



Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 17/2021

Massiivipuun päästöt sisäilmaan

Kirjallisuuskatsaus

Anni Harju, Veikko Möttönen, Henrik Heräjärvi, Marko Hyttinen,
Joonas Lampela, Pertti Pasanen ja Arttu Sivula

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 17/2021

Massiivipuun päästöt sisäilmaan

Kirjallisuuskatsaus

Anni Harju, Veikko Möttönen, Henrik Heräjärvi, Marko Hyttinen, Joonas Lampela,
Pertti Pasanen ja Arttu Sivula

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2021



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

Viittausohje:

Harju, A., Möttönen, V., Heräjärvi, H., Hyttinen, M., Lampela, J., Pasanen, P. & Sivula, A. 2021. Massiivipuun päästöt sisäilmaan : Kirjallisuuskatsaus. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 17/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 47 s.

Henrik Heräjärvi, ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0002-7256-3887>



ISBN 978-952-380-169-1 (Painettu)

ISBN 978-952-380-170-7 (Verkkajulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkajulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-170-7>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Anni Harju, Veikko Möttönen, Henrik Heräjärvi, Marko Hyttinen, Joonas Lampela, Pertti Pasanen ja Arttu Sivula

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2021

Julkaisu vuosi: 2021

Kannen kuva: Henrik Heräjärvi

Painopaikka ja julkaisumyynti: PunaMusta Oy, <http://luke.juvenesprint.fi>

Tiivistelmä

Anni Harju¹⁾, Veikko Möttönen²⁾, Henrik Heräjärvi²⁾, Marko Hyttinen³⁾, Joonas Lampela⁴⁾, Pertti Pasanen³⁾, Arttu Sivula³⁾

¹Luonnonvarakeskus Savonlinna, Vipusenkuja 5, 57200 SAVONLINNA

²Luonnonvarakeskus Joensuu, Yliopistokatu 6B, 80100 JOENSUU

³Itä-Suomen yliopisto, Ympäristö- ja biotieteiden laitos, Yliopistonranta 1 E, 70600 KUOPIO

⁴Itä-Suomen yliopisto, Metsätieteiden osasto, Yliopistokatu 7, 80100 JOENSUU

Rakennus- ja sisustusmateriaaleista ja -tuotteista haihtuvien päästöjen määrät ovat nousseet materiaalien, liimojen, pinnoitteiden, tapettien jne. keskeisiksi laatuvaatimuksiksi. Vähäpäästöisyys on erityisen tärkeää rakennettaessa tai remontoitaessa kohteita riskialttiille ryhmille, kuten allergikoille. Puusta sisäilmaan haihtuvia yhdisteitä on tutkittu viime vuosikymmeninä, mutta tutkimusten lähtökohdat ja tulosten esitystavat vaihtelevat siinä määrin, että asioiden omaksuminen ilman merkittävää ajankäyttöä on aiheeseen syvällisesti perehtymättömälle vaikeaa. Puun sisäilmapäästöistä on kirjoitettu joitain englanninkielisiä yhteenvetoja ja kirjallisuuskatsauksia, mutta aihepiiriin kattavaa suomenkielistä tarkastelua ei ole ollut käytettävissä.

Tämä raportti kokoaa kansainvälistä ja kotimaista tutkimustietoa puun sisäilmapäästöistä. Kaikista puulajeista haihtuu yhdisteitä ympäröivään ilmaan, mutta päästöjen määrä ja koostumus vaihtelevat muun muassa puulajin, näytetyypin ja näytteen käsittelytavan mukaan. Puun interaktio ympäröivän ilman kanssa voidaan estää tai sitä voidaan vähentää pintakäsittelyllä, mutta päästöjen hallinnan näkökulmasta se on tarpeen vain poikkeustapauksissa. Puusta haihtuvien terveydelle haitallisten yhdisteiden pitoisuudet ovat normaaleissa käyttöolosuhteissa niin vähäisiä, ettei suomalaisen puun sisäkäytön rajoittamiselle ole perusteita. Poikkeuksen tekevät tilat, joissa sisäilman laadulle asetetaan erityisvaatimuksia (esim. yliherkkyyshuoneet) – tällöinkin päästöjä on helppo hallita esimerkiksi puulajivalinnalla.

Vasta-asennetusta puutuotteesta haihtuvien yhdisteiden kokonaispitoisuuden perusteella ei tule tehdä päätelmiä sisäilman laadusta, koska suurin osa yhdisteistä on harmittomia ja päästöt laskevat nopeasti asennuksen jälkeen. Terveydelle ja hyvinvoinnille haitallisten yhdisteiden päästöille on määritelty sekä EU-tasolla että kansallisesti raja-arvoja, joita sisäilman laatuun vaikuttavissa kohteissa käytettävät tuotteet eivät saa ylittää. Puu luetaan kotimaisessa päästöluokituksessa vähäpäästöiseen M1-luokkaan yhdessä lasin, keraamien, luonnonkiven, metallien ja tiilen kanssa. Puu on kuitenkin hygroskooppinen materiaali, josta haihtuvien yhdisteiden määrä ja koostumus muuttuvat ympäristöolosuhteiden (lämpötila, ilmankosteus) mukaan. Niinpä vakioituissa olosuhteissa tehdyistä päästömittauksista ei voi tehdä suoraviivaisia päätelmiä koskien puun sisäilmapäästöjä esimerkiksi eri vuodenaikoina.

Asiasanat: emissio, haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC), puumateriaali, päästöluokitus, sisäilma, terveysvaikutukset, uuteaineet

Sisällys

1. Johdanto.....	6
1.1. Tausta	6
1.2. Tavoitteet.....	7
2. Puu ja sen päästöt sisäilmaan.....	8
2.1. Puun rakenne ja kemia	8
2.1.1. Havu- ja lehtipuu	8
2.1.2. Sydän- ja pintapuu.....	9
2.1.3. Modifioitu puu.....	9
2.2. Puu rakennus- ja sisustustuotteissa.....	10
2.2.1. Massiivipuu: puulajit ja laadut.....	10
2.2.2. Käsitelty massiivipuu: kuivaus, modifiointi ja pintakäsittelyt.....	11
2.2.3. Kierrätyspuu.....	12
2.3. Sisäilma	14
2.3.1. Tausta.....	14
2.3.2. Viranomaisohjeistus sisäilman laadun valvonnalle.....	17
2.3.3. Sisäilmastoluokitus (S) ja rakennusmateriaalien päästöluokitus (M)	19
2.3.4. Muita luokituksia.....	21
2.4. Puun vaikutukset sisäilmaan	23
2.4.1. Puutuotteiden päästöt sisäilmaan.....	23
2.4.2. Puun päästöjen hapettumistuotteet.....	25
2.4.3. Puun päästöjen vaikutukset terveyteen ja hyvinvointiin.....	26
2.4.4. Muut vaikutukset.....	28
3. Päätelmät.....	30
3.1. Päästöt puuraaka-aineiden ja -tuotteiden käytön kannalta	30
3.2. Jatkotutkimustarpeet.....	31
Viitteet	32
Liitteet.....	44

Sisäilmakysymyksiin liittyviä lyhenteitä ja niiden määritelmät.

Lyhenne	Englanniksi	Suomeksi	Määritelmä
VOC	Volatile organic compounds	Haihtuvat orgaaniset yhdisteet	Kiehumispiste 50–100...240–260 °C, höyrynpaine >10 ⁻² kPa
VVOC	Very volatile organic compounds	Erittäin haihtuvat orgaaniset yhdisteet	Kiehumispiste >0...50–100 °C, höyrynpaine >15 kPa
SVOC	Semi volatile organic compounds	Puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet	Kiehumispiste 240–260...380–400 °C, höyrynpaine 10 ⁻² –10 ⁻⁸ kPa
TVOC	Total volatile organic compounds	Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaismäärä	
POM	Particulate organic matter	Hiukkasiin sitoutuneet yhdisteet	Kiehumispiste >380 °C
CAS-numero	CAS (Chemical Abstracts Service) Registry Number	CAS-numero	Yhdysvaltalainen kemikaalien tunnistenumerojärjestelmä
CEL	Critical exposure limit	Kriittinen altistusraja	Yhdisteen terveysvaikutuksia aiheuttava pitoisuus lyhyt- tai pitkäkestoisessa altistuksessa
EMC	Equilibrium moisture content	Tasapainokosteus	Materiaaliin sitoutunut kosteus sen ollessa tasapainossa ympäröivän ilman kosteuden ja lämpötilan kanssa
http	Occupational exposure limit	Haitalliseksi tunnettu pitoisuus	Asetus STM 654/2020,
IAQ	Indoor air quality	Sisäilman laatu	
LCI	Lowest concentration of interest		Sisäilmassa esiintyvän yhdisteen korkein pitoisuus, jolla ei ole todettu terveyshaittoja
M1	Material classification, M1	Materiaalin päästöluokka M1	Paras luokka materiaalien päästöluokituksessa
MCS	Multile chemical sensitivity	Hajuste-kemikaaliyliherkkyys	
OEL	Occupational exposure limit	Työhygieeninen altistumisen raja-arvo	
SBS	Sick building syndrome	Sisäilmasairaus	
SER	Specific emission rate,	Materiaalin ominaispäästö	
SER _a	Area specific emission rate	Pinta-alaperusteinen ominaispäästö	µg/(m ² × h)
SOA	Secondary organic aerosol		Kemiallisessa reaktiossa syntynyt orgaaninen aerosoli
TLV	Threshold limit values	Työhygieeninen raja-arvo	

1. Johdanto

1.1. Tausta

Euroopan Unionin osana Suomi on sitoutunut Pariisin ilmastopimukseen ja tavoitteeseen hiilineutraalista Euroopan Unionista vuoteen 2050 mennessä. Suomen tavoitteena on päästöjä vähentämällä ja hiilinieluja vahvistamalla saavuttaa hiilineutraalius jo vuonna 2035. Ilmastonmuutoksen sekä luonnonvarojen liikkakäytön hillitsemiseen tähtäävät toimet vaikuttavat myös kotimaiseen rakennusalaan, sillä rakennuskanta kuluttaa liki 40 % energiasta EU-alueella. Hallitusohjelman tavoitteisiin on kirjattu asumisen ja rakentamisen hiilijalan pienentäminen, jonka toteuttamiseen liittyvänä keinona esitetään puurakentamisen lisääminen (Valtioneuvosto 2019, 2021).

Rakennusten energiatehokkuusdirektiivissä veloitetaan artiklan 2a mukaan laatimaan etenemissuunnitelma vähähiiliselle rakennuskannalle. Ympäristöministeriö on Bionova Oy:n (2017) kanssa laatinut tätä varten ”Tiekartta rakennuksen elinkaaren hiilijalanjäljen huomioimiseksi rakentamisen ohjauksessa” -ohjeen ajanjaksolle 2017–2025. Lisäksi on julkaistu ”Pitkän aikavälin korjausrakentamisen strategia” (2020), jonka tavoitteena on vähentää vuoteen 2020 mennessä valmistuneiden 1,4 miljoonan rakennuksen hiilidioksidipäästöjä 90 prosentilla ja lisätä lähes nollaenergiarakennusten osuutta kymmenestä prosentista 90 prosenttiin vuoteen 2050 mennessä. Vähähiilisen rakentamisen tiekartta toimii osana Suomen ilmastopolitiikkaa jo siksikin, ettei Suomi saavuta nykyisin keinoin EU:n 2030 ilmastotavoitteita. Suomessa rakentamisesta ja rakennusten käytöstä on peräisin kolmasosa kaikista ihmisen synnyttämistä kasvihuonekaasupäästöistä (Ympäristöministeriö 2018). Ilmastopimukseen toteutumiseksi asetetun 4. tavoitteen mukaisesti asumisen ja rakentamisen hiilijalanjälkeä pyritään pienentämään kehittämällä elinkaariajattelua ja kiertotaloutta (Valtioneuvosto 2019).

Ilmastokysymyksissä puu poikkeaa muista rakennusmateriaaleista mm. uusiutuvuutensa vuoksi. Kaikkien rakennusmateriaalien valmistus ja käyttö aiheuttavat päästöjä, joita voidaan vertailla vakioituilla hiilijalanjäljen laskentamenetelmillä. Toisin kuin muilla rakennusmateriaaleilla, puun käytöllä on päästöjen lisäksi myös hiilinieluvaikutuksia, minkä vuoksi puun käyttöä tarkastellaan ilmastokysymyksissä eri lähtökohdista verrattuna esim. kiviaineksiin tai metalleihin. Jos puun käyttö on metsien hiilinielun ja rakennetun ympäristön hiilivaraston nettomuutoksen näkökulmasta kestäväällä pohjalla, voidaan puun käytölle esittää päästövähennysperusteen lisäksi myös hiilinieluperuste. Rakentamisen arvoketuissa puun käytöllä on myös ilmastokannalta positiivinen korvausvaikutus. Puun käyttö tyypillisesti alentaa rakennustoiminnan kokonaispäästöjä vähentämällä ilmastolle haitallisemman materiaalin käyttötarvetta.

Ilmastokysymykset (ympäristökilpailukyky) sekä rakennepuutuotteiden (liimapuu, viilupuu LVL, ristiin liimattu puuelementti CLT) kehittyminen teknisesti ja taloudellisesti kilpailukykyisiksi ratkaisuihin ovat vauhdittaneet puun käytön lisääntymistä perinteisen puuvaltaisen markkinan (vapaa-ajanasunnot ja pientalot) lisäksi myös julkisessa ja kerrostalorakentamisessa. Hinnan, teknisen soveltuvuuden sekä ympäristökysymysten ohella tärkeä materiaali- ja tuotevalintoihin liittyvä reunaehto on valinnan vaikutus tilan käyttäjien terveyteen ja hyvinvointiin. Sisätiloissa – lattiapäällysteet, katto- ja seinäpaneelit, kiintokalusteet, huonekalut – puuta on käytetty perinteisesti rakennusten runkomateriaalivalinnoista riippumatta. Sisäkäyttökohteissa puulla, kuten kaikilla materiaaleilla, on vaikutuksia sisäilmaan. Sisäympäristön laadun parametreja ovat esimerkiksi lämpötila, suhteellinen kosteus, vedottomuus, hiukkaspitoisuus sekä materiaaleista haihtuvien yhdisteiden pitoisuus. Tässä raportissa keskitytään haihtuviin yhdisteisiin.

Haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC, volatile organic compounds), ovat 50–260 asteen lämpötilavälillä haihtuvia yhdisteitä ja joiden höyrynpaine ylittää 10 pascalia (WHO 1989). Osaa näistä esiintyy kaasumaisina myös huoneenlämmössä. Rakennus- ja sisustusmateriaaleista ja -tuotteista haihtuvien päästöjen määrät ovat nousseet materiaalien, liimojen, pinnoitteiden, tapettien jne. keskeisiksi laatuvaatimuksiksi. Vähäpäästöisyys on erityisen tärkeää rakennettaessa tai remontoitaessa kohteita riskialttiille ryhmille, kuten haihtuville yhdisteille herkistyneille sekä allergikoille. Itse materiaalin lisäksi pintojen toiminnallisia ominaisuuksia voidaan muuttaa. Esimerkiksi puupintojen pintakäsittelyllä voidaan vähentää puutuotteista haihtuvien yhdisteiden määrää sekä pinnan pölyn sitovuutta ja helpottaa puhdistettavuutta. Samalla kuitenkin tuetaan uudenlaisia päästöjä sekä menetetään pintakäsittelemättömän puun esteettisyyteen, kosketustuntumaan, antibakteerisuuteen tai hygroskooppisuuteen liittyviä hyötyjä.

Puu on hygroskooppinen materiaali eli sen kosteussuhde määräytyy ympäröivän ilman suhteellisen kosteuden ja lämpötilan mukaan. Lämmitettävien sisätilojen ilman suhteellinen kosteus vaihtelee vuodenaikojen välillä jopa 70 prosenttiyksikköä. Toisaalta voidaan olettaa, että toisin kuin ei-hygroskooppisilla materiaaleilla, puun emissiotasoon vaikuttaa se, millainen kosteustila puulla on mittaushetkellä ja millaisen kosteusvaihteluhistorian mitattava näyte on käynyt läpi. Puun kosteussuhteen vuosivaihtelu on verrattain säännönmukaista ja kosteus toimiikin puumateriaalissa eräänlaisena pumppuna haihtuville orgaanisille yhdisteille. Ilmiössä on kyse vesihöyrytislauksesta, jossa vesimolekyylit korvaavat materiaaliin adsorboituneita tai siinä luonnostaan olevia kemiallisia ainesosia kuten terpeenejä vapauttaen niitä ilmaan. Kosteussuhteen vuodenaikavaihtelun arvioidaan vaikuttavan puutuotteen VOC-päästöjen kehittymiseen paitsi lyhyellä myös pitkällä aikavälillä. Vuosia tai vuosikymmeniä käytetty puuraaka-aine (esim. kierätyspuu) on käynyt läpi monia kostumis-kuivumissyklejä, ja sen voidaan olettaa olevan vähäpäästöisempää kuin raaka-aineen, joka ei ole altistunut vuodenaikaisvaihtelulle. Toisaalta puusta voidaan haihduttaa nopeastikin pois suuri osa yhdisteistä, kuten tapahtuu teollisessa kuivauksessa tai lämpömodifioinnissa. Markkinoilla onkin laaja kirjo kemialliselta rakenteeltaan modifioituja puutuotteita, joiden päästökäyttäytyminen kosteuden ja lämpötilan suhteen sekä haihtuvien yhdisteiden kirjo poikkeavat käsittelemättömästä puusta. Modifioituja puutuotteita yhdistävä piirre on se, että niiden tasapainokosteus on alhaisempi kuin käsittelemättömässä puussa, eli vastaavissa ympäröivän ilman kosteus- ja lämpötilaolosuhteissa ne pysyvät käsittelemättömästä puuta kuivempina. Näin ollen myös haihtuvia yhdisteitä vapauttava vesihöyrytislautuminen tyypillisissä sisäilmaolosuhteissa on vähäisempää.

Puusta sisäilmaan haihtuvia yhdisteitä on tutkittu erityisesti viime vuosikymmeninä. Tutkimusten lähtökohdat (puulaji, näytteen valmistustapa, jne.), mittaustavat ja tulosten esitystavat vaihtelevat siinä määrin, että asioiden omaksuminen ilman merkittävää ajankäyttöä on aiheeseen syvällisesti perehtymättömälle vaikeaa. Puun sisäilmapäästöistä on kirjoitettu joitain englanninkielisiä yhteenvetoja ja kirjallisuuskatsauksia, mutta aihepiirin kattavaa suomenkielistä tarkastelua ei ole ollut käytettävissä.

1.2. Tavoitteet

Kirjallisuuskatsauksen tavoitteena on koota yhteen kansainvälistä ja kotimaista tutkimustietoa puun sisäilmapäästöistä sekä analysoida erilaisten puujakeiden sisäkäyttösovelluksia päästönäkökulmasta. Lisäksi arvioidaan, millä tavoin puuraaka-aineita pitäisi käsitellä tai säilyttää, jotta niistä valmistettavat tuotteet täyttäisivät hyvälaatuisen sisäilman vaatimukset. Raportti on rajattu koskemaan puhdasta, liimaamatonta ja pintakäsittelemättömästä puuta, ja käsittelyjen vaikutuksia päästöihin tarkastellaan vain lyhyesti. Tiedot on koottu pelkästään suomen- ja englanninkielisestä kirjallisuudesta.

2. Puu ja sen päästöt sisäilmaan

2.1. Puun rakenne ja kemia

2.1.1. Havu- ja lehtipuu

Havu- ja lehtipuiden solut eroavat toisistaan muodoltaan ja järjestykseltään. Suurin osa havupuiden soluista on puuta tukevia ja vettä kuljettavia trakeideja. Niiden lisäksi havupuusoluissa on pihkatiehyitä muodostavia rauhassoluja eli epiteeliparenkyymisoluja sekä ydinsädetrakeideja. Lehtipuiden solukko on havupuita kehittyneempää ja monipuolisempaa muodostuen kuiduista, trakeideista, putkilosoluista ja parenkyymisolusta. Suuret putkilot sijaitsevat eri lehtipuulajeilla joko kevätpuussa (kehäputkiloiset) tai tasaisesti koko vuosilustossa (hajaputkiloiset). Kotimaisista puulajeista esimerkiksi koivut, leppä ja haapa ovat hajaputkiloisia. Kehäputkiloisia ovat mm. tammi, saarni ja jalava. Sekä havu- että lehtipuilla on rungon pituusakselin suuntaa vasten kohtisuorassa olevia ydinsäteitä, joiden tehtävänä on kuljettaa nesteitä horisontaalisesti ja varastoida ravintoaineita. Ydinsäteitä, ydinsädesoluja ja niiden eri muotoja on kuitenkin lehtipuilla enemmän kuin havupuilla (Kärkkäinen 2007, Jääskeläinen & Sundqvist 2007).

Lehti- ja havupuiden puuaine koostuu kolmesta suuren molekyylipainon biopolymeeristä (selluloosa, hemiselluloosa ja ligniini), muista polymeerikomponenteista (pektiinit, tärkkelys, proteiinit) ja useista pienen molekyylipainon komponenteista (Alén 2011, Sjöström 1993). Viimeksi mainittu ryhmä koostuu orgaanisista uuteaineista ja joistakin vesiliukoisista orgaanisista ja epäorgaanisista yhdisteistä (esim. Hillis 1971, Metsämuuronen & Siren 2019, Umezawa 2000). Uuteaineiden pitoisuus on yleensä alle 5 % puun kuivapainosta ja se vaihtelee puulajien ja -yksilöiden sekä puun eri osien välillä (Jääskeläinen & Sundqvist 2007). Suurimmat pitoisuudet ovat sydänpuussa, kuoressa, sisäöksissä, pihkatiehyissä ja ydinsäteiden varastosoluissa. Puun uuteaineet voidaan jakaa fenolisiin, alifaattisiin ja muihin yhdisteisiin (Taulukko 1).

Taulukko 1. Puun orgaanisten uuteaineiden luokittelu (Alén 2011).

