



RĪGAS TEHNISKĀ UNIVERSITĀTE

Enerģētikas un elektrotehnikas fakultāte
Vides aizsardzības un siltuma sistēmu institūts

Jana SIMANOVSKA

Doktora studiju programmas “Vides zinātne” doktorante

**EKODIZAINA METODE ĶĪMISKO VIELU
NEVĒLAMAS IETEKMES UZ VIDI UN
CILVĒKU VESELĪBU SAMAZINĀŠANAI
PRODUKTA DZĪVES CIKLĀ**

Promocijas darbs

Zinātniskais vadītājs:

Dr.sc.ing., profesors

Gatis BAŽBAUERS

Zinātniskais līdzvadītājs:

Dr. chem., docents

Kārlis VALTERS

Rīga 2012

UDK 502.131.1 (043)

Si 530 e

Simanovska J. Ekodizaina metode ķīmisko vielu nevēlamas ietekmes uz vidi un cilvēku veselību samazināšanai produkta dzīves ciklā. Promocijas darbs. -R.:RTU, 2012.-132. lpp.

Iespiests saskaņā ar RTU Vides aizsardzības un siltuma sistēmu institūta 2012. gada 12. janvāra lēmumu, protokols Nr.19

ISBN 978-9934-8302-2-8

Promocijas darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā “Atbalsts RTU doktora studiju īstenošanai”

Anotācija

Augošs pierādījumu daudzums par produktu sastāvā esošo kaitīgo ķīmisko vielu nelabvēlīgo ietekmi uz vidi un cilvēku veselību liecina par nepieciešamību samazināt šādu vielu saturu produktos un izdalīšanos no tiem, ko varētu realizēt ar ekodizaina – vidi saudzējošu produktu izstrādes – palīdzību. Pārskatot zinātniskās publikācijas ekodizaina jomā, konstatēts, ka pašreiz ekodizaina metodes nepilnīgi nodrošina materiālu sastāvā esošo vielu kaitīgās ietekmes uz veselību un vidi novēršanu. Tāpēc radīta jauna, daļēji kvantitatīva ekodizaina metode, apvienojot produktu izstrādes prasības ar zinātniskā ķīmiskā riska novērtēšanas principiem. Metode tiek aprobēta, demonstrējot tās izmantošanu. Metode ļauj produkta izstrādātājam identificēt pārmaiņu nepieciešamību, un izstrādāt ekodizaina priekšlikumus un izvērtēt alternatīvas, turklāt veicinot saziņu par materiālu īpašībām un ietekmi uz vidi un cilvēka veselību izejvielu un produktu piegādes ķēdē.

Darba mērķis ir izstrādāt ekodizaina metodi, ar kuras palīdzību samazināt ķīmisku vielu nevēlamo ietekmi uz vidi un cilvēka veselību produkta dzīves ciklā. Mērķa sasniegšanai veikti šādi uzdevumi:

- Izstrādāt ekodizaina priekšlikumu identificēšanas un vērtēšanas kritēriju sistēmu, ņemot vērā materiālos esošo vielu toksiskās īpašības, atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas iespējas, dizaina parametrus un produkta dzīves ciklu.
- Izstrādāt pamatprincipus, kā pārbaudīt informāciju par bīstamajām vielām materiālos un ķimikālijās, lai nodrošinātu ticamus datus produktu izvērtēšanai.
- Aprobēt ekodizaina metodi, eksperimentāli izpētīt konkrētus produktus un tā demonstrējot metodes izmantošanas iespējas un informācijas pieejamību.

Darba struktūra un apjoms

Darbs sastāv no ievada, četrām nodaļām un secinājumiem, un pielikuma. Tajā ir 132 lappuses, 39 attēli, 41 tabula, literatūras saraksts ar 249 informācijas avotiem.

Darba zinātniskā novitāte

Izstrādāta jauna ekodizaina metode produktu sastāvā paredzēto ķīmisko vielu ietekmes samazināšanai un materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes veicināšanai, vadoties pēc ķīmisko vielu bīstamajām īpašībām, materiāla īpašībām, produkta dzīves cikla aspektiem un dizaina parametriem. Metodes zinātniskās novitātes:

- Zinātniskā ķīmiskā riska novērtējuma principu piemērošana ekodizaina, tas ir, produktu izstrādes vajadzībām, radot jaunu ekodizaina metodi.
- Izveidota ķīmiskās bīstamības un iedarbības, kā arī materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes iespēju novērtēšanas sistēma, kas ļauj izstrādāt ekodizaina risinājumus produktiem, nodrošinot labāku patērētāju veselības un vides aizsardzību no produktu sastāvā esošo toksisko vielu nelabvēlīgās hroniskās iedarbības, kā arī mazinot materiālu resursu noplicināšanu.

Promocijas darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā “Atbalsts RTU doktora studiju īstenošanai”.

Annotation

Growing evidence on importance of the flow of man-made products in causing indoor and outdoor pollution urges to minimise the content and the leaching of the hazardous substances from products. Ecodesign, which integrates life cycle related environmental aspects into product development could be used to minimise potential adverse impact caused by hazardous substances. Review of the existing ecodesign methods highlighted the weakness in identifying and assessing health related and environmental impacts of hazardous substances contained in products, especially with regard to exposure assessment. Therefore, a new semi-quantitative ecodesign method applicable for different types of products has been developed. The application of the new ecodesign method includes the ranking of the most severe chemical hazards by using chemicals classification according to Globally Harmonised System, combined with exposure ranking following the principles of chemicals risk assessment. The application of the method is demonstrated with a case study on different products. The method allows eco-designer to identify needs for and elaborate eco-design proposals, and promotes communication and information exchange through the supply chain.

Objectives and tasks

The goal of the research was to develop an eco-design method to reduce the adverse effects of harmful chemical substances on the environment and human health during the product life cycle. To reach the objective it was necessary to perform the following tasks:

- Develop a criteria system for evaluation of materials and elaboration of ecodesign proposals, considering the properties of the toxic substances, re-use and recovery opportunities, design parameters and product life cycle.
- Develop principles for verification of the information on hazardous substances delivered by up-stream suppliers to enable collection of reliable information.
- Validation of the eco-design method with the help of case studies showing application of the method and feasibility for information collection via supply chain.

Volume and structure of the thesis

The work consists of the introduction, four sections, conclusions and Annex. It includes 132 pages, including 39 figures, 41 table and a bibliography with 249 sources.

The main scientific novelty of the thesis:

A new semi- quantitative eco-design method to reduce impacts of toxic releases from products and improve material efficiency. The main scientific novelty of this method:

- Bridging the needs of product development for quick, resource saving decision making with scientific chemicals risks assessment principles.
- Ranking system to evaluate chemical hazards based on chemicals classification, exposure by releases of chemical substances from products, and recycling patterns of the materials in order to enable generation and evaluation of eco-design proposals leading to better protection of the man and consumers, and resources.

This work has been supported by the European Social Fund within the project “Support for the implementation of doctoral studies at Riga Technical University”

SATURS

Ievads	6
1. Literatūras apskats	10
1.1. Ekodizaina pieejas attīstība, ieviešana un metodes	10
1.1.1. Sijāšanas un prioritizēšanas metodes – daudzkritēriju un matricu metodes	13
1.1.2. Analītiskās metodes produktu ietekmes uz vidi un ķīmiskā riska vērtēšanai produktu izstrādes procesā	14
1.1.3. Dzīves cikla novērtējuma ietekmes metožu izmantošana	17
1.1.4. Citas metodes	18
1.1.5. Kopsavilkums par ekodizaina metožu veidiem	19
1.2. Ekodizaina metožu izmantošana ķīmiskās ietekmes samazināšanai	19
1.2.1. Dzīves cikla ietekmes novērtējuma raksturošanas faktoru un dzīves cikla inventarizācijas datu bāzu izmantošana	19
1.2.2. Nevēlamo ķīmisko vielu identificēšana, izmantojot ķīmisko vielu klasificēšanas sistēmu	23
1.2.3. Nevēlamo vielu sarakstu izmantošana ekodizainā	25
1.2.4. Secinājumi par ķīmiskās ietekmes novēršanas integrēšanu ekodizaina metodēs	27
1.3. Materiālu atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas izvērtēšanas metodes	30
1.4. Materiālu ķīmiskais sastāvs – kaitīgo vielu identificēšana	31
1.5. Kopsavilkums par literatūras apskatu	36
2. Ekodizaina metodes izveidei un aprobācijai izmantotās metodes	38
2.1. Jaunas ekodizaina metodes izveide, izmantojot daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas un zinātniskā ķīmiskā riska novēršanas principus	38
2.1.1. Bīstamību raksturojošo kritēriju izveide	40
2.1.2. Ķīmisko iedarbību raksturojošo kritēriju izveide	46
2.1.3. Atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas kritēriju izvirzīšanai izmantotās metodes un kritēriju robežas	47
2.1.4. Jaunās ekodizaina metodes izmantošana ķīmisko vielu nevēlamās ietekmes novēršanai un materiālu atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas veicināšanai	51
2.1.5. Informācijas verifikācijas shēma informācijas pārbaudei	51
2.2. Informācijas verifikācijas shēmas aprobācijai izmantotie materiāli un metodes	52
2.2.1. Testējamie koksnes konservanti un informācijas izvērtēšana	52
2.2.2. Koksnes paraugu izvēle un ekstraktu sagatavošana ķīmiskajiem un ekotoksikoloģiskajiem testiem	52
2.2.3. Eksperimentālajā izpētē izmantotie testa organismi. LC ₅₀ un LT ₅₀ noteikšana	55

