Kemian tekniikan ja metallurgian
laitos

→ Mari Lundström*

Prof., TKT, Aalto-yliopisto,
Kemian tekniikan korkeakoulu,
Kemian tekniikan ja metallurgian
laitos, Hydrometallurgian ja
korroosion tutkimusryhmä,
Vuorimiehentie 2,
02150 Espoo, PL 16200,
mari.lundstrom@aalto.fi

*Kirjeenvaihto

TIIVISTELMÄ

Tässä katsauksessa selvitettiin primäärisen alumiinintuotannon sekä uudenlaisen kierrätysprosessin eli sekundäärisen alumiinintuotannon ympäristövaikutuksia keskittyen kasviuonekaasupäästöjen eli ilmastolämpenemispotentiaalin (global warming potential, GWP) tarkasteluun. Sekundäärisen alumiinin raaka-aineena arvioitiin lääkkeiden läpipainopakkauksia, joissa oleva alumiini menetetään nykyisin materiaalikierrosta sekajätteen mukana. Läpipainopakkauksen jätteen analysoitiin koostuvan alumiinista (10–12 p-%) sekä polymeereistä, pääsääntöisesti polyvinyylikloridista (PVC). Olemassa oleva laboratoriomittakaavan kierrätysprosessi erottaa alumiinin ja polymeerin toisistaan korkeajännityspulssitukseen perustuvan selektiivisen fragmentoinnin avulla. Tällöin alumiinin saanto on noin 88 prosenttia ja puhtaus 99,4 prosenttia. Menetelmän energiakulutus laboratoriotuloksissa oli 7–7,9 kWh/kg, minkä lisäksi alumiinin sekundäärisulatus vaatii 0,75 kWh alumiinikilogrammaa kohden. Tutkimuksen perusteella voitiin todeta, että alumiinin kierrättäminen läpipainopakkauksista tuottaa lähtökohtaisesti pienemmän ilmastolämpenemispotentiaalin kuin alumiinin tuottaminen primääri-aineista. Alumiinintuotanto on hyvin energiaintensiivistä, minkä takia tuotantoalueen sähköntuotannon kasviuonekaasupäästöillä on merkittävä vaikutus alumiinintuotannon ilmastolämpenemispotentiaaliin. Kierrätysprosessin energiakulutus on paljon pienempi, joten alumiinin tehokas talteenotto on oleellista alumiinituotteiden ympäristökuorman pienentämiseksi. Suomessa tutkitun lääkepakkausalumiinin kierrätysprosessin ilmastolämpenemispotentiaalin arvo on 2,21 CO₂-ekv/kg perustuen todennettuihin laboratoriotuloksiin, kun taas teollisen mittakaavan toimijalla energiatehokkuuden ja täten ilmastolämpenemispotentiaalin oletetaan olevan alhaisempi, 0,28 CO₂-ekv/kg (kokeellisesti varmentamaton arvio). Kuitenkin primäärisen alumiinintuotannon päästöt ovat Norjassa jopa alhaisemmat verrattuna suomalaisen kierrätysprosessiin johtuen Norjan sähköntuotannon alhaisemmasta ilmastolämpenemispotentiaalista, 0,25 CO₂-ekv/kg (tietokanta Ecoinvent 3,5 SP 39, 2018). Jos puolestaan läpipainopakkauksen kierrätyslaitos Suomessa käyttäisi fossiilisten polttoaineiden sijasta esimerkiksi uusiutuvaa energiaa tai ydinenergiaa, kierrätysprosessin päästöt olisivat hyvinkin kilpailukykyiset naapurimaiden primäärituotantoon verrattuna.

Avainsanat: Alumiini, kierrätys, kestävä kehitys, läpipainopakkaus, Elinkaariarviointi (LCA), energiatehokkuus

JOHDANTO

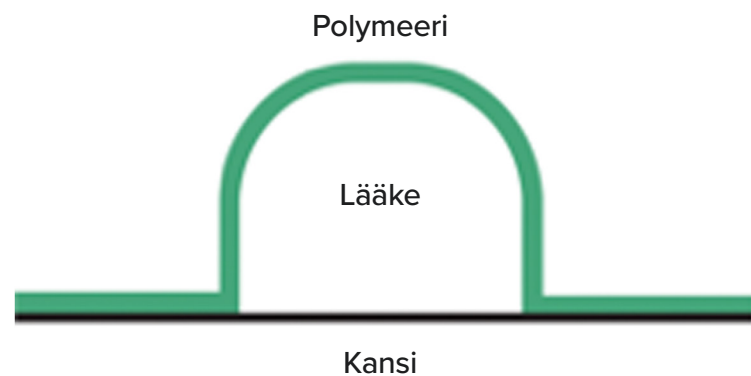
Hyvinvoinnin ja kehityksen myötä myös lääkkeiden käyttö sekä niiden yksittäispakkaaminen on lisääntynyt. Tämä luo kasvavan tarpeen pakkausmateriaaleille, jotka sekä täyttävät lääketieteelliset vaatimukset että ovat myös kierrätettävissä kiertotalouden periaatteiden mukaisesti. Tunnettuja lääkepakkausmateriaaleja ovat muun muassa useat metallit, polymeerit, paperi sekä lasi, joista lasi on ehkä perinteisin ja tunnetuin lääkepakkausmateriaali. Aikaisemmin lyijyä tai tinaa on käytetty pakkausmateriaaleissa alhaisen hinnan sekä helpon muovattavuuden takia (Sabah ym. 2014). Näistä on sittemmin luovuttu ja siirrytty käyttämään alumiinia, jonka etuna on sen kosteuden- ja kaasuneristyskyky, hyvät sulkuominaisuudet, alhainen tiheys ja hyvä kestävyys pakkausmateriaalina. Läpipainopakkauksessa lääke on varastoitu na polymeerin ja alumiinikalvon väliin muovattuun taskumaiseen tilaan (Kuva 1). Läpipainopakkauksen valmistamiseen koneellisesti tarvitaan monia vaiheita, mutta yksinkertaistettuna prosessi voidaan jakaa neljään vaiheeseen: pakkausmateriaalien aukirullaus, materiaalin lämmitys, lääkkeiden syöttäminen niille varta vasten suunniteltuun tilaan ja lopuksi pakkausten kuumasulkeminen alumiinikalvolla (Pilchik 2000b). Koska lääketieteellisyys panostaa ensisijaisesti lääkkeiden turvalliseen pakkaamiseen, läpipainopakkauksen kierrätettävyys ei ole ollut ensisijaisena kiinnostuksen kohteena tai kriteerinä materiaalivalintoja tehtäessä (Singh ym. 2011).

Läpipainopakkauksen käyttö kiinteiden lääkkeiden säilytykseen on prosentuaalisesti huomattavaa

erityisesti Euroopassa, jossa 85 prosenttia lääkkeistä yksittäispakataan, kun taas Yhdysvalloissa vastaava luku on noin 20 prosenttia (Pilchik 2000a). Läpipainopakkauksen markkinan on arvioitu kasvavan 6,3 prosentin vuosittaisella tahdilla (2020-2025). Globaalisti toimijoita on useita, joista merkittävimpiä ovat suuret kansainväliset valmistajat, kuten esimerkiksi Amcor, sekä nykyisin Amcorin omistama Bemis ja Westrock (Mordor Intelligence 2019). Läpipainopakkaukset ovatkin määrällisesti yksi suurimmista lääkinnällisistä jätteistä ja sisältävät keskimäärin 10–20 p-% alumiinia (Wang ym. 2015, Klejnowska ym. 2020).