Fenoliset yhdisteet	Alifaattiset yhdisteet	Muut yhdisteet
Yksinkertaiset fenolit	Terpeenit ja terpenoidit (sisältäen hartsihapot ja steroidit)	Sokerit
Stilbeenit	Rasvahappojen esterit (rasvat ja vahat)	Syklitolit
Lignaanit	Rasvahapot	Tropolonit
Isoflavonit	Alkaanit	Aminohapot
Flavonoidit		Alkaloidit
Kondensoituneet tanniinit		Kumariinit
Hydrolysoituvat tanniinit		Kinonit

Useat puun uuteaineet, mm. terpeenit ja alkaanit, ovat kokonaan tai osittain haihtuvia yhdisteitä (Jääskeläinen & Sundqvist 2007). Terpeenit ovat isopreeniyksikön ($\text{CH}_2=\text{C}(\text{CH}_3)-\text{CH}=\text{CH}_2$) sisältäviä hiilivetyjä (Granström 2010). Havupuiden terpeenit ja terpenoidit ovat alempia terpeenejä ja terpenoideja, esim. mono-, seskvi-, ja diterpenoideja sekä steroleja, sekä pihkatiehyissä esiintyviä monoterpeenejä kuten limoneenia, α - ja β -pineeniä sekä Δ^3 -kareenia. Lehtipuuden terpeenit ja terpenoidit ovat pääasiallisesti triterpenoideja, steroleja sekä polyprenoideja (Risholm-Sundman ym. 1998). Havupuiden tuoksu on peräisin pääasiassa monoterpeeneistä, joita voi olla myös trooppisten lehtipuulajien epiteelisoluja sisältävissä tiehyissä, mutta jotka ovat harvinaisia lauhkean alueen lehtipuissa (Jääskeläinen & Sundqvist 2007).

2.1.2. Sydän- ja pintapuu

Puun vanhetessa ja kasvaessa paksuutta pintapuun sisin osa kuolee ja muuttuu sydänpuuksi. Sydänpuun muodostuminen liittyy erityisesti ydinsäteiden parenkymisolujen ja pitkittäisparenkymisolujen kuolemiseen (Kärkkäinen 2007) samalla kun tärkkelys ja lipidit muuttuvat sekundaarisiksi metaboliiteiksi, jotka kertyvät soluonteloon, soluseiniin ja huokoskalvoihin (Fengel 1970, Kampe & Magel 2013). Sydänpuun muodostumisen aikana parenkymisoluissa esiintyy lignifikaatiota ja polyfenolit peittävät huokosaukot (Bauch ym. 1974). Sydänpuu on yleensä kuivempaa kuin pintapuu ja sen uuteainepitoisuus on suurempi. Sydänpuun muodostumisen alettua sen osuus kasvaa vuosi vuodelta puun vanhetessa, sillä eläviä soluja sisältävä pintapuun vuosilustojen määrä pysyy lähes vakiona. Sydän- ja pintapuun välissä voi joillakin puulajeilla olla kuiva vaihtumisvyöhyke, jossa ei vielä ole havaittavissa kemiallisia muutoksia. Pintapuussa voidaan erottaa ulompi johtosolukovyöhyke, jossa vesi kulkee putkiloissa tai trakeideissa, ja sisempi varastosolukovyöhyke, jossa parenkymisolut toimivat ravinteiden kuljettamisessa ja varastoinnissa. Havupuiden pintapuussa trakeidien muodostamat pitkittäis- ja säteensuuntaiset kanavat ovat yhteydessä toisiinsa huokosten kautta. Veden ja ravinteiden kuljetus juurista latvukseen tapahtuu pintapuussa ja talvella siihen varastoituu ravinteita. Sydänpuun soluseinämän huokokset ovat sulkeutuneet estäen veden kulkeutumisen solujen välillä.

Männyn sydänpuussa on selvästi suurempi uuteainepitoisuus kuin pintapuussa. Suurin osa uuteaineista on hartsihappoja, mutta niiden lisäksi on myös luontaisina lahonsuoja-aineina toimivia stilbeenejä (esim. Harju ym. 2003, Leinonen ym. 2008). Vastakaadetussa mäntyrungeissa sydänpuu erottuu selvästi pintapuuta kuivempana. Kun sydänpuu altistuu auringonvalolle, se vähitellen tummuu pintapuun säilyessä vaaleampana. Erilaisen uuteainekoostumuksen vuoksi kuusella vastaavaa muutosta ei tapahdu ja lehtikuusella puolestaan sydänpuu on tummaa tuoreessakin puussa.

Suomalaisilla lehtipuilla (koivu, leppä, haapa), joita yleisimmin käytetään sisustuspuulajeina, ei yleisesti ajatella olevan eroa pinta- ja sydänpuun välillä (Kärkkäinen 2007). Toiset lehtipuulajit, kuten tammi, pihlaja ja eukalyptus, muodostavat selvästi erottuvaa sydänpuuta. Tammen ja eukalyptuksen sydänpuussa on runsaasti uuteaineita, esim. hydrolysoituvia ja kondensoituneita tanniineja sekä lignaania (esim. Seikel & Hillis 1970, Zhang ym. 2015), jotka eivät kuitenkaan haihdu herkästi eivätkä siten aiheuta merkittäviä VOC-päästöjä.

2.1.3. Modifioitu puu

Modifioidulla puulla tarkoitetaan puuta, jota on käsitelty kemiallisesti, biologisesti tai fysikaalisesti jonkin halutun ominaisuuden parantamiseksi (esim. Möttönen ym. 2018). Kemialliset modifiointimenetelmät tähtäävät pääasiassa ulkokäyttöön tarkoitetun puun lahonkestävyyden lisäämiseen kyllästämällä puuainetta lahottajasienten kasvua estävillä kemiallisilla yhdisteillä. Eri modifiointimenetelmistä vain lämpökäsittely soveltuu sisäkäyttöön tarkoitetun puun

valmistamiseen esimerkiksi saunapaneeleihin ja -kalusteisiin, lattiamateriaaleiksi, keittiökaappeihin tai huonekaluihin. Puun lämpökäsittelyä tehdään eri puolilla maailmaa useilla eri tekniikoilla, joille kaikille on yhteistä käsittely korkeissa lämpötiloissa (n. 150–230 °C:ssa) jonkin suoja-aineen ympäröimänä (vesihöyry, typpikaasu, kasvipohjaiset öljyt) tai tyhjiössä. Yleisimmässä lämpökäsittelymenetelmässä, ThermoWood®-käsittelyssä, suoja-aineena toimii vesihöyry, joka nopeuttaa prosessia, mutta estää puun liiallisen hapettumisen ja halkeilun.

Puun terminen hajoaminen lämpökäsittelyssä ilmenee selvänä tummenemisena (esim. Torniainen ym. 2016), hemiselluloosan hajoamisesta ja uuteaineiden haihtumisesta johtuvana massan häviönä ja mekaanisten ominaisuuksien muuttumisena (esim. Borrega & Kärenlampi 2008, Cai 2020), sekä vedenhylkivyyden lisääntymisen myötä merkittävänä mitta- ja muotopysyvyyden ja biologisen kestävyuden paranemisena (esim. Pétrissans ym. 2003, Hill ym. 2013, Cai 2020). Massan häviö on lehtipuissa yleensä suurempaa kuin havupuissa, johtuen todennäköisesti suuremmasta asetyyliyhmiä määrästään (Rowell ym. 2009). Asetyyliyhmiä hajoaminen vapauttaa puuhun etikkahappoa lämpökäsittelyn aikana, mikä edistää happohydrolyysiä. Puun happohydrolyysissä vesimolekyylit pilkkovat polymeerejä, etenkin hemiselluloosaa ja selluloosaa, pienempimolekyylisiksi mono-, di- ja oligosakkarideiksi. Useimpien puulajien tiedetään olevan luonnostaan happamia, mikä yhdessä kuumentamisen vapauttamien orgaanisten happojen kanssa edistää polysakkaridien hydrolyysiä.

2.2. Puu rakennus- ja sisustustuotteissa

2.2.1. Massiivipuun puulajit ja laadut

Massiivipuulla voidaan puhekielessä tarkoittaa joko puuta sellaisenaan (esim. höylä- tai pyöröhirret) tai useammasta kappaleesta liimattua suurempaa rakenteellista osaa (esim. liimahirret, liimalevyt- tai palkit). Puurunkorakenteissa massiivipuun ”vastakohta” on rankarakenne, jossa puulla on vain kantava rooli, ja lämmöneristyksessä sekä kosteussulusta vastaavat toiset materiaalit.

Rakennepuutuotteiksi (engineered wood products, EWP) kutsutaan sahatavarasta, viiluista tai suurlastuista liimattuja rakenteellisiin käyttötarkoituksiin valmistettuja tuotteita (esim. Heräjärvi ym. 2003) kuten liimapuuta (glue laminated timber, GLT), ristikkäin liimattua monikerroslevyä (CLT) ja liimattuja hirsirakenteita. Viilusta valmistetaan vanerin lisäksi viilupuuta (LVL), jossa kaikkien viilujen syysuunta on pituussuuntaan tai osa viiluista on liimattu ristiin. Viilupuun käyttökohteita ovat esimerkiksi pilarit, palkit, lattia- ja seinälevyt.

Suomessa kaikkia kotimaisia pääpuulajeja käytetään sisustustuotteissa (paneloinnit, kiintokalusteet, huonekalut, lattiat, ovet, ikkunat). Sahatavaraan, viilupuuhun tai CLT-levyihin perustuvissa runkorakenteissa kuusi on selvästi käytetyin puulaji. Hirsirakenteissa käytetään sekä mäntyä että kuusta. Ulkomaisia puulajeja käytetään huonekaluissa, parketeissa, paneeleissa ja listoissa.

Sisäilman ominaisuuksiin puusta haihtuvat yhdisteet vaikuttavat eniten silloin, kun kohteessa on laajoja käsittelemättömiä puupintoja, kuten hirsirakenteissa.

Puu on muita rakentamisen materiaaleja hygroskooppisempaa eli sen kosteus pyrkii tasapainoon ympäröivän ilman suhteellisen kosteuden kanssa. Myös massiivipuun VOC-päästöt ja ilmankosteuden tasaamiskyky vaihtelevat puulajin, tarkasteluajan, puun kosteuden ja puupinnan syysuunnan mukaan. Esimerkiksi muutaman tunnin kestävä kosteuskuorma vaikuttaa puun

kosteuteen noin 1–2 mm syvyydellä ja viikon aikana noin 11 mm syvyydellä (Lehtinen ym. 1998). Kosteutta tasaava vaikutus on erilainen eri syysuunnissa: poikkileikkauspinnan kyky siirtää kosteutta on lähes kolminkertainen verrattuna säteen suuntaiseen pintaan (Vahtikari ym. 2016).

Koneellisella ilmanvaihdolla varustetussa rakennuksessa ilmanvaihtojärjestelmän vaikutus sisäilman kosteuteen ja VOC-yhdistepitoisuuteen on huomattavasti suurempi kuin itse rakennus- tai sisustusmateriaalien vaikutus. Koneellisen ilmanvaihdon tarvetta on mahdollista jossain määrin vähentää hyödyntämällä puuta sisäilman kosteuden vaihtelujen tasaajana (Simonson ym. 2001). On kuitenkin huomattava, että puumateriaalit eivät vastaavasti tasaa muiden ilman epäpuhtauksien, esim. hiilidioksidin pitoisuuksia.

2.2.2. Käsitelty massiivipuu: kuivaus, modifiointi ja pintakäsittelyt

Puutavaran kuivauksen tavoitteena on saada puun kosteussuhde vastaamaan niitä olosuhteita, joissa puu tulee olemaan lopullisessa käyttökohteessaan. Puutavaraa kuivataan teollisesti kuivaamoissa, joissa kuivausaika vaihtelee puulajin, puutavaran lähtökosteuden ja paksuuden sekä kuivauksessa käytettävien olosuhteiden mukaan. Kuivausolosuhteita säädetään ilman suhteellisen kosteuden ja lämpötilan avulla. Kuivauslämpötila lämminilmakuivauksessa kamari- tai kanavakuivaamoissa on 50–80 °C. Kuuma- eli pikakuivauksessa, joka on käytössä osana lämpökäsittelyprosessia, käytetään jopa 130 °C lämpötilaa. Näiden lisäksi erityisesti korkealaatuisen puun kuivaukseen on käytössä alipaine- ja lauhdekuivausmenetelmiä, joissa kuivauslämpötilat voidaan pitää alhaisina ja tavoitteena on minimoida korkeasta lämpötilasta aiheutuvat kuivausvirheet ja värimuutokset.

Puuaineen kemiallinen koostumus muuttuu jo puutavaran teollisessa kuivauksessa käytetyissä suhteellisen alhaisissa lämpötiloissa. Monoterpeenien määrän todettiin käsittelemättömässä männyn sydänpuussa olevan aluksi 0,9 % ja pintapuussa 0,4 % kuivapainosta (Englund & Nussbaum 2000). Kuivaus +60 °C:n lämpötilassa vähensi monoterpeenien määrää männyn sydänpuussa 0,5 %:iin ja pintapuussa 0,3 %:iin. Kuivaus korkeassa lämpötilassa (110–120 °C) pienensi monoterpeenien määrän sydänpuussa 0,29 %:iin ja pintapuussa 0,14 %:iin (Englund & Nussbaum 2000) eli jäljellä oli noin kolmannes monoterpeenien alkuperäisestä pitoisuudesta. Korkeassa lämpötilassa kuivaamisen on todettu lisäävän massan häviötä 15–20 % (Rowell ym. 2009). Koneellisesti 55 asteen lämpötilassa kuivatulla kuusisahatavaralla havaittiin suuremmat terpeni- ja aldehydipäästöt kuin 85 asteessa kuivatulla sahatavaralla heti kuivauksen jälkeen, mutta päästöt vähenivät ja ero pieneni neljän viikon seurantajakson aikana (Steckel ym. 2011). Kuivaus korkeassa lämpötilassa ei kuitenkaan aiheuttanut kielteisiä seurauksia, kuten furfuraalin päästöjä, jota esiintyy usein lämpökäsitellyssä puussa. Samassa tutkimuksessa havaittiin, että kuusisahatavaran VOC-päästöt voivat olla jopa kertaluokkaa suurempia, jos raaka-aineen pihkapitoisuus on suuri verrattuna pihkattomaan sahatavaraan.

Lämpökäsittelyn tavoitteena on parantaa puun säänkestävyyttä, saada aikaan trooppista puuta muistuttava tumma väri ja vähentää kosteuselämistä. Lämpötilan noustessa yli 150 asteen alkaa puussa muodostua rakenneosien hajoamistuotteita, joita ovat mm. muurahais- ja etikkahappo, alkoholit, aldehydit, furfuraalit ja hiilidioksidi (Bridgwater ym. 1995, Granström 2005). Orgaaniset hapot katalysoivat happohydrolyysiä, jossa polysakkaridien glykosididokset hajoavat jotta mm. värinmuutoksiin (Sehlstedt-Persson 2003) ja puun rakenneosien pilkkoutumiseen (Fengel & Wegener 1989). Puun pH-tason on muutamissa tutkimuksissa havaittu laskevan lämpökäsittelylämpötilan ja -ajan kasvaessa (Tjeerdsma & Militz 2005), kun taas toisissa tutkimuksissa happamuuserot eri lämpökäsittelyasteiden välillä ovat vähäisiä tai olemattomia (Cai ym. 2018, 2020). Lämpökäsitellyn puun vedenhylkivyyden eli hydrofobisuuden lisääntyminen vesimolekyylin

kiinnittymisen kannalta tärkeiden OH-ryhmien vähetessä korkeissa lämpötiloissa (esim. Cai ym. 2019).

Lämpökäsittelyssä puussa on vähemmän haihtuvia orgaanisia yhdisteitä ja niiden koostumus on erilainen kuin ilmakehässä puussa (Hyttinen ym. 2010). Erityisesti havupuun monoterpeenien päästöt laskevat merkittävästi. Aldehydien osuus päästöistä lisääntyy lämpökäsittelyssä puussa, jossa niiden osuus voi olla yli 80 % (Xue ym. 2016). Kuten modifioimattomassakin puussa, myös lämpökäsittelystä puusta haihtuvien yhdisteiden ainesosat vaihtelevat puulajien välillä (Hyttinen ym. 2010).

Lämpökäsittelyn vaikutuksesta uuteaineiden pitoisuus ja VOC päästöt voivat joillakin puulajeilla myös kasvaa käsittelemättömään puuhun verrattuna. Etelänkeltamännyn (*Pinus elliottii* var. *elliottii*) lämpökäsittelyn havaittiin lisäävän uuteaineiden määrää nuorpuussa 34 % ja aikuispuussa 89 % samalla kun hemiselluloosan määrä väheni noin 4 %. (Severo ym. 2012). Ho-peapoppelilla (*Populus alba* L.) lämpökäsittely 180 ja 200 asteessa lisäsi kokonaispäästöjä käsittelemättömään puuhun verrattuna (Čech & Tesařová 2015).

Sisätiloissa käytettävän puun pintakäsittelyn tavoitteena on vaikuttaa puupinnan ulkonäköön ja suojata puuta kosteudelta, lialta, kulutukselta ja auringon uv-säteilyltä. Pintakäsittelyyn voidaan käyttää maalia, lakkaa, öljyä tai vahaa. Pintakäsittelyaine muodostaa kalvon, joka enemmän tai vähemmän hidastaa kaasujen ja kosteuden siirtymistä puun ja ympäröivän ilman välillä, hidastaen näin myös puun päästöjä sisäilmaan. Lämpöä voidaan kuvata vesihöyryn diffuusiostuskertoimella. Diffuusiostuskertoimen kasvaessa kosteusvirran määrä laskee. Pintakäsittelyaineiden ja pinnoitemateriaalien vaikutusta puumateriaalien ja puutuotteiden kemialliseen koostumukseen tai päästöihin on tutkittu hyvin vähän. Esimerkiksi puupohjaisista parketeista haihtuu puun omien VOC-päästöjen lisäksi liimojen ja hartsien päästöjä. Tutkimusten pääpaino on ollut pintakäsittelyaineista ja pinnoitteista itsestään vapautuvissa päästöissä. Rakennusmaalien ja -lakkojen liuotinpitoisuuksien pitää olla tuote-VOC-asetuksen rajoitusten mukaisia. Tieto tuotteiden sisältämistä VOC-yhdisteistä on kirjattava tuotteen päällysmerkintöihin ja vuosittain ilmoitettava Tukesiin tuotteiden määrätiedot (<https://tukes.fi/kemikaalit/tuote-voc-rakennus-ja-korjausmaalit>).

Vertailtaessa sisälakan haihtuvia yhdisteitä (tolueeni, etyylibentseeni, m,p-ksyleeni, o-ksyleeni) eri materiaaleista (alumiinilevy, kipsilevy, vanerilevy), käsittelyalusta vaikutti merkittävästi pintakäsittelyaineiden VOC-päästöjen määrään (Kwok ym. 2003). Lämpökäsittelyä alumiinista haihtui 65 % enemmän kuin vanerista testin ensimmäisten kymmenen tunnin aikana. Pintahaihdunta vallitsi alussa (alumiini), myöhemmässä vaiheessa valtaosa vanerin haihdunnasta johtui diffuusioprosessista. Pinnoitteiden on havaittu vähentävän puupohjaisista laminoituista lattiatuotteista aiheutuvia VOC-päästöjä. Esimerkiksi Kim (2010) havaitsi vaahteraviilulla päällystetyn vanerirunkoisen parkettilevyn pinnoitteena käytetyn UV-kovettuvan uretaaniakrylaattipinnoitteen vähentävän kokonais-VOC-päästöjä verrattuna pinnoittamattomaan parkettilevyyn.

2.2.3. Kierrätyspuu

Suomessa on tavoitteena tehdä kiertotaloudesta uuden talouden perusta ja kierrossa olevien materiaalien osuutta lisätään suunnitelmallisesti (Valtioneuvosto 2019, 2021). Toimintaa ohjaa ns. jätehierarchy. Ensinnä vähennetään syntyvän jätteen määrää ja haitallisuutta. Jos jätettä syntyy, jätteen haltijan on ensisijaisesti valmistettava jäte uudelleenkäyttöä varten tai vaihtoehtoisesti kierrätettävä se. Jos kierrätys ei ole mahdollista, jätteen haltijan on hyödynnettävä jäte

muilla tavoin, mukaan lukien energian talteenotto. Vasta kun hyödyntäminen ei ole enää mahdollista, voidaan jäte loppusijoittaa kaatopaikalle.

Puuperäisten tuotteiden uudelleenkäyttöä, uusiokäyttöä, kierrätystä, polttoa ja loppusijoitusta kaatopaikalle säädellään lainsäädännöllä (ks. esim. Pirhonen ym. 2011). Maankäyttö- ja rakennuslaissa (MRL 132/1999, 139 §) on määritelty, että rakennus- ja purkujätteen käsittelyä ja hyödyntämistä koskevassa jätehuoltoselvityksessä selvitetään edellytykset huolehtia syntyvän rakennusjätteen käsittelystä sekä käyttökelpoisten rakennusosien hyväksi käyttämisestä. Rakennuksen tai sen osan purkaminen tulee järjestää niin, että luodaan edellytykset käyttökelpoisten rakennusosien käyttämiselle ja huolehditaan syntyvän rakennusjätteen käsittelystä. Rakennusjätteen osalta Suomen tavoitteena on ollut saavuttaa 70 prosentin kierrätysaste materiaalikierrätyksenä vuonna 2020 (Rakennusteollisuus 2020). Suomessa rakennusjätteiden hyödyntämisaste on kuitenkin verraten alhainen. Tulevina vuosina etenkin rakennusten korjaamisessa ja purkamisessa syntyvien jätteiden kierrätys tulee lisääntymään. Kierrätysmateriaalien keskeiseksi hyödyntämistavaksi tulevaisuudessa arvioidaan mm. infrarakentamista.