2.2.4.	Ar koksnes konservantiem apstrādātu koka paraugu ekstraktu ķīmiskā analīze	57
2.3.	Dzīves cikla novērtējuma rezultātu izmantošana slēdzienu salīdzināšanai	57
3.	Ekodizaina metode un tās aprobācija	60
3.1.	Ekodizaina metode ķīmiskās ietekmes uz vidi un veselību samazināšanai produkta projektēšanas procesā	60
3.1.1.	Ekodizaina metodes kopējā struktūra	60
3.1.2.	Metodi skaidrojošie algoritmi un vērtēšanas tabulas	62
3.2.	Informācijas verifikācijas shēmas aprobācija. Riska saziņas informācijas un testu izmantošana materiālu toksiskuma novērtēšanā	72
3.2.1.	Eksperimentālās izpētes mērķis	72
3.2.2.	Eksperimenta plānošana un gaita	72
3.2.3.	Rezultāti	74
3.2.4.	Ražotāja sniegtās informācijas salīdzinājums ar literatūras un eksperimentālajiem datiem	80
3.3.	Ekodizaina metodes lietojums priekšlikumu izstrādei	85
3.3.1.	Ekodizaina priekšlikumu izstrāde ceļazīmēm	85
3.3.2.	Ekodizaina priekšlikumu izstrāde kokmateriālu izstrādājumiem	92
3.4.	Kopsavilkums par ekodizaina metodes aprobāciju	94
3.5.	Ekodizaina priekšlikumu izstrāde, balstoties uz dzīves cikla novērtējumu	95
3.5.1.	Dzīves cikla novērtējuma mērķis un sistēmas robežas	95
3.5.2.	Dzīves cikla inventarizācija	96
3.5.3.	Dzīves cikla ietekmes novērtējums un rezultātu interpretācija	97
4.	Aprobācijas rezultātu apspriešana un salīdzinājums ar citu pētījumu datiem	101
4.1.	Ekodizaina metodes izmantošana produkta izstrādes procesā	101
4.2.	Metodes rezultātu salīdzinājums ar dzīves cikla novērtējuma datiem	102
4.3.	Ķīmisko vielu nevēlamo īpašību identificēšana	104
4.4.	Informācijas plūsma piegādes ķēdē	105
4.5.	Koksnes konservantu izmantošanas alternatīvu pārbaude	106
4.6.	Piesardzības principa lietojums	107
	Secinājumi	110
	Pielikums	111
	Darba aprobācija un autores publikācijas	113
	Literatūras un informācijas avoti	117
	Pateicības	132

Saīsinājumu saraksts

ADBAC – alkilbenzildimetilamonija hlorīds
AHP – analītiskais hierarhiju process, daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metode
ARN – abiotisko resursu noplicināšana
BCF – biokoncentrēšanās faktors
CMR – kancerogēnas, mutagēnas, reproduktīvajai sistēmai toksiskas vielas
DCI – dzīves cikla inventarizācija
DCIN – dzīves cikla ietekmes novērtējums
DCN – dzīves cikla novērtējums
DDL – drošības datu lapa
DDT – dihlordifeniltrihloretāns
DMLP - daudzkritēriju metodes lēmumu pieņemšanai
DT₅₀ – laiks, kurā noārdās puse piesārņojošo vielu
EDS – endokrīno sistēmu ārdošās vielas
GHS – globāli harmonizētā sistēma ķīmikāliju klasificēšanai un marķēšanai
LC₅₀ – koncentrācija, kurā 50% testorganismu iet bojā noteiktā laika posmā, piemēram, 24 vai 48 stundās
log K_{ow} – logaritms koeficientam, kas raksturo vielas sadalīšanos starp oktanolu un ūdens fāzēm
LT₅₀ – laiks, kurā 50% testorganismu iet bojā noteiktā kaitīgo vielu koncentrācijā
n.a. – normatīvs akts
NAI – notekūdeņu attīrīšanas iekārtas
NOEC – ilgtermiņa nenovērota efekta koncentrācija
NOPs – noturīgi organiskie piesārņotāji
ppm – miljona daļas
PBT – noturīgas, bioakumulatīvas, toksiskas vielas
PCB – polihlorētie bifenili
PEC – paredzētā koncentrācija vidē
PNEC – paredzētā beziedarbības koncentrācija
QFD – funkciju izvērtējuma metode
REACH – Eiropas Komisijas regula par ķīmikāliju reģistrēšanu, vērtēšanu, licencēšanu un ierobežošanu
RF - raksturošanas faktors
RoHS – Eiropas Komisijas direktīva par bīstamu vielu ierobežošanu elektriskajās un elektroniskajās iekārtās
RN – riska novērtējums
PBB – polibrombifenili
PBDE - polibromētie difenilēteri
SSM - svērto summu metode
SPM - svērto produktu metode (SPM)
STOST – specifisks mērķa orgānu sistēmisks toksiskums
SVHC – īpaši bīstamas vielas
vPvB – ļoti noturīgas un ļoti bioakumulatīvas vielas
WGK – ūdens kvalitātes klasifikācija (Vācijā)

IEVADS

DARBA AKTUALITĀTE

Mūsdienās ķīmiskās rūpniecības attīstība ir ļoti strauja – Pasaules Veselības organizācijas dati liecina par desmitkārtēju ķīmiskās rūpniecības produkcijas pieaugumu četrdesmit gadu laikā [1]. Ievērojami pieaug ķīmisko savienojumu dažādība [2], bet zināšanas par to bīstamību atpaliek [3,4]. Daļa šo ķīmisko vielu nonāk produktos un izdalās no tiem lietošanas laikā. Neskaitāmi zinātniski pētījumi liecina, ka produktu sastāvā esošajām vielām var būt arī nelabvēlīga ietekme uz vidi un cilvēku veselību. Sabiedrības satraukums par kaitīgām ķīmiskajām vielām vidē ir viens no spēcīgākajiem vides aizsardzības politikas virzītājspēkiem, kas aizsākās ar, A.Gora vārdiem, visietekmīgāko piecdesmitgades grāmatu – 1962. gadā izdoto R.Kārsones “Kluso pavasari” [5]. Kārsones darbs aktualizēja jautājumu par bīstamu ķīmisku vielu izmantošanu pirms rūpīgas šo vielu iedarbības izpētes, tādējādi radot kaitējumu apkārtējai videi un sabiedrībai.

Zinātniski pētījumi [6,7,8,9] apliecina, ka produktu sastāvā iekļautās vielas, izdaloties produkta lietošanas laikā, var apdraudēt patērētāju veselību un vidi. Irigarē un līdzautori [6] novērojuši pieaugošu saslimšanu ar ļaundabīgajiem audzējiem, kaut arī tradicionālie riska faktori samazinās, un saista to ar apkārtējās un iekštelpu vides piesārņojumu. Īpašas bažas rada iekštelpu vide un mājoklis, jo mūsdienās cilvēks tajā uzturas lielāko dzīves daļu. Ja piesārņojuma avots ir ēkas celtniecībā un interjerā izmantotie materiāli, kuri izdala kaitīgas vielas, kā arī sadzīves ķīmija, tad ierobežotās gaisa apmaiņas dēļ to koncentrācija iekštelpu vidē sasniedz ievērojamu līmeni. Huangs un līdzautori [7] min literatūras datus, ka iekštelpu piesārņojums ar ķīmiskajām vielām var pat tūkstoš reižu pārsniegt šo vielu koncentrāciju apkārtējā vidē. Larsona un līdzautoru, kā arī Sālberga un līdzautoru [8,9] pētījumi atklāj saikni starp bērnu veselības traucējumiem un iekštelpu piesārņojumu, turklāt līdztekus citiem faktoriem liela ietekme ir gaisa apmaiņas intensitātei telpās, kas ietekmē piesārņojošo vielu izkliedi. Takigavas un līdzautoru [10] darbs apliecina saistību starp kaitīgu ķīmisku vielu klātbūtni iekštelpu gaisā un “slimo māju” sindromu – saslimšanas simptomu kompleksu (nogurums, galvassāpes, reibonis u. c.), ko saista ar iekštelpu vidi. Huanga un līdzautoru [7] izpēte liecina – agrāk endokrīnās sistēmas noārdošo vielu ietekmi saistīja ar to atrašanos pārtikas produktos, taču tagad ir pierādījumi, ka šo vielu klātbūtnei iekštelpu gaisā ir tikpat nozīmīga loma kā pārtikai. Piesārņojošo vielu izcelsmi mājoklī ne vienmēr var noteikt [11], jo tā atkarīga ne vien no interjerā esošajiem materiāliem, bet arī citiem faktoriem. Pētījumi liecina, ka mājas putekļu norīšana un to iedarbība uz ādu ir noteicošais ceļš, kādā bērni tiek pakļauti, piemēram, polibromēto liesmas slāpētāju ietekmei [12]. Ar likumdošanas palīdzību izskaužot īpaši kaitīgu vielu izmantošanu, fona piesārņojums iekštelpu vidē ar noturīgām vielām ilgstoši saglabājas. Piemēram, pašlaik aizliegto hlorēto parafīnu pēdas vēl aizvien ir atrodamas iekštelpu vidē [13].

Mākslīgas, acīmredzami antropogēnas izcelsmes ķīmiskas vielas parādās tādos apgabalos, kur praktiski nenotiek saimnieciskā darbība. Tās ir vielas, kas vidē ir īpaši noturīgas, un piesārņojuma pārrobežu pārnese rezultātā pārvietojas tālu no to izcelsmes vietām. Nozīmīga ir tendence, ka aizliegto vielu, piemēram, polihlorēto bifēnilu (PCB), līmenis polārajos dzīvniekos lēni krīt, bet citu, “jauno piesārņotāju”, piem., broms savienojumu, koncentrācija pieaug [14, 15]. Novērotā atsevišķu piesārņotāju koncentrā-

cijas samazināšanās, visticamāk, ir politikas sasniegumu rezultāts, tomēr vidē noturīgu vielu gadījumā negatīvā ietekme saglabājas vēl ilgi pēc tam, kad piesārņošana ir pārtraukta vai ievērojami samazināta, kā tas ir, piemēram, lindāna un DDT gadījumā [16].