Läpipainopakkauksissa on hyvinkin suuria yhtäläisyyksiä toisiinsa verrattuna (Pilchik 2000a, Pilchik 2000b), mutta monimutkaisen materiaalirakenteensa takia niitä ei ole kierrätetty merkittävässä määrin, vaan käytetyt läpipainopakkaukset päätyvät nykyään sekajätteen mukana jätteenpolttolaitoksille (Yousef ym. 2018). Tämä ei ole kestävä kehitys mukaisesti; vaikka syötteen lämpöenergia voidaan ottaa talteen, alumiini hapettuu ja menetetään kierrosta. Lisäksi läpipainopakkauksen polymeerit tyypillisesti sisältävät yhdisteitä, jotka voivat poltettaessa tuottaa ympäristön kannalta haitallisia päästöjä. Tämän vuoksi kiinnostus käytettyjen läpipainopakkauksen kierrätykseen on herännyt (Singh ym. 2011).

Kiertotalouden periaatteiden noudattamisella tavoitellaan luonnonvarojen ylikulutuksen lopettamista, luonnon monimuotoisuuden turvaamista ja ilmastonmuutoksen hidastamista. Hiilidioksidipäästöjen vähentämistä edellytetään myös kansainväli-



Kuva 1. Kaaviokuva läpipainopakkauksen poikkileikkauksesta (muokattu lähteistä Pilchik 2000a, Pilchik 2000b).

sisä ilmastotavoitteissa (YK 2015). Primääriraaka-aineista eli malmeista tuotettavat metallit ovat välttämättömiä ja arvokkaita pakkausmateriaaleina. Nykyisin alumiinia ei tuoteta primääriraaka-aineista Suomessa, vaan sitä tuodaan maahan noin 69 000 tonnia vuodessa (Teknologiateollisuus 2020). Lähimmät primäärialumiinilaitokset ovat Norjassa (Norsk Hydro) ja Islannissa (Rio Tinto Alcan). Osa materiaalitaipeesta voidaan tuottaa myös kierrätysprosessien kautta, ja samalla voidaan vähentää metallipitoisia jätemääriä sekä tarvittavaa uuden malmin louhintaa. Tyypillisiä alumiinin kierrätysprosessin eli sekundäärisulaton raaka-aineita ovat muun muassa juomatölkit, ajoneuvoromu ja teollisuusromu (Teknologiateollisuus, 2020). Suomessa alumiinituotteiden kierrätyksellä pystytään kattamaan 17 prosenttia kansallisesta alumiinitarpeesta (Kuusakoski Oy, Heinola (Kuusakoski Oy 2017)). Alumiinin kierrätysaste on Suomessa huomattavan korkea: yhteensä likimain 75 prosenttia alumiiniromusta kierrätetään (Teknologiateollisuus 2020). Romua kuitenkin muodostuu vähemmän kuin alumiinin tarpeen kattamiseen vaaditaan, mikä johtuu alumiinituotteiden ja erityisesti rakennusten pitkäikäisyydestä sekä alumiininkulutuksen jatkuvasta kasvusta (Statista 2009). Globaalisti 32 prosenttia alumiinista valmistetaan romusta eli tuotannon aikana syntyvästä romusta sekä käytetyistä ja kierrätetyistä alumiinituotteista. Vuositasolla kierrosta häviävää alumiinia n. 37–40 prosenttia. Se voitaisiin kuitenkin korvata tehostamalla alumiinin kierrätystä (Bertram ym. 2009).

Alumiinin tuotanto malmista on energiaintensiivistä ja tuottaa paljon kiinteää jätettä sekä jätevettä. Tämä tuo ympäristökuormaa myös lääkepakkausten kokonaisvaltaisiin ympäristövaikutuksiin. Vesiin ja ilmaan kohdistuvien päästöjen lisäksi kaivostoiminta vaikuttaa paikallisesti lähiympäristön biodiversiteettiin ja viihtyvyyteen tavoilla, joilla kierrätys ei ympäristöön vaikuta. Lisääntyneen ympäristötietoisuuden ja tiukentuvan lainsäädännön vuoksi kestävien kierrätysratkaisujen kehittäminen on siten oleellista myös lääkepakkauksille, jotta lääkealan kokonaisympäristövaikutuksia saisi pienennettyä. Elinkaarivointi (Life Cycle Assessment, LCA) on kvantitatiivinen, standardoitu menetelmä, jolla voidaan tutkia tuotteiden ja prosessien elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia. Elinkaarivointi mahdollistaa olemassa olevien sekä uusien kehitteillä olevien prosessien ympäristövaikutusten vertailun hyvinkin tarkasti. Syntyneet kasvihuonekaasupäästöt voidaan ilmoittaa erilaisten mittareiden ja vertailu-

arvojen avulla. Global Warming Potential (GWP) kuvaa kasvihuonekaasujen (CO_2 , CH_4 , N_2O , jne.) ilmastoa lämmittävää kokonaisvaikutusta sadan vuoden tarkastelujaksolla, ja se ilmaistaan hiilidioksidiekvivalentteina ($\text{kg CO}_2\text{-ekv}$). GWP:n muodostamiseksi kasvihuonekaasujen voimakkuutta on verrattu hiilidioksiidiin, ja niille on määritetty kertoimet: 1 kg hiilidioksidia (CO_2) vastaa GWP-arvoltaan yhtä hiilidioksidiekvivalenttia (1 $\text{kg CO}_2\text{-ekv}$), 1 kg metaania (CH_4) vastaa 21 $\text{kg CO}_2\text{-ekv}$:ia ja kilo typpioksiduulia (N_2O) puolestaan 310 $\text{kg CO}_2\text{-ekv}$:ia (IPCC 2013). Tässä katsauksessa esitetään uudenlainen läpipainopakkauksen alumiinin erotusprosessi sekä arvioidaan primäärisen alumiinintuotannon ja ehdotetun läpipainopakkauksen alumiinin kierrätysprosessin ilmastolämpenemispotentiaalia.

ALUMIININ TUOTANTO MALMEISTA JA KIERRÄTYSRAAKA-AINEISTA

Alumiini on teräksen jälkeen käytetyin metalli, ja sitä tuotettiin 64 miljoonaa tonnia vuonna 2019 (World Aluminium 2020a). Globaalista alumiinitarpeesta yli puolet (56 %) tuotetaan Kiinassa, kun taas esimerkiksi Venäjällä tuotetaan 5,6 prosenttia, Norjassa 2 prosenttia ja Islannissa 1,3 prosenttia (U.S. Geological Survey 2020). Alumiinin primäärituotanto on hyvin energiaintensiivistä johtuen malmin koostumukselta, joka on pääosin bauksiittia. Bauksiitin mineraloginen koostumus on tyypillisesti 40–60 prosenttia alumiinioksidia (Al_2O_3) jäljelle jäävien yhdisteiden ollessa erilaisia rautaoksidea (FeO(OH) , Fe_2O_3 , Fe_3O_4 , FeTiO_3), titaanioksidia (TiO_2), silikaatteja (Si_xO_y), sekä sivukiveä (Lumley 2010). Alumiinioksidi erotetaan muusta malmista useiden eri yksikköprosessien avulla ja lopulta liuotetaan korkeassa paineessa ja lämpötilassa (jopa 240 °C) emäksiseen liuokseen. Tätä kutsutaan Bayer-prosessiksi (Polmear ym. 2017). Bayer-prosessin jälkeen liukenematon sivukivi erotetaan ja liuennut Al_2O_3 sekoitetaan kryoliittiin (Na_3AlF_6), josta Hall-Héroult-prosessin avulla saadaan puhdasta alumiinia hiilielektrodien ja korkean lämpötilan (~950 °C) avulla.