Kierrätyspuu määritellään Suomessa polttoaineluokituksen mukaan biopolttoaineeksi luokiteltavaksi puhtaaksi puutähteeksi tai käytöstä poistetuksi puuksi, tai puutuotteeksi, johon ei sisälly muovipinnoitteita tai halogenoituja orgaanisia yhdisteitä eikä raskasmetalleja (Tilastokeskus 2020). Näitä ovat esimerkiksi uudisrakentamisen puutähte ja puu- ja kuormalavat. Suomessa ei tällä hetkellä ole merkittäviä määriä purku- ja rakennuspuujätettä materiaalina hyödyntäviä laitoksia tai toimijoita. Lähes kaikki rakentamisesta ja purkamisesta muodostuva puujäte hyödynnetään energiantuotannossa (Häkämies ym. 2019).

Kierrätyspuussa olevat epäpuhtaudet ja aiemmat käsittelykemikaalit, kuten kyllästys-, kosteuden- ja palonsuoja-aineet ja pinnoitteet voivat vaikuttaa haitallisesti kierrätystuotteiden koostumukseen ja laatuun (Yu & Kim 2012). Kierrätyspuusta valmistetuissa tuotteissa VOC-päästöjä voi tulla paitsi itse puusta myös puunsuoja-ainejäämistä, sideaineista tai pinnoitteista. Rakennuksiin asennetuista kierrätetyistä tuotteista mahdollisesti syntyvät päästöt, jotka aiheutuvat puunsuoja-ainejäämistä ja muista käsittelykemikaaleista, voivat aiheuttaa riskin asukkaiden terveydelle. Myrkyllisten kemikaalien päästöt voivat aiheuttaa ympäristö-, terveys- ja turvallisuusongelmia myös kierrätyspuun käsittelyssä ja työstössä.

Hyväkuntoinen höylätty ja sahattu puumateriaali on aina käytettävissä uudelleen (Huuhka 2008, Wallenius 2020). Vaikka puun helppo työstettävyys parantaa sen uudelleenkäyttömahdollisuuksia, kierrätys on usein käsityövaltaista ja rajoittuu siten pääasiassa yksityiseen pientalorakentamiseen. Hirsi- ja rankarakenteiset rungot voidaan purkaa ja käyttää sellaisenaan uudelleen tai koota alkuperäisestä poikkeava kehikko – tulevaisuudessa tämä on mahdollista myös CLT-runkoisilla rakennuksilla. Puuikkunat ja -ovet voidaan periaatteessa käyttää uudelleen, mutta niiden käyttöä rajoittavat mm. huono energiatalous ja tiiviys. Muita uudelleenkäytettäviksi soveltuvia puuosia voivat olla esimerkiksi väliseinätolpat, lattialaudat, rakennuslevyt (lastulevyt, vanerit) ja massiivipuiset kiintokalusteet (keittiö- ja muut kaapistot). Sivula (2020) havaitsi, että noin 15 vuotta sisätilojen kosteusvaihtelusykleille altistunut mäntyinen kierrätyspuu on vähäpäästöisempää kuin ”neitseellinen” mäntypuutavara. Lisäksi sekä päästöjen määrä että koostumus vaihtelevat mittaushetken ilmankosteuden mukaan.

Rakentamisen mahdollisuuksia käyttää kierrätyspuuta raaka-aineenaan rajoittavat myös lainsäädäntö ja hinta (Pirhonen ym. 2011). Kantavissa rakenteissa voidaan käyttää vain lujuuslajiteltua puutavaraa, eikä kierrätyspuulle ole olemassa lujuusluokitusta. Rakennusyrytyksillä on valmius käyttää kierrätyspuuta lattioissa ja sisäverhouksissa sekä kohteissa, joissa ei vaadita lujuusluokituksia, esimerkkinä ravintoloiden ja yksilöllisesti suunniteltujen rakennusten sisustukset. Avainasemassa ovat kuitenkin kuluttajat ja arkkitehdit: tarjontaa ei synny, jos ei ole

kysyntää. Etelä-Suomen suurissa kaupungeissa toimii kaupallisia yrityksiä, jotka kierrättävät rakennusmateriaaleja. Pienemmissä kaupungeissa toimintaa pyörittävät lähinnä ei-kaupalliselta pohjalta toimivat yritykset tai yhteisöt.

Suomessa VTT on laatinut käytöstä poistetun puun luokitusohjeet erityisesti polttoainekäyttöön. Käytöstä poistettu puu eli puujätteet luokitellaan laadun mukaan neljään luokkaan (Alakangas ym. 2014). A-, B-, C- tai D-luokan puujätteet ovat biopolttoaineita, eivätkä ne kuulu jätelakiin. Ne kuuluvat kiinteiden polttoaineiden eurooppalaisen standardin SFS-EN 17225-1:2014 piiriin. Käytöstä poistetun puun epäpuhtaudet jaetaan kahteen luokkaan, mekaanisiin ja kemiallisiin (Alakangas ym. 2014). Ensimmäiset sisältävät maaperän, muovin, metallin ja betonin, ja ne voidaan yleensä erottaa lajittelu- tai tuotantoprosessin aikana. Kemialliset epäpuhtaudet ovat melkein aina olennainen osa puumateriaalia, ja niiden erottaminen ja poistaminen voi olla hyvin vaikeaa. Esimerkkejä kemiallisista epäpuhtauksista ovat maalit, pinnoitteet, puunsuoja-aineet ja liimat. Mekaanisia epäpuhtauksia sisältävä puu hyväksytään luokkaan A (käytöstä poistettu puu) toisin kuin puu, joka sisältää kemiallisia epäpuhtauksia. Puujätteen osalta maalaamaton ja naulattu puu sisältyvät luokkaan A. Yleensä uudisrakentamisen puujätteet kuuluvat luokkaan B, jos niiden alkuperä on tiedossa. Räjätyspaikoilta peräisin oleva puujäte on luokiteltava C-jätepuuksi, ellei laatujärjestelmän tai erityisten ominaisuuksien avulla voida osoittaa, että puuta ei käsitellä kemiallisesti. Korjausrakentamisen puujätettä voidaan verrata sekä uudisrakentamisen että purkamisen yhteydessä syntyvää puujätteeseen.

Jätteiden kierrättämisen edistämiseksi on kehitetty End of Waste (EOW) -menettely (European Commission 2020). EOW-kriteereissä jäte lakkaa olemasta jätettä, kun se on käynyt läpi hyödyntämistoimen, kuten kierrätyksen. Jätteelle täytyy myös olla jokin tietty käyttötarkoitus sekä markkinat ja jätteen tulee täyttää siltä vaaditut tekniset ominaisuudet sekä noudattaa lainsäädännön ja standardien vaatimuksia. Lisäksi sen käytöllä ei saa olla haittavaikutuksia ympäristölle ja terveydelle. EOW-kriteereissä on laadittu tarkat tekniset vaatimukset esimerkiksi metalli- ja lasijätteille, mutta puujätteelle tällaisia tarkentavia lisäyksiä ei ole annettu EU:n tasolla (Lampela 2020).

2.3. Sisäilma

2.3.1. Tausta

Sekä Työterveyslaitoksella että Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksella (THL) on verkkosivustot sisäilmaan ja sisäympäristöön liittyen. Sisäilmalla tarkoitetaan rakennusten rakenteiden rajaaman alueen sisällä olevaa ilmaa (Työterveyslaitos 2021). Sisäilmasto on sisäilman ja lämpöolosuhteiden muodostama kokonaisuus, johon kuuluvat myös rakennuksen sisäilman epäpuhtaudet, ilmanvaihtuvuus ja lämpötila (Työterveyslaitos 2021). Sisäympäristö puolestaan on laajempi kokonaisuus, jolla viitataan ei-teollisiin toimintaympäristöihin kuten julkisiin rakennuksiin ja asuntoihin. Sisäympäristö koostuu terveyteen, viihtyvyyteen, käytettävyyteen, ääniolosuhteisiin, esteettömyyteen ja turvallisuuteen vaikuttavista tekijöistä (Taulukko 2). Työterveyslaitoksen kehittämän mallin mukaan sisäympäristö on hyvälaatuinen, kun sisäympäristötekijät ovat kunnossa, tilojen käyttäjillä ei ole tiloihin liittyviä terveyshaittoja ja kun rakennuksen ylläpidossa, huollossa ja sisäilmaongelmien selvittämisessä on hyvät toimintatavat (Työterveyslaitos 2021). Työpaikoilla on noudatettava työturvallisuuslakia työympäristön haittatekijöihin ja -vaaroihin liittyen.

Taulukko 2. Yleisimmät sisäympäristöön vaikuttavat tekijät (Salonen ym. 2009, THL 2021)

Fysikaaliset tekijät	Orgaaniset kaasumaiset epäpuhtaudet	Epäorgaaniset kaasumaiset epäpuhtaudet	Hiukkaset
Ilman liike	Erittäin haihtuvat orgaaniset yhdisteet, VOC, esim. formaldehydi	Hiilimonoksidi	Huonepöly, esim. ihmisten ja eläinten hilseet
Ilman kosteus		Hiilidioksidi	
Lämpötila		Rikkidioksidi	Liikenteen ja energiantuotannon hiukkaspäästöt,
Säteily	Haihtuvat orgaaniset yhdisteet, VOC-yhdisteet	Typpidioksidi	esim. ultra-pienet hiukkaset
Melu		Otsoni	
Valaistus	Puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet SVOCs, esim. ftalaatti	Ammoniakki	Mikrobit ja niiden aineenvaihduntatuotteet
Tärinä	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt, PAH-yhdisteet	Radon	Kuidut, esim. asbestikuidut, teolliset mineraalikuidut
			Tupakansavun hiukkaset epäpuhtaudet

Erialaisten ympäristöaltisteiden kansanterveydelliset vaikutukset voidaan ilmaista tautitaakkana, jonka laskennassa otetaan huomioon terveystavasteiden kesto ja haittapaino (Asikainen ym. 2013). Tautitaakka ilmaisee, kuinka monta tervettä elinvuotta menetetään suhteessa keskimääräiseen eliniänodotteeseen. Vuonna 2010 tehdyn tutkimuksen mukaan Suomessa 75 % sisäilman aiheuttamasta tautitaakasta johtui pienhiukkasista, joista suurin osa tuli ulkoilmasta (Hänninen & Asikainen 2013). Ulkoilmasta peräisin olevat päästöt voivat liittyä esimerkiksi liikenteeseen ja teollisuuteen. VOC-päästöjen osuus kokonaistautitaakasta oli 2 %, radonin osuus 16 % ja kosteusvaurioiden osuus 3 % (Hänninen & Asikainen 2013). Hänninen ym. (2020) päivittämissä ympäristöaltisteiden tautitaakalaskelmissa, joissa otettiin huomioon väestörakenteen muutokset, päivitetty altistusarvot sekä uudet vastefunktiot, ei ollut mukana VOC-päästöjä. Päivitettyissä laskelmissa haitallisimmat altisteet olivat edelleen ulko- ja sisäilmälähteiden hiukkaset (Hänninen ym. 2020). Ulkoilmasta tulevien altisteiden määrään sisäilmassa voidaan vaikuttaa ilmanvaihdoilla ja tuloilman suodattamisella (Hänninen & Asikainen 2013). Rakennusten sisällä oleviin altisteisiin voidaan vaikuttaa pääasiassa päästölähteitä kontrolloimalla (Hänninen & Asikainen 2013). Luonnontuotteiden kuten puun laatu on niiden luontaisen vaihtelun vuoksi vaikea kontrolloida tai vakioida (Ahonen 2019).

Orgaanisia yhdisteitä haihtuu sekä rakennus- että sisustusmateriaaleista. Varsinkin vastavalmistuneissa rakennuksissa materiaaleista vapautuu tuoreeltaan sisäilmaan suuriakin määriä yhdisteitä (THL 2021). Näitä ovat esimerkiksi alifaattiset ja aromaattiset hiilivedyt. Suoraketjuisia hiilivetyjä haihtuu lakoista ja maaleista, joilla on käsitelty esimerkiksi puisia huonekaluja. Lastulevyjen liimoista haihtuva formaldehydi on pistävän hajuinen alifaattinen hiilivety, joka aiheuttaa paitsi ihon, silmien ja hengityselinten ärsytyksen lisäksi myös mutageenisia eli pysyviä

muutoksia soluperimään (Husman ym. 2002). Uusien lastulevyjen formaldehydipäästöt ovat käytännössä merkityksettömiä, koska uudentyypisten SFS-standardien mukaan valmistettujen lastulevyjen formaldehydipitoisuus on hyvin pieni tai valmistuksessa on käytetty ureaformaldehydin sijaan fenoliformaldehydi- tai isosyanaattipohjaisia liimoja (Sisäilmayhdistys 2020). Formaldehydiä saattaa vapautua ilmaan myös muista materiaaleista, joiden liimaukseen on käytetty formaldehydipitoista liimaa. Sisäilmassa esiintyy muitakin hajuhaittoja aiheuttavia aldehydejä kuten propanaalia, butanaalia, pentanaalia, heksanaalia, oktanaalia sekä bentaldehydiä.

Yleensä sisäilmapäästöjä tarkastellaan riskialtimpien väestöryhmien kannalta (lapset, vanhukset, erilaisia allergioita ja yliherkkyyksiä sekä verenkierto- ja hengityselinsairauksia potevat, immunologisen puolustuksen heikkoudesta kärsivät henkilöt) (Husman ym. 2002). Villbergin ym. (2004) kysely- ja kliiniset tutkimukset kuitenkin osoittivat, että sisäilman terveyshaittoille alttiita eivät olleet pelkästään biologisilta ominaisuuksiltaan atoppiset henkilöt.

Eurooppalaiset viettävät keskimäärin noin 90 prosenttia elämästään sisätiloissa. Sisällä vietetävän ajan lisääntyessä sisäilman vaikutukset terveyteen, hyvinvointiin ja miellyttävyyden tuntemukseen ovat korostuneet. Yleensä haihtuvia orgaanisia yhdisteitä on eniten vastavalmistuneissa rakennuksissa ja pitoisuudet alenevat huomattavasti ensimmäisten käyttövuosien aikana (esim. Tuomainen ym. 2003). Sisätiloissa päästölähteinä voivat olla lattia-, katto- ja seinäpinnat, kiintokalusteet, eristemateriaalit, huonekalut, vaatteet, erilaiset laitteet ja käyttötavarat. Lähes kaikki kasvikunnan tuotteet, jotka haisevat tai tuoksuvat, haihduttavat orgaanisia yhdisteitä. Erilaisia orgaanisia yhdisteitä käytetään laajasti siivous- ja desinfiointiaineissa, ilmanraikasteissa, hajusteissa, makuaineina, lääkkeissä sekä mm. aromaterapiassa. Myös asukkaiden arkipäiväinen toiminta, kuten ruoanlaitto, aiheuttavat VOC-päästöjä (Seaman ym. 2007).

Haihtuville yhdisteille altistutaan pääasiassa hengityselinten ja niihin liittyvien limakalvojen, mutta myös ihon ja ruoansulatuselimistön kautta. Sisäilman huonoon laatuun liittyvät oireet voivat ilmetä ensiksi limakalvoilla silmien ja ylähengitysteiden ärsytysoireina kuten nenän tukkoisuutena tai vuotamisena. Ärsytysreaktio voi välittyä joko hermostollisena aistiärsytyksenä tai epiteelisolukon tulehdusreaktiona (Brüning ym. 2014). Altistuksen jatkuessa oireet saattavat edetä syvemmälle hengitysteihin aiheuttaen yskää ja hengenahdistusta. Brüningin ym. (2014) mukaan yhdisteiden liukoisuus veteen vaikuttaa siihen, missä hengitysteiden osassa oireet pääasiassa havaitaan. Vesiliukoiset yhdisteet aiheuttavat lähinnä ylähengitystieoireita, kun taas erittäin heikosti veteen liukenevat yhdisteet voivat edetä syvälle keuhkoihin keuhkorakkulatasolle asti (Brüning ym. 2014). Haihtuville yhdisteille altistumisen seurauksena yleisoireina voi ilmetä hermostollisia oireita kuten päänsärkyä, väsymystä, pahoinvointia ja huimausta. Myös iho-oireita, kuten ärsytystä ja kutinaa, voi ilmetä (ks. esim. Nielsenin ym. (1995) kirjallisuuskatsaus). Altistumisesta saattaa seurata myös määrittelemätöntä epämukavaa oloa, hengitystieinfektioita, poskiontelotulehduksia, väsymystä sekä allergia- ja astmaoireita. Oireet voivat olla hyvin monimuotoisia ja vaikeasti tunnistettavia. Pahimmassa tapauksessa altistumisen seurauksena voi olla jokin sisäilmasairaus (esim. astma). Ärsytysreaktioita aiheuttavat pitoisuudet ovat yleensä tuhansia kertoja suurempia kuin hajuaistimuksen aiheuttavat pitoisuudet. Siitä huolimatta jo pelkkä hajuaistimus voi aiheuttaa fysiologisiin muutoksiin johtavaa huolta ja stressiä (Wolkoff ym. 2013). Useimmiten hajuhaitat liittyvät joko täysin uuteen tai vasta remontoituun tilaan, kun tilassa on paljon uutta materiaalipintaa (Villberg ym. 2004).

Sisäilman epäpuhtauksille altistumisen pituus vaikuttaa siihen, johtavatko haitalliset vaikutukset kroonisiin sairauksiin vai ohimeneviin oireisiin, jotka voivat uusiutua, kun herkistymisen aiheuttaneille yhdisteille altistutaan uudelleen. Sisäilmaongelmat eivät ratkea ilmanvaihdon

suunnittelulla, vaan sisäilman laatu on otettava huomioon jo rakennuksen suunnittelussa ja materiaalivalinnoissa (Villberg ym. 2004).

Kaikkosen (2011) mukaan asukkaiden ja käyttäjien näkemykset pitäisi ottaa paremmin huomioon rakennusteollisuudessa ja sisäilmakeskustelussa. Haastattelututkimuksen perusteella ongelmien aiheuttajina nousivat esiin kosteusvaurioihin liittyvät eliöt ja toksiinit, rakennusmateriaaleihin liittyvien liimojen ja muovien päästöt sekä keho ilmanvaihto. Suhtautuminen puurakentamiseen oli myönteinen, varsinkin kun kyseessä oli massiivipuu. Sitä pidettiin luonnollisena, hengittävänä ja myrkyttömänä materiaalina.

Yksittäisten yhdisteiden päästöt ovat sidoksissa niiden kiehumispisteeseen ja sitä kautta höyrynpaineeseen. Ero höyrynpaineessa ympäröivän ilman ja yhdisteen välillä vaikuttaa päästö määrään ja höyrynpaine-eron pienentyessä myös haihdunta heikkenee. Korkeammilla ilmanvaihtokertoimilla ilma pääsee vaihtumaan tehokkaammin, jolloin yhdisteen pitoisuus laimenee ympäröivässä ilmassa, mutta höyrynpaine-ero puolestaan kasvaa ja samalla yhdisteen haihdunta materiaalista ympäröivään ilmaan lisääntyy. Tämä ei kuitenkaan tarkoita, että pienentämällä ilmanvaihtoa tai sulkemalla se päästäisiin eroon päästöistä, sillä jo ilmaan haihtuneet yhdisteet eivät pääse tällöin laimenemaan tai poistumaan samalla tavoin (Wirtanen 2005). Järnströmin (2005) tutkimuksen mukaan ilmanvaihdon kaksinkertaistuksessa päästöjen pitoisuudet sisäilmassa pienenevät merkittävästi. Tätä tukee myös havainto, että matalimmat VOC-pitoisuudet todettiin rakennuksissa, joissa oli koneellinen tulo- ja poistoilmanvaihto (Salonen ym. 2009).

Monet kammiomittaukset ovat osoittaneet VOC-päästöjen kasvavan kosteuden kasvaessa (esim. Markowicz & Larsson 2015, Sivula 2020). Kosteus edistää haihtuvien hiilivetyjen vapautumista ilmaan täyttämällä niiden sitoutumispaikkoja materiaalissa. Päästöjen määrään vaikuttaa myös yhdisteiden kulkeutuminen materiaalin sisällä. Kun yhdisteiden kulkeutuminen materiaalin pintaa kohti on pienempi kuin haihdunta, päästöt vähenevät (Wirtanen 2005). Hygroσκοoppisena materiaalina puu absorboi eli imee itseensä vettä, mikä vaikuttaa päästöjen määrän muutokseen ilman suhteellisen kosteuden vaihdeltaessa. Kosteussisällön muutokset materiaalissa liittyvät kosteuden tasapainotilan saavuttamiseen tietyssä ilman lämpötilassa ja kosteudessa. Näin ollen eri kosteusolosuhteisiin tuotu hygroσκοoppinen materiaali joko luovuttaa tai absorboi vettä ympäröivästä ilmasta ja sama ilmiö toistuu esimerkiksi huoneilman kosteuden ja lämpötilan vaihdeltaessa vuodenajan mukana (Huang ym. 2016).

VOC-päästöjen määrä ja laatu muuttuvat materiaalin vedensidonnan mukana myös siksi, että vesi kilpailee samoista sitoutumispaikoista useiden VOC-yhdisteiden kanssa. Voimakkaammin varautuneet vesimolekyylit syrjäyttävät usein vähemmän varautuneita orgaanisia yhdisteitä, kuten alifaattisia ja aromaattisia hiilivetyjä (Ruiz ym. 1998). Korkean kosteuden myötä hydrolyttiset reaktiot saattavat johtaa yhdisteiden hajoamiseen ja vapautumiseen ilmaan (Wirtanen 2005). Wolkoff (1998) esitti, että korkeassa suhteellisessa kosteudessa polaariset yhdisteet vapautuvat pinnoilta vesihöyryn vaikutuksesta. Haihtuvien yhdisteiden fysikaalis-kemiallisilla ominaisuuksilla on siis yhtä lailla vaikutusta niiden haihdunnan lisääntymiseen kuin ympäröivillä olosuhteilla sekä materiaalin ominaisuuksilla.