Pasaules Veselības organizācija uzskata, ka 25% saslimšanu izraisa vides piesārņojums, tai skaitā piesārņojums ar ķīmiskajām vielām [1]. Ir pieņemti vairāki dokumenti – Johannesburgas deklarācija no pasaules galotņu tikšanās 2002. gadā [17], Eiropas Jūras vides aizsardzības un saglabāšanas tematiskā stratēģija [18], REACH regula [19], Baltijas jūras rīcības plāns [16] – ar kopēju mērķi samazināt ķīmisko vielu izmantošanas izraisīto negatīvo iedarbību uz cilvēku veselību un vidi. Patērētāju drošības likumdošana pieprasa [20], lai preces būtu drošas, bet tikai atsevišķos gadījumos nosaka ierobežojumus ķīmisko vielu piedevu daudzumam produktos, bet jaunā ķīmisko vielu likumdošana REACH [19] ierobežo tikai atsevišķu īpaši bīstamu vielu klātbūtni produktos. Vides politikā nozīmīgās grāmatas “Izaugsmes robežas” atkārtotajā izdevumā 2004. gadā autori [21] uzsver, ka ieviestie politikas pasākumi un investīcijas vides aizsardzībā nav spējuši kompensēt augošās cilvēku populācijas un produktu patēriņa izraisīto spiedienu uz vidi. Lielu ietekmi uz vidi atstāj ne tikai ražošanas uzņēmumi, bet pati produktu plūsma, kuru ražošanai tiek patērēti ierobežotie Zemes resursi un radīts vides piesārņojums ne vien ražošanas, bet arī visā pārējā dzīves ciklā. Tāpēc tādu produktu radīšana, kas atstāj pēc iespējas mazāku ietekmi uz vidi un cilvēku, īstenojot ekodizainu, ir viens no risinājumiem, lai novērstu vides piesārņošanu un varbūtējo kaitējumu cilvēkiem. Līdztekus likumu prasībām ir nepieciešama uzņēmumu brīvprātīga rīcība, izstrādājot vidi saudzējošus produktus. Likumdošana ar laiku kļūst stingrāka, tāpēc proaktīvam uzņēmumam ir priekšrocības, laikus identificējot un novēršot problēmas, kas likumdošanas ierobežojumu dēļ varētu radīt sarežģījumus nākotnē. Lai to sasniegtu, nepieciešams izpētīt tās jomas, kur ir vēlama proaktīva rīcība, kā arī piedāvāt ekodizaina metodes, ar kuru palīdzību uzņēmums varētu attīstīt jaunus produktus. Daudzas ekodizaina stratēģijas izvirza toksisko vielu ietekmes samazināšanu kā svarīgu ekodizaina mērķi, tomēr ir skeptiski vērtējumi par šī mērķa pašreizējo izpildes līmeni, jo trūkst informācijas ķīmiskajām vielām [22,23].

Promocijas darbs veltīts izpētei, kā samazināt produktu sastāvā esošo ķīmisko vielu nevēlamo ietekmi uz vidi un patērētāju veselību, izmantojot ekodizainu, produkta projektēšanas procesā integrējot vides un veselības saudzēšanas aspektus.

DARBA MĒRĶIS UN UZDEVUMI

Darba mērķis ir izstrādāt ekodizaina metodi, ar kuras palīdzību samazināt ķīmisku vielu nevēlamo ietekmi uz vidi un cilvēka veselību produkta dzīves ciklā. Mērķa sasniegšanai veikti šādi uzdevumi:

- Izstrādāt ekodizaina priekšlikumu identificēšanas un vērtēšanas kritēriju sistēmu, ņemot vērā materiālos esošo vielu toksiskās īpašības, atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas iespējas, dizaina parametrus un produkta dzīves ciklu;
- Izstrādāt pamatprincipus, kā pārbaudīt informāciju par bīstamajām vielām materiālos un ķīmikālījās, lai nodrošinātu ticamus datus produktu izvērtēšanai;
- Aprobēt ekodizaina metodi, eksperimentāli izpētīt konkrētus produktus un tā demonstrējot metodes izmantošanas iespējas un informācijas pieejamību.

DARBA UZBŪVE UN IZPĒTES METODIKA

Darbs sastāv no četrām daļām: pirmā daļa veltīta zinātniskās literatūras izpētei par esošajām ekodizaina metodēm ķīmiskās ietekmes novēršanai un materiālu otrreizējās izmantošanas un pārstrādes veicināšanai. Otrajā daļā aplūkotas darbā izmantotās pētniecības metodes, kā arī aprakstīti jaunās ekodizaina metodes izstrādes pamatprincipi. Trešā daļa iepazīstina ar izstrādāto ekodizaina metodi, kā arī vairāku produktu izpētes rezultātiem ekodizaina metodes aprobācijai. Ceturtajā daļā darba rezultāti tiek apspriesti un salīdzināti ar literatūras datiem.

Ekodizaina metodes izstrādē izmantoti daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metožu principi. Lai noteiktu būtiskākos aspektus, kas ietekmē ķīmisko vielu iedarbību, lietoti ķīmiskā riska novērtēšanas principi, toksisko vielu identificēšanai izmantojot Globāli harmonizētās sistēmas (GHS, [24]) ķīmisko vielu klasificēšanu. GHS izmantošana uzlabo informācijas iegūšanu ķīmisko vielu, preparātu un materiālu piegādes ķēdē. Metode papildināta ar informācijas pārbaudes shēmu, lai nodrošinātu kritēriju sistēmai nepieciešamās informācijas augstāku ticamību. Tā kā ķīmisko vielu piemaisījumiem ir ietekme uz materiālu reģenerēšanas iespējām un liela daļa nepieciešamās informācijas ir iegūstama materiālu piegādes ķēdē, tad ekodizaina metodē tika iestrādāts arī materiālu atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas izvērtējums. Materiālu vērtēšanas kritēriju sistēmas vērtējumi izstrādāti, balstoties uz literatūras analīzi, kā arī labāko un sliktāko scenāriju novērtēšanu. Pārbaudot informāciju par materiālu sastāvā esošo vielu toksiskumu, veikts salīdzinājums ar citiem informācijas avotiem un testēšana, izmantojot materiālu ekstraktu biotestēšanas un ķīmisko analīzi, induktīvi saistītās plazmas masspektrometrijas metodes, ķimikāliju ražotāju sniegtās informācijas oficiālās datubāzes, likumdošanas prasību un literatūras avotu analīzi.

Ekodizaina metodes aprobācija veikta, demonstrējot tās darbību – izmantoti promocijas darba izstrādes laikā savāktie dati par produktiem (ceļazīmēm un kokmateriālu izstrādājumiem), un iegūtie slēdzieni salīdzināti ar ekodizaina priekšlikumiem, kas radīti, analizējot dzīves cikla novērtējuma rezultātus par produktu vides sniegumu, lai izstrādātu priekšlikumus pilnveidei.

DARBA ZINĀTNISKĀ UN PRAKTISKĀ NOZĪME

Promocijas darbs paplašina zināšanas par ekodizaina metožu zinātnisko izpēti, piedāvājot novērst identificētās nepilnības ar jaunu ekodizaina metodi. Tā paredzēta produktu sastāvā esošo ķīmisko vielu ietekmes samazināšanai un materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes veicināšanai, vadoties pēc ķīmisko vielu bīstamajām īpašībām, materiāla īpašībām, produkta dzīves cikla aspektiem un dizaina parametriem. Metodes zinātniskās novitātes:

- Zinātniskā ķīmiskā riska novērtējuma principu piemērošana ekodizaina, tas ir, produktu izstrādes vajadzībām, radot jaunu ekodizaina metodi.
- Izveidota ķīmiskās bīstamības un iedarbības, kā arī materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes iespēju novērtēšanas sistēma, kas ļauj izstrādāt ekodizaina risinājumus produktiem, nodrošinot labāku patērētāju veselības un vides aizsardzību no produktu sastāvā esošo toksisko vielu nelabvēlīgās hroniskās iedarbības, kā arī mazinot materiālu resursu noplicināšanu.

Darba praktiskā nozīme: izstrādāta jauna ekodizaina metode, kas ietver arī kompleksu informācijas izvērtēšanas shēmu par kaitīgajām ķīmiskajām vielām materiālos. Promocijas darba rezultāti ir praktiski izmantojami ražošanas uzņēmumos jaunu produktu izstrādes un esošo pilnveides procesā, kā arī valsts un pašvaldību iestāžu ekspertiem, kas izstrādā kritērijus produktu vides snieguma novērtēšanai (iepirkumiem, marķējumam).

1 LITERATŪRAS APSKATS

Tā kā promocijas darba mērķis ir izstrādāt ekodizaina metodi ķīmiskās ietekmes samazināšanai, līdztekus veicinot materiālu atkārtotu izmantošanu un pārstrādi, tad literatūras apskatā tika analizēta literatūra par ķīmiskā riska analīzes metodēm un ekodizaina metožu veidiem (sk. 1.1 nodaļu). Tālāk apskatīts, kā pieejamās ekodizaina metodes integrē ķīmiskā riska novērtēšanas principus, t.i., ķīmisko vielu bīstamības un iedarbības identificēšanu un riska novērtēšanu (sk. 1.2. nodaļu), ekodizaina procesā vērtējot un novēršot nevēlamo ķīmisko vielu ietekmi uz vidi un cilvēka veselību. Atbilstoši darba mērķim, aplūkotas metodes, kā veicināt materiālu atkārtotu izmantošanu (sk. 1.3. nodaļu). Toksiskās ietekmes novēršanā pirmais solis ir bīstamo vielu identificēšana, tāpēc literatūras analīzē skatītas arī metodes ķīmisko vielu klātbūtnes identificēšanai produktos (sk. 1.4. nodaļu).

1.1 EKODIZAINA ATTĪSTĪBA, IEVIEŠANA UN METODES

Literatūrā izmanto vairākus terminus ekodizaina apzīmēšanai, tādus kā “dizains videi”, “vidi saudzējošu produktu attīstība”, “zaļo produktu dizains” [25, 26]. Nedaudz atšķirīgi ir jēdzieni “eko-efektivitāte” (tādu produktu dizains, kas rada lielāku vērtību, tai pašā laikā samazinot ietekmi uz vidi) [22] un “ilgtspējīgs dizains” (produktu izstrāde, samazinot ietekmi uz vidi, resursu ilgtspējību un sociālo vienlīdzību) [27, 28]. Ekodizainu īsteno produkta attīstības jeb projektēšanas fāzē, bet ekodizaina pasākumus var veikt visā plānotā produkta dzīves ciklā, sākot ar izejmateriālu izvēli un piegādi, beidzot ar produkta lietošanu un nolietotā produkta pārstrādi. Produkta projektēšana ir ātra un dinamiska, un uzņēmumā to veic inženieris vai produktu attīstības darba grupa, kuru uzdevums ir izstrādāt konkurētspējīgu produktu. Produktu attīstībā vadās pēc tādiem apsvērumiem kā klientu vēlmes, tehniskās iespējas, likumdošanas prasības, ražošanas izmaksas, konkurentu produkti u.c.