Yhden alumiinikilon tuottamiseen tarvitaan 3,5–4 kg bauksiittimalmia (Polmear ym. 2017). Alumiinimalmin prosessointiin kuluu energiaa huomattavan paljon (13–16,5 kWh/kg , Taulukko 1, (Dorward 1983, Schwarz ym. 2001, Millbank 2004, Phinix 2008, Wang ym. 2012, World Aluminium 2020)), minkä takia alumiinintuotanto on lähinnä keskittynyt maihin, joissa on saatavissa edullista energiaa. Tämän lisäksi alumiinin valmistus tuottaa myös suoria kasvi-

huonekaasupäästöjä johtuen käytetyistä hiilielektrodeista, joita kuluu noin 40 p-% alumiinikilogrammaa kohden. Hiilidioksidipäästöjen lisäksi elektrolyysissä syntyy pieniä määriä voimakkaita kasvihuonekaasuja heksafluorietaanina ja tetrafluorimetaanina sekä myrkyllistä fluorivetyä (Seetharaman 2014). Jos energiankulutukseen otetaan huomioon myös bauksiittimalmin louhintaan käytetty energia, tarvittava kokonaisuus yhden alumiinikilon tuottamiseen on arvioitu olevan 30 kWh (Polmear ym. 2017). Tähän päälle voidaan vielä lisätä jo aikaisemmin mainittujen sivukivien ja rautaoksidien muodostama jäte, jota syntyy 2 kg alumiinikilogrammaa kohden. Kyseinen jäte on hyvin voimakkaasti emäksistä sekä sisältää bauksiittimalmissa esiintyviä raskasmetalleja (esim. lyijy), minkä takia se luokitellaan vaaralliseksi jätteeksi (Seetharaman 2014). Suuri osa alumiinituotannon muistakin ympäristövaikutuksista, kuten ympäristöä happamoittavista ja rehevöittävästä päästöistä, syntyy juuri suolasulalektrolyysissä (Hall-Hérault-prosessi) johtuen prosessin suuresta sähkö- ja lämpöenergian kulutuksesta (Farjana ym. 2019). Primäärisen alumiinituotannon nettoenergiankulutus (Gross Energy Requirement, GER) on huomattavan suuri (211 MJ/kg) verrattuna esimerkiksi ruostumattoman teräksen tuotantoon (75 MJ/kg), mikä heijastuu myös kasvihuonekaasupäästöihin: alumiinituotannon kasvihuonekaasupäästöt ovat noin kolminkertaiset ruostumattomaan teräkseen nähden (Norgate ym. 2007). Terästuotannon globaalit kokonaispäästöt ovat kuitenkin kokonaisuudessaan suuremmat, sillä esimerkiksi vuonna 2019 raakaterästä tuotetaan noin 30-kertainen määrä alumiiniin nähden (World Steel Association 2020).

Alumiinituotannon energiantensiivisyyden vuoksi sähköntuotannon aiheuttamilla päästöillä on valtava merkitys alumiinituotteiden ilmaston lämpene-

mispotentiaaliin. Uusiutuvaan ja mahdollisimman hiilineutraaliin energiantuotantoon siirtyminen olisikin oleellisin keino vähentää primäärisen alumiinituotannon päästöjä (Farjana ym. 2019). Eri maissa käytettyjen sähköntuotantomenetelmien ja siten sähköntuotannon aiheuttamien kasvihuonepäästöjen vuoksi alumiinituotannon GWP-arvo vaihtelee huomattavan paljon riippuen tutkitusta maantieteellisestä rajauksesta ja on tyypillisesti suuruusluokkaa 5–20 kg CO₂-ekvivalenttia tuotettua alumiinikiloa kohti (Paraskevas ym. 2016).

Alumiinituotteiden kierrätys sekundäärisulaton kautta vaatii vain noin 5 prosenttia primäärituotannon vaatimasta energiamäärästä, minkä vuoksi kierrätysprosessin ilmaston lämpenemispotentiaalin on pienempi, noin 0,5 kg CO₂-ekvivalenttia (Bdeir ja AlSaffar 2008), sillä energiankulutus on huomattavasti pienempi (Taulukko 1). Vaikka alumiinitölkki ovatkin suurin yksittäinen sekundäärisen alumiinin lähde, viime aikoina erilaisten alumiinia sisältävien pakkausten kierrätys on lisääntynyt (Haydari ym. 2013). Kierrätyksessä metallurgisen reaktion etuna on se, että energiaa ei tarvita alumiinin ja hapen välisen kemiallisen sidoksen hajottamiseen, vaan alumiinromu (eli kierrätysalumiini) murskataan, eri materiaalijakeet erotetaan toisistaan ja metallinen alumiinijae sulatetaan noin 700 °C lämpötilassa (Seetharaman 2014). Sulatuksessa 95–99 prosenttia romun sisältämästä alumiinista saadaan talteen (International Aluminium Institute 2009), joten kierrätysprosessi on toteutuessaan hyvin tehokas.

Käytettyjen läpipainopakkausten liuottamista myös orgaanisiin liuottimiin (maitohappo) on tutkittu ja läpipainopakkauksissa olevalle alumiinille on saatu jopa 95 prosentin saanto (Nieminen ym. 2020). Haasteena liuotusprosesseissa yleisesti ovat syntyvät jätevedet, joiden neutralointi ja puhdistus täytyy op-

Taulukko 1. Alumiinin valmistukseen kuluva energia primääri- ja sekundääriprosessissa.

| Alumiinin primäärituotanto | | Alumiinin sekundäärituotanto | |
|----------------------------|-----------------------|------------------------------|---------------|
| Energian kulutus [kWh/kg] | Lähde | Energian kulutus [kWh/kg] | Lähde |
| 16,5 | Dorward 1983 | 0,7 | Millbank 2004 |
| 13 | World Aluminium 2020b | 0,39 | Wang ym. 2012 |
| 13,3 | Schwarz ym. 2001 | 2,8 | Phinix 2008 |

Näyte A



Näyte B



Kuva 2. Agarwal ym. (2020) tutkimuksessa käytetyt läpipainopakkaukset.

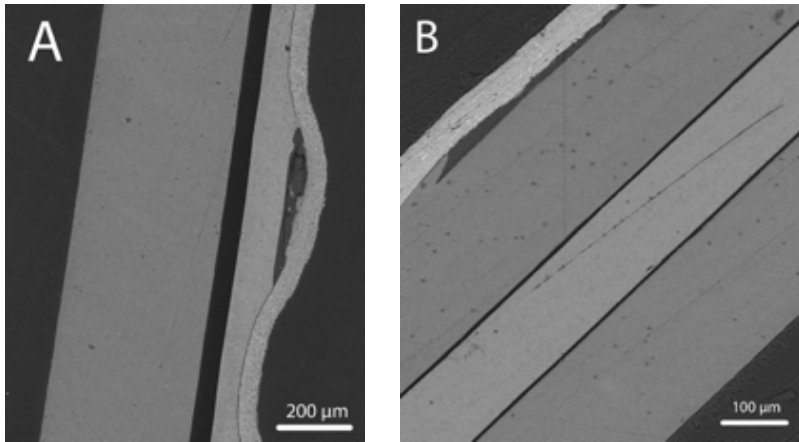
timoida ympäristönkuormituksen minimoimiseksi. Myös happojen ja käytettyjen kemikaalien tuotanto synnyttää sekundäärisiä kasvihuonepäästöjä, jotka vaikuttavat liuotusprosessin kokonaisuuden jälkeeseen. Tästä johtuen sekä läpipainopakkausten että muidenkin pakkausten mekaaninen käsittely metallien ja polymeerien erottamiseksi on ympäristön sekä kestävän kehityksen kannalta lupaava vaihtoehto. Tehokkaan erotusprosessin kehittäminen ei kuitenkaan takaa korkeaa kierrätysastetta, vaan jätteiden saattamiseksi itse prosessiin vaaditaan myös toimiva lajittelu- ja keräysjärjestelmä. Nykyisin alumiinromun saatavuus on kysyntää alemmaa. Romun saatavuutta voi parantaa lisäämällä alumiinituotteiden keräystä ja ottamalla alumiini talteen myös nykyisin polttojätteeksi päätyvistä jakeista (International Aluminium Institute 2009).