2.3.2. Viranomaisohjeistus sisäilman laadun valvonnalle

Sosiaali- ja terveysministeriön asettama asumisterveysasetus (STM 545/2015) on asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisten olosuhteiden valvontaan laadittu asetus, jossa otetaan huomioon useita fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia altistustekijöitä. Kemiallisiin terveydelle haitallisiin tekijöihin luetellaan kuuluvan mm. hiukkasmaiset tai haihtuvat orgaaniset yhdisteet

(kiehumispiste 50–260 °C), jotka ovat peräisin rakennusmateriaaleista, kosteuden vaurioittamista rakenteista, rakennuksen muista tiloista, läheisistä rakennuksista, maaperästä, sisustusmateriaaleista tai ulkoilmasta. Asetuksessa määritellään miten mittaus, näytteenotto ja analyysi on tehtävä. Asumisterveysasetuksessa myös esitetään yksityiskohtaisesti rakennusten kosteus- ja homevaurioihin sekä sisäilmaongelmiin liittyvän terveydensuojelulain 49 §:n mukaisen ulkopuolisen asiantuntijan koulutuksen sisältö ja osaamisvaatimukset (STM 545/2015).

Haihtuvien yhdisteiden pitoisuuksia mitataan ns. tolueenivasteen avulla. Tolueenivasteella lasketulla tuloksella tarkoitetaan pitoisuutta, joka on laskettu vertaamalla yhdisteen detektorivastetta tolueenin detektorivasteeseen. Muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta haihtuvien orgaanisten yhdisteiden toimenpideraja huoneilmassa on kokonaispitoisuudelle 400 µg/m³ ja yksittäiselle haihtuvalle yhdisteelle 50 µg/m³ tolueenivasteella laskettuna ja kunkin kemiallisen yhdisteen mittausmenetelmässä ilmoitettuun keräysaikaan suhteutettuna. Sisäilman formaldehydipitoisuuden vuosikeskiarvon on oltava alle 50 µg/m³ ja lyhyen ajan keskiarvopitoisuuden puolen tunnin mittauksessa on oltava alle 100 µg/m³. VOC-yhdisteiden määrittämiseen on useita määrittäystapoja, mutta sisäympäristössä käytetään useimmiten termodesorptiomenetelmää kaasukromatografilla, johon on yhdistetty massaspektrometri aineiden tunnistusta ja kvantifiointia varten (Sivula 2020).

Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto Valviran verkkosivuilla (<https://www.valvira.fi/ymparistoterveys/terveydensuojelu/asumisterveys/kemikaalit>) todetaan, että vaikka TVOC-pitoisuuksia sellaisenaan ei voidakaan käyttää terveyshaittojen arvioinnissa, toimenpiderajan ylittävä TVOC-pitoisuus, yli 400 µg/m³, on osoitus epätavallisen suuresta haihtuvien yhdisteiden määrästä sisäilmassa. Näin korkean TVOC-pitoisuuden yhteydessä on todennäköisesti syytä tehdä lisäselvityksiä yksittäisten yhdisteiden pitoisuuksista. Valviran verkkosivuilla ei mainita puutuotteiden VOC-päästöjä.

Ympäristöministeriön asetuksessa 1009/2017 uuden rakennuksen sisäilmastosta ja ilmanvaihdosta todetaan, ettei sisäilmassa saa esiintyä terveydelle haitallisessa määrin hiukkasmaisia epäpuhtauksia, fysikaalisia, kemiallisia tai mikrobiologisia tekijöitä eikä viihtyisyyttä jatkuvasti heikentäviä hajuja. Asetus koskee myös rakennuksen laajennusta ja kerrosalaan laskettavan tilan lisäämistä (YM 1009/2017). Rakennusten sisäilmaston suunnittelussa pääsuunnittelijan, erityissuunnittelijan ja rakennussuunnittelijan on otettava huomioon rakennuksen sijainnin ja rakennuspaikan ohella sisäilmastoon vaikuttavat sisäiset ja ulkoiset kuormitustekijät. Suunniteltaessa huonelämpötiloihin ja sisäilman kosteuteen, sisäilman laatuun ja valaistukseen liittyviä ratkaisuja, on otettava huomioon rakennuksen käyttötarkoitus.

Talotekniikkainfo-sivustolta on ladattavissa 10.6.2020 päivitetty ”Sisäilmasto ja ilmanvaihto - opas”, joka tukee ympäristöministeriön sisäilmasto- ja ilmanvaihtoasetuksen soveltamista. Oppaassa olevat ohjeet ovat asetuksen pykälien mukaisessa järjestyksessä. Asetuksessa esitetyt määräykset ja vaatimukset ovat velvoittavia ja oppaassa on esitetty ohjeistus, joka helpottaa asetuksen noudattamista. Oppaassa ohjeistetaan ylläpitämään hyvää sisäilman laatua mm. käyttämällä vähäpäästöisiä M1-luokan rakennusmateriaaleja sekä välttämällä sisäilmaan epäpuhtauksia päästäviä materiaaleja, kalusteita tai pinnoitteita.

Hengitysliiton verkkosivustolla ei mainita sisäilmaongelmiin liittyen puumateriaalien VOC-päästöjä.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus haitallisiksi tunnetuista pitoisuuksista (HTP) (STM 654/2020) säätää työpaikan ilman haitallisiksi tunnetuista epäpuhtauksien pitoisuuksista ja työntekijän biologisten altistumisindikaattorien ohjeraja-arvoista. Ohjeraja-arvot on määritelty hengityksen kautta tapahtuvalle altistumiselle käsittäen myös hiukkasmaiset altisteet ja niiden

yksikköinä ovat sekä ppm että mg/m³. Suurimmalle osalle altisteista ohjeraja-arvot on annettu sekä 8 tunnin että 15 minuutin keskipitoisuuksille. Jos ihon kautta altistuminen on kokonaisaltistumisen kannalta merkittävä, on taulukossa maininta ”iho”. Ohjeraja-arvojen määrittelyssä on käytetty aineen epäpuhtauden tai sen aineenvaihduntatuotteen pitoisuutta työntekijän virtsassa, veressä tai hengitysilmassa tai elimistön vastetta altistumiselle. HTP-listassa on yhdisteiden HTP-arvojen ja kansainvälisen kemikaalikortin CAS-numeron lisäksi myös CLP-asetuksen vaaralausekkeisiin kuuluvat H-lausekkeet niille yhdisteille, joille ne on annettu. CLP-asetus on Euroopan parlamentin ja neuvoston kemikaalien luokitusta, merkintöjä ja pakkaamista koskeva, jatkuvasti päivittyvä, asetus 1272/2008 (Tukes 2021). HTP-listassa on mukana vain muutamia puuaineesta haihtuvia yhdisteitä.

Tavanomaisissa tiloissa epäpuhtauksien pitoisuus sisäilmassa voi olla korkeintaan 1/10 työpäivän HTP-arvoista, kun yksittäisen yhdisteen vaikutus on täysin hallitseva (Talotekniikkainfo 2020).

EU-tasolla EU-LCI-työryhmä (Lowest Concentration of Interest) on laatinut rakennus- ja sisustustuotteille päästörajoja, eräänlaisia terveysvaikutuksiin perustuvia eurooppalaisittain harmonisoituja vaatimustenmukaisuusluokituksia. Työryhmän ylläpitämä rakennustuotteiden kemiallisten päästöjen lista rajaa päästöissä esiintyvät yhdisteet niiden myrkyllisyyden ja terveysriskien perusteella (European Commission 2019). Ilmoitetut arvot on tarkoitettu käytettäväksi materiaalien päästötutkimuksissa eivätkä ne ole sisäilman laadun ohjearvoja. Kyseessä on raja-arvo, johon verrataan tuotteelle tehtävän 28 vrk kestävästä päästökammiokokeen tulosta. Scutaru & Witterseh (2020) esittävät tarpeen sille, että LCI-järjestelmän tulisi olla yksinkertainen eikä vaatia erikseen yksittäisten yhdisteiden mittausta. Järjestelmä voi olla haasteellinen puutuotteille, joissa kokonaispäästöt voivat olla korkeat, mutta koostua pääosin tai kokonaan ei-haitallisista yhdisteistä.

2.3.3. Sisäilmastoluokitus (S) ja rakennusmateriaalien päästöluokitus (M)

Suomen rakentamismääräyskokoelma uudistui vuoden 2018 alussa. Uusitut asetukset koskivat rakennusten paloturvallisuutta, esteettömyyttä, energiatehokkuutta sekä asunosuunnittelua. Puurakentaminen on saanut jalansijaa uusien asetusten myötä, sillä puun käyttöä rajoittavia tekijöitä on karsittu mm. paloturvallisuuden osalta (Sivula 2020).

Sisäilman laatuun on pyritty vaikuttamaan sisäilmastoluokituksen, rakennusmateriaalien M-päästöluokituksen ja ilmanvaihtotuotteiden M1-puhtausluokan avulla. Sisäympäristölle on annettu tavoitearvot, suunnitteluohjeet ja tuotevaatimukset Rakennustiedon ”Sisäilmastoluokitus 2018” -ohjekortissa RT 07-11299. Ohjeistusta käytetään sekä uudis- että korjausrakentamisessa ja tavoitteena ovat entistä terveellisemmät ja viihtyisämmät rakennukset. Määrittelyssä kiinnitetään huomiota mm. lämpö-, valaistus- ja ääniolosuhteisiin sekä sisäilman laatuun. Sisäilman epäpuhtaudet liittyvät käytettyihin raaka-aineisiin, valmistusprosessien virheisiin sekä materiaalien vanhenemiseen. Kokonaispäästöjä voidaan vähentää ensisijaisesti käyttämällä vähäpäästöisiä materiaaleja ja tehostamalla ilmanvaihtoa. Kolmiosaisen luokituksen kahteen parhaaseen laatuluokkaan S1 (yksilöllinen sisäilmasto) ja S2 (hyvä sisäilmasto) päästäkseen on käytettävien rakennusmateriaalien täytettävä rakennusmateriaaleille asetetun vähäpäästöisimmän M1-päästöluokan vaatimukset. M-luokitus on vapaaehtoinen ja sen piiriin kuuluu tuhansia tuotteita.

Rakennusmateriaalien M1-päästöluokituksen vaadittavia päästömittauksia tekevät Rakennustietosäätiön hyväksymät testauslaboratoriot. M1-päästöluokitusta haetaan yksittäiselle tuotteelle tai tuoteryhmälle testitulosten perusteella.

Ilmanvaihtotuotteiden M1-puhtausluokituksiin liittyviä mittauksia tekevät niihin hyväksytyt tutkimuslaitokset hakijan yhteydenotosta. Tutkimuslaitos tekee tuotteiden testauksesta mittaus-suunnitelman, joka hyväksytään Rakennustietosäätiön luokitustyöryhmässä, ja hyväksynnän jälkeen testaa tuotteet. Luokitustyöryhmä käsittelee puhtausluokituslakemuksen testitulosten ja tuotetietojen perusteella. Testaukseen liittyvistä käytännön järjestelyistä ja kustannuksista sovitaan suoraan laboratorion kanssa.

Rakennustietosäätiö, joka vastaa pintamateriaalien päästöluokitusmenettelyistä, pitää yllä luetteloita M1-päästöluokan rakennus- ja sisustusmateriaaleista. Luokitus ei takaa päästöttömyyttä ja myös M1-luokitelluista materiaaleista vapautuu uutena jonkin verran kemikaaleja, joiden määrä kuitenkin vähenee murto-osaan muutamien päivien tai viikkojen kuluessa. M1-luokan saavuttaakseen tuotteen pitää alittaa asetetut haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispäästörajat ($< 0,2 \text{ mg/m}^2\text{h}$), formaldehydi- ja ammoniakkipäästöt sekä karsinogeenisten aineiden ja hajujen päästöt neljän viikon kuluttua tuotteen valmistuksesta (Taulukko 3). Materiaalipäästö mitataan vakioituissa olosuhteissa laboratoriossa. Formaldehydipäästö määritetään standardin ISO 16000-3 (2011) ja VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuus joko standardin ISO 16017-1 (2000) tai ISO 16000-6 (2011) mukaan, molemmat materiaalinäytteen kertamittauksena. Sisätiloja suunniteltaessa voidaan luokan M1 tuotteisiin rinnastaa pinnoittamattomina keraaminen laatta, lasi, luonnonkivi, metalli, tiili sekä käsittelemättömästä puusta (pois lukien trooppiset ns. kovapuulajit) valmistetut laudat ja hirret, joiden VOC-päästöt voivat vasta-asennettuna ylittää luokan M1 raja-arvot (www.rts.fi).

Taulukko 3. M1- ja M2-luokan rakennusmateriaalien testauskriteerit (Rakennustietosäätiö 2020).

Tutkittavat ominaisuudet	M1 kriteerit	M2 kriteerit
TVOC-päästö, yhdisteistä tunnistettava $\geq 70 \%$	$< 200 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$	$< 400 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$
Yksittäisten VOC-yhdisteiden päästöt	\leq EU:n LCI-arvot	\leq EU:n LCI-arvot
Formaldehydipäästö	$< 50 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$	$< 125 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$
Ammoniakkipäästö	$< 30 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$	$< 60 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$
(EC) No 1272/2008 luokittelun mukaisten luokan 1A ja 1B kuuluvien syöpää aiheuttavien, perimää vaurioittavien, lisääntymiselle vaarallisten aineiden päästöt	$< 5 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$	$< 5 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{h}$
Haju	Ei haise	Ei haise

Sisäilman laadun kannalta ilmanvaihdolla on merkittävä rooli. Rakentamisen tai remontoimisen jälkeen tiloja tulisi tuulettaa tehostetulla ilmanvaihdolla vuoden ajan, millä ei kuitenkaan voida kokonaan kompensoida pölyävien tai runsaspäästöisten materiaalien aiheuttamaa sisäilman laadun heikkenemistä.

Rakennusmateriaalien päästöluokitus on suunniteltu ensisijaisesti tavanomaisten asuin- ja työhuoneiden rakennusmateriaalien luokittelua varten. M1-merkki kertoo, että tuote on testattu puolueettomassa laboratoriossa ja se on vakioituissa testiolosuhteissa täyttänyt neljän viikon

iässä M1-luokalle asetetut vaatimukset. Luokituksessa asetetaan vaatimuksia ainoastaan materiaaleista huoneilmaan kulkeutuville kemiallisille päästöille. Ainoa tuotteen koostumukseen kohdistuva vaatimus on vaatimus laastien, tasoitteiden ja silotteiden kaseiinittomuudesta. Ahonen (2019) toteaa, että tuotteiden kemialliset ainesosat olisi syytä selvittää perusteellisesti materiaalien M1-luokituksesta huolimatta.

Puu poikkeaa muista M1-luokan materiaaleista, koska se on selvemmin hygroskooppista eli sen kosteussuhde vaihtelee ympäri vuoden ilman suhteellisen kosteuden ja lämpötilan funktiona.

Yleisesti standardien mukainen päästöjen mittaus sisältää vähintäänkin mittaukset kolmen ja 28 vuorokauden kuluttua testauksen aloituksesta. Mittaukset tehdään vakio-olosuhteissa testauskammioissa, joista saadut tulokset voidaan suhteuttaa teoreettiseen vertailuhuoneeseen. Standardimittausten tuloksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että oikeissa huonetiloissa on runsaasti erilaisia tekijöitä, jotka vaikuttavat tilojen VOC-pitoisuuksiin. Standardimittaukset antavat tietoa tutkittavan materiaalin suurimmista mahdollisista päästöistä materiaalin sen hetkessä olotilassa. Mittaustulokset voidaan esittää päästönopeutena (esim. mg/h), pitoisuutena ilmatilassa tietyssä ajankohtana (esim. mg/m³), tai ominaispäästönopeutena (SER), jolloin päästöt ilmaistaan suhteessa päästölähteen pinta-alaan, esim. mg/(m²h). Päästömittausten yhteydessä puhutaan kuormituskertoimesta (loading factor), joka ilmaisee päästölähteen pinta-alan suhteessa testikammion tilavuuteen (m²/m³). Pinta-alaan suhteuttamisen (area specific) ohella voidaan päästöjen määrä suhteuttaa myös päästölähteen massaan (mass specific), tilavuuteen (volume specific) tai tuoteyksikköön (unit specific, esim. huonekalu tai sen osa). Testausmenetelmäkokonaisuus on kuvattu mm. EN 16516:2017+A1:2020 -standardissa (CEN/TC 351).

2.3.4. Muita luokituksia

VOC-päästöjen määrittämiseen laadittu uusi standardi EN 16516 (CEN/TC 351) määrittelee näytteiden otannon periaatteet, ilmastoitujen testikammioiden toimintaperiaatteet, vertailuhuoneiden mitat ja olosuhteet, kammioiden ilmatilaan haihtuneiden yhdisteiden määrittämis- ja tulosten laskennan ja raportoinnin. Mittaustulosten luotettavuuden lisäämiseksi EN 16516 sisältää hienosäätöä liittyen aikaisempiin standardeihin, minkä odotetaan johtavan luotettavampiin ja toistettavampiin mittaustuloksiin verrattuna esimerkiksi ISO 16000 testaukseen. Uusi standardi on käyttökelpoinen useissa eri sovelluskohteissa, mikä laskee tuottajien testauskustannuksia ja parantaa kilpailukykyä (Oppl 2014).

EU Construction Products Regulation (CPR) (EU/305/2011) varmistaa yhtenäisen ja luotettavan tiedon tuotteiden ominaisuuksista EU:n alueella, millä helpotetaan jäsenvaltioiden välistä kaupankäyntiä. Tuotteille asetettavien vaatimusten yhtenäistämisen on mahdollista perustua vain mukana olevien jäsenmaiden vapaaehtoiseen yhteisymmärrykseen (Oppl 2014).

Asetus 305/2011 sisältää rakennuskohteiden ja niiden erillisten osien perusvaatimukset, jotka on täytettävä tavanomaisella kunnossapidolla koko niiden taloudellisesti kohtuullisen käyttöajan ajan (Euroopan unioni 2011). EU:n sisäistä kauppaa helpottavan rakennustuotteiden CE-merkinnän edellytyksenä on, että tuote on sitä koskevan yhtenäistetyn tuotestandardin tai eurooppalaisen teknisen hyväksynnän mukainen. Rakennustuotteiden VOC-päästöt sekä sisäilman terveys ja turvallisuus kuuluvat asetuksen perusvaatimukseen. Rakentajille, käyttäjille tai naapureille ei saa aiheutua hygienia-, terveys- ja turvallisuusriskejä myrkyllisten kaasujen, vaarallisten aineiden, haihtuvien orgaanisten yhdisteiden, kasvihuonekaasujen tai vaarallisten hiukkasten päästöistä. Kaikilla EU:n jäsenvaltioilla ei ole kansallista VOC-päästöihin liittyvää lainsäädäntöä ja niihin voidaan kaupata myös ilman CE-merkintää olevia rakennustuotteita.

Kiinteistöjen ja rakennushankkeiden ympäristötehokkuuden mittaamiseen, todentamiseen ja vertailuun on käytössä kokonaisvaltaisia ympäristöluokituksia, joissa pyritään ottamaan huomioon kestävä kehitysperiaatteet taloudellisesta, sosiaalisesta ja ympäristön näkökulmasta (Rakennustietosäätiö 2020). Yleisimmät Suomessa käytössä olevat ympäristöluokitusjärjestelmät ovat kotimainen RTS-ympäristöluokitus, pohjoismainen Joutsenmerkki sekä kansainväliset luokitukset LEED ja BREEAM. Luokitusten merkitys perustuu osaltaan siihen, että kiinnitetään huomiota kokonaistehokkuuteen eikä pelkästään yksittäisiin kriteereihin, kuten esim. energiankulutukseen. Sisäilman laatu muodostaa osan kohteen saamista ympäristöluokitusjärjestelmän pisteistä, mikäli se täyttää järjestelmässä määritellyt raja-arvot. Sisäilman laatuun voidaan vaikuttaa kasvattamalla ilmamäärää ohjeellisesta tasosta ja käyttämällä vähäpäästöisiä ja ympäristövastuullisia, esimerkiksi M1-luokituksen tai ympäristöselosteen saaneita materiaaleja.

RTS-ympäristöluokitus koostuu viidestä kriteerikokonaisuudesta, jotka ovat prosessi, talous, ympäristö ja energia, sisäilma ja terveellisyys sekä innovaatiot (Rakennustietosäätiö 2020). RTS-ympäristöluokituksessa on pyritty ottamaan huomioon suomalaiset olosuhteet, lainsäädäntö ja kiinteistökannan monipuolisuus. Sisäilman laadun osalta luokitus tähtää siihen, että kohteissa ei ole epämiellyttäviä hajuja, jotka lähtisivät rakenteista, pintamateriaaleista, kiintokalusteista tai ilmanvaihdosta. Rakenteissa tulee olla käytetty kosteuden kannalta turvallisia ratkaisuja, kosteusvaurioita ei saa olla päässyt syntymään rakentamisen aikana, eikä tilassa saa olla kosteudesta johtuvia hajuja. Viisiportaisessa RTS-luokituksessa rakennuksen sisäilman laatu otetaan huomioon luokasta 2 ylöspäin, jossa sen tulee kuulua vähintään sisäilmaluokkaan S2. Joutsenmerkin sisäilmakriteerit käsittävät radonin torjumisen, kosteusongelmien estämisen, ilmanvaihdon, päivänvalon ja formaldehydipäästöt.

BREEAM-luokitus (Building Research Establishment Environmental Assessment Method) on Euroopan laajuinen rakentamisen ympäristöluokitusjärjestelmä, joka pohjautuu yhteiseen eurooppalaiseen normistoon. BREEAM-luokitus mahdollistaa myös kansallisesti parhaiden käytäntöjen huomioon ottamisen, mikä helpottaa vaatimusten soveltamista paikallisissa rakennushankkeissa. BREEAM sisältää omat järjestelmänsä uudis- ja korjausrakentamiseen. Uudisrakennuksissa sisäilman laadun huomioon ottamisella voidaan kasvattaa luokituksen antamia pisteitä laatimalla rakennukselle sisäilman laatua koskeva suunnitelma. Suunnitelmassa on otettava huomioon päästölähteiden poisto, päästölähteiden laimennus ja hallinta, toimenpiteet rakennuksen tuulettamiseksi ennen asuttamista, kolmannen osapuolen tekemä testi ja analyysi sekä sisäilman laadun ylläpitäminen asumiskäytön aikana.