Atšķirībā no tīrākas ražošanas un piesārņojuma novēršanas principa, kas fokusējas uz piesārņojuma novēršanu ražošanas vietā, ekodizains paredz kaitējuma novēršanu jau produkta projektēšanas stadijā visā plānotā produkta ciklā – sākot no izejvielu ieguves līdz produkta nonākšanai atkritumos. Tomēr ekodizaina ieviešana dzīvē notiek samērā lēni. Piem., Kurks un Īgens [28] par ekodizaina pieejas attīstību ASV secina: lai arī ir plaši izstrādātas atbalsta programmas piesārņojuma novēršanas metožu ieviešanai, tikai maza daļa no tām patiešām veicina ekodizaina pieeju. Eiropā ekodizaina attīstību veicina Eiropas Komisijas izstrādātā Integrētā produktu politika [29], kas noteic, ka likumdošanā tiek integrēti ekodizaina pamatprincipi un ražotāja atbildība par saražotās produkcijas ietekmi tālākā dzīves ciklā. Ekodizaina direktīva 2009/125/EK [30] veicina ekodizaina principu ievērošanu enerģiju patērējošu produktu ražošanā. Direktīva 2002/96/EK [31] par elektronisko iekārtu atkritumiem liek ražotājam finansiāli piedalīties savu saražoto produktu atkritumu apsaimniekošanas organizēšanā un pārstrādē. Nereti likumdošanas ietekme ir saistīta ar ekonomisko izdevīgumu, piem., REACH regula [19] sadārdzina īpaši bīstamu vielu ražošanu, uzliekot augstas nodevas par ražošanas licenču saņemšanu.

Ekodizaina mērķis – samazināt produkta ietekmi uz vidi visā tā dzīves ciklā – viens pats nevar pievērst uzmanību ekodizaina pasākumiem, jo ikviena uzņēmuma galvenais darbības mērķis ir nest peļņu, tātad saražot konkurētspējīgus produktus. Tāpēc veiksmīgai ekodizaina risinājumu ieviešanai līdztekus uzlabotam vides sniegumam ir nepieciešami arī citi stimuli [32]. Vispārārtīts ir uzskats, ka galvenie ekodizaina ieviešanas virzītājspēki ir ekonomiskais izdevīgums un likumdošanas prasības [33]. Ekonomisko izdevīgumu nosaka divi faktori: ražošanas izmaksu samazināšana, kas kompensē ekodizaina risinājumu izstrādi, un augošs tirgus pieprasījums pēc vidi un veselību saudzējošiem produktiem. Uzskats par ekodizaina pasākumu finansiālo neizdevīgumu nereti reducē ekodizaina sākotnējo ideoloģiju līdz likumdošanas normu izpildei [34]. It īpaši tas attiecas uz maziem un vidējiem uzņēmumiem, kam trūkst resursu vides speciālistu piesaistei.

Ir autori, kas ar saviem pētījumiem lauž stereotipu par ekodizaina pasākumu finansiālo neizdevīgumu. Gehins un līdzautori [34] min piemērus ekodizaina pasākumu ieviešanai, kā, piem., atkārtota ražošana, izmantojot esošo produktu sastāvdaļas (*angl. remanufacturing*), kas ļauj uzņēmumam gūt papildu peļņu. Borčarts un līdzautori [33] iepazīstina ar pilotprojektu uzņēmumā, kura īstenošanas rezultātā uzņēmuma peļņa no produkta ar paaugstināto vides sniegumu pieauga par 10%. Plufe un līdzautori [35] veica pētījumu par ekonomiskiem ieguvumiem no produktiem, kam ir paaugstināts vides sniegums, un novēroja abus faktoros: gan ieguvumus no ražošanas izmaksu samazinājuma, gan peļņas pieaugumu labāka tirgus noieta dēļ, pieaugot pieprasījumam. Īpaši pētniekus pārsteidza fakts, ka patērētāji bija gatavi maksāt vairāk par produktiem ar paaugstinātu vides sniegumu, jo faktiskā produkta cena tirgū pieauga. Tā rezultātā pieauga uzņēmuma kopējā peļņa. Marčands un Valkers novēro augošu tirgus pieprasījumu pēc vidi saudzējošiem produktiem [36], lai gan pašlaik neesot skaidrs, vai šīs jaunās tendences būs pietiekami nozīmīgas, lai patiešām izraisītu pārmaiņas, vai paliks tikai kā vienreizēja parādība. Jaunākie vidi saudzējošo produktu tirgus attīstības pētījumi liecina, ka strauji pieaug šādu produktu tirgus un patērētāji par tādiem produktiem ir gatavi maksāt augstāku cenu [37].

Kā ekodizainu kavējošie faktori tiek minēti nepietiekams patērētāju un ražotāju apziņas līmenis un izpratne par dizaina plašāku ekonomisko, sociālo un vides ietekmi, t.i., par ilgtspējīgas attīstības aspektiem [38], kā arī nepārdomāta ekodizaina produktu mārketinga stratēģija, informējot klientu tikai par vides ieguvumiem, bet ne labumu patērētāja veselībai [26]. Tāpēc piemērotas mārketinga stratēģijas izvēle ir svarīgs faktors ekodizaina produktu veiksmīgam tirgus noietam. Piemēram, samazinot vidi kaitīgo vielu klātbūtni produktā, vienlaikus tiek samazināts varbūtējais kaitējums produkta lietotāja veselībai, tāpēc, lai produkta noiets būtu veiksmīgs, ir svarīgi šo aspektu uzsvērt un izskaidrot patērētājam. Bledas un Valentis [39] pētījums liecina, ka patērētāju interese par vidi saudzējošiem produktiem pieaug, ja ir saprotami izskaidrotas produkta priekšrocības ar piemērotu marķējuma palīdzību. Starptautiskais standarts par vides produktu deklarācijām ISO 14021:1999 [40] noteic, ka uzņēmumam, kas reklamē savu produktu vides sniegumu, jāsniedz dokumentāli pierādījumi.

Kopumā var secināt, ka ekodizainam, integrējot vides aspektus produkta projektēšanas posmā, ir potenciāls ieviest tirgū pieprasītus un peļņu nesošus produktus. Pētnieki uzskata, ka šis potenciāls pilnībā netiek izmantots nepietiekamas izpratnes un zināšanu trūkuma dēļ un dažkārt nepamatoti tiek sašaurināts līdz likumdošanas

ievērošanai. Produkta veiksmei tirgū izšķiroša ir piemērotas mārketinga stratēģijas izvēle, uzsverot ne tikai produkta mazāko ietekmi uz vidi, bet arī citus ieguvumus, piemēram, zemākas ekspluatācijas izmaksas vai novērstus kaitīgu ietekmi uz patērētāju veselību. Vidi saudzējošu produktu izstrādē nozīmīga loma ir proaktīvu uzņēmumu brīvprātīgai rīcībai, paaugstinot savas produkcijas standartus vides aizsardzības jomā. Pētnieki nereti uzsver, ka ekodizaina pieeju uzņēmumam ir sarežģīti ievērot, jo produkta attīstības procesā jāņem vērā daudzi un dažādi faktori (tirgus pieprasījums, funkcionalitāte, likumdošanas prasības, ražošanas iespējas un izmaksas, sociālie faktori, vides faktori), un produkta izstrādātājs visbiežāk nav speciālists vides aizsardzībā. Faktiski tas nozīmē, ka produkta izstrādē nepieciešams apgūt jaunas, specifiskas zināšanas vai arī piesaistīt papildu speciālistus, kas visbiežāk mazam uzņēmumam nav iespējams [34, 36].

Šo problēmu var risināt, izmantojot palīglīdzekļus – ekodizaina metodes, kas piedāvā zinātniski pamatotu sistemātisku pieeju vides aspektu iesaistei produkta izstrādes procesā [26]. Izstrādātās ekodizaina metodes ir izmantojamas ikvienā no produkta projektēšanas posmiem, lai nodrošinātu sistemātisku pieeju un skaidrus ideju un rezultātu (prototipu) vērtēšanas kritērijus. Ir izstrādāts plašs ekodizaina metožu klāsts, ko vairāki autori [26, 41, 42] ir mēģinājuši sistematizēt. Ekodizaina metodes var sistematizēt atbilstoši darba autoru piedāvātajai ekodizaina hierarhijai (sk. 1.1.att.).



1.1. att. Ekodizaina hierarhija

Ekodizaina misija – samazināt produkta nevēlamu ietekmi uz vidi visā tā dzīves ciklā. Ekodizaina mērķi un stratēģijas konkretizē ekodizaina misiju, nosakot, tieši kuri vides aspekti tiks ņemti vērā vai uz kuru produkta dzīves cikla posmu tie attieksies. Var izšķirt vispārīgās stratēģijas, piem., 10 zelta likumi [43], kā arī viena mērķa stratēģijas, piemēram, oglekļa pēdas (nospieduma) samazināšana, vidi saudzējošu materiālu izvēle, dizains labākai apkopei, dizains otrreizējai pārstrādei, “nulle” atkritumu stratēģija. Vairāku mērķu stratēģijas ir ekonomiski izdevīgākas [35].

Ekodizaina taktika piedāvā konkrētu ceļu ekodizaina ieviešanai, proti, metodes un rīkus jeb instrumentus, kas iestrādā vairākas metodes vienotā modelī, ko uzņēmums var izmantot:

- vadlīnijas;
- sījāšanas un prioritizēšanas metodes, matricas; daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metodes;
- analītiskās metodes (dzīves cikla novērtējums, riska analīze);
- līmeņatzīmes metodes;

- pārvaldības instrumenti, kas nosaka ekodizaina ieviešanu ar pārvaldības sistēmas palīdzību, piemēram, nosakot noteiktas procedūras materiālu pārbaudei, produktu pārbaudei;
- kombinētie instrumenti (datorizēti rīki, ekspertu sistēmas, kas apvieno vairākas metodes).

Turpmākās nodaļās sīkāk vērtēta metožu piemērotība produktu izstrādes procesam un ķīmiskās ietekmes samazināšanai.