LÄPIPAINOPAKKAUSMATERIAALI JA SEN ANALYSOINTI

Agarwal ym. (2020) tekemässä tutkimuksessa läpipainopakkaukset kerättiin suomalaiselta lääkkeiden koneelliseen annosjakeluun erikoistuneelta yritykseltä, Pharmacia Finland Oy:ltä. Käytetyt läpipainopakkaukset jaoteltiin yksinkertaisuuden vuoksi kahteen pääryhmään, alumiinin värisiin sekä valkoisiin (Kuva 2). Valikoitujen läpipainopakkausten kemiallinen koostumus tutkittiin liuosanalyyysien sekä termogravimet-

rian avulla. Lisäksi läpipainopakkausten morfologiaa tutkittiin pyyhkäisyelektronimikroskoopilla (SEM-EDS, scanning electron microscope – energy dispersive spectroscopy).

Kuvassa 3 on esitetty elektronimikroskooppimikrorakennekuvat kahdesta eri läpipainopakkauksesta (Pharmacia Finland Oy). Mikrograafit on otettu niistä kohdista läpipainopakkauksista, joissa kuvan 1 muotoista taskua ei ole, vaan kaikki kerrokset on valssattu toisiinsa kiinni. Käytössä olevien läpipainopakkausten valmistusmateriaaleina käytetään hyvinkin vaihtelevia lähtöaineita (Wang ym. 2015), mutta käytännössä yleisin on kerroksittainen PVC yhdistettynä alumiinikalvoon (Kuva 3A). Toinen melko yleinen tapa läpipainopakkausten rakenteessa on yhdistää kaksi eri polymeeriä keskenään, kuten kuvasta 3B nähdään. Kuvassa 3 olevat tummat alueet johtuvat näytteen sisältämien yhdisteiden kevyemmistä alkuaineista eli läpipainopakkausten ulkopuolella näytteenpitimenä käytetystä epoksihartsista ja läpipainopakkauksen sisällä olevasta adheesioliimasta, jolla sekä polymeerikerrokset että alumiininen kansi on liimattu kiinni toisiinsa. Alumiininen kansi erottuu mikrografeista vaaleimman värisenä ja polymeerikerrokset tätä tummempana johtuen aineiden tiheyseroista. Tämän kaltainen, hyvin monimuotoinen rakenne hankaloittaa käytettyjen läpipainopakkausten kierrätystä polymeerien osalta. Alumiinisen kalvon



Kuva 3. Poikkileikkaukset läpipainopakkausten rakenteesta. Alumiinisen kannen lisäksi nähtävissä (A) kaksokerroksinen sekä (B) kolmikerroksinen polymeerirakenne. Tummat alueet johtuvat näytteen sisältämien yhdisteiden kevyemmistä alkuaineista eli läpipainopakkausten ulkopuolella näytteenpitimenä käytetystä epoksihartsista ja läpipainopakkauksen sisällä olevasta adheesiooliimasta. Alumiininen kansi erottuu vaaleimman värisenä ja polymeerikerrokset tätä tummempana (muokattu Agarwal ym. 2020).

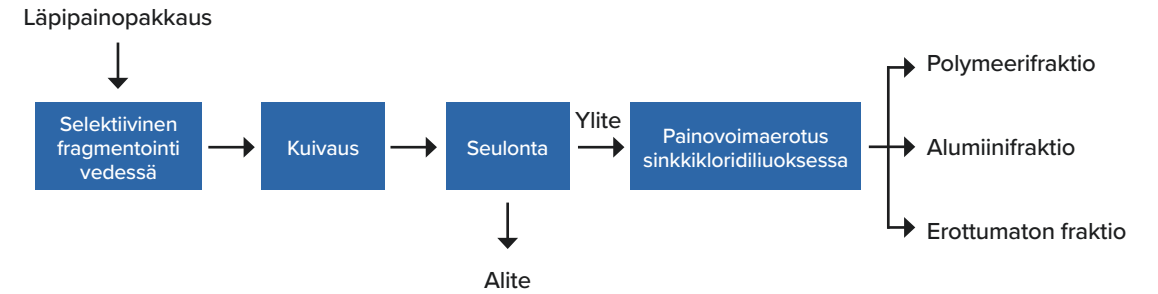
osalta kierrätys olisi erityisen suotavaa, mutta haasteena on alumiinin irrotus käytetystä läpipainopakkauksesta ilman polymeerikontaminaatiota.

Alumiinin puhtaus kummassakin **Kuvan 2** näytteessä oli yli 99 prosenttia, ja alumiinin määrä valkoisessa jakeessa oli hieman yli 12 prosenttia, kun taas alumiininväriseissä se oli noin 11 prosenttia (Agarwal ym. 2020). Pyyhkäiselektronimikroskopian avulla kyettiin myös määrittämään kyseisissä näytteissä olevan alumiinin paksuus (35–40 μm) sekä polymeerikerroksen paksuus (250–300 μm) (**Kuva 3**). Huolimatta alumiinin alhaisesta massaprosenttiosuudesta voidaan läpipainopakkausten katsoa olevan erinomainen sekundääriraaka-aine alumiinin kierrätykseen.

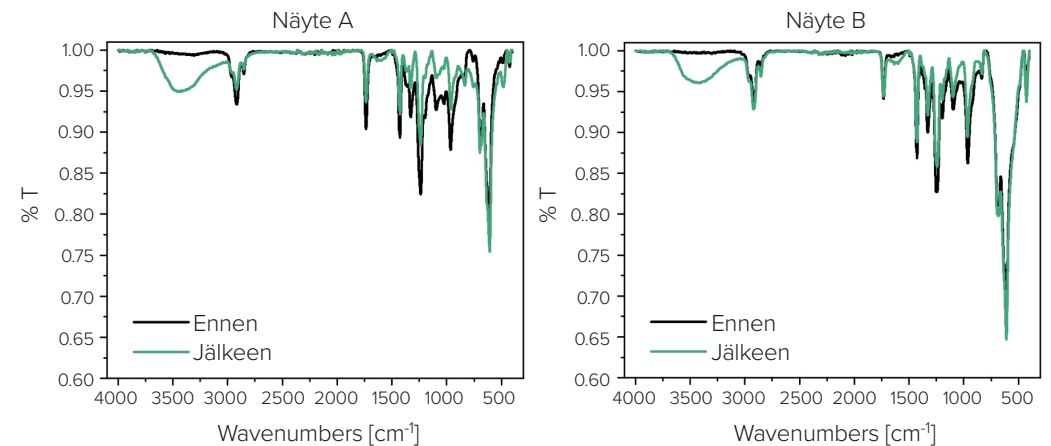
LÄPIPAINOPAKKAUSTEN SELEKTIIVINEN FRAGMENTOINTI

Käytettyjen läpipainopakkausten käsittelyssä hyödynnettiin geologisessa tutkimuksessa jo pitkään käytettyä korkeajännitepulssitukseen perustuvaa selektiivistä fragmentointilaitetta (Andreas ym. 1999, Sperner ym. 2014). Kyseisessä laitteessa olevaan säiliöön sijoitetaan tutkittava aine yhdessä väliaineen (tyypillisesti vesi) kanssa. Tämän jälkeen kahden elektrodin (positiivinen ja negatiivinen) kautta väliaineeseen johdetaan korkeajännitteinen pulssi, joka hajottaa elektrodien välissä olevan näytteen sen heikoimmasta kohdasta. Läpipainopakkauksen tapauk-