LEED-järjestelmässä (Leadership in Energy and Environmental Design) sertifiointihakemuksen tarkastaa ja myöntää USGBC:n (U.S. Green Building Council) alainen GBCI (Green Building Certification Inc.). LEED on käytössä yli 130 maassa ja sen vahvuutena on yhtenäinen kriteeristö ja vertailtavuus koko maailmassa. Järjestelmän vaatimukset perustuvat enimmäkseen amerikkalaisiin käytäntöihin, mutta niihin on mahdollista soveltaa myös eurooppalaisia ja suomalaisia käytäntöjä. Kuten BREEAMissa myös LEEDissä sisäilman laadun ja VOC-päästöjen huomioon ottamisella voidaan kasvattaa luokituksen antamia pisteitä. Arviointiasteikon tasoja ovat Certified (sertifioitu), Silver (hopea), Gold (kulta) ja Platinum (platina). LEEDissä otetaan huomioon myös tupakointi, joka heikentää ilman laatua ihmisen toiminnoista eniten.

Maailman terveysjärjestö WHO on koonnut ohjeet kansanterveyden suojelemiseksi useilta sisäilmassa yleensä esiintyviltä kemikaaleilta (WHO 2010). Ohjeet on suunnattu julkisen terveydenhuollon ammattilaisille, jotka osallistuvat ympäristöaltistumisen terveysriskien ehkäisyyn, sekä asiantuntijoille ja viranomaisille, jotka osallistuvat rakennusten, sisätilojen materiaalien ja tuotteiden suunnitteluun ja käyttöön. Ohjeessa tarkasteltuja aineita tavataan usein sisätiloissa jopa haitallisina pitoisuuksina, mutta ne eivät ole tyypillisiä massiivipuun päästöjä.

2.4. Puun vaikutukset sisäilmaan

2.4.1. Puutuotteiden päästöt sisäilmaan

Rakennusmateriaaleista sekä kalusteista haihtuu sisäilmaan monenlaisia orgaanisia yhdisteitä varsinkin ensimmäisinä rakentamisen tai asentamisen jälkeisinä kuukausina. VOC-päästöt siirtyvät materiaalista ympäröivään ilmaan diffuusiona materiaalin sisältä ja pintahaihdunnan kautta (Fechter ym. 2006). *Primääripäästöt* muodostuvat yhdisteiden haihtuessa vaurioitumattoman materiaalin pinnasta ja voivat olla varsinkin uusissa tuotteissa alkuun korkeita. Haihdunta voi edeltää yhdisteen kulkeutuminen diffuusiona materiaalin pintaan suuremmasta pitoisuudesta pienempään. Käsittelemättömän puun päästöt koostuvat ensisijaisesti puuhun luontaisesti sen kasvun aikana syntyneistä haihtuvista yhdisteistä. Niiden lisäksi, jos ympäröivät olosuhteet aiheuttavat puun rakenneosien kemiallista ja fysikaalista hajoamista, niistä vapautuu ympäröivään ilmaan hajoamistuotteita, ns. *sekundääripäästöjä* (Pitkäranta 2016). Hajoamistuotteiden koostumuksen ratkaisee mm. puulaji ja se, mistä osasta runkoa kappale on peräisin. Materiaalin hajoamista ajan myötä edistävät esimerkiksi mekaaninen kuluminen, otsoni, UV-säteily, kosteus ja lämpö (Wolkoff, 1999). Sekundääripäästöt ovat määrällisesti usein vähäisempiä (Rundt ym. 2005) ja niiden päästöprofiili on tasaisempi ja pitkäaikaisempi, jopa vuosia (Järnström 2005). Sisäilmassa olevat muut yhdisteet ja ilmanvaihdon tehokkuus vaikuttavat siihen, mitä puusta haihtuville yhdisteille tapahtuu jatkossa (Hänninen & Asikainen 2013, Pohleven ym. 2019).

Puumateriaalien ja -tuotteiden VOC-päästöjä on tutkittu vaihtelevilla aineistoilla ja menetelmillä, joten yksinkertaisten johtopäätösten tekeminen päästöjen määrästä ja koostumuksesta eri puumateriaalien välillä on vaikeaa (Liitteet 1–3). Vielä vaikeampaa on päätellä puumateriaalin päästöjen vaikutusta sisäilman laatuun oikeissa rakennuskohteissa, joissa on lukuisia muitakin päästölähteitä. Yleisimmät päästötutkimuksissa mukana olleet eurooppalaiset puulajit ovat mänty, kuusi, siperianlehtikuusi, hieskoivu, rauduskoivu, haapa, tammi, saarni, pyökki ja kirsikka. Puunäytteet ovat olleet peräisin suoraan metsästä, sahalta tai tuotannosta kuten parkettitehtaalta. Joissakin tapauksissa näytekappaleiden alkuperä on ollut tiedossa, mutta ei suinkaan aina. Mittauksia on tehty puun poikkileikkaus- ja pitkittäisleikkauspinoilta joko tuoreelta tai kuivatulta pinnalta, tai mittausta varten on höylätty kuivatusta puusta esiin uusi pinta. Kuivausmenetelminä ovat olleet joko ilmakuivaus tai erilaiset keinokuivaukset. Joissakin tutkimuksissa VOC-päästöt on mitattu jauhetusta puusta tai puulastuista. Muutamissa tutkimuksissa on mitattu erikseen pinta- ja sydänpuunäytteitä, mutta niiden tunnistamismenetelmä, joka on edellytys mittaustuloksen luotettavuuden arvioinnille ja kokeen toistettavuudelle, on jätetty kuvaamatta. Yleensä standardien mukaiset mittaukset tehdään 3 vrk ja 28 vrk kuluttua kokeen alkamisesta. Tutkimuksissa on käytetty myös muita mittausaikoja. Adamová ym. (2020) kokosivat taulukkoon eri puulajien ja niistä valmistettujen puulevyjen VOC-mittauksissa käytettyjä analyysimenetelmiä. Taulukosta käy ilmi, että yleisin analyttinen menetelmä on kaasukromatografia-massaspektrometria (GC-MS). VOC-näytteiden keräykseen on käytetty lukuisia menetelmiä ja yhdisteiden erotteluun monia erilaisia kolonnityyppejä. Mikään yksittäinen päästöjen keräämis- ja määritysmenetelmä ei tunnista kaikkia yhdisteitä tai menetelmä aliarvioi joidenkin yhdisteiden pitoisuuksia (Englund 1999, Wajs ym. 2006). Myös päästöjen määrä voidaan ilmaista monin eri tavoin: $\mu\text{g}/\text{m}^3$, $\mu\text{g}/(\text{h}\times\text{m}^2)$, $\text{mg}/(\text{h}\times\text{m}^2)$, %-osuudet, ng/L. STM:n asetukseen liittyvässä taulukossa haitallisiksi tunnettuja pitoisuuksia on annettu sekä ppm että mg/m^3 -suureilla 8 tunnin ja 15 minuutin mittausajanjaksoille. EU-LCI-taulukossa suurena on $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Suurin puumateriaalista haihtuvien yhdisteiden ryhmä on havupuiden terpeenit (Liitteet 1–3). Haihtuvat terpeenit ovat alhaisen kiehumispisteen monoterpeenejä ja seskviterpeenejä, kun taas diterpeenit haihtuvat vasta korkeammissa lämpötiloissa (Pohleven ym. 2019). Muita

haihtuvia yhdisteitä ovat aldehydit, orgaaniset hapot, ketonit, alifaattiset ja aromaattiset hiilivedyt, esterit ja eetterit (Jensen ym. 2001). Lehtipuiden haihtuvien yhdisteiden päästöt ovat enimmäkseen karbonyyliyhdisteitä, alkoholeja ja etikkahappoa. Karbonyyliyhdisteistä yleisimmät ovat aldehydit heksanaali ja pentanaali. Raudus- ja hieskoivulla sekä haavalla päästöt ovat suurimmalta osaltaan heksanaalia. Lehtipuiden hemiselluloosassa on enemmän asetyyliiryhmiä kuin havupuilla, mikä johtaa suurempiin etikkahappopäästöihin (Pohleven ym. 2019), (Liitteet 1–3).

Havupuuaineen päästöt voivat olla jopa satakertaiset lehtipuuaineen päästöihin verrattuna (Jensen ym. 2001). Standardien ISO 16000-6 ja ISO-16000-9 mukaisissa tuoreilla puunäytteillä tehdyissä kammiokokeissa Czajka ym. (2020) löysivät männyn sydänpuun päästöistä 18 ja pintapuun päästöistä 19 yhdistettä. Kuusen sydänpuusta puolestaan löytyi 11 ja pintapuusta 12 yhdistettä. Sekä männyllä että kuusella vallitsevina päästöinä niin tuoreessa kuin kuivatussakin pinta- ja sydänpuussa olivat α -pineeni ja Δ -3-kareeni. Männyn sydänpuun VOC-päästöt olivat moninkertaiset verrattuna pintapuun päästöihin, kun taas kuusella pintapuun päästöt olivat suuremmat. Kuusen kokonaispäästöt olivat huomattavasti alhaisemmat kuin männyn. Monoterpeenien ja useimpien muiden yhdisteiden pitoisuudet kammion ilmatilassa alenivat 28 vuorokautta kestäneen kokeen aikana, ainoastaan pintapuusta haihtuvan linoleenihapon hapetus- tuotteen heksanaalin määrä lisääntyi jonkin verran. Hyttinen ym. (2010) eivät standardin mukaisessa kammiokokeessaan erotelleet männyllä ja kuusella pinta- ja sydänpuuta. Heidän tutkimuksessaan ilmakehän puusta vapautuneet yleisimmät VOC-yhdisteet olivat männyllä α -pineeni, Δ -3-kareeni ja heksanaali sekä kuusella d-limoneeni, α -pineeni ja β -pineeni, joiden kaikkien pitoisuus heksanaalia lukuun ottamatta aleni huomattavasti 28 vuorokautta kestäneen kokeen aikana.

Wajsin ym. (2006) tutkimuksessa koeputkeen laitettujen kuusen pinta- ja sydänpuunäytteiden lämmittäminen $+60$ °C vesihautteessa vapautti koeputken ilmatilaan sekä pinta- että sydänpuusta kummastakin noin 100 yhdistettä, joiden pitoisuudesta ilmassa α - ja β -pineeni käsittivät yli puolet. Puunäytteiden kuumentamisen seurauksena haihtui myös seskviterpeenejä ja -terpenoideja sekä joitakin puolihaihtuvia yhdisteitä, joiden osuus oli yhteensä n. 10 %. Toisessa, huonelämpötilassa toteutetussa koejärjestelyssä puukappaleita laitettiin kahden litran lasiastiaan, jonka kautta kulki ilmavirta. Lasiastian ilmatilasta otetusta näytteestä löytyi pintapuusta 12 ja sydänpuusta 10 yhdistettä. Huoneenlämmössä suurin osa vapautuneista yhdisteistä oli monoterpeenejä: pintapuusta vapautui lähinnä α -pineeniä sekä β -myrseeniä ja sydänpuusta α -pineeniä.

Formaldehydi liittyy enimmäkseen puutuotteiden liimoista tuleviin päästöihin, mutta sitä syntyy puuhun ja haihtuu siitä luontaisestikin. Formaldehydiä voi myös syntyä tyydyttymättömien VOC-yhdisteiden kuten α - ja β -pineenin sekä limoneenin hapettuessa sisäilmassa. Yleensä kuivasta puusta haihtuu enemmän formaldehydiä kuin tuoreesta puusta ja puun kuumentaminen moninkertaistaa formaldehydipäästöt (Meyer & Boehme 1997, Roffael 2006). Puulajin ja puutuotteen iän lisäksi formaldehydipäästöihin vaikuttavat ulkoiset olosuhteet kuten lämpötila, suhteellinen ilmankosteus ja ilmanvaihdon voimakkuus.

Kuusen, männyn ja haavan VOC-päästöjä on tutkittu paitsi käsittelemättömänä (ks. Pohleven ym. 2019) myös lämpömodifioituna (Manninen ym. 2002, Hyttinen ym. 2010). Tutkimuksissa havaittiin, että haavan aldehydien ja havupuiden terpeenien emissiot laskivat lämpökäsittelyn seurauksena. Tulokset viittaavat siihen, että puun ikääntyminen tai siihen verrattavissa oleva modifiointiprosessi, kuten lämpökäsittely, laskevat aldehydi- ja terpeenipäästöjä. Mannisen ym. (2002) ja Hyttisen ym. (2010) tutkimuksissa testausolosuhteet vakioitiin huonelämpötilaan ja 50 % ilmankosteuteen. Lämpökäsittelyn aikana puun komponentit (ligniini, selluloosa,

hemiselluloosa ja uuteaineet) hajoavat tuottaen uudenlaisia haihtuvia yhdisteitä. Happojen, aldehydien, aromaattisten yhdisteiden ja alkaanien lukumäärä ja päästöt lämpökäsittelyn aikana kasvavat käsittelylämpötilan kasvaessa, mutta alkoholien ja alkeenien määrä alenee (Pohleven ym. 2019 ja siinä olevat viitteet). Pahalta haisevia aldehydejä syntyy tyydyttymättömien rasvahappojen hajotessa, ja hajoaminen kiihtyy käsittelylämpötilan noustessa (Pohleven ym. 2019). Korkeissa lämpötiloissa syntyy hemiselluloosan ja selluloosan hajoamistuotteena mm. furfuraalia. Lämpökäsittelyn jälkeen havupuutavaran VOC-päästöt ovat sitä alhaisemmat, mitä korkeampi käsittelylämpötila on ollut ja mitä suuremmat olivat alkuperäiset pitoisuudet. Myös lehti-puutavaran, esim. haavan (ks. Hyttinen ym. (2010) ja siinä olevat viitteet) päästöt alenevat ja niiden koostumus muuttuu lämpökäsittelyn seurauksena.

Sassoli ym. (2016) tutkivat 13 puulajin VOC-päästöjä kosteusyösklien suhteen, tarkoituksenaan määrittää puulajikohtaiset VOC-profiilit ja tarkastella puulajien tunnistamista niiden avulla. He havaitsivat VOC-päästöjen radikaalin laskun heti ensimmäisen kuivaussyklin jälkeen ja päättelivät, että puulajien tai jopa sukujen erottaminen toisistaan on mahdollista vain tuoreen tai lähes tuoreen puun VOC-päästöistä. Sassolin ym. (2016) tutkimuksessa ei ollut mukana suomalaisia rakennus- tai sisustuspuulajeja. Sivula (2020) osoitti suomalaisen männyn VOC-päästöjen vaihtelevan voimakkaasti sen mukaan, mikä on ympäröivän ilman suhteellisen kosteus ja sitä vastaava puun kosteussuhde.

Eri puulajien VOC-päästöjen luontaisen vaihtelun kuvaamiseen soveltuvat riittävän kattavat aineistot puuttuvat. Puuyksilöiden välisen vaihtelun tiedetään liittyvän yksilöiden välisiin perinnöllisiin eroihin. Puuyksilöiden sisäinen vaihtelu haihtuvien terpeenien määrässä liittyy puolestaan pihkatiehyiden sijaintiin puuaineessa (Yazdani ym. 1983).

Puutuotteiden VOC-päästöt sisäilmaan alenevat ajan kuluessa, jolloin muiden, säännöllisesti vaikuttavien päästölähteiden kuten hajustettujen siivouskemikaalien suhteellinen merkitys rakennusten sisäilman laadun muokkaajana kasvaa.

2.4.2. Puun päästöjen hapettumistuotteet

Wolkoff ym. (1997) ja Wolkoff (2020) mainitsevat lukuisia tutkimuksia, jotka tukevat käsitystä siitä, että tyydyttymättömien VOC-yhdisteiden hapettuminen tuottaa ärsyttäviä reaktiotuotteita. Sisäilman yhdisteet voivat olla vuorovaikutuksessa myös rakennusmateriaalien kanssa (sorptio). Esimerkiksi rakentamisen tai korjauksen aikana materiaaliin kiinnittynyt haitallinen yhdiste voikin vapautua takaisin ilmaan pitkällä aikavälillä (Villberg ym. 2004). Materiaalin pinnan sekä ilman yhdisteiden välinen vuorovaikutus voi johtaa materiaalin VOC-päästöihin (Markowicz & Larsson 2015). Koska tuoreen käsittelemättömän havupuutavaran terpeenien päästöt ovat huomattavan suuria, on tärkeää tarkastella niiden reaktioita ilmassa olevien muiden yhdisteiden kanssa (Wolkoff ym. 1997, Jensen ym. 2001). Havupuiden VOC-päästöjen tiedetään reagoivan sekä kaasufaasissa että pinnoilla ulkoa tulleiden tai ihmistoiminnan myötä sisätiloissa syntyneen otsonin ja muiden hapettavien yhdisteiden ja vapaiden radikaalien kanssa (Wolkoff ym. 1997, Alapieti ym. 2020). Otsoni on voimakas hapetin ja sisätiloissa sitä voi syntyä esimerkiksi lasertulostimista sekä kopiokoneista. Reaktioissa syntyy alle 0,1 µm kokoisia pienhiukkasia, pienhiukkasytimiä, sekä monien haihtuvien kemiallisten yhdisteiden muodostama seos sekundääripäästöjä (sekundäärinen orgaaninen aerosoli, SOA). Reaktioiden lopputuotteisiin vaikuttavat reaktionopeus, sisäilman koostumus ja suhteellinen kosteus sekä ilmanvaihdon tehokkuus. Reaktiotuotteiden on todettu eläinkokeissa aiheuttavan ärsytystä ylähengitysteissä. Vaikka terpeenien hapettumistuotteilla on todettu olevan ärsytysvaikutuksia, ei tuloksia ole voitu todentaa käytännön olosuhteissa (Rohr 2013). Myöskään altistumisen pitkäaikaisvaikutuksista tavanomaisilla sisäilmastopitoisuuksilla ei ole tietoa (Wolkoff & Nielsen 2017).

2.4.3. Puun päästöjen vaikutukset terveyteen ja hyvinvointiin

Englundin (1999) mielestä puun päästöjä ei saisi yhdistää vaaroihin. Puun hajuun liittyy voimakkaita tunnelatauksia ainakin vanhemmilla sukupolvilla, sillä se on tuttua ja sitä pidetään yleensä miellyttävänä (Englund 1999). Puun pinnoittaminen vähentää tai jopa estää puusta haihtuvat päästöt ja pinnoitteet itsessään saattavatkin tuottaa enemmän päästöjä kuin alla oleva puu.

Puuaineesta haihtuvista yhdisteistä orgaaniset hapot ovat laaja ja kemialliselta rakenteeltaan vaihteleva yhdisteryhmä, jolla on enimmäkseen ärsytysvaikutuksia. Höyrystyneet alkoholit ärsyttävät erityisesti silmiä ja hengitysteiden limakalvoja. Alemmat alifaattiset sekä tyydyttymättömät aldehydit ovat erittäin haihtuvia orgaanisia yhdisteitä, jotka ärsyttävät ihoa, silmiä ja ylähengitysteiden limakalvoja. Alifaattisten hiilivetyjen haitallinen vaikutus pääsääntöisesti lisääntyy niiden molekyylipainon kasvaessa. Esimerkiksi metaani ja etaani eivät ole ärsyttäviä, kun taas heksaani aiheuttaa silmien ärsytystä. Puiden terpeeneistä on tutkittu lähinnä sisäilmassa yleisten haihtuvien monoterpeenien terveysvaikutuksia (Vilberg ym. 2004, Granström 2010, Rohr 2013). Monoterpeenien vaikutus ihmisten terveyteen liittyy niiden ärsytysvaikutuksiin iholla ja limakalvoilla. Pitkäaikainen altistus saattaa aiheuttaa allergista tai ei-allergista kontakti-ihottumaa. Joillakin monoterpeeneillä, kuten d-limoneenilla, vasta niiden hapettumistuotteet aiheuttavat kontaktiallergiaa. Kaikkien terpeenien akuutista tai kroonisesta myrkyllisyydestä tai vaikutuksista ihmisen terveyteen tai hyvinvointiin ei ole tietoja, mutta esimerkiksi d-limoneenin tiedetään olevan hajusteallergeeni ja β -myrseenin on todettu liittyvän astmaan ja allergiseen nuhaan (Larsen ym. 1999).

Puutuoteteollisuudessa monoterpeeneillä on todettu olevan haitallisia vaikutuksia, kun ilmassa on todella korkeita pitoisuuksia monia eri haihtuvia yhdisteitä (Eriksson ym. 1997, Granström 2005 & 2010). Toisaalta Gminski ym. (2010) eivät todenneet korkeidenkaan α -pineeni- ja Δ -3-kareeni-pitoisuuksien (1800 mg/m³ ja 600 mg/m³) aiheuttavan myrkyävaikutuksia ihmisen keuhkosoluissa. Lyhytaikaisessa 13 mg/m³ altistuksessa terveet koehenkilöt eivät saaneet hengitystieoireita männyn VOC-päästöistä (Gminski ym. 2011). Nore ym. (2017) toteuttivat kaksoissokkokeen ja totesivat, etteivät männyn VOC-päästöt (pääosin α -pineeni ja 3-kareeni) aiheuta limakalvojen ärsytysreaktioita, keuhkojen toimintaan liittyviä häiriöitä tai yleisoireita. Skulberg ym. (2019) tekivät altistuskammiokeen, jossa verrattiin männyn ja kuusen VOC-päästöjen vaikutusta silmien ja hengitysteiden subjektiivisiin ja objektiivisiin ärsytys- ja tulehdusreaktioihin sekä yleisreaktioihin. Huolimatta männyn selvästi suuremmista päästöistä, eivät kummankaan puulajin päästöt aiheuttaneet haitallisia oireita (Skulberg ym. 2019). Sen sijaan Falk ym. (1991) raportoivat, että kammiokeessa koehenkilöt kokivat ärsytystä limakalvoilla. Männystä pääasiassa haihtuvien terpeenien hengitys ei itsessään ole vaarallista, koska niiden pitoisuus sisäilmassa on suhteellisen pieni (Wolkoff, 2020), mutta niiden terveysvaikutuksia ei kuitenkaan ole tutkittu riittävän kattavasti rakennetussa ympäristössä (Nore ym. 2017).