1.1.1 SIJĀŠANAS UN PRIORITIZĒŠANAS METODES – DAUDZKRITĒRIJU UN MATRICU METODES

Tā kā produkta projektēšanā vienlaikus jāasniedz dažādi mērķi, populāra ir daudzkritēriju metožu izmantošana lēmumu pieņemšanai (DMLP) par produktu optimālo dizainu. DMLP apskata atsevišķa zinātnes nozare, kas strauji attīstās, jo daudzās dzīves jomās ir nepieciešamība pēc caurredzamas un sistemātiskas pieejas lēmumu pieņemšanā. Triantafilū [44] apraksta vispārīgo algoritmu daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metožu izstrādē:

- nosaka vajadzīgos kritērijus (atbilstoši mērķiem vai aspektiem),
- nosaka kritēriju kvantitatīvos rādītājus,
- nosaka kritēriju svaru.

Arī ekodizainā plaši izmanto daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metodes, nereti tās sauc par prioritizēšanas un matricu metodēm. Bieži praktiski lietota metode ir svērto summu metode (SSM), kas ir kritēriju matrica, kurā katram kritērijam tiek piešķirts noteikts svars, un saskaitot tiek iegūts rezultāts. Nereti SSM modificē, izmantojot vidējo ģeometrisko rādītāju. Līdzīga ir svērto produktu metode (SPM), ko 1969. gadā izveidoja Millers un Stars: ar SPM iegūst bezdimensionālu lielumu, attiecinot katra produktu sniegumu noteiktā kritērijā pret otra produkta sniegumu [44]. Produktu dizainā bieži lietota ir funkciju izvērtējuma [45] jeb QFD metode, ar kuras palīdzību novērtē, kādi tehniskie parametri nodrošina noteiktas funkcionālas prasības. Grosmans un līdzautori piemēro QFD vides aspektu integrēšanai [46]. Šo metodi ir iespējams paplašināt ar konkrētiem vides aspektiem [47].

Zinātniskajā literatūrā bieži piemin analītisko hierarhiju procesu (AHP), ko 1980.-1994. gadā izveidoja Saī. Tā ir plaši lietota metode lēmumu pieņemšanai un nereti arī tiek izmantota ekodizainā [48]. AHP apskatāmo problēmu sadala komponentos, kam seko katra komponenta izvērtēšana ar kritēriju kvantitatīvās vērtības noteikšanu un svēršanu, tā iegūstot skaitlisku vērtību (sk. 1.1. formulu) [49]:

$$MS_Z = \sum_{i=1}^n w_{zi} * r_i \quad (1.1.)$$

kur MS – kritēriju matricas skaitliskā vērtība alternatīvai (vai scenārijam) Z;

w_{zi} – kritērija i svēršanas faktors;

r_i – kritērija i skaitliskā vērtība.

Ekodizainā tiek izmantotas arī citas metodes, kas palīdz alternatīvos lēmumus raksturot kvantitatīvi. Piemēram, Rao izmanto TOPSIS (tehnika izvēles priekšrocību sarindošānai atkarībā no līdzības ideālajam risinājumam) metodi, kas salīdzina ideālo un sliktāko risinājumu un izveido kritēriju sistēmu materiālu atkārtotas pārstrādes novērtēšanai, lai varētu pieņemt labāko lēmumu [49]. Līdztekus metodēm, kas palīdz pieņemt lēmumus ar kvantitatīvu aprēķinu palīdzību, tiek izmantotas arī tehnikas, kas veicina saskaņotu komandas lēmumu pieņemšanu, piemēram, kolektīvo lēmumu pieņemšanas tehnika [50]. Plaši lietota daudzkritēriju izvērtēšanas metode ir “Eco-design Pilot” [51], arī tradicionālās ekodizaina metodes MET matrica un LIDS matrica [52]. Kritēriju matricas sniedz atsevišķus kvantitatīvus kritērijus materiālu izvērtēšanai. Piemēram, Ašbijs un Džonsons [53] nosaka divus kritērijus: materiālu ieguvei izmantotā enerģija (MJ/kg) un iespējamība pārstrādāt (augsta – zema). Optimuma atrašanai divu kritēriju gadījumā var izmantot Ašbija diagrammu kartes, kas parāda optimālo materiālu izvēli, ja noteicošie ir divi parametri. Diagrammu kartes, lai gan radītas pirms 20 gadiem, vēl aizvien ir ļoti populāras [54]. Sākotnēji kartes radītas, lai ņemtu vērā materiālu funkcionālās īpašības, piemēram, blīvuma un mehāniskās izturības saistību. Vīvers un līdzautori [55] papildināja šo metodi, kā parametrus izmantojot funkcionālo sniegumu un enerģijas patēriņu materiālu ražošanas laikā. Holovejs [56] papildināja šo metodi ar mērķi izvēlēties materiālus, kam ir mazāka ietekme uz vidi materiālu ražošanas un apstrādes laikā, tai pašā laikā saglabājot funkcionalitātes prasības. Ietekme uz vidi tiek mērīta, izmantojot ūdens piesārņojuma indeksu WPI (radušās emisijas attiecinot pret maksimāli pieļaujamo šo vielu koncentrāciju) un gaisa piesārņojuma indeksu - API. Literatūrā netika atrasta Ašbija karte, kas integrētu arī toksikoloģisko vai ekotoksikoloģisko ietekmi.

Prioritizēšanas un daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metodes ir pievilcīgas ar to, ka padara lēmumu pieņemšanas procesu dokumentējamu un saprotamu, jo sistemātiski tiek izvērtēti svarīgie aspekti, un līdz ar to izmantojamu ekodizaina procesā, ko apstiprina praktiķu izvēle par labu šīm metodēm [57]. Tikai dažas no apskatītajām metodēm ietver ķīmiskās ietekmes novērtēšanu, nesniedzot pietiekami detālus kritērijus bīstamo vielu identificēšanai un ietekmes novērtēšanai.

1.1.2 ANALĪTISKĀS METODES PRODUKTU IETEKMES UZ VIDI UN ĶĪMISKĀ IETEKMES VĒRTĒŠANAI PRODUKTU IZSTRĀDES PROCESĀ

Ar ietekmes uz vidi un ķīmiskā riska novērtēšanas metožu palīdzību var novērtēt, vai saražotā produkta ietekme uz vidi nepārsniedz drošības robežas vai likumdošanas normas piem., vides efektu analīze, kas ietver vides ietekmes, riska novērtēšanas un daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metožu pamatprincipus [58].

Šajā nodaļā izvērstāk aprakstīta starptautiski atzītā zinātniskā ķīmiskās ietekmes novērtēšana, kuras pamatprincipu ievērošana ir svarīga ķīmisko vielu ietekmes mazināšanā [59, 60]. Ķīmiskās vielas ietekmes risku jeb iespēju izpausties nelabvēlīgajai ietekmei nosaka, izmantojot ASV Nacionālās Zinātņu akadēmijas paradigmu [61], kurā nodalīti četri principiālie soļi:

- 1) bīstamības identifikācija – tiek noteiktas bīstamās īpašības, kuras nosaka vielas ķīmiskā struktūra;
- 2) devas un atbildes reakcijas saistības novērtējums – tiek noteiktas organismam nekaitējošās jeb drošās devas;
- 3) iedarbības jeb ekspozīcijas novērtējums – raksturo veidu, kā ķīmiskā viela nonāk līdz mērķa organismam un kā nokļūst organismā (uzņemta orāli ar pārtiku vai dzeramo ūdeni, vai dermāli caur ādu, vai caur elpošanas orgāniem ar gaisu, vai arī brūcēm);
- 4) riska raksturošana – tiek novērtēts, vai iedarbība sasniedz mērķa organismam kaitīgo devu.

Bīstamības identifikācijas solī tiek apzinātas pētītās vielas bīstamās īpašības, no kurām ir atkarīgi ietekmju veidi. Nereti ekodizaina literatūrā ķīmisko ietekmi aplūko kā vienu ietekmes veidu (apzīmējot to kā toksisko ietekmi) vai arī nošķir kancerogēno ietekmi un nekancerogēno ietekmi. Tajā pašā laikā ķīmiskā ietekme var izpausties ļoti dažādi, turklāt vienai un tai pašai ķīmiskajai vielai var būt dažādas ietekmes. Ietekmju veidus var ilustrēt, izmantojot regulu Nr. 1272/2008 par ķīmisko vielu klasifikāciju, kas piedāvā vispilnīgāko pārskatu [62]. Atbilstoši tai ķīmisko vielu bīstamās īpašības iedala trīs veidos: fizikālā bīstamība, bīstamība veselībai un vides bīstamība, un katrs veids iedalīts vairākās klasēs. Turpmāk darbā apskatīta tikai vides bīstamība un bīstamība veselībai, jo materiālu vai produktu sastāvā esošās ķīmiskās vielas ar fizikālo bīstamību ļoti reti saglabā savas bīstamās īpašības. Katrai bīstamībai ir piešķirts arī bīstamības apzīmējums, kas sniedz vairāk informācijas par riska raksturu.

Vienai un tai pašai vielai var būt vairākas bīstamās īpašības. Raksturojot ietekmi uz vidi, regulas piedāvātais iedalījums ir nepilnīgs, jo iekļauj tikai bīstamību ozona slānim un ūdens videi. Agrākā klasificēšanas un marķēšanas direktīva 67/548/EEK [63] piedāvāja arī tādas ietekmes kā kaitējumu florai un faunai. Tā kā Eiropas Savienība ir pārņēmusi GHS – ķīmisko vielu klasificēšanas un marķēšanas globāli harmonizēto sistēmu [24], kas ir vispasaulē sistēma, mainījās arī iekļautās bīstamības klases. Saistībā ar klasifikācijas sistēmas maiņu rūpniecībai pašlaik ir ietilpīgs uzdevums: pārskatīt vielu un produktu klasifikāciju un pārveidot to uz jauno sistēmu. Jaunā Eiropas Savienības klasificēšanas un marķēšanas sistēma izmantota arī promocijas darbā ekodizaina metodes izstrādē.