sessä tämä kohta on adheesiooliima polymeerin ja alumiinisen kannen välillä. Kun pulsseja johdetaan väliaineeseen riittävän suurella intensiteetillä ja riittävän monta kertaa, adheesio alumiinin ja polymeerin välillä antaa lopulta periksi. Prosessissa syntyy alumiinifraktio, polymeerifraktio sekä pienimuotoinen väliaine, joka koostuu vielä erottelemattomasta alumiinista ja polymeeristä. Erilaisia parametrejä (pulssin taajuus [Hz], elektrodien välimatka [mm], panoskoko [g], pulssien määrä [-] tai purkausjännite [kV]) muuttaen voidaan päästä lähes täydelliseen alumiinin ja polymeerin erotukseen (Agarwal ym. 2020). Selektiivisen fragmentoinnin jälkeen kiintoaines kuivattiin 60 °C lämpötilassa ja seulottiin (1 mm:n silmäkoon seula). Seulonnan jälkeen alite luokiteltiin jätteeksi (2–8 % kokonaismassasta) ja ylitteelle tehtiin keskipoisvoimaan perustuva painovoimaerottelu perustuen alumiinin ja polymeerien erilaisiin tiheyksiin. Tällä tavoin eri parametrioilla kyettiin optimoimaan parhaat mahdolliset prosessiparametrit alumiinin erotukselle läpipainopakkauksista. Erotusprosessi on esitetty **Kuvassa 4**. Erotusprosessissa tuotettu alumiinifraktio voidaan sulattaa yhdessä muun romun kanssa sekundäärisulattolalla. Polymeerifraktiota ja erottumattomasta fraktiosta otetaan nykyisin talteen energia jätteenpolttolaitoksella, mutta tulevaisuudessa myös polymeerifraktio voidaan mahdollisesti kierrättää.



Kuva 4. Kaaviokuva erotusprosessin vaiheista ja prosessissa syntyvistä fraktioista.



Kuva 5. FTIR analyysi läpipainopakkauksista ennen ja jälkeen selektiivisen fragmentoinnin. Näyte A viittaa alumiininvärisiin läpipainopakkauksiin ja näyte B valkoisiin.

Agarwal ym. (2020) tutkimuksessa havaittiin, että pulssien määrällä oli suurin vaikutus erotusprosessin lopputulokseen, kun taas pulssin taajuudella oli pieni vaikutus. Selektiivisen fragmentointilaitteen käyttämistä läpipainopakkausten kierrätyksessä ei ole ennen tutkittu ja tältä osin saadut tulokset ovat suuntaa antavia, mutta kuitenkin hyvin lupaavia. Lähes 90 prosenttia läpipainopakkauksissa olevasta alumiinista saatiin talteen molemmilla näytetyypeillä, kun taas polymeeristä käytännössä koko massa. Ero näiden saantojen välillä johtui siitä, että prosessin aikana alumiinia liukeni pieniä määriä käytettyyn väliaineeseen (noin 20 ppm); myös vielä erottamattomaan fraktioon päätyi suhteessa enemmän alumiinia kuin polymeerejä. Optimoiduissa olosuhteissa (elektrodien välimatka = 40 mm, taajuus = 3 Hz, purkausjännite = 130 kV, panoskoko = 40 g, kiintoaine-neste-

suhde = 20 g/L ja 300 pulssia) laboratorioissa energian kulutus oli alumiininväriseille näytteille 7,9 kWh/kg ja valkoisille näytteille 7,0 kWh/kg, minkä ehdotettiin mahdollistavan jopa niinkin alhaisen kuin 0,29 kWh/kg (alumiininväriset näytteet) ja 0,25 kWh/kg (valkoiset näytteet) kulutuksen teollisuusmittakaavan erotusprosessissa. Tämän lisäksi kierrätysprosessissa kuluu energiaa sulatukseen 0,75 kWh/kg (Bdeir ja AlSaffar 2008). Laboratoriomittakaavan kokeiden perusteella kokonaiskierrätysprosessin (erotus + sulatus) energiankulutukseksi määritettiin keskiarvoinen 8,20 kWh/kg, kun taas teollisen prosessin energiankulutukseksi 1,04 kWh/kg. Alumiinin saanto optimoiduissa olosuhteissa oli jopa 88 prosenttia ja puhtaus 99,4 prosenttia. Valkoisilla näytteillä oli hieman parempi erotustarkkuus (88 % saanto) kuin alumiininvärisillä (86 % saanto), mikä selittää alumiininvä-

risten näytteiden hieman suurempaa energiankulu- tusta. Suhteellinen ero pakkaustyypin välillä kui- tenkin pienenee huomattavasti teolliseen mittakaa- vaan siirryttäessä.

Agarwal ym. (2020) tutkimuksessa käytettyjen lä- pipainopakkausten FTIR-analyysi (Fourier-transform infrared spectroscopy) vahvisti, ettei kumpikaan tut- kittu näyte muuttunut merkittävästi fragmentaatio- käsittelyn aikana. Ainoa merkittävä ero havaittiin 3 400 cm⁻¹ alueella (**Kuva 5**), johon muodostui käsit- telyn aikana laaja piikki. Kyseinen piikki kuuluu tyy- pillisesti OH-ryhmälle (Georgakopoulos 2003), mikä selittyy sillä, että fragmentaation jälkeen molem- pien tutkittujen näytteen rakenteisiin on jäänyt kui- vauksesta huolimatta vähän kosteutta. FTIR-analyysi vahvisti polymeerin olevan PVC:tä, sillä **Kuvassa 5** esitetyt piikit käyvät hyvin yhteen kirjallisuudesta löytyviin mitattuihin PVC:n arvoihin (Nieminen ym. 2020). Lisäksi FTIR-analyysin perusteella pystyttiin päättämään, että kyseisissä läpipainopakkauksissa oli käytetty akryyliiimaa eri polymeeri- ja alumiini- kerrosten välissä (Nieminen ym. 2020).

ALUMIININ ILMASTON- LÄMPENEMISPOTENTIALIAALI

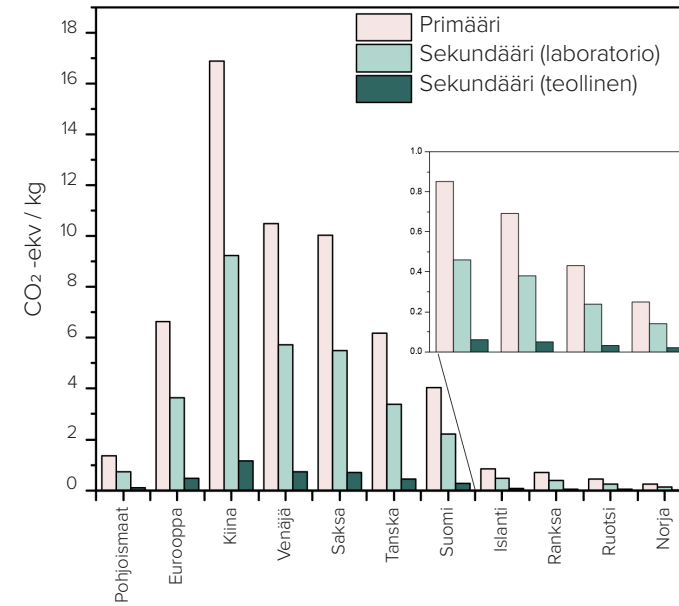
Primäärinen alumiinintuotannon sekä kierrätyksen (eli sekundäärinen) ympäristövaikutuksia on kartoit- tettu useissa elinkaariarvioinneissa johtuen jo aikai- semmin mainitusta suuresta energiantarpeen erosta primäärinen ja sekundäärinen alumiinintuotannon välillä. Perusteellisesti tehty LCA-tutkimus antaa hy- vinkin tarkkaa tietoa tuotteiden ja prosessien ympä- ristövaikutuksista, joten se on oleellinen päätöksen- teon työkalu esimerkiksi yrityksille ja päättäjille sekä vaihtoehtojen kartoittamiseen että olemassa olevien toimintojen optimoimiseen. Menetelmällä tutkitaan enenevässä määrin myös uusia, kehitteillä olevia pro- sesseja ja tuotteita (Elomaa ym. 2020). Pariisin ilmas- tosopimuksessa määritettiin, että globaali keskiläm- pötilan nousu tulisi rajata 1,5 °C:een (UNFCC 2015), minkä vuoksi tuotteiden GWP-arvo ja kokonaisener- giankulutus ovat indikaattoreista tutkituimpia myös alumiiniin keskittyvissä tutkimuksissa (Liu ja Müller 2012). Kuitenkin myös muut ympäristövaikutukset ja jätekuorma tulisi ottaa huomioon kokonaisvaltaisessa tarkastelussa.