Trantallidi ym. (2015) tutkivat α -pineenin ja d-limoneenin lyhyen aikavälin altistuksen raja-arvoja, joiden perusteella he arvioivat pitkän aikavälin altistuksen raja-arvot. Lyhyen aikavälin kriittinen altistuksen raja-arvo (CEL = critical exposure limit) α -pineenille oli 90 mg/m³ ja d-limoneenille 45 mg/m³. Pitkälle aikavälille arvioidut pitoisuudet olivat kymmenesosa lyhyen aikavälin raja-arvoista. Kaikissa tutkituissa arkielämän olosuhteissa (ks. viitteet artikkeleista Schlink ym. 2004; Geiss ym. 2011; Krol ym. 2014; Cometto-Muniz & Abraham 2015; Mandin ym. 2017; Wang ym. 2017; Alapieti ym. 2020) nämä raja-arvot alittuivat selvästi.

Monoterpeenien on myös todettu aiheuttavan ärsytysoireita hiirissä, mutta oireet vaihtelevat riippuen molekyylien stereokemiasta: (+)-pineenit ja (+)-kareenit ovat samankaltaisia

ärsyttävyydeltään, kun taas (-)- β -pineenin ärsyttävyyys on vain neljännes tästä ja (-)- α -pineeni ei ole juuri ollenkaan ärsyttävä (Kasanen ym. 1999).

Monoterpeenit, aldehydit ja hapot aiheuttavat hajuaistimuksia huomattavasti niiden ärsyttävyydsrajaa alhaisemmilla pitoisuuksilla, mikä voi vaikuttaa heikentävästi sisäilman laadun kokeemukseen (Wolkoff & Nielsen 2017). Aistinelinten ärsytysreaktioita aiheuttavat VOC-pitoisuudet ovat usein tuhansia kertoja suurempia kuin hajuaistimuksen aiheuttavat pitoisuudet, mutta pelkkä hajuaistimuskin voi aiheuttaa fysiologisiin muutoksiin johtavaa huolta ja stressiä (Wolkoff ym. 2013). Hajujen suhteen on monesti kysymys henkilökohtaisista mieltymyksistä. Monoterpeenien aiheuttamien hajuaistimusten fysiologisia ja psykologisia reaktioita tutkittaessa on havaittu d-limoneenin (Joung ym. 2014) ja α -pineenin (Ikei ym. 2016) rentouttavan ja alentavan sydämen lyöntitiheyttä. Ikei ym. (2017) totesivat kirjallisuuskatsauksessaan, että puumateriaalien fysiologisia vaikutuksia ihmisiin on tutkittu puutteellisilla koejärjestelyillä ja uusia tutkimuksia tarvittaisiin vaikutusten todentamiseksi.

Useat aldehydit haisevat jo pieninä pitoisuuksina, ja suuremmat pitoisuudet aiheuttavat ärsytysreaktioita (Risholm-Sundman ym. 1998). Useimpien aldehydien pitoisuus huoneilmassa on kuitenkin niin alhainen, ettei ärsytysreaktioita tapahdu (Wolkoff 2013). Akroleiini-nimisen aldehydin tiedetään yhdessä muiden karsinogeenien kanssa aiheuttavan keuhkosityöpää ja se on yhdistetty lasten astman pahenemiseen (Seaman ym. 2007). Akroleiiniä ei ole todettu suomalaisten puulajien VOC-päästöissä, mutta sen mittaaminen on ollut aiemmin vaikeata. Sitä vastoin useiden puutuotteiden VOC-päästöihin lukeutuva formaldehydi aiheuttaa voimakasta ärsytystä ja kansainvälinen syöpien tutkimussäätiö IARC on koe-eläintutkimuksiin perustuen luokitellut sen syöpää aiheuttavaksi yhdisteeksi (Larsen ym. 1999). Formaldehydiä syntyy jonkin verran mm. terpeenien hapettumisreaktioketjuissa (mm. Grosjean ym. 1992). Hapettumisen tapahtuessa limakalvoilla voivat syntyneet erittäin reaktiiviset sekundääriset reaktiotuotteet aiheuttaa silmien ja hengitysteiden ärsytysoireita (Wolkoff ym. 1997).

EU-LCI-arvoja sovelletaan sisätiloissa käytettävien tuotteiden käyttöiän aikaisten päästöjen terveysvaikutusten arvioinnissa. Arvot perustuvat saatavilla olevaan tutkittuun tietoon (usein eläinkokeet) ja listausta päivitetään ja muokataan käytettävissä olevan uuden tiedon mukaiseksi vuosittain. Yhdisteelle on annettu linkki tietolomakkeelle, joka sisältää sen CAS-numeron, yhdisteeseen liittyvää yleistä tietoutta sekä myrkyvaikutusten ja annetun EU-LCI-arvon arviointiperusteet. Tämän kirjallisuuskatsauksen liitteissä 1–3 esiintyville yhdisteille EU-LCI-arvo ja tietolomake löytyvät aldehydeistä asetaldehydille (1200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), pentanaalille (800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), heksanaalille (900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja furfuraalille (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); hapoista etikkahapolle (1200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja heksaanihapolle (2100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); ketoneista asetonille (120000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja terpeeneistä vain α -pineenille (2500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja limoneenille (5000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (European Commission 2019). Yhdisteen pitoisuuden alittaessa annetun raja-arvon, ei ole odotettavissa terveyshaittoja tai viihtyvyysongelmia.

Huber ym. (2018) tekivät asiantuntijakyselyn, jonka perusteella oli pääteltävissä, ettei haastelluilla asiantuntijoilla ollut selvää mielipidettä tai näkemystä VOC-päästöttestauksen testimenetelmistä eikä VOC-päästöjen sääntelystä. Asiantuntijoiden oli esitettävä näkemyksensä mm. siitä, tarvitaanko puupohjaisille tuotteille säännöstöä VOC-päästöihin liittyen, olisiko mahdollisen säännösten oltava kansallisella pohjalla vai yhdenmukainen EU:n alueella, ja olisiko kyseessä päästörajoihin vai jonkinlaiseen luokitteluun perustuva järjestelmä.

Puutuoteteollisuuden työpaikoille on annettu pitoisuusrajoja, jotka ylittävät selvästi esimerkiksi asuin- ja toimistotyötilojen raja-arvot (Nielsen ym. 1995).

Puutuoteteollisuudessa haihtuvia yhdisteitä suurempi ongelma on altistuminen hienojakoiselle pölylle, jonka erityisesti lehtipuun osalta on todettu olevan karsinogeenistä. Puupölylle altistumista säädellään EU-direktiivillä 2017/2398 työntekijöiden suojelemisesta syöpäsairauden vaaraa tai perimän muutoksia aiheuttavilta aineilta ja tekijöiltä. Direktiivissä lehtipuupölyn raja-arvoksi ilmassa on asetettu 2 mg/m^3 vuodesta 2023 lähtien, sitä edeltävänä siirtymäaikana raja-arvo on 3 mg/m^3 . Työnantajan tulee myös ilmoittaa lehtipuupölylle (v. 2020 alusta lähtien koskee kaikkia lehtipuita) altistuneet henkilöt Työterveyslaitoksen ylläpitämään ASA-rekisteriin (<https://www.ttl.fi/rekisterit/asa-rekisteri/>), jos työhygieenisia selvityksiä ei ole tehty, mutta työntekijä on tehnyt altistavaa työtä kalenterivuoden aikana vähintään 20 päivän ajan vähintään 2 tunnin ajan päivässä tai vastaavan altistumisajan.

Andersson ym. (1997) totesivat, että TVOC-arvojen käyttäminen riskien arvioinnissa ei ole relevanttia, sillä niitä käytettäessä voidaan myrkyllisten yhdisteiden pitoisuus aliarvioida ja haittomien yliarvioida. Kaikkien yhdisteiden haitallisista vaikutuksista ei ole tietoa, kuten ei myöskään alhaisten pitoisuuksien terveydellisistä pitkäaikaisvaikutuksista (Andersson ym. 1997). Myös puumateriaalien päästöjen osalta on tarpeen tunnistaa yksittäisten yhdisteiden vaikutusmekanismit ja altistumisajan merkitys, minkä lisäksi on tutkittava seoksia ja yksittäisten yhdisteiden välisiä vuorovaikutuksia sekä niiden vaikutusta tilojen käyttäjien terveyteen ja viihtyvyyteen. Päästöjen vaikutuksille herkkien ihmisryhmien tunnistamiseen tarvitaan myös työvälaineitä (Andersson ym. 1997). Päästöjen ja altistumisesta seuraavien oireiden välisten syy-seuraussuhteiden varmistaminen voi osoittautua todella vaikeaksi. Koska materiaalien kemiallinen analyysi ei kerro niiden VOC-päästöistä, voidaan niitä tutkia ainoastaan suorilla päästömittauksilla (Englund 1999).

Pitoisuusrajojen tai ohjearvojen asettamista varten tarvitaan laaja-alaista tietoa sisäilman koostumuksesta, siinä tapahtuvista kemiallisista reaktioista, yhdisteiden myrkyvaikutuksista, väestötason tutkimustuloksia yhdisteiden haittavaikutuksista, hyvät analyttiset ja tilastolliset menetelmät mittaamiseen ja tulosten käsittelyyn sekä poliittinen yksimielisyys (Salthammer 2011).

2.4.4. Muut vaikutukset

Puumateriaali on huokoista, minkä vuoksi pinnoittamattoman puupinnan puhtaana pitäminen tuottaa vaikeuksia korkeaa hygieenistä tasoa vaativissa käyttökohteissa, kuten sairaaloissa ja vanhainkodeissa. Monet puulajit tuottavat eläessään yhdisteitä, jotka liittyvät puolustukseen erilaisia ulkoisia häiriöitä, kuten patogeenien ja hyönteisten hyökkäyksiä vastaan. Useimmilla terpeeneillä onkin todettu olevan mm. mikrobien, sienten ja virusten kasvua estäviä vaikutuksia (ks. viitteet Routa ym. 2017). Pinnoittamisen seurauksena puuhun luontaisesti syntyneiden yhdisteiden edulliset vaikutukset saatetaan menettää.

Vainio-Kaila ym. (2017a) totesivat männyn ja kuusen haihtuvien yhdisteiden estävän *Escherichia coli* -bakteerin ja *Streptococcus pneumoniae* Gram-positiivisen bakteerikannan kasvua ja jonkin verran myös Gram-negatiivisen *S. pneumoniae* kasvua. Kokeet tehtiin käyttämällä jauhetta pinta- ja sydänpuuta. Kuivatun puujauhon vaikutus vaikutti voimakkaamalta kuin kostean puujauhon (Vainio-Kaila ym. 2017a). Puujauhoista haihtui lähinnä monoterpeenejä, joista runsaiten α -pineeniä. Puhtaina yhdisteinä testatessa α -pineeni esti voimakkaasti *S. pneumoniae* ja jonkin verran *Streptococcus typhimuriumin* kasvua. Limoneeni puolestaan esti voimakkaasti sekä *S. pneumoniae* että *E. coli* kasvua (Vainio-Kaila ym. 2017a).

On pitkään tiedetty, että d-limoneeni ehkäisee kasvainten kasvua (Miller ym. 2011). Sisään hengitettynä limoneenin on todettu vaimentavan allergista tulehdusta keuhkoissa alentamalla tulehduksen välittäjäaineen interleukiini IL-5:n määrää (Hansen ym. 2016). Useiden

tarkastelemiensa tutkimusten perusteella Quintas ym. (2019) totesivat limoneenin vaikuttavan tulehdusreaktioihin osallistuvien tekijöiden muodostumiseen ja vapautumiseen tulehdusta ehkäisevästi, mutta sen lääkeaineena käyttöä varten tarvitaan vielä lisätutkimuksia. Limoneenia käytetään elintarvikkeissa aromiaineena, FL 01.001 limoneeni (Ruokavirasto 2020). Ilmanraikastimissa ja siivousaineissa hajusteena käytettynä limoneenin tiedetään reagoivan otsonin kanssa, jolloin syntyy ultrapieniä hiukkasia (esim. Wainman ym. 2001).

α -Pineenillä on todettu olevan tulehdusta ja mikrobien kasvua estäviä vaikutuksia (Hong ym. 2004, Lee ym. 2009) ja sitä voisi mahdollisesti hyödyntää tulehduksellisten sairauksien hoidossa (Quintas ym. 2019). Routa ym. (2017) listaavat kirjallisuuskatsauksessaan männystä ja kuusesta peräisin olevalle α -pineenille ja männystä peräisin olevalle d-limoneenille lukuisan joukon erilaisia positiivisia ja negatiivisia vaikutuksia.

Ajan myötä monoterpeenien ja muiden puun haihtuvien yhdisteiden päästöt sisäilmaan vähenevät. Tällöin vähenevät myös niiden vaikutukset puun antimikrobisuuteen, ympäristöön ja tilojen käyttäjiin. Monoterpeenien haihdunnan vähennyttyä puun hygieenisiin ominaisuuksiin vaikuttavat lähinnä puussa olevat monoterpeenejä pysyvämmät yhdisteet, kuten ligniini (Vainio-Kaila ym. 2017b) tai männyn sydänpuun fenoliset yhdisteet, joilla on todettu olevan antibakteerisia vaikutuksia varsinkin gram-positiivisia bakteereja vastaan (Metsämuuronen & Sirén 2019). Milling ym. (2005) totesivat jauhetulla puulla tekemässään tutkimuksessa, että puulajin ja bakteerilajin lisäksi myös ilman kosteus ja lämpötila vaikuttavat bakteerien elinkykyyn. Bakteerien elinkyvyn menetys puupinnoilla saattaa osin johtua myös puun hygroskooppisuudesta, minkä seurauksena käsittelemättömät puupinnat imevät kosteuden itseensä ja bakteerit kuivuvat (Milling ym. 2005).

3. Päätelmät

3.1. Päästöt puuraaka-aineiden ja -tuotteiden käytön kannalta

- Puun, kuten muidenkin sisäilman laatuun vaikuttavien rakentamis- ja sisustustuotteiden päästöjä on tutkittu laajasti 2000-luvulla.
- Kaikista puulajeista haihtuu yhdisteitä ympäröivään ilmaan, mutta päästöjen määrä ja koostumus vaihtelevat muun muassa puulajin, näytetyypin ja näytteen käsittelytavan mukaan. Puun interaktio ympäröivän ilman kanssa voidaan estää tai sitä voidaan vähentää pintakäsittelyllä, mutta päästöjen hallinnan näkökulmasta se on tarpeen vain poikkeustapauksissa.
- Puusta haihtuvien terveydelle haitallisten yhdisteiden pitoisuudet ovat normaaleissa käyttöolosuhteissa niin vähäisiä, ettei suomalaisen puun sisäkäytön rajoittamiselle ole perusteita. Ainoan poikkeuksen tekevät tilat, joissa sisäilman laadulle asetetaan erityisvaatimuksia (esim. yliherkkyyshuoneet). Tällöinkin päästöjä on helppo hallita esimerkiksi puulajivalinnalla.
- Jos tarkastellaan ainoastaan puusta haihtuvien yhdisteiden kokonaispitoisuutta, voidaan vasta-asennetusta puutuotteesta mitata huomiota herättävän korkeita päästöarvoja. Kokonaispitoisuuden perusteella ei kuitenkaan tule tehdä päätelmiä sisäilman laadusta, koska suurin osa yhdisteistä on harmittomia. Lisäksi puun VOC-päästöt laskevat nopeasti asennuksen jälkeen.
- Terveydelle ja hyvinvoinnille haitallisten yhdisteiden päästöille on määritelty sekä EU-tasolla että kansallisesti raja-arvoja, joita sisäilman laatuun vaikuttavissa kohteissa käytettävät tuotteet eivät saa ylittää. Puu luetaan kotimaisessa päästöluokituksessa vähäpäästöiseen M1-luokkaan yhdessä lasin, keraamien, luonnonkiven, metallien ja tiilen kanssa.
- Puun, kuten muidenkin materiaalien päästöjä voi mitata luotettavin menetelmin, mutta kirjallisuudessa dokumentoidut näytteen alkuperä (puulaji, näytteen sijainti rungossa), säilytys ja esikäsittely, näytetyyppi (jauhe, lastu, leike, viilu, sahatavarakappale, jne.) sekä yhdisteiden keräystapa, mittaasetelma, analyysimenetelmät ja raportointilogiikat vaihtelevat. Näistä syistä jopa standardimenetelmillä mitattujen koekappaleiden päästötulosten vertailu ei ole yksiselitteistä.
- Puu on hygroskooppinen materiaali, josta haihtuvien yhdisteiden määrä ja koostumus muuttuvat ympäristöolosuhteiden (lämpötila, ilmankosteus) mukaan. Lisäksi ympäröivään ilmaan haihtuvien yhdisteiden kokonaismäärä alenee ja koostumus muuttuu ajan suhteen.
- Puun hygroskooppisuuden vuoksi vakioituissa ympäristöolosuhteissa tehdyistä päästömittauksista ei voi tehdä suoraviivaisia päätelmiä koskien puun sisäilmapäästöjä esimerkiksi eri vuodenaikoina – jos sisäilman kosteussuhde vaihtelee vuoden aikana välillä 20–80 %, muuttuu puupinnan kosteussuhde yli kymmenellä prosenttiyksiköllä, mikä vaikuttaa päästöihin.
- Koska pinnoittamattoman puun VOC-päästöt alenevat ajan myötä, alenee myös niiden suhteellinen vaikutus sisäilman laatuun. Toistuvat päästölähteet, esimerkiksi hajustettujen siivouskemikaalien VOC-päästöt, kasvattavat näin ajan kuluessa suhteellista merkitystään sisäilman laatutekijöinä.
- Sisäilman kanssa tekemisissä olevan puun ja erityisesti käsittelemättömän puupinnan määrä vaihtelee erityyppisissä rakennuksissa. Paljon puupintaa on esimerkiksi hirsirakennuksissa, joissa miellyttäväksi koettu ”puun tuoksu” tarkoittaa hirsistä haihtuvia VOC-päästöjä.

3.2. Jatkotutkimustarpeet

- Päästöjen psykofyysiset kokonaisvaikutukset tilan käyttäjän hyvinvointiin. Puusta haihtuvilla yhdisteillä voi voimakkaina pitoisuuksina esiintyessään olla sekä positiivisia että negatiivisia terveysvaikutuksia. Puun tuoksua pidetään yleensä miellyttävänä, mutta siihen voi äärimmillään liittyä myös ärsytysoireita (esim. terpeenit suurina pitoisuuksina). Miellyttäväksi koettu tuoksu voi vaikuttaa yleiseen hyvinvointiin positiivisesti (alentunut stressitaso, palautuminen, jne.), vaikka samanaikaisesti esim. limakalvojen kuivuminen muutoin alentaa hyvinvointia. Sisäilman laatutekijöiden psykofyysisten vaikutusten tutkiminen on vaikeaa, mutta pelkkien fysiologisten vasteiden huomioon ottaminen ei riitä kokonaiskuvaksi puun sisäkäytön hyvinvointivaikutuksista.
- Sekä tutkittava puuraaka-aine (puulaji, näytteen tyyppi, jne.) että mittaushetken olosuhteet (puupinnan kosteus, ympäröivän ilman kosteus ja lämpötila, ilman virtaus) vaikuttavat päästöihin. Kokonaisvaltaisemman ymmärryksen saavuttaminen puun päästöistä edellyttäisi laajaa ja pitkäaikaista koesarjaa, jossa edustava otos erilaisia näytteitä mitattaisiin sisäilman vaihtelua jäljittelevissä olosuhteissa usean "vuosisyklin" ajan. Mäntynäytteillä toteutettu koe (Sivula 2020) osoitti, että päästöt vaihtelevat voimakkaasti ympäröivän ilman suhteellisen kosteuden mukana, ja että vakioilmastossa järjestetty standardikoe ei takaa riittävää kokonaiskuvaa päästöjen vaihtelusta.