Raksturojot ietekmi uz vidi un cilvēku veselību, svarīgi ir izšķirt vielas, kuras nelielās devās var izraisīt ilgtermiņa, tas ir, hronisku, kaitējumu. Pie šāda veida bīstamības pieder spēja izraisīt alergiskas reakcijas (sensibilizācija), spēja izraisīt ģenētiskas mutācijas (cilmes šūnu mutagenitāte), kancerogenitāte, toksiska ietekme uz reproduktīvo funkciju, cita veida toksiskas ietekmes, kas izraisa ilgtermiņa sekas, piemēram, pārmaiņas hormonālajā sistēmā, ūdens vides organismiem hroniski bīstamas vielas, kas izraisa nelabvēlīgas sekas ūdens videi ilgtermiņā.

Nav izveidota atsevišķa GHS bīstamības klase vairākām vielu grupām, kuras uzskata par ļoti bīstamām gan videi, gan cilvēkiem ilgtermiņā: endokrīno sistēmu noārdošajām vielām (EDS), vielām, kas ir noturīgas, bioakumulatīvas un toksiskas (PBT), vielām, kas ir ļoti noturīgas un ļoti bioakumulatīvas (vPvB). Tomēr nevar piekrist Litnera un līdzautoru [64] secinājumam, ka šādas vielas GHS sistēmā vispār nav iekļautas, jo tās tiek klasificētas vienā kategorijā kopā ar tādām vielām, kas šobrīd politiskā diskusijā tiek uzskatītas par mazāk kaitīgām videi vai cilvēkam. Kaut arī pastāv minētās atsevišķās

nepilnības GHS klasifikācijā, tā pagaidām ir vispilnīgākā sistēma ķīmiskās bīstamības raksturošanai.

Nākamajā solī pēc ķīmiskās vielas bīstamo īpašību noskaidrošanas tiek noteikts sliekšnis, kādā nenovēro organismu reakciju (**devas–atbildes reakcijas novērtējums**). Tomēr tas, ka ietekme vēl netiek novērota, nenozīmē, ka tās nav. Tāpēc tiek meklēta droša beziedarbības koncentrācija vai deva. Šī koncepcija nav piemērojama atsevišķiem efektiem. Piemēram, drošo sliekšni nevar noteikt mutagēniem un genotoksiskiem efektiem, to skaitā, kancerogēnajiem efektiem [59, 65]. Ar REACH regulu [19] prioritizētās vielas (CMR, EDS) vairumā gadījumu pieder pie tādām, kurām nevar noteikt drošo beziedarbības līmeni. Arī citām hroniskām bīstamībām – sensibilizācijai, vielām ar specifisku mērķa orgānu sistēmisku toksiskumu (STOST) – nereti nevar noteikt drošo līmeni.

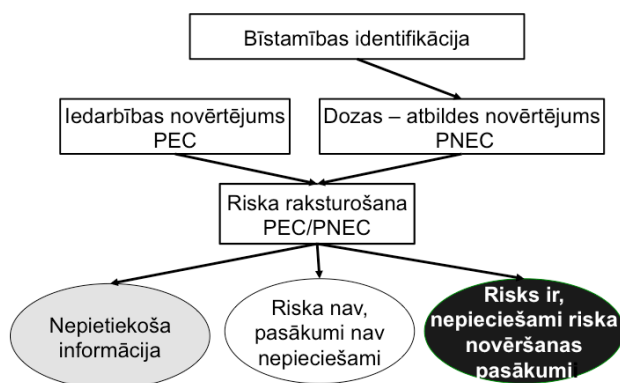
Nākamajā solī nosaka pētāmās vielas faktisko iedarbību, tas ir, koncentrāciju vidē vai devu, kas iedarbojas uz aizsargājamo organismu (**iedarbības jeb ekspozīcijas novērtējums**). Vienkāršākais veids, kā noteikt ķīmiskās vielas koncentrāciju vidē, ir to analītiski izmērīt. Tomēr vairumā gadījumu tas nav iespējams, jo ķīmisko vielu ir daudz, vide ir plaša, un katrā vides daļā ķīmiskās vielas uzskrājas atšķirīgi, tāpēc par katru vielu būtu nepieciešami plaši pētījumi. Nereti sliekšnis, kādā sākas ķīmiskās vielas negatīvā ietekme uz vidi, ir zem noteikšanas robežas vidē. Tāpēc faktiskā ķīmisko vielu koncentrācija vidē tiek aprēķināta, izmantojot informāciju par vielas izmantošanas apjomiem, vielas īpašībām un vides īpašībām. Šos aprēķinus veic ar izkliedes modeļu palīdzību, kam pamatā ir Makeja un līdzautoru pētījumi [66].

Vielu izkliedes modeļi prognozē vielas sadalījumu katrā atsevišķā vides daļā, piem., atmosfērā, ūdenī, augsnē. Eiropas Savienībā plašai lietošanai ir izstrādāts brīvi pieejams EUSES modelis [67, 68]. Šo datorizēto modeli ir izveidojis van de Ments Nīderlandes Nacionālajā sabiedrības veselības un vides institūtā (RIVM) [69], modificējot Makeja modeli un ietverot tajā arī bioloģiskās pusnoārdīšanās periodu. Otrs plaši lietotais modelis ir Makeja un līdzautoru izstrādātais ChemCan modelis [70], kas neņem vērā bioloģiskās noārdīšanās potenciālu, bet aprēķina vielas specifisko pusnoārdīšanās periodu katrā vides fāzē. Lai arī šo modeļu ģenerētie rezultāti var nedaudz atšķirties, šīs atšķirības nav būtiskas, līdz ar to abi modeļi ir vienlīdz labi izmantojami [71]. Modeļu izmantošanai nepieciešama ļoti detaļa informācija par pētītās ķīmiskās vielas fizikāli ķīmiskajām īpašībām, kā arī izmantošanas apjomiem un veidiem, padarot ķīmiskās ietekmes novērtēšanu laika un resursu ietilpīgu. Lielus resursus prasa nepieciešamās informācijas savākšana, jo par vairumu vielu atbilstošā informācija netiek uzkrāta pat uzņēmumu līmenī, īpaši attiecībā uz materiālu sastāvā ietvertajām vielām. Atsevišķās valstīs, tostarp Latvijā, ir pieejami ķīmisko vielu reģistri, kas atvieglo šādas informācijas apkopošanu, bet šie reģistri nesatur informāciju par ķīmisko vielu klātesamību materiālu un produktu sastāvā [72, 73].

Lai novērtētu ietekmi uz patērētājiem, ir pieejami vairāki modeļi, ar kuru palīdzību var prognozēt ķīmisko vielu izdalīšanos no produktiem to lietošanas laikā atkarībā no produktu izmantošanas veida un veidot iedarbības scenārijus. Tādi ir, piem., Nīderlandes Nacionālā Sabiedrības veselības un vides institūta (RIVM) izstrādātais modelis (CONSEXPO) [74] un Apvienotās Karalistes Vides, pārtikas un lauku departamenta DEFRA izstrādātais modelis CLEA [75]. Šo modeļu lielākais trūkums ir tāds, ka ir pieejami tikai atsevišķi gatavi iedarbības scenāriji, kas apraksta noteiktus produktu veidus un ķīmisko vielu izdalīšanos no tiem lietošanas laikā. Ja produkta veidam nav izstrādāts

iedarbības scenārijs, tad ir nepieciešama zinātniskā izpēte tā izveidei, bet nelielam uzņēmumam nav iespējams to izdarīt.

Riska raksturošanai ar modeļu palīdzību tiek prognozēta pētāmās vielas koncentrācijas vidē un iegūtie aprēķini salīdzināti ar iegūto beziedarbības koncentrāciju: ja prognozētā koncentrācija vidē vai saņemtā deva pārsniedz drošo koncentrāciju, var uzskatīt, ka ir risks un nepieciešami riska novēršanas pasākumi (sk. 1.2. attēlu).



1.2. att. Riska novērtēšanas shēma [pēc 59]

PEC – paredzētā koncentrācija vidē, PNEC – paredzētā beziedarbības koncentrācija

Kopumā var secināt, ka ar pašreizējo riska novērtēšanas metožu palīdzību ir iespējams novērtēt ķīmiskās vielas radīto risku, bet to izmantošana prasa daudz datu, kas padara riska novērtēšanas procesu ievērojami laikietilpīgu, un tāpēc maz piemērotu ekodizaina procesā. Tādēļ riska novērtēšanas eksperti atzīst, ka nepieciešamas prioritizēšanas metodes [75], ar kurām, vadoties pēc izvirzītiem kritērijiem, var identificēt riskantākās vielas un izmantošanas veidus, lai samazinātu detalizētu riska novērtējumu skaitu.

1.1.3 DZĪVES CIKLA IETEKMES NOVĒRTĒJUMA METOŽU IZMANTOŠANA

Viena no visplašāk izmantotajām metodēm vidi saudzējošu produktu attīstībā ir dzīves cikla novērtējums: „*visu produkta sistēmu ievades, izvades un varbūtējo ietekmju uz vidi uzskaitījums un novērtējums visā tā dzīves ciklā*” [76]. Šīs metodes izmantošanai pieņemti vairāki starptautiski standarti. Ar metodēm, kas novērtē ietekmi uz vidi un ķīmisko risku, var noteikt, vai saražotā produkta ietekme uz vidi pārsniedz drošības robežas vai likumdošanas normas. Atšķirībā no tām dzīves cikla novērtēšanas metodes uzskaita kaitējumu vai potenciālo ietekmi, bet nevērtē normu pārsniegšanu. Saziņā par Integrēto produktu politiku [29] Eiropas Komisija uzsver, ka dzīves cikla novērtējums ir vislabākā pašreizējā pieeja, lai analizētu produktu ietekmi uz vidi. Dzīves cikla novērtējums ir piemērota metode pilnveidotā jeb atkārtotā dizaina procesā, kad tiek novērtēta jau esoša produkta ietekme uz vidi. Šo pieeju izmanto ekomarķējuma attīstītāji, analizējot produktu grupas ar dzīves cikla novērtējuma palīdzību un izvirzot konkrētus augsta vides snieguma kritērijus, kas jāsasniedz produktiem, kuri pretendē uz ekomarķējumu [77]. Arī likumdošanas prasību izstrādātāji analizē tirgū esošās produktu

grupas un, balstoties uz rezultātiem, nosaka jaunradīto produktu standartus [78]. Vairāki autori kritiski vērtē pilnveidotā dizaina pieeju ekodizainā [43, 79], uzsverot, ka tā ir laikietilpīga un ierobežo radošumu. Pārāk liels detālās informācijas apjoms padara DCN maz piemērotu jaunu produktu projektēšanas procesā, jo produktu izstrādes sākumposmā ļoti detaļa informācija parasti nav pieejama [80]. Kolādo-Ruiza un Ostad-Ahmad-Goraba pētījums [81] liecina, ka pārāk daudz informācijas nomāc radošumu. Pētījuma laikā studentu grupām bija jāģenerē ekodizaina idejas, saņemot atšķirīgu informācijas daudzumu par uzlabojamo produktu – sākot no laikrakstu informācijas un beidzot ar detaļiem dzīves cikla novērtējuma pārskatiem par uzlabojamo produktu vai konkurējošu produktu. Pētījums uzrādīja tendenci: jo vairāk informācijas saņēma grupa, jo mazāk radošu priekšlikumu tā iesniedza. No šī pētījuma var secināt, ka arī mazie un vidējie uzņēmumi efektīvāk izmantotu nevis dzīves cikla novērtējuma ziņojumu, bet gan uz tā bāzes izstrādātus ieteikumus, vadlīnijas un kontrollapas, kas atbilst Naita un Dženkina [57] novērojumiem.