Läpipainopakkausten valmistamisen ympäristö- vaikutuksia on tutkittu vähän, mutta pakkauksissa käytettävän primäärialumiinin tiedetään kantavan suurta päästökuormaa (Raju ym. 2016). Pakkausten mahdollisesta kierrätyksestä ei ole kuitenkaan esi-

tetty edes indikoivia ympäristövaikutuslaskelmia kir- jallisuudessa. Lisäksi alumiinin jatkuvan kysynnän kasvun vuoksi primääristä tuotantoa ei voida korvata kokonaan kierrätysmateriaalilla myöskään lääkepak- kauksissa, vaan kierrätetty materiaali riittäisi korvaa- maan vain osan tuotannosta. Myös primääriproses- seja on siis jatkossakin kehitettävä esimerkiksi energi- ehtokkuutta parantamalla tai prosessimuutosten avulla. On myös spekuloitu, että vähemmän energi- aintensiiviset metallit, kuten teräs, voisivat korva- ta alumiinin sovelluksissa, joissa alumiinin keveys ja lujuus eivät ole vaadittuja ominaisuuksia (Norgate ja Jahanshani 2007).

Agarwal ym. (2020) tutkimuksessa kasvihuonekaasupäästöjä arvioitiin karkeasti alumiinintuotannolle sekä primääriprosessissa että tutkitussa läpipainopak- kausalumiinin kierrätysprosessissa yhtä tuotettua alumiinikilogrammaa kohti. Primäärinen alumiinin- tuotannon ympäristövaikutuksia on aiemminkin ar- vioitu huomioimalla pelkkä sähkönkulutus (Koch ja Harnisch 2002). Kuten selektiivisessä fragmentaatio- osuudessa esitettiin, alumiinin erotus polymeereistä kulutti energiaa (ottaen huomioon myös erotuksen sekundäärisulatusprosessissa) 8,20 kWh/kg, ja tämän arvioitiin teollisuusmittakaavassa korkeammilla kiin- toainepitoisuuksilla vastaavan 1,04 kWh/kg energiaku- lutusta. Primääriprosessin puolestaan todettiin kirjalli- suuden perusteella kuluttavan energiaa 15 kWh/kg (World Aluminium 2020a). Ilmastonlämpenemispotentialiaali laskettiin siten perustuen molempien prosessien energiakulutukseen eikä muita mahdollisia pääs- tölähteitä otettu mukaan tarkasteluun.

Agarwal ym. (2020) tutkimuksessa energianku- lutukselle laskettiin kasvihuonekaasuja kuvaavat GWP-arvot GaBi-ohjelman avulla (GaBi, 2020) käyt- täen Ecoinvent 3,5 -tietokannan eri maiden sähkön- tuotannon menetelmiä. Kyseinen tietokanta oli vii- meksi päivitetty 8.2.2019. Ympäristöindikaattorit laskettiin ReCiPe-menetelmällä vertailemalla Poh- joismaiden ja Euroopan lisäksi globaalisti suurimpia alumiinintuottajavaltioita (Kiina ja Venäjä (U.S. Geo- logical Survey 2020)) sekä Euroopan Unionin kah- ta suurinta talousaluetta (Saksa ja Ranska (Eurostat 2020) (**Kuva 6**). Primäärinen alumiinintuotannon aiheuttama ilmastonlämpenemispotentialiaali on selke- ästi korkein Kiinassa, jossa energiasektori on riippu- vainen kivihiilestä. Tämä on Suomeen verrattuna yli nelinkertainen GWP-arvo. Globaalisti kaksi suurin- ta pohjoismaalaista alumiinintuottajaa (Norja ja Islanti) luottavat omassa energiantuotannossaan vesi- voimaan sekä geotermiseen lämpöön, mistä johtuen



Kuva 6. Alumiinin primäärisen ja läpipainopakkausalumiinin sekundäärisen tuotannon (teollisuus- ja laboriomittakaavan arviot) aiheuttama ilmastonlämpenemispotentialiaali eri maissa (muokattu Agarwal ym. 2020)

kyseisten maiden energiatuotannon ilmastonlämpenemispotentialiaali on alhainen. Paikalliset energiatuotantomenetelmät selittävät sekä päästöerot että sen, miksi alumiinintuotanto keskittyy vahvasti maihin, kuten Norja ja Islanti. Erot neljän hiilineutraaleiman tarkastellun sähköntuottajamaan (Islanti, Ranska, Ruotsi ja Norja) välillä ovat lähes mitättömät, mutta maiden tuotantomenetelmissä on kuitenkin huomattavia eroja. Ranskassa maan energiasektori perustuu lähes kokonaan ydinvoimalle (72 %), vaikkakin uusiutuvien energianlähteiden osuus on kasvussa. Ydinvoima on oleellista myös Ruotsissa, jonka sähkön vähäpäästöisyys perustuu ydinvoiman lisäksi vesivoimaan. Uusiutuvaa energiaa tuotetaan eniten Norjassa (> 96 %) ja Islannissa (75 %) vesivoiman muodossa, minkä lisäksi Islannissa hyödynnetään geotermistä energiaa. Kaikki nämä maat ovat pitkälti luopuneet fossiilisista polttoaineista (ENTSO-E 2018). Saksan suhteellisen korkeaa ympäristökuormaa selittää kivi- ja ruskohiilen osuus energiantuotannossa, vaikka uusiutuvan energian merkitys onkin kasvussa (AGEB, 2018). Suomessa ja Tanskassa energian tuotannon CO₂-intensiivisyys alittaa Euroopan keskiarvon, mutta on selvää, että Suomessa ja Tanskas-

sa poltetaan edelleen huomattavia määriä fossiilisia polttoaineita verrattuna muihin Pohjoismaihin. Suomessa on säädetty laki kivihiilen polton lopettamisesta energianlähteenä 1.5.2029 (Valtioneuvosto 2019), lisäksi työ- ja elinkeinoministeriön mukaan Suomen tavoitteena olla hiilineutraali 2040-luvulle mennessä (Huttunen 2019). Lasketut tulokset primääriprosessille ovat samansuuntaisia kuin aiemmissa tutkimuksissa, erityisesti hiili-intensiivisten energiantuottajamaiden suhteen, mutta tarkkuus laskee, kun sähkön- tuotanto muuttuu hiilineutraalimmaksi.

Kun verrataan läpipainopakkauksen sisältämän sekundäärinen alumiinin kierrätyksen tuottamaa ilmastonlämpenemispotentialiaali, niin vertailussa olevien maiden järjestys ei muutu, mutta GWP-arvo on tutkimuksessa tarkasteltavalle alumiinin kierrätysprosessille jopa 8,5 kertaa pienempi (Bdeir ja AlSaffar 2008). Tarkastelu näyttää, että primäärinen alumiinintuotanto aiheuttaa Norjassa 0,25 CO₂-ekv:n päästöt, kun taas tutkimuksessa esitetty pakkausalumiinin kierrätys aiheuttaisi maassa 0,14 CO₂-ekv:n (laboratorio) ja 0,03 CO₂-ekv:n (teollinen) päästöt. Suomessa tämä kierrätys tuottaisi huomattavasti enemmän kasvihuonepäästöjä: 2,21 CO₂-ekv (labora-