Viitteet

- Adamová, T., Hradecký, J. & Pánek, M. 2020. Volatile organic compounds (VOCs) from wood and wood-based panels: Methods for evaluation, potential health risks, and mitigation. *Polymers* 12: 2289.
- Ahonen, E.-C. 2019. SBS-, MCS- ja EHS-sairastuneen erityistarpeet rakentamisessa ja asumisessa. Kulttuurialan ammattikorkeakoulututkinto muotoilijalle, Savonia AMK, 54 s.
- Alakangas, E., Kurki-Suonio, K., Tikka, T. & Fredriksson, T. 2014. Käytöstä poistetun puun luokittelun soveltaminen käytäntöön. VTT Technical Research Centre of Finland. VTT Research Report No. VTT-M-01931-14 <http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2014/VTT-M-01931-14.pdf>
- Alapieti, T., Mikkola, R., Pasanen, P. & Salonen, H. 2020. The influence of wooden interior materials on indoor environment: a review. *European Journal of Wood and Wood Products* 78: 617–634. <https://doi.org/10.1007/s00107-020-01532-x>
- Alén, R. 2011. Structure and chemical composition of different feedstocks. Teoksessa: Alén, R. (toim), *Biorefining of forest resources*, Paperi ja Puu Oy, Espoo, Finland. pp. 17–54.
- Andersson, K., Bakke, J.V., Bjørseth, O., Bornehag, C.-G., Clausen, G., Hongslo, J.K., Kjellman, M., Kjærgaard, S., Levy, F., Mølhav, L., Skerfving, S. & Sundell, J. 1997. TVOC and health in non-industrial indoor environments. Report from a Nordic Scientific Consensus Meeting at Långholmen in Stockholm, 1996. *Indoor Air* 7: 78–91.
- Asikainen, A., Hänninen, O. & Pekkanen, J. 2013. Ympäristöaltisteisiin liittyvä tautitaakka Suomessa. *Ympäristö ja Terveys-lehti* 44(5): 68–74.
- Bauch, J., Schweers, W. & Berndt, H. 1974. Lignification during heartwood formation: Comparative study of rays and bordered pit membranes in coniferous woods. *Holzforschung* 28(3): 86–91.
- Bionova Oy. 2017. Tiekartta rakennuksen elinkaaren hiilijalanjäljen huomioimiseksi rakentamisen ohjauksessa. 29.6.2017. Saatavilla: https://www.ym.fi/fi-FI/Maankaytto_ja_rakentaminen/Rakentamisen_ohjaus/Vahahiilinen_rakentaminen/Vahahiilisen_rakentamisen_tiekartta Viitattu 14.7.2020
- Borrega, M. & Kärenlampi, P.P. 2008. Effect of relative humidity on thermal degradation of Norway spruce (*Picea abies*) wood. *Journal of Wood Science* 54(4): 323–328.
- Bridgwater, A.V., Elliott, D.C., Fagernäs, L., Gifford, J.S., Mackie, K.L. & Toft, A.J. 1995. The nature and control of solid, liquid and gaseous emissions from the thermochemical processing of biomass. *Biomass and Bioenergy* 9(1–5): 325–341.
- Brüning, T., Bartsch, R., Bolt, H.M., Desel, H., Drexler, H., Gundert-Remy, U., Hartwig, A., Jäckh, R., Leibold, E., Pallapies, D., Rettenmeier, A.W., Schlüter, G., Stropp, G., Sucker, K., Triebig, G., Westphal, G. & van Thriel, C. 2014. Sensory irritation as a basis for setting occupational exposure limits. *Archives of Toxicology* 88: 1855–1879.
- Cai, C. 2020. Effects of long-term moisture and weather exposure on the structure and properties of thermally modified wood. *Dissertationes Forestales* 298. University of Eastern Finland. 50 p. + App. <https://doi.org/10.14214/df.298>

- Cai, C., Antikainen, J., Luostarinen, K., Mononen, K. & Heräjärvi, H. 2018. Wetting-induced changes in thermally modified Scots pine and Norway spruce wood surface. *Wood Science and Technology* 52(5): 1181–1193.
- Cai, C., Haapala, A., Rahman, H., Tiitta, M., Tiitta, V., Tomppo, L., Lappalainen, R. & Heräjärvi, H. 2020. Effects of two-year weather exposure on thermally modified *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, and *Fraxinus excelsior* wood. *Canadian Journal of Forest Research* 50(11): 1160–1171.
- Cai, C., Heräjärvi, H. & Haapala, A. 2019. Effects of environmental conditions on physical and mechanical properties of thermally modified wood. *Canadian Journal of Forest Research* 49: 1434–1440.
- Čech, P. & Tesařová, D. 2015. Comparison of VOC emissions from natural (untreated) Poplar wood and heat treated wood. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW Forestry and Wood Technology* 90: 23–28.
- CEN/TC 351. EN 16516:2017+A1:2020. Construction products: Assessment of release of dangerous substances – Determination of emissions into indoor air. Brussels: European Committee for Standardization. https://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT,FSP_ORG_ID:71894,510793&cs=13DEC2E6989B439194A2130B166C8CC3
- Czajka, M., Fabisiak, B. & Fabisiak, E. 2020. Emission of volatile organic compounds from heartwood and sapwood of selected coniferous species. *Forests* 11(92): 1-14. doi:10.3390/f11010092
- Englund, F. 1999. Emissions of volatile organic compounds (VOC) from wood. Trätek, Rapport I 9901001, 44 p. ISSN 1102–1071. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1079819/FULLTEXT01.pdf>
- Englund, F. & Nussbaum, R.M. 2000. Monoterpenes in Scots pine and Norway spruce and their emission in kiln drying. *Holzforschung* 54: 449–456.
- Eriksson, K., Levin, J., Sandström, T., Lindström-Espeling, K., Linden, G. & Stjernber, N. 1997. Terpene exposure and respiratory effects among workers in Swedish joinery shops. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health* 23(2): 114–120.
- Euroopan unioni 2011. Regulation (EU) No 305/2011 of the European Parliament and of the Council of 9 March 2011 laying down harmonised conditions for the marketing of construction products and repealing Council Directive 89/106/EEC (OJ L 88, 4.4.2011, pp. 5–43)
- European Commission 2019. Agreed EU-LCI values – substances with their established EU-LCI values and summary fact sheets. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci/values_fi tai <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/39985>
- European Commission 2020. End-of-waste criteria. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/end_of_waste.htm.
- Falk, A., Löf, A., Hagberg, M., Wigaeus-Hjelm, E. & Wang, Z. 1991. Human exposure to 3-carene by inhalation: Toxicokinetics, effects on pulmonary function and occurrence of irritative

- and CNS symptoms. *Toxicology and Applied Pharmacology* 110(2): 198–205. [https://doi.org/10.1016/S0041-008X\(05\)80002-X](https://doi.org/10.1016/S0041-008X(05)80002-X)
- Fechter, J.O., Englund, F. & Lundin, A. 2006. Association between temperature, relative humidity and concentration of volatile organic compounds from wooden furniture in a model room. *Wood Material Science and Engineering* 1(2): 69–75.
- Fengel, D. 1970. Ultrastructural changes during aging of wood cells. *Wood Science and Technology* 4: 176–188.
- Fengel, D. & Wegener, G. 1989. *Wood: Chemistry, ultrastructure, reactions*. Walter de Gruyter, Berlin, Germany. 784 p.
- Gminski, R., Tang, T. & Mersch-Sundermann, V. 2010. Cytotoxicity and genotoxicity in human lung epithelial A549 cells caused by airborne volatile organic compounds emitted from pine wood and oriented strand boards. *Toxicology Letters* 196: 33–41.
- Gminski, R., Marutzky R., Kevekordes, S., Fuhrmann, F., Burger, W., Hauschke, D., Ebner, W. & Mersch-Sundermann, V. 2011. Sensory irritations and pulmonary effects in human volunteers following short-term exposure to pinewood emissions. *Journal of Wood Science* 57: 436–445.
- Granström, K. 2005 Emissions of volatile organic compounds from wood. Dissertation. Karlstad University Studies 2005:6. ISSN 1403-8099, ISBN 91-85335-46-0.
- Granström, K.M. 2010. Underestimation of terpene exposure in the Nordic wood industry. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 7: 144–151. DOI 10.1080/15459620903476330.
- Grosjean, D., Williams, E.L. & Seinfeld, J.H. 1992. Atmospheric oxidation of selected terpenes and related carbonyls: gas-phase carbonyl products. *Environmental Science and Technology* 26: 1526–1533.
- Hansen, J.S., Nørgaard, A.W., Koponen, I.K., Sørli, J.B., Paidi, M.D., Hansen, S.W.K., Clausen, P.A., Nielsen, G.D., Wolkoff, P. & Larsen, S.T. 2016. Limonene and its ozone-initiated reaction products attenuate allergic lung inflammation in mice. *Journal of Immunotoxicology* 13(6): 793–803. <https://doi.org/10.1080/1547691X.2016.1195462>
- Harju, A.M, Venäläinen, M., Anttonen, S., Viitanen, H., Kainulainen, P., Saranpää, P. & Vapaa-vuori, E. 2003. Chemical factors affecting the brown-rot decay resistance of Scots pine heartwood. *Trees* 17: 263–268.
- Heräjärvi, H., Jouhiaho, A., Tammiruusu, V., Nuutinen, T., Väärä, T. & Verkasalo, E. 2003. Mänty- ja koivupienpuun käyttömahdollisuudet rakennepuutuotteissa (EWP). Tekesin osarahoittaman esiselvityshankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 890. 59 s. + Liitteet 2 s.
- Hill, C.A.S., Ramsay, J., Laine, K., Rautkari, L. & Hughes, M. 2013. Water vapour sorption behaviour of thermally modified wood. *International Wood Products Journal* 4(3): 191–196.
- Hillis, W.E. 1971. Distribution, properties and formation of some wood extractives. *Wood Science and Technology* 5: 272–298.

- Hong, E.-J., Na, K.-J., Choi, I.-G., Choi, K.-C. & Jeung, E.-B. 2004. Antibacterial and antifungal effects of essential oils from coniferous trees. *Biological and Pharmaceutical Bulletin* 27: 863–866.
- Huang, S., Xiong J., Cai C., Xu, W. & Zhang Y. 2016. Influence of humidity on the initial emittable concentration of formaldehyde and hexaldehyde in building materials: experimental observation and correlation. *Scientific Reports* 6: 23388. doi: 10.1038/srep23388.
- Huber, D.-J., Huber, J., Hesser, F., Höllbacher, E. & Stern, T. 2018. Two experts, three opinions: volatile organic compounds' testing methods and regulative systems. *European Journal of Wood Products* 76(5):5-12. DOI 10.1007/s00107-017-1240-5
- Husman, T., Roto, P. & Seuri, M. 2002. Sisäilma ja terveys – Tietoa rakentajille. Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B:14. 42 s. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe201204193519>
- Huuhka, S. 2008. Kierrätys arkkitehtuurissa. Betonielementtien ja muiden rakennusosien uudelleenkäyttö uudisrakentamisessa ja lähiöiden energiatehokkaassa korjaus- ja täydennysrakentamisessa. Diplomityö, Tampereen teknillinen yliopisto, Arkkitehtuurin koulutusohjelma. 141 s.
- Hyttinen, M., Masalin-Weijo, M., Kalliokoski, P. & Pasanen, P. 2010. Comparison of VOC emissions between air-dried and heat-treated Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and European aspen (*Populus tremula*) wood. *Atmospheric Environment* 44(38): 5028–5033.
- Häkämies, S., Lähdesmäki-Josefsson, K., Pitkämäki, A. & Lehtonen, K. 2019. Puupohjaisen rakennus- ja purkujätteen kiertotalous. Loppuraportti 20.12.2019. Gaia Consulting Oy. 36 s.
- Hänninen, O. & Asikainen, A. 2013. Efficient reduction of indoor exposures: health benefits from optimizing ventilation, filtration and indoor source controls. National Institute for Health and Welfare (THL), Report 2, 93 s. Helsinki 2013. ISBN 978-952-245-821-6 <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-245-822-3>
- Hänninen, O., Lehtomäki, H. & Korhonen, A. 2020. Ilmansaasteet ja kuolleisuus kärjessä, tautitaakka yli kaksinkertainen: Ympäristöaltisteiden kansanterveysvaikutukset. *Ympäristö ja terveys -lehti* 51(1): 6–13.
- Ikei, H., Song, C. & Miyazaki, Y. 2016. Effects of olfactory stimulation by a-pinene on autonomic nervous activity. *Journal of Wood Science* 62: 568–572.
- Ikei, H., Song, C. & Miyazaki, Y. 2017. Physiological effects of wood on humans: a review. *Journal of Wood Science* 63: 1–23.
- ISO 16000-3:2011. Indoor air — Part 3: Determination of formaldehyde and other carbonyl compounds in indoor air and test chamber air — Active sampling method. 27 p. <https://www.iso.org/standard/51812.html>
- ISO 16000-6:2011. Indoor air — Part 6: Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS or MS-FID. 29 s. <https://www.iso.org/standard/52213.html>

- ISO 16000-9:2006. Indoor air — Part 9: Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing — Emission test chamber method. 15 s. <https://www.iso.org/standard/38203.html>
- ISO 16017-1:2000. Indoor, ambient and workplace air – Sampling and analysis of volatile organic compounds by sorbent tube/thermal desorption/capillary gas chromatography – Part 1: Pumped sampling. 32 s. <https://www.iso.org/standard/29194.html>
- Jensen, L.K., Larsen, A., Mølhav, L., Hansen, M.K. & Knudsen, B. 2001. Health evaluation of volatile organic compound (VOC) emissions from wood and wood-based materials. Archives of Environmental Health: An International Journal 56: 419–432. <https://doi.org/10.1080/00039890109604477>
- Joung, D., Song, C., Ikei, H., Okuda, T., Igarashi, M., Koizumi, H., Park, B., Yamaguchi, T., Takagaki, M. & Miyazaki, Y. 2014. Physiological and psychological effects of olfactory stimulation with d-limonene. Advances in Horticultural Science 28(2): 90–94.
- Järnström, H. 2005. Muovimattopinnoitteen lattiarakenteen VOC-emissiot sisäilmaongelmatapauksissa. Espoo 2005. VTT Publications 571. 76 s. + liitt. 14 s. Saatavilla: <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/publications/2005/P571.pdf>
- Jääskeläinen, A.-S. & Sundqvist, H. 2007. Puun rakenne ja kemia. Hakapaino Oy, Helsinki. 142 s. ISBN 978-951-672-351-1.
- Kaikkonen, L. 2011. Terveempää sisäilmaa! Joustava rakennekonsepti. Maisterityö. Aalto-yliopiston Taideteollinen Korkeakoulu, Muotoilun laitos, 76 s.
- Kampe, A. & Magel, E. 2013. New insights into heartwood and heartwood formation. Teoksessa: Fromm, J. (toim.), Cellular aspects of wood formation. Springer, Heidelberg. pp. 71–95. DOI 10.1007/978-3-642-36491-4
- Kasanen, J.P., Pasanen, A.L., Pasanen, P., Liesivuori, J., Kosma, V.M. & Alarie, Y. 1999. Evaluation of sensory irritation of Δ^3 -carene and turpentine, and acceptable levels of monoterpenes in occupational and indoor environment. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A, 57(2): 89–114. <https://doi.org/10.1080/009841099157809>
- Kim, S. 2010. Control of formaldehyde and TVOC emission from wood-based flooring composites at various manufacturing processes by surface finishing. Journal of Hazardous Materials 176: 14–19.
- Kwok, N.-H., Lee, S.-C., Guo, H. & Hung, W.-T. 2003. Substrate effects on VOC emissions from an interior finishing varnish. Building and Environment 38(8): 1019–1026.
- Kärkkäinen, M. 2007. Puun rakenne ja ominaisuudet. Metsäkustannus Oy, Hämeenlinna. 468 s. ISBN 978-952-5694-10-9.
- Lampela, J. 2020. Puun haihtuvat orgaaniset yhdisteet ja kierrätyspuun potentiaali vähäpäästöisenä sisustusmateriaalina. Itä-Suomen yliopisto, Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta, Metsätieteiden osasto. Metsätieteen kandidaatintutkielma. 32 s.
- Larsen, A., Frost, L., Hansen, M.K., Jensen, L.K., Knudsen, B.B. & Mølhav, L. 1999. Emission of volatile organic compounds from wood and wood-based materials. Copenhagen, Denmark, Ministry of Environment, Danish Environmental Protection Agency.

- [Verkkodokumentti]. Saatavissa: https://www2.mst.dk/udgiv/Publications/1999/87-7909-501-1/html/helepubl_eng.htm
- Lee, J.-H., Lee, B.-K., Kim, J.-H., Lee, S.H. & Hong, S.-K. 2009. Comparison of chemical compositions and antimicrobial activities of essential oils from three conifer trees; *Pinus densiflora*, *Cryptomeria japonica*, and *Chamaecyparis obtusa*. *Journal of Microbiology and Biotechnology* 19(4): 391–396.
- Lehtinen, T., Viljanen, M. & Hänninen, J. 1998. Massiivihirsistä tehtyjen ulkoseinien käyttö asuinrakentamisessa. Helsinki University of Technology, Espoo. 64 s.
- Leinonen, A., Harju, A.M., Venäläinen, M., Saranpää, P. & Laakso, T. 2008. FT-NIR spectroscopy in predicting the decay resistance related characteristics of solid Scots pine (*Pinus Sylvestris* L.) heartwood. *Holzforschung* 62: 284–288.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 1999/132. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1999/19990132>.
- Manninen, A.-M., Pasanen, P. & Holopainen, J.K. 2002. Comparing the VOC emissions between air-dried and heat-treated Scots pine wood. *Atmospheric Environment* 36: 1963–1768.
- Markowicz, P. & Larsson, L. 2015. Influence of relative humidity on VOC concentrations in indoor air. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 5772–5779. DOI 10.1007/s11356-014-3678-x
- Metsämuuronen, S. & Sirén, H. 2019. Bioactive phenolic compounds, metabolism and properties: A review on valuable chemical compounds in Scots pine and Norway spruce. *Phytochemistry Reviews* 18(3): 623–664.
- Meyer, B. & Boehme, C. 1997 Formaldehyde emissions from solid wood. *Forest Product Journal* 47(5): 45–48.
- Miller, J.A., Thompson, P.A., Hakim, I.A., Chow, H.-H.S. & Thomson, C.A. 2011. Limonene: a bioactive food component from citrus and evidence for a potential role in breast cancer prevention and treatment. *Oncology Reviews* 5: 31–42. <https://doi.org/10.1007/s12156-010-0066-8>.
- Milling, A., Kehr, R., Wulf, A. & Smalla, K. 2005. Survival of bacteria on wood and plastic particles: dependence on wood species and environmental conditions. *Holzforschung* 59: 72–81. <https://doi.org/10.1515/HF.2005.012>
- Möttönen, V., Boren, H. & Heräjärvi, H. 2018. Puun ominaisuuksien modifiointi: Menetelmät ja tutkimuksen tila. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 11/2018. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 57 s. ISBN 978-952-326-545-5.
- Nielsen, G.D., Alarie, Y., Melchior Poulsen, O. & Andersen Nexø, B. 1995. Review: Possible Mechanisms for the respiratory tract effects of noncarcinogenic indoor-climate pollutants and bases for their risk assessment. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health* 21(3): 165–178.
- Nore, K., Nyrud, A.Q., Kraniotis, D., Skulberg, K.R., Englund, F. & Aurlien, T. 2017. Moisture buffering, energy potential, and volatile organic compound emissions of wood exposed to indoor environments. *Science and Technology for the Built Environment* 23(3): 512–521. <https://doi.org/10.1080/23744731.2017.1288503>

- Oppl, R. 2014. New European VOC emissions testing method CEN/TS 16516 and CE marking of construction products. *Gefarstoffe – Reinhaltung der Luft* 74(3): 62–68. Pétrissans, M., Gérardin, P., El Bakali, I. & Serraj, M. 2003. Wettability of heat-treated wood. *Holzforschung* 57 (3): 301–307.
- Pirhonen, I., Heräjärvi, H., Saukkola, P., Rätty, T. & Verkasalo, E. 2011. Puutuotteiden kierrätys. Finnish Wood Research Oy:n osarahoittaman esiselvityshankkeen loppuraportti. Metlan työraportteja, Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 191: 66 s.
- Pitkän aikavälin korjausrakentamisen strategia 2020–2050, Suomi. 2020. Rakennusten energia-
tehokkuusdirektiivin (2010/31/EU), muutettuna direktiivillä 2018/844/EU, artiklan 2a mukainen ilmoitus 10.3.2020
- Pitkäranta, M. (toim.) 2016. Rakennuksen kosteus- ja sisäilmatekninen kuntotutkimus. Ympäristöministeriö, Rakennetun ympäristön osasto. Ympäristöopas 2016. 234 s. Rakennustieto Oy, Hansaprint, Turenki. ISBN 978-952-11-4626-8.
- Pohleven, J., Burnard, M.D. & Kutnar, A. 2019. Volatile organic compounds emitted from untreated and thermally modified wood—A review. *Wood and Fiber Science* 51(3): 231–254.
- Quintas, J.S.S., Shanmugam, S., Heimfarth, L., Araújo, A.A.S., Almeida, J.R.G. da S., Picot, L. & Quintas-Júnior, L.J. 2019. Monoterpenes modulating cytokines – A review. *Food and Chemical Technology* 123: 233–257.
- Rakennusteollisuus 2020. Jätedirektiivi ja jätelainsäädäntö. <https://www.rakennusteollisuus.fi/Tietoa-alasta/Ilmasto-ymparisto-ja-energia/Rakentamisen-materiaalitehokkuus/Jatedirektiivi-ja-lainsaadannon-kokonaisuudistus/> 15.12.2020
- Rakennustietosäätiö 2020. RTS-ympäristöluokitus. Kohti ympäristövastuullista rakentamista ja kiinteistöjen ylläpitoa. <https://www.rakennustieto.fi/index/tuotteet/rts-ymparistoluokitus.html>
- Risholm-Sundman, M., Lundgren, M., Vestin, E. & Herder, P. 1998 Emissions of acetic acid and other volatile organic compounds from different species of solid wood. *Holz als Roh- und Werkstoff* 56: 125–129.
- Roffael, E. 2006. Volatile organic compounds and formaldehyde in nature, wood and wood based panels. *Holz als Roh- und Werkstoff* 64: 144–149.
- Rohr, A.C. 2013. The health significance of gas- and particle-phase terpene oxidation products: a review. *Environment International* 60: 145–162.
- Routa, J., Brännström, H., Anttila, P., Mäkinen, M., Jänis, J. & Asikainen, A. 2017. Wood extractives of Finnish pine, spruce and birch – availability and optimal sources of compounds: A literature review. *Natural resources and bioeconomy studies* 73. Natural Resources Institute Finland, Helsinki. 55 p.
- Rowell, R.M., Ibach, R.E., McSweeney, J. & Nilsson, T. 2009. Understanding decay resistance, dimensional stability and strength changes in heat-treated and acetylated wood. *Wood Material Science and Engineering* 1–2: 14–22.
- Ruiz, J., Bilbao, R. & Murillo, M.B. 1998. Adsorption of different VOC onto soil minerals from gas phase: influence of mineral, type of VOC, and air humidity. *Environmental Science*

- & Technology 32(8): 1079–1084. 1998. <http://lib3.dss.go.th/fulltext/Journal/Environ%20Sci.%20Technology1998-2001/1998/no.8/8,1998%20vol.32,no8,p1079-1084.pdf>
- Rundt, A.R., Backlund, P. & Paakkola, K. 2005. Sisäilman hajut ja orgaaniset epäpuhtaudet. Työterveyslääkäri 23: 156–163. https://www.ebm-guidelines.com/dtk/shk/avaa?p_artikkeli=ttl00208.
- Ruokavirasto 2020. Katsaus elintarvikeparanteista. Lisäaineet, aromit ja entsyymit. <https://www.ruokavirasto.fi/globalassets/henkiloasiakkaat/tietoa-elintarvikkeista/koostumus/elintarvikeparanteet/elintarvikeparanteista-nettisivuille.pdf>
- Salonen, H., Lappalainen, S., Lahtinen, M., Holopainen, R., Palomäki, E., Koskela, H., Backlund, P., Niemelä, R., Pasanen, A. & Reijula, K. 2009. Toimiston sisäilman tutkiminen, Työterveyslaitos. ss. 7–35.
- Salthammer, T. 2011. Review: Critical evaluation of approaches in setting indoor air quality guidelines and reference values. Chemosphere 82: 1507-1517. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.023>
- Sassoli, M., Taiti, C., Nissim, W.G., Costa, C., Mancuso, S., Menesatti, P. & Fioravanti, M. 2016. Characterization of VOC emission profile of different wood species during moisture cycles. iForest, Biosciences and Forestry 10: 576-584. DOI: 10.3832/iFor2259-010
- Scutaru, A. M., & Witterseh, T. 2020. Risk mitigation for indoor air quality using the example of construction products - efforts towards a harmonization of the health-related evaluation in the EU. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 229, 113588. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113588>
- Seaman, V.Y., Bennett, D.H. & Cahill, T.M. 2007. Origin, occurrence, and source emission rate of acrolein in residential indoor air. Environmental Science and Technology 41(20): 6940–6946.
- Sehlstedt-Persson, M. 2003. Colour responses to heat-treatment of extractives and sap from pine and spruce. 8th International IUFRO Wood Drying Conference, Brasov, Romania, 459–464.
- Seikel, M.K. & Hillis, W.E. 1970. Hydrolysable tannins of *Eucalyptus delegatensis* wood. Phytochemistry 9: 1115–1128.
- SFS-EN ISO 17225-1:2014. Kiinteät biopolttoaineet. Polttoaineen laatuvaatimukset ja -luokat. Osa 1: Yleiset vaatimukset.
- Severo, E.T.D., Calonego, F.W. & Sansígolo, C.A. 2012. Physical and chemical changes in juvenile and mature woods of *Pinus elliottii* var. *elliottii* by thermal modification. European Journal of Wood and Wood Products 70: 741–747. DOI 10.1007/s00107-012-0611-1
- Simonson, C.J., Salonvaara, M. & Ojanen, T. 2001. Improving indoor climate and comfort with wooden structures. [Sisäilmaston ja viihtyisyyden parantaminen puurakenteilla]. Technical Research Centre of Finland, Espoo. VTT Publications 431. 200 s. + app. 91 s.
- Sisäilmayhdistys 2018. Sisäilmastoluokitus 2018: Sisäympäristön tavoitearvot, suunnitteluohjeet ja tuotevaatimukset. Sisäilmayhdistys julkaisu 6, 41 s.