Tāpēc zinātnieku un praktiķu vērtējums par DCN praktisko izmantošanu ievērojami atšķiras. Kaut gan zinātnieki to dēvē par universālu ekodizaina metodi [34], pētījumi par rūpniecības uzņēmumu izmantotajām metodēm liecina pilnīgi ko citu. Naita un Dženkina pētījumā praktiķi, kam tika lūgts novērtēt instrumentus, no 15 piedāvātiem ekodizaina instrumentiem DCN piešķīra tikai 14. vietu [57]. DCN izmantošanu ievērojami atvieglo vienkāršotie DCN rīki, kas produkta dzīves ciklā ņem vērā tikai atsevišķus aspektus, visbiežāk enerģijas patēriņu un oglekļa nospiedumu [82, 83, 84] vai izmanto dzīves cikla ietekmes novērtējuma raksturošanas faktoros, piemēram, ECOIT [85], EuPeco-profiler [86], Idemat [87].

1.1.4 CITAS METODES

Vadlīnijas jeb aprakstošās metodes nosaka galvenos principus, kam sekot, lai samazinātu produktu ietekmi uz vidi. Lielākais trūkums ir tas, ka netiek doti kritēriji, kā noteikt sasniedzamo mērķi. Piemēram, Ozoliņš un līdzautori [88] un Ljunbergs [89] uzsver toksiskuma samazināšanas nepieciešamību, bet nesniedz skaidrojumu, kā identificēt nevēlamās toksiskās vielas un kāda nevēlamo vielu koncentrācija ir pieļaujama.

Par līmeņatzīmes metodi var uzskatīt ekoeftektivitātes metodi, kura vērtē materiālo kaitējumu videi pret saražoto vērtību [22]. Salīdzinot vairākus produktus savā starpā, redzami veiksmīgākie snieguni. Ir pieejami tikai daži zinātniski pamatoti modeļi, kas saista atsevišķu ķīmisko vielu klātbūtni ar saslimšanām (respiratorās saslimšanas, audzēji) un ar to izmaksām. Šādu modeļu trūkuma dēļ praktiski nav iespējams ķīmisko ietekmi novērtēt finansiāli, tāpēc ekoeftektivitātes metode šobrīd nav piemērota ķīmisko risku novēšanai [22].

Līdztekus iepriekšējiem instrumentiem, kas piedāvā dažādus vērtēšanas kritērijus produkta projektēšanas procesā, vēl viens instrumentu veids ir orientēts nevis uz pašiem produktiem, bet gan uz uzņēmuma organizatorisko sistēmu, lai nodrošinātu vides aspektu integrāciju produktu izstrādes procesā, piem., EMAS rīki [90], ekodizaina veselības pārbaude [91], ISO 14001 [92]. Tie ir instrumenti pārvaldības sistēmas organizēšanai, kas tieši neietekmē produktu izstrādi, bet paaugstina uzņēmuma spēju identificēt ar produktiem saistītos vides aspektus un mazināt to ietekmi.

1.1.5 KOPSAVILKUMS PAR EKODIZAINA METOŽU VEIDIEM

Abilstoši Bovea un Pérez-Belis secinājumiem [42] ekodizaina instrumentam jāatbilst trim prasībām, tās ir: agrīna vides aspektu apsvēršana produkta izstrādes fāzē, dzīves cikla pieeja un daudzkritēriju pieeja. Lofthouze [93] iesaka instrumentiem integrēt gan rekomendāciju sniegšanu, gan izglītošanu, kas veicinātu šādu instrumentu izmantošanu mazajos un vidējos uzņēmumos. Tāpēc analītiskos instrumentus, tādus kā riska novērtējums un dzīves cikla novērtējums, kas ir vadošie likumdošanas izstrādes procesā, ir sarežģīti izmantot produktu projektēšanai mazajos un vidējos uzņēmumos. Tiem piemērotāki būtu daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas un prioritizēšanas veida instrumenti, vadlīnijas un kontrollapas, kā arī vienkāršotie DCN rīki [57]. Turpmākajā nodaļā analizēts, cik labi esošās ekodizaina metodes, kas ir piemērotas maziem un vidējiem uzņēmumiem, ņem vērā ķīmisko risku samazināšanas aspektus.

1.2 EKODIZAINA METOŽU IZMANTOŠANA ĶĪMISKĀS IETEKMES SAMAZINĀŠANAI

Lai novērtētu kaitīgo vielu iespējamo klātbūtni materiālos un novērstu to nelabvēlīgo ietekmi, nepieciešamas zināšanas par šo materiālu izcelsmi, kaitīgo vielu klātbūtnes identificēšanas un novērtēšanas iespējām, kā arī dzīves cikla scenāriju. Tāpēc, analizējot ekodizaina metodes, svarīgi noskaidrot, cik pilnīgu pārskatu tās ietver par iespējamo kaitīgo vielu klātbūtni materiālos un produktos.

Izvērtējot esošo ekodizaina instrumentu un metožu piemērotību ķīmiskās ietekmes samazināšanai, vērtēto esošo ekodizaina metožu analizē tika ņemti vērā šādi aspekti:

- 1) bīstamības identifikācija (produkta sastāvā klātesošo vielu skaits un bīstamās īpašības),
- 2) iedarbības mēroga novērtēšana (vielas daudzums, koncentrācija, iedarbības ceļi).

Analizējot ekodizaina metodes, var izšķirt trīs atšķirīgas pieejas ķīmisko vielu identificēšanā un bīstamības novērtēšanā: dzīves cikla ietekmes raksturošanas faktoru izmantošana, ķīmisko vielu klasifikācijas kodu izmantošana, un nevēlamo vielu saraksti. Nodaļā iztirzātas šo pieeju stiprās puses un trūkumi, kā arī spēja integrēt ķīmisko vielu iedarbības raksturojumu, kas ir būtisks elements riska novērtēšanā.

1.2.1 DZĪVES CIKLA IETEKMES NOVĒRTĒJUMA RAKSTUROŠANAS FAKTORU UN DZĪVES CIKLA INVENTARIZĀCIJAS DATU BĀZU IZMANTOŠANA

Lai novērstu 1.1. nodaļā minēto dzīves cikla novērtējuma (DCN) trūkumu ekodizaina procesā (pārāk augsta detalizācijas pakāpe), praksē nereti izmanto vienkāršotās DCN pieejas – dzīves cikla inventarizācijas (DCI) datubāzu datus un dzīves cikla ietekmes novērtējuma (DCIN) raksturošanas faktoros. Tāpēc šajā nodaļā veikta kritiska analīze, cik piemēroti ķīmiskās ietekmes novēršanai ir DCI dati un DCIN raksturošanas faktori.

DCI mērķis ir uzskaitīt produkta sistēmas ievades un izvades (emisijas, resursu patēriņu, produktus, aktritumus), ko rada produkta un tam nepieciešamo izejvielu ražošana, lietošana, atkritumu apsaimniekošana. Tas nozīmē, ka teorētiski nepieciešams ņemt vērā visas ķīmiskās vielas, kas ir produktu un materiālu sastāvā. Tomēr, lai samazinātu datu apjomu inventarizācijas posmā, parasti izmanto „izslēgšanas principu“, ietverot tikai tās vielas, kas ir, piemēram, vairāk nekā 1% (masas). Šāda pieeja ķīmisko vielu jomā var novest pie maldinošiem rezultātiem, jo ķīmiskās vielas arī nelielā daudzumā var ietekmēt vidi un veselību. Inventarizācijas posmā grūtības sagādā tas, ka vienā rūpnieciskajā procesā izmanto ļoti daudz dažādu vielu, kas ietilpst ķīmikāliju sastāvā, piem., rūpnieciskajā krāsā var būt vairāk nekā desmit dažādu sastāvdaļu. Baungarts un līdzautori [22] apskatā per ekoeftektivitātes metodēm secina, ka informācijas trūkums par ķīmiskajām vielām produktos, ko veicina garās un sazarotās piegādes ķēdes, un vielu šķietami nelielā koncentrācija kavē izmantot šīs metodes toksiskās ietekmes novēršanā. Šo secinājumu var attiecināt arī uz dzīves cikla inventarizācijas procesu.