torio) ja 0,47 CO₂-ekv (teollinen). Tutkimuksen mukaan Kiinassa päästöt olisivat Suomeen verrattuna yli nelinkertaiset. Tutkimuksesta nähdään, että esitetyn kierrätysprosessin ympäristöystävällisyydelle on kriittistä, että teollistamisessa päästään korkeisiin kiintoainepitoisuuksiin (eli arvioituun teollisuusprosessiin), jotka potentiaalisesti voisivat mahdollistaa alhaiset kasvihuonekaasupäästöt. Tällöin kierrätysprosessin päästöissä voitaisiin päästä alle Islannin tai Ranskan primäärituotannon tason. Nyt ehdotetun teollisen mittakaavan kierrätysprosessin lääkepakkausmateriaalin kasvihuonekaasupäästöt Suomessa ovat Norjaa ja Ruotsia lukuun ottamatta tarkasteltujen maiden primäärituotannon päästöjä alhaisemmat ja suunnilleen samaa tasoa kuin Ruotsin primäärituotannosta koituvat päästöt. Tulisi kuitenkin huomioda, että laboratoriomittakaavan perusteella menetelmän energiankulutus oli 47–53 prosenttia verrattuna primääriprosesseihin, ja teollisuusmittakaavan arvio tulisi validoida isomman mittakaavan kokeissa. Tulosten perusteella oleellista kuitenkin olisi, että pakkausten sisältämä alumiini saataisiin onnistuneesti otettua talteen. Tämä kuitenkin vaatii toimivan erotusprosessin lisäksi myös sen, että käytetyt läpipainopakkaukset lajiteltaisiin omiin jakeisiinsa tai erotettaisiin sekajätteestä ennen jätteen polttoa. Yksi vaihtoehto voisi olla esimerkiksi panttijärjestelmän laajentaminen koskemaan myös käytettyjä lääkepakkausmateriaaleja.

Suomen lääkepakkausmateriaalin kierrätyksen päästöjä voidaan Agarwal ym. (2020) tutkimuksen mukaan vähentää joko onnistuneella teknisen prosessin kehittämisellä teollisessa mittakaavassa tai sähkönkulutuksen kasvihuonekaasupäästöjen kansallisella tai paikallisella alentamisella. Yksi mahdollisuus voi olla myös jätteen kuljetus naapurimaihin, joissa energiantuotannon hiilijalanjälki olisi alhaisempi. Käsittämättömän tai fragmentoidun materiaalin kuljetuksen aiheuttamat päästöt ovat kuitenkin Agarwal ym. (2020) tutkimuksen kohdealueen ulkopuolella. Muiden tekijöiden (kemikaalikulutus, suorat päästöt, lämpö) sisällyttäminen elinkaariaalyysiin myös kasvattaisi primäärisen alumiinintuotannon ympäristövaikutuksia sekundäärisen tuotannon verrattuna johtuen sekundääriprosessien yksinkertaisuudesta. Agarwal ym. (2020) tutkimuksen tulosten voidaan katsoa olevan suuntaa-antavia ja vastaavan suuruusluokiltaan aiempia tutkimuksia (UNFCCC 2015).

LOPUKSI

Kiertotalouden periaatteen mukaisesti elinkaaren loppu tulisi huomioida jo tuotetta suunniteltaessa niin, että tuote olisi kierrätettävissä. Varsinkaan monimutkaisten komposiittimateriaalien, kuten läpipainopakkauksimateriaalien osalta tämä ei useinkaan toteudu, sillä materiaalien erottaminen toisistaan on vaikeaa. Komposiittimateriaaleilla on toisaalta ominaisuuksia, jotka voivat tehdä niistä ympäristön kannalta myös suotuisia, kuten lujuus ja keveys, joiden ansiosta esimerkiksi valmistus- ja käyttövaiheen ympäristövaikutukset saattavat olla pienempiä. Läpipainopakkaukset myös suojaavat lääkkeitä vaihtoehtoisia pakkausmateriaaleja paremmin kosteudelta (Pilchik 2000a), mikä voi pidentää tuotteen käyttöikää ja siten vähentää lääkejätettä. Ohuista filmeistä koostuvissa läpipainopakkauksissa puolestaan pakkausmateriaalin keveys saattaa pienentää päästöjen määrää kuljetuksessa. Primäärisen alumiinintuotannon energiantensiivisyydestä huolimatta esimerkiksi alumiinin etuna pakkausmateriaalina on sen kierrätettävyys, sillä alumiinin ominaisuudet eivät heikene kierrätysprosessissa. Näistä syistä eri pakkausratkaisuja olisi syytä vertailla koko elinkaaren aikana, materiaalien tuottamisesta elinkaaren loppuun, ongelmakohtien selvittämiseksi. Jatkotutkimuksissa tulisi myös huomioida ilmastolämpenemispotentiaaliksi lisäksi muita indikaattoreita, kuten vedenkulutus, happamoitumispotentiaali ja resurssien kulutus, joiden merkitys kasvaa uusiutuvaan ja vähähiilisempään energiaan siirryttäessä.

SUMMARY

Sustainable pharmaceutical blister is depended on aluminum recycling

→ Petteri Halli

M.Sc. (Tech.), Aalto University, School of Chemical Engineering, Department of Chemical and Metallurgical Engineering

→ Marja Rinne

M.Sc. (Tech.), Aalto University, School of Chemical Engineering, Department of Chemical and Metallurgical Engineering

→ Mari Lundström*

Prof. PhD, Aalto University, School of Chemical Engineering, Department of Chemical and Metallurgical Engineering, Research Group of Hydrometallurgy and Corrosion, Vuorimiehentie 2, 02150 Espoo, P.O. Box 16200, mari.lundstrom@aalto.fi

*Correspondence

In the study of Agarwal et al. (2020), the environmental impact and global warming potential (GWP) of mechanical separation of aluminum from polymers from waste pharmaceutical blisters (WPB) were investigated for the first time when employing an electrodynamic fragmentation (EDF) technology. The selected WPBs contained aluminum 10–12 wt-% and the rest was a polymer fraction, consisting mainly of polyvinyl chloride (PVC). The separation between aluminum and PVC under the optimized laboratory conditions has earlier been shown to result in up to 88% aluminum recovery with the purity of 99.4%. In the current review, it was concluded that by using a recycled aluminum in the blisters, the carbon footprint could be decreased drastically. In Finland, the GWP was calculated to be ca. 2.21 CO₂eq/kg for the investigated blister recycling process (confirmed laboratory scale) and 0.28 CO₂eq/kg for the scaled-up industrial process (estimated, not confirmed). However, due to differences in the local energy production methods, in Norway the greenhouse emissions are lower even for the primary aluminum production (0.25 CO₂eq/kg) compared what would be the emissions of recycled blister aluminum in Finland (0.28 CO₂eq/kg). Changing from fossil fuels towards renewable energy or nuclear energy in Finland, the emission of the recycling process could be decreased in order of a magnitude lower.

Keywords: Aluminium, recycling, sustainable development, pharmaceutical blister package, life-cycle assessment (LCA), energy efficiency

SIDONNAISUUDET

Ei sidonnaisuuksia.

KIITOKSET

Kirjoittajat kiittävät Suomen Akatemian strategisen tutkimusneuvoston (STN) SUDDEN-projektia (No. 320219). Kiitämme myös muita yhteistyökumppaneitamme: Vivek Agarwal (Aalto), Sampsa Helin (Aalto), Fiseha Tesfaye (Åbo Akademi), Seppo Töllikkö (GKT) ja Marja Lehtonen (GTK). Lisäksi olemme kiitollisia Pharmac Finland Oy:lle lääkepakkausraaka-aineiden toimittamisesta Agarwal ym. (2020) tutkimuksen tarpeisiin. Kiitämme Suomen Akatemian tukemaa Aalto-yliopiston RawMatTERS-infrastruktuuria (RAMI-FIRI).