- Sisäilmayhdistys 2020. Kemiaalliset epäpuhtaudet. <https://www.sisailmayhdistys.fi/Terveelliset-tilat/Sisailmasto/Kemiaalliset-epapuhtaudet>
- Sivula, A. 2020. Sisäilman kosteusolosuhteiden vaikutus puumateriaalin emissioihin. Itä-Suomen yliopisto, Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta, Ympäristötiede. Pro gradu -tutkielma. 119 s.
- Sjöström, E. 1993. Wood chemistry, fundamentals and applications, 2nd ed. Academic Press: New York. pp. 114–161.
- Skulberg, K.R., Nyrud, A.Q., Goffeng, L.O. & Wisthaler, A. 2019. Health and exposure to VOCs from pinewood in indoor environments. *Frontiers in Built Environment* 1–11. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2019.00107>
- Sosiaali- ja terveysministeriö 2015. Asumisterveysasetus, STM 545/2015. <https://stm.fi/documents/1271139/1408010/Asumisterveysasetus/>
- Sosiaali- ja terveysministeriö 2020. Asetus haitallisiksi tunnetuista pitoisuuksista, STM 654/2020. <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2020/20200654>
- Steckel, V., Welling, J. & Ohlmeyer, M. 2011. Product emissions of volatile organic compounds from convection dried Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.) timber. *International Wood Products Journal* 2(2): 75–80.
- Talotekniikkainfo 2020. Sisäilmasto ja ilmanvaihto -opas, päivitetty 10.6.2020. Luku 2, Rakennuksen sisäilmasto. Talotekninen teollisuus ja kauppa ry. <https://www.talotekniikkainfo.fi/sisailmasto-ja-ilmanvaihto-opas/luku-2-rakennuksen-sisailmasto>
- THL 2021. Mitkä tekijät vaikuttavat sisäilman laatuun? Saatavilla: <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/sisailma/mitka-tekijat-vaikuttavat-sisailman-laatuun-> . Päivitetty 12.12.2019. Viitattu 12.1.2021.
- Tilastokeskus 2020. Polttoaineluokitus 2020. Polttoainemerkkien ja muiden energialähteiden määritelmät 2020. Saatavilla: https://www.stat.fi/static/media/uploads/tup/khkinv/khkaasut_polttoaineluokitus_maaritelmat_2020.pdf
- Tjeerdsma, B.F. & Militz, H. 2005. Chemical changes in hydrothermal treated wood: FTIR analysis of combined hydrothermal and dry heat-treated wood. *Holz als Roh- und Werkstoff* 63: 102–111 DOI 10.1007/s00107-004-0532-8
- Torniainen, P., Elustondo, D. & Dagbro, O. 2016. Industrial validation of the relationship between color parameters in thermally modified spruce and pine. *BioResources* 11(1): 1369–1381.
- Trantallidi, M., Dimitroulopoulou, C., Wolkoff, P., Kephelopoulos, S. & Carrera, P. 2015. EPHECT III: Health risk assessment of exposure to household consumer products. *Science of The Total Environment* 536: 903–913.
- Tukes 2021. CLP-asetus. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1272/2008. <https://tukes.fi/kemikaalit/clp-luokitus-merkinnat-ja-pakkaaminen/cpl-asetus#90a4eafa>

- Tuomainen, M., Tuomainen, A., Liesivuori, J. & Pasanen, A.-L. 2003. The 3-year follow-up in a block of flats – experiences in the use of the Finnish indoor climate classification. *Indoor Air* 13: 136–147.
- Työterveyslaitos: Sisäympäristö ja sisäilma. 2021. [Verkkodokumentti]. Saatavissa: <https://www.ttl.fi/tyoymparisto/sisaymparisto/>. 12.1.2021.
- Umezawa, T. 2000. Chemistry of extractives. Teoksessa: Hon, D.N.S.; Shiraishi, N. (toim), Wood and cellulosic chemistry, 2nd ed., Marcel Dekker, New York. pp. 213–241.
- Vahtikari, K., Noponen, T. & Hughes M. 2016. The effect of wood anatomy and coatings on the moisture buffering performance of wooden surfaces. WCTE 2016 World Conference Timber Engineering.
- Vainio-Kaila, T., Hänninen, T., Kyyhkynen, A., Ohlmeyer, M., Siitonen, A. & Rautkari, L. 2017a. Effect of volatile organic compounds from *Pinus sylvestris* and *Picea abies* on *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *Streptococcus pneumoniae* and *Salmonella enterica* serovar *Typhimurium*. *Holzforschung* 71(11): 905–912. <https://doi.org/10.1515/hf-2017-0007>
- Vainio-Kaila, T., Zhang, X., Hänninen, T., Kyyhkynen, A., Johansson, L.-S., Willför, S., Österberg, M., Siitonen, A. & Rautkari, L. 2017b. Antibacterial effects of wood structural components and extractives from *Pinus sylvestris* and *Picea abies* on methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* and *Escherichia coli* O157:H7. *BioResources* 12(4): 7601–7614.
- Valtionneuvosto 2019. Pääministeri Sanna Marinin hallituksen ohjelma 10.12.2019: Osallistava ja osaava Suomi – sosiaalisesti, taloudellisesti ja ekologisesti kestävä yhteiskunta. Valtioneuvoston julkaisuja 2019:31, Helsinki. 213 s. https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/161931/VN_2019_31.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Valtionneuvosto 2021. Marinin hallitus/Hallitusohjelma/3. Strategiset kokonaisuudet/3.1 Hiilineutraali ja luonnon monimuotoisuuden turvaava Suomi. <https://valtioneuvosto.fi/marinin-hallitus/hallitusohjelma/hiilineutraali-ja-luonnon-monimuotoisuuden-turvaava-suomi>. Viitattu 26.1.2021
- Villberg, K., Saarela, K., Tirkkonen, T., Pasanen, A.-L., Kasanen, A., Pasanen, P., Kalliokoski, P., Mussalo-Rauhamaa, H., Malmberg, M. & Haahtela, T. 2004. Sisäilman laadun hallinta. VTT Publications 540 Espoo. <https://www.vttresearch.com/sites/default/files/pdf/publications/2004/P540.pdf>
- Wajs, A., Pranovics, A., Reunanen, M., Willför, S. & Holmbom, B. 2006. Characterisation of volatile organic compounds in stemwood using solid-phase microextraction. *Phytochemical Analysis* 17: 91–101.
- Wallenius, J. 2020. Purku- ja rakennusjätteen hyödyntäminen ja kierrätysaste korjausrakentamisessa. Metropolia Ammattikorkeakoulu, Materiaali- ja pintakäsittelytekniikka, Insinööri. 38 s.
- WHO 1989. World Health Organization. Indoor air quality: Organic pollutants. EURO Reports and Studies #111. Kööpenhamina, WHO Reg. Office for Europe. 1989.
- WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. 2010. World Health Organization, Regional Office for Europe. 454 s. ISBN 978 92 890 0213 4.

- Wainman, T., Zhang, J., Weschler, C. & Lioy, P.J. 2001. Ozonen and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure. *Environmental Health Perspectives* 108(12): 1139–1145. <https://doi.org/10.1289/ehp.001081139>
- Wirtanen, L. 2005. Influence of moisture and substrate on the emission of volatile organic compounds from wall structures. Espoo: Teknillinen korkeakoulu. Rakennustekniikan laboratorion julkaisuja 19. 194 s. + liitteet 127 s. Saatavilla: <https://aalto-doc.aalto.fi/handle/123456789/2667>
- Wolkoff, P. 1998. Impact of air-velocity, temperature, humidity, and air on long-term VOC emissions from building products. *Atmospheric Environment* 32(14/15): 2659–2668.
- Wolkoff, P. 1999. How to measure and evaluate volatile organic compound emissions from building products. A perspective. *Science of the Total Environment* 227: 197–213.
- Wolkoff, P., Larsen, S.T., Hammer, M., Kofoed-Sørensen, V., Clausen, P.A. & Nielsen, G.D. 2013. Human reference values for acute airway effects of five common ozone-initiated terpene reaction products in indoor air. *Toxicology Letters* 216: 54–64.
- Wolkoff, P., Clausen, P.A., Jensen, B., Nielsen, G.D. & Wilkins, C.K. 1997. Are we measuring the relevant indoor pollutants? *Indoor Air* 7: 92–106.
- Wolkoff, P. & Nielsen, G.D. 2017. Effects by inhalation of abundant fragrances in indoor air – An overview. *Environment International* 101: 96–107
- Wolkoff, P. 2020. Indoor air chemistry: Terpene reaction products and airway effects. *International journal of hygiene and environmental health* 225. Article 113439. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.113439>
- Xue, L., Zhao, Z., Zhang, Y., Chu, D. & Mu, J. 2016. Analysis of gas chromatography-mass spectrometry coupled with dynamic headspace sampling on volatile organic compounds of heat-treated poplar at high temperatures. *BioResources* 11(2): 3550–3560. <https://doi.org/10.15376/biores.11.2.3550-3560>
- Yazdani, R., Rudin, D., Aldén, T., Lindgren, D., Harbom, B. & Ljung, K. 1982. Inheritance pattern of five monoterpenes in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Hereditas* 97: 261–272.
- Ympäristöministeriö 2017. Asetus uuden rakennuksen sisäilmastosta ja ilmanvaihdosta. 1009/2017. 16 s. ISSN 1455-8904. https://ym.fi/documents/1410903/38439968/Julkaistu-sisailmasto-2017-AAD7DB92_F571_4766_A3F1_BFF63383191B-133875.pdf/fb05e727-5b27-6a6f-1c27-0ee7d941345e/Julkaistu-sisailmasto-2017-AAD7DB92_F571_4766_A3F1_BFF63383191B-133875.pdf?t=1603260102828
- Ympäristöministeriö 2018. Ympäristöministeriön tiedote 1.3.2018. Arvio vähähiilisen rakentamisen ohjauskeinojen vaikutuksista valmistunut – merkittävin päästövähennys saavutettavissa kansallisen raja-arvon asettamisella. Viitattu 16.7.2020.
- Ympäristöministeriö 2019. Ympäristöministeriön julkaisuja 2019:22. Rakennuksen vähähiilisyyden arviointimenetelmä. Ympäristöministeriö, Helsinki 2019. Ympäristöministeriö 30.8.2019. Saatavilla: http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/161761/YM_2019_22_Rakennuksen_vahahiilisyyden_arviointimenetelma.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Yu, C.W.F. & Kim, J.T. 2012. Long-term impact of formaldehyde and VOC emissions from wood-based products on indoor environments; and issues with recycled products. *Indoor and Built Environment* 21(1): 137–149.
- Zhang, B., Cai, J., Duan, C.-Q., Reeves, M.J. & He, F. 2015. A review of polyphenolics in oak woods. *International Journal of Molecular Sciences* 16(4): 6978–7014.

Liitteet

Liite 1. Kuusen, *Picea abies*, VOC-päästöt tuoreesta ja eri tavoin käsitellystä puusta

Näyte	Puun käsittely	Päästömittauksen ajankohta	Yhdisteet, lkm	Runsaimmat päästöt	VOC-summa (terpeenit)	Suure	Julkaisu
Pintapuu	Tuore puukiekk	3 vrk/28 vrk	12/12	α -pineeni/ α -pineeni	1746/528	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Czajka ym. 2020
Sydänpuu	Tuore puukiekk	3 vrk/28 vrk	11/11	α -pineeni, 3-kareeni/ α -pineeni, 3-kareeni	686/225	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Czajka ym. 2020
Sekakappaleet	Tuore puu	tuore (1 puu)/28 vrk (5 puuta)	24/14	α -pineeni, limoneeni/ α -pineeni, limoneeni	17747/160	$\mu\text{g}/\text{h} \times \text{m}^2$	Englund 1999
Sekakappaleet	Kuumakuivaus 108°C	3 vrk/3 kk (3 puuta)	23/9	α -pineeni	325/27	$\mu\text{g}/\text{h} \times \text{m}^2$	Englund 1999
Ei tietoa	Ilmakuivaus	2 vrk/28 vrk	12/11	d-limoneeni, α -pineeni, b-pineeni/ α -pineeni, d-limoneeni, b-pineeni	422 (340)/196 (150)	$\mu\text{g}/\text{h} \times \text{m}^2$	Hyttinen ym. 2010
Ei tietoa	lämpökäsittely 190°C	2 vrk/28 vrk	10/8	etikkahappo, α -pineeni, furfuraali / etikkahappo, furfuraali	107 (26)/68 (4)	$\mu\text{g}/\text{h} \times \text{m}^2$	Hyttinen ym. 2010
Ei tietoa	Ei tietoa	Ei tietoa	4	asetaldehydi		$\mu\text{g}/\text{h} \times \text{m}^2$	Jensen ym. 2001
Ei tietoa	kuivattu lankku, lastut & höylätty pinta	28 vrk	3	α -pineeni, muut terpeenit	Ei tietoa	$\mu\text{g}/\text{h} \times \text{m}^2$	Risholm-Sundman ym. 1998*

Liite 2. Männyn, Pinus sylvestris, VOC-päästöt tuoreesta ja eri tavoin käsitellystä puusta

Näyte	Puun käsittely	Päästömittauksen ajankohta	Yhdisteet, lkm	Runsaimmat päästöt	VOC-summa (terpeenit)	Suure	Julkaisu
Pintapuu	näyte tuoreesta puukiekosta	3 vrk/28 vrk	21/21	a-pineeni, 3-kareeni/a-pineeni, heksanaali	1582/631	µg/m ³	Czajka ym. 2020
Sydänpuu	näyte tuoreesta puukiekosta	3 vrk/28 vrk	18/18	a-pineeni/a-pineeni	12975/3656	µg/m ³	Czajka ym. 2020
Pintapuu		28 vrk (3 puuta)	18	heksanaali, pentanaali, hexanoic acid	601	µg/h × m ²	Englund 1999
Sydänpuu		28 vrk (3 puuta)	42	3-kareeni, a-pineeni	1675	µg/h × m ²	Englund 1999
Sekakappaleet	tuore puu	tuore (1 puu)/28 vrk (8 puuta)/7 kk (2 puuta)	22/35/29	a-pineeni, 3-kareeni/a-pineeni, 3-kareeni/a-pineeni, 3-kareeni	29087/4623/1038	µg/h × m ²	Englund 1999
Ei tietoa	kaupallinen mänty-paneeli	Ei tietoa	Ei tietoa	a-pineeni, Δ-3-kareeni	Ei tietoa	m ² /m ³	Gminski ym. 2011
Ei tietoa	ilmakuivattu	2 vrk/28 vrk	13/13	a-pineeni, d-3-kareeni/a-pineeni, d-3-kareeni	1808 (1698)/909 (818)	µg/h × m ²	Hyttinen ym. 2010
Ei tietoa	lämpökäsittely 212°C	2 vrk/28 vrk	11/13	furfuraali, heksanaali/etikkahappo, furfuraali, benzoic acid	65 (19)/94 (9)	µg/h × m ²	Hyttinen ym. 2010
Pintapuu	Ei tietoa	Ei tietoa	7	a-pineeni	Ei tietoa	µg/h × m ²	Jensen ym. 2001
Sydänpuu	Ei tietoa	Ei tietoa	7	a-pineeni	Ei tietoa	µg/h × m ²	Jensen ym. 2001
Pintapuu	ilmakuivattu	Ei tietoa	29	a-pineeni	Ei tietoa	Ei tietoa	Manninen ym. 2002
Ei tietoa	lämpökäsittely +230°C	Ei tietoa	26	2-furancarboxaldehyde, etikkahappo	Ei tietoa	Ei tietoa	Manninen ym. 2002
Ei tietoa	kuivattu lankku, lastut & höylätty pinta	28 vrk	5	a-pineeni, 3-kareeni	Ei tietoa	µg/h × m ²	Risholm-Sundman ym. 1998*

Liite 3. Lehtipuiden ja euroopanlehtikuusen VOC-päästöt tuoreesta ja eri tavoin käsitellystä puusta

Puulaji ja näyte	Puun käsittely	Päästömittauksen ajankohta	Yhdisteet, lkm	Runsaimmat päästöt	VOC-summa (terpeenit)	Suure	Julkaisu
Haapa, <i>Populus tremula</i>							
	ilmakuivattu	2 vrk/28 vrk/36 vrk	12/11/11	kaikissa heksanaali, etikkahappo, pentanaali	513/320/170	µg/h × m ²	Hyttinen ym. 2010
	lämpökäsittely 190°C	2 vrk/28 vrk/36 vrk	12/11/12	kaikissa etikkahappo	109/228/142	µg/h × m ²	Hyttinen ym. 2010
Hieskoivu, <i>Betula pubescens</i>							
	parketti, höylätty pinta	28 vrk	7	heksanaali, pentanaali, asetoni		µg/h × m ²	Risholm-Sundman ym. 1998*
Koivu, <i>Betula verrucosa</i>							
	tuore puu	tuore/28 vrk/10 kk	6/21/11	etanoli/heksanaali/heksanaali	35/591/262	µg/h × m ²	Englund 1999
Kirsikka, <i>Prunus serotina</i>							
	parketti, höylätty pinta	28 vrk	4	etikkahappo, 2-pentyylifuraani		µg/h × m ²	Risholm-Sundman ym. 1998*
Kumipuu, <i>Hevea brasiliensis</i>							
	parketti, höylätty pinta	28 vrk	4	etikkahappo, 2-pentyylifuraani		µg/h × m ²	Risholm-Sundman ym. 1998*
Pyökki, <i>Fagus sylvatica</i>							
	tuore puu	tuore/28 vrk/6 kk	1/8/2	etanoli/heksanaali	347/69	µg/h × m ²	Englund 1999

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 17/2021

			6	asetaldehydi, heksanaali		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Jensen ym. 2001
	parketti, höylätty pinta	28 vrk	5	etikkahappo, heksanaali, 2-pentyyli-furaani		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Risholm-Sundman ym. 1998*
Saarni, <i>Fraxinus excelsior</i>							
			6	asetaldehydi		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Jensen ym. 2001
	parketti, lastut & höylätty pinta		4	etikkahappo, asetalehydi, meta-noli		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Risholm-Sundman ym. 1998*
Tammi, <i>Quercus robur</i>							
	tuore puu	tuore/28 vrk	5/3	furfuraali, etikkahappo/etikka-happo, furfuraali	118/5,5	$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Englund 1999
			5	asetaldehydi		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Jensen ym. 2001
	parketti, höylätty pinta	28 vrk	4	etikkahappo, metanoli		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Risholm-Sundman ym. 1998*
Vaahtera, <i>Acer saccharum</i>							
	parketti, höylätty pinta	28 vrk	4	etikkahappo, metanoli, 2-pentyyli-furaani		$\mu\text{g/h} \times \text{m}^2$	Risholm-Sundman ym. 1998*
Euroopanlehtikuusi, <i>Larix decidua</i>							
pintapuu	näyte tuoreesta puukiekosta	3 vrk/28 vrk	16/13	a-pineeni/a-pineeni		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Czajka ym. 2020
sydänpuu	näyte tuoreesta puukiekosta	3 vrk/28 vrk	14/14	a-pineeni/a-pineeni		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Czajka ym. 2020



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Latokartanonkaari 9
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000