Promocijas darba autores veiktā konkrētu produktu praktisko DCN pētījumu analīze liecina, ka tās visbiežāk ir orientētas uz bīstamu vielu emisijām izejvielu un enerģijas ražošanas procesā, bet nav ņemta vērā ķīmisko piemaisījumu ietekme uz vidi un patērētājiem produktu lietošanas laikā [94-99]. Šo informācijas trūkumu par ķīmiskajām piedevām atzīmē arī Nīderl-Šmidingers un Narodslavskis kritiskā apskatā par DCN piemērotību inženieriem [23]. Arī tādos gadījumos, ja ķīmiskās vielas ir labi zināmas un tiek iekļautas dzīves cikla analīzē, piem., formaldehīda izmantošana skaidu plašu ražošanā, netiek ņemta vērā šo vielu ietekme uz patērētāju veselību gatavo produktu lietošanas laikā [100, 101]. Iespējams, tas saistīts ne vien ar informācijas trūkumu, bet arī to, ka ķīmisko piemaisījumu koncentrācija produktos ir salīdzinoši neliela, tāpēc pirmajā brīdī ietekme nešķiet būtiska, ko atzīmē arī Baungarts [22]. Polimēru gadījumā ķīmisko piemaisījumu sastāvs tiek uzskatīts par konfidenciālu informāciju, tāpēc ir grūti iegūt precīzus datus par polimēru sastāvu un piedevām. Tādēļ atsevišķos gadījumos, veicot dzīves cikla novērtējumu, ķīmisko vielu ietekmi novērtē ārpus tā ar citām metodēm [77, 102]. Uzskaitīto trūkumu dēļ dzīves cikla inventarizācijas datubāzu datu izmantošanu nevar uzskatīt par labu informācijas avotu ķīmiskās ietekmes novērtēšanā.

Ar dzīves cikla ietekmes novērtējuma raksturošanas faktoriem vērtē dzīves cikla inventarizācijas laikā uzskaitīto ķīmisko vielu ietekmi, tāpēc ir svarīgi izprast, cik lielā mērā DCIN raksturošanas faktori ir piemēroti ekodizaina procesam. DCIN ir viens no sarežģītākajiem posmiem dzīves cikla novērtējumā, un tam arī ir ļoti būtiska ietekme uz rezultātu. Ir izstrādātas vairākas DCIN metodes. 2008. gadā Eiropas Komisijas Apvienotais izpētes centrs uzsāka dzīves cikla analīzes metodoloģijas izstrādes projektu, vērtējot arī metodiku, kā aprēķināt toksisko ietekmi uz vidi un cilvēku [103]. Dažādos DCIN ietvertu vielu skaits, kam aprēķināts raksturošanas faktors (sk. 1.1. tabulu), ir neliels - viena divu procentu robežās, salīdzinot no tirgū iespējamā vielu skaita (250 000 sintētisku vielu, no kurām 30 000 tiek izmantotas komerciāli nozīmīgos apjomos [104, 105]). Lai gan visām DCIN metodēm ir pieejami apraksti un iespējams aprēķināt raksturošanas faktorus neiekļautajām vielām, praktiski to dara tikai metodes izstrādātāji, jo šādu aprēķinu veikšanai nepieciešams iegūt daudz informācijas par pētāmo vielu izplatību vidē.

USETox ir jauns toksiskuma raksturošanas modelis, kura izstrādi ir atbalstījusi UNEP-SETAC Dzīves cikla iniciatīva ar mērķi izstrādāt jaunu metodi, izmantojot vērtīgāko esošo toksiskuma modeļu pieredzi (CalTOX, IMPACT 2002, USES-LCA,

BETR, EDIP, WATSON, un EcoSense) [106]. Brīvi pieejamais USETox iekļauj ieteicamos un starpraksturošanas faktorus, kas raksturo toksikumu cilvēka veselībai un un saldūdens organismiem [107]. Šis modelis vērtē ķīmisko vielu ietekmi uz vidi (akūto un hronisko toksiskumu) un cilvēka veselību (kancerogēnā un nekancerogēnā ietekme), iekļaujot divus iedarbības ceļus – ieelpojot un ieēdot atmosfēras gaisu, ūdeni, pārtiku (augšnes ietekme). Lielākais šī modeļa trūkums ir tas, ka nav iekļauti cilvēka veselībai ļoti būtiski ceļi – ieelpošana iekštelpu vidē un ietekme caur ādu, tomēr modelis ir ievērojams sasniegums DCIN metožu attīstībā. Izstrādātāji USETox uzskata par kompromisa modeli un sasniegumu, kas varētu aizvietot līdzšinējos modeļus. Jācer, ka šis modelis turpinās attīstīties un spēs pietiekami ātri ietvert jaunāko informāciju par ķīmiskajām vielām un to uzvedību vidē.

1.1. tabula

DCIM metožu pārskats (izmantojot Haušilda un līdzautoru pētījumu [103], papildinot ar citiem avotiem)

Nosaukums	Raksturošanas indikatori		Toksisko vielu iedarbības uz cilvēka veselību ceļi	Ietvertu vielu skaits
	Ekotoksiskums	Toksiskums cilvēka veselībai		
USETox, kopīgs projekts [107]	Ekotoksiskums saldūdens organismiem	Kancerogēnā, nekancerogēnā ietekme	Atmosfēra, ūdens, pārtika, augšne, dzeramais ūdens	>3000
Ecoindicators'99 [108], Nīderlande	Ekotoksikums	Kancerogēnā, nekancerogēnā, respiratorā ietekme	Atmosfēra, ūdens, pārtika	391
ReCiPe [109], Nīderlande	Ekotoksiskums saldūdens, jūras ūdens, sauszemes organismiem	Toksiskums cilvēkam	Atmosfēra, ūdens, pārtika	3000
CML 2002 [110], Nīderlande,	Ekotoksiskums saldūdens, jūras ūdens, sedimentu, sauszemes organismiem	Toksiskums cilvēkam	Atmosfēra, ūdens, pārtika	2000
IMPACT 2002+ [111], Šveice	Ekotoksiskums augšnes un ūdens organismiem	Kancerogēnā, nekancerogēnā, respiratorā ietekme	Atmosfēra, ūdens, pārtika	1500
TRACI [112], ASV	Ekotoksiskums ūdens un sauszemes organismiem	Kancerogēnā, nekancerogēnā, respiratorā ietekme	Atmosfēra, ūdens, pārtika	3000
LIME, AIST, Japāna	Ekotoksiskums	Toksiskums cilvēkam, (kancerogēnā ietekme, hroniskas slimības u.c.)	Apkārtējā vide, iekštelpu vide, pārtika	1000
EDIP 2003 [113], Dānija	Hroniskais un akūtais ekotoksiskums ūdens, augšnes, NAI organismiem	Toksiskums cilvēkam (ņem vērā ķīmiskās ietekmes smagumu)	Atmosfēra, ūdens, augšne, pārtika; Papildu vērtējums iespējams darba videi	500

Visi 1.1. tabulā redzami modeļi ietver iedarbības ceļus kā: caur augsni, atmosfēru un ūdeni, diemžēl cilvēku veselības aizsardzībai svarīgi ceļi ekštelpu vide un uzņemšana caur ādu nav ietverti gandrīz nevienā modelī. Ir atsevišķi darbi, kas uzsver iekštelpu piesārņojuma lielo nozīmi ķīmisko vielu ietekmē uz veselību un piedāvā ietekmes novērtēšanas metodiku [114], bet rakturošanas faktoru datubāzēs tā nav iekļauta. 1.1. tabulā iekļautās metodes ietver ekotoksiskumu un toksiskumu cilvēka veselībai, tomēr ir atšķirības, kādus ķīmiskās ietekmes galapunktus tās iekļauj. Redzams, ka visbiežāk iekļautas trīs ietekmes: kancerogēnā un nekancerogēnā ietekme, kā arī respiratorā ietekme, turpretim ķīmisko vielu klasificēšanā atbilstoši GHS ir ievērojami vairāk galapunktu. Tādējādi, viduspunkts DCIN metodē, piem. nekancerogēnā iedarbība, ietver daudzus ķīmisko vielu klasificēšanas galapunktus GHS sistēmā ar atšķirīgu ietekmi.

Ir vairākas materiālu izvēles metodes, kas izmanto DCIN raksturošanas faktoros, materiāla ietekmi uz vidi raksturojot ar vienu skaitli (sk. 1.2. tabulu). Šo pieeju kritizē Bovea un Gallardo, jo izsakot visu ietekmi uz vidi ar vienu skaitli, tiek izdarīti daudzi pieņēmumi, kuru rezultātā var nonākt pie maldīgiem secinājumiem [115].

1.2. tabula

Pārskats par materiālu izvēles metodēm, kuras ietekmi uz vidi izsaka ar vienu indikatoru

Nosaukums	Skaidrojums
Dzīves cikla snieguma indekss [116]	Viena no metodēm materiālu izvēles novērtēšanai – dzīves cikla snieguma indikators – ir balstīta uz Ecoindicator'99, ņemot vērā svaru un ietekmi materiālu ieguves, ražošanas, produkta lietošanas un dzīves cikla beigu posmā
Materiālu izvēles metode mehānisko īpašību un vides snieguma optimizācijai dzīves cikla dizaina procesā [117]	Ietekmes uz vidi kvantitatīvā novērtēšana balstīta uz inventarizācijas datiem, izmantojot Ecoindicator'99 metodi. Tiek vērtēta produkta ietekme uz vidi, ko nosaka izmantoto materiālu īpašības materiālu un produktu ražošanas posmā un otrreizējā pārstrādājamība
Daudzmērķu optimizācija materiālu izvēlei ilgtspējīgiem produktiem izmantojot neironu tīklu un ģenētisko algoritmu metodi [118]	Lai noteiktu ietekmi uz vidi visā dzīves ciklā, izmanto Ecoindicator'99 metodi un neironu tīklu darbības principu un ģenētiskos algoritmus citu kritēriju integrēšanai
Materiālu izvēle mašīnbūves produktiem, integrējot struktūras optimizāciju ar vides ietekmes novērtējumu [119]	Vides ietekmi nosaka ar DCN datorprogrammu SimaPro, īpašu vērību pievēršot emisijām ražošanas procesu laikā
Materiālu izvēle ilgtspējīgam produktu dizainam [120]	Dažādus materiālus salīdzina ar DCN pieejas palīdzību, izmantojot Ecoindicator'99 metodi

Tam, ka DCIN raksturošanas faktori tiek izmantoti materiālu raksturošanai, var vēltīt tieši to pašu kritiku, ko pašām DCIN metodēm – tajos tiek ietverts neliels daudzums ķīmisku vielu, un skatīti tikai daži ķīmiskās iedarbības ceļi.

1.2.2 NEVĒLAMO ĶĪMISKO VIELU IDENTIFICĒŠANA, IZMANTOJOT ĶĪMISKO VIELU KLASIFICĒŠANAS SISTĒMU