KIRJALLISUUS

Agarwal V, Halli P, Helin P ym.: Electrohydraulic Fragmentation of Aluminum and Polymer Fractions from Waste Pharmaceutical Blisters. ACS Sustain Chem Eng 8: 4137 – 4145, 2020

Andreas U, Jirestig JB, Timoshkin I: Liberation of minerals by high-voltage electrical pulses. Powder Technol 104: 37 – 49, 1999

Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (AGEB): Bruttostromerzeugung in Deutschland, 2018, (viitattu 24.4.2020). www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Energie/Erzeugung/Tabellen/bruttostromerzeugung.html

Bdeir LMH, AlSaffar KA: Recycling of Aluminum Beverage Cans. J Eng Dev 12: 157 – 163, 2008

Bertram M, Martchek KJ, Rombach G: Material Flow Analysis in the Aluminum Industry. J Ind Ecol 13: 650 – 654, 2009

Dorward RC: Energy consumption of aluminium smelting cells containing solid wetted cathodes. J Appl Electrochem 13: 569 – 575, 1983

Elomaa H, Sinisalo P, Rintala L ym.: Process simulation and gate-to-gate life cycle assessment of hydrometallurgical refractory gold concentrate processing. Int J Life Cycle Assess 25: 456 – 477, 2020

ENTSO-E, 2018. Electricity in Europe 2017

Eurostat: 2020 (viitattu 24.4.2020). <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/DDN-20180511-1?inheritRedirect=true>

Farjana SH, Huda N, Mahmud MAP: Impacts of aluminum production: A cradle to gate investigation using life-cycle assessment. Sci Total Environ 663: 958 – 970, 2019

GaBi software: Sphera, 2020

Georgakopoulos A: Study of Low Rank Greek Coals Using FTIR Spectroscopy. Energy Sources 25: 995 – 1005, 2003

Haydary J, Susa D, Dudáš J: Pyrolysis of aseptic packages (tetrapak) in a laboratory screw type reactor and secondary thermal/catalytic tar decomposition. Waste Manage 33: 1136 – 1141, 2013

Huttunen R: Työ- ja elinkeinoministeriön virkamiesnäkemys: Kohti hiilineutraalia taloutta: kestävä kasvua edistävä energia- ja ilmastopolitiikka, Työ- ja elinkeinoministeriö, 2019

International Aluminium Institute: Global Aluminium Recycling: A Cornerstone of Sustainable Development, 2009 (viitattu 24.4.2020). www.ctc-n.org/resources/global-aluminium-recycling-cornerstone-sustainable-development

IPCC: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, 2013

Klejnowska K, Pikoń K, Ścierański W ym.: Influence of Temperature on the Composition and Calorific Value of Gases Produced during the Pyrolysis of Waste Pharmaceutical Blisters. Appl Sci 10: 737, 2020.

Koch M, Harnisch J: CO₂ emissions related to the electricity consumption in the European primary aluminium production a comparison of electricity supply approaches. Int J Life Cycle Assess 7: 283 – 289, 2002

Kuusakoski Oy: Kuusakoski investoi uuteen sulatusuuniin, 2017 (viitattu 26.5.2020). www.kuusakoski.com/fi/finland/yritys/yritys/uutiset/2017/kuusakoski-investoi-uuteen-sulatusuuniin/

Liu G, Müller DB: Addressing sustainability in the aluminum industry: a critical review of life cycle assessments. J Clean Prod 35: 108 – 117, 2012

Lumley R: Fundamentals of aluminium metallurgy – production. Processing and applications, Elsevier, 2010

Metal Bulletin: The premium intelligence service for metals and steel professionals (viitattu 24.4.2020). www.metalbulletin.com/events/download.ashx/document/speaker/6614/a0ID000000X0joVMAR/Presentation

Millbank P: Aluminium recycling vital to global supply chain. Alum Int Today 16: 44 – 47, 2004

Mordor Intelligence: Blister packaging market – growth, trends, and forecast (2020-2025): 2019 (viitattu 21.7.2020). www.mordorintelligence.com/industry-reports/blister-packaging-market

Nieminen J, Anugwon I, Kallioinen M ym.: Green solvents in recovery of aluminium and plastic from waste pharmaceutical blister packaging. Waste Manage 107: 20 – 27, 2020

Norgate TE, Jahanshahi S, Rankin W.J: Assessing the environmental impact of metal production processes. J Clean Prod 15: 838 – 848, 2007

Paraskevas D, Kellens K, Van de Voorde A ym.: Environmental Impact Analysis of Primary Aluminium Production at Country Level. Procedia CIRP 40: 209 – 213, 2016

Phinix: Global responsible resource management: Aluminium recycling index, 2008 (viitattu 15.5.2020). www.phinix.net/resources/presentations/Aachen.pdf

Pilchik R: Pharmaceutical blister packaging, Part I, Rationale and materials. Pharm Tech: 68 – 77, 2000a

Pilchik R: Pharmaceutical blister packaging, Part II, Machinery and assembly. Pharm Tech: 56 – 60, 2000b

Polmear I, Stjohn D, Nie J-F ym.: Light alloys, metallurgy of the light metals. 5. painos, Elsevier, 2017

Raju G, Sarkar P, Singla E ym.: Comparison of environmental sustainability of pharmaceutical packaging. Perspect Sci (Neth) 8: 683 – 685, 2016

Sabah A, Ahmed I, Arsalan A ym.: Features, functions and selection of pharmaceutical packaging materials. Int J Pharma and Neutra Res 1: 1 – 12, 2014

Schwarz H-G, Briem S, Zapp P: Future carbon dioxide emissions in the global material flow of primary aluminium. Energy 26: 775 – 795, 2001

Seetharaman S: Treatise on process metallurgy. Vol 3: Industrial Processes, Elsevier, 2014

Singh A, Sharma PK, Malviya R: Eco friendly pharmaceutical packaging material. World Appl Sci J 14: 1703 – 1716, 2011

Sperner B, Jonckheere R, Pfänder JA: Testing the influence of high-voltage mineral liberation on grain size, shape and yield, and on fission track and 40Ar/39Ar dating. Chem Geo 371: 83 – 95, 2014

Statista: Global aluminum consumption from 2016 to 2023, 2009 (viitattu 3.8.2020). www.statista.com/statistics/863681/global-aluminum-consumption/

Teknologiategollisuus: Alumiinin tuotanto, 2020 (viitattu 14.5.2020). https://teknologiategollisuus.fi/sites/default/files/file_attachments/jasenet_ryhmat_alumiinituotteet_allu_13.pdf

U.S. Geological Survey: Mineral commodity summaries, 2020

UNFCCC: Adoption of the Paris Agreement, FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1, 2015 (viitattu 29.4.2020). <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>

Valtioneuvosto ja ministeriöt: Työ- ja elinkeinoministeriö, Esitys 2018/129 hiilen energiakäytön kieltämisestä, 2019 (viitattu 19.5.2020). <https://tem.fi/paatos?decisionId=090908f80620d3c>

Wang C, Wang H, Liu Y: Separation of aluminum and plastic by metallurgy method for recycling waste pharmaceutical blisters. J Clean Prod 102: 378 – 383, 2015

Wang H, Leung DYC, Leung MKH: Energy analysis of hydrogen and electricity production from aluminum-based processes. Appl Energy 90: 100 – 105, 2012

World Aluminium: Primary aluminium production, 2020a (viitattu 29.4.2020). www.world-aluminium.org/statistics/

World Aluminium: Primary aluminium smelting energy intensity, 2020b (viitattu 24.4.2020). www.world-aluminium.org/statistics/primary-aluminium-smelting-energy-intensity/#map

World Steel Association: Global crude steel output increases by 3.4% in 2019, 2020 (viitattu 29.4.2020). www.worldsteel.org/media-centre/press-releases/2020/Global-crude-steel-output-increases-by-3.4--in-2019.html

Yhdistyneet Kansakunnat: Paris Agreement, 2015 (viitattu 26.5.2020). https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/english_paris_agreement.pdf

Yousef S, Mumladze T, Tatariants M ym.: Cleaner and profitable industrial technology for full recovery of metallic and non-metallic fraction of waste pharmaceutical blisters using switchable hydrophilicity solvents. J Clean Prod 197: 379 – 392, 2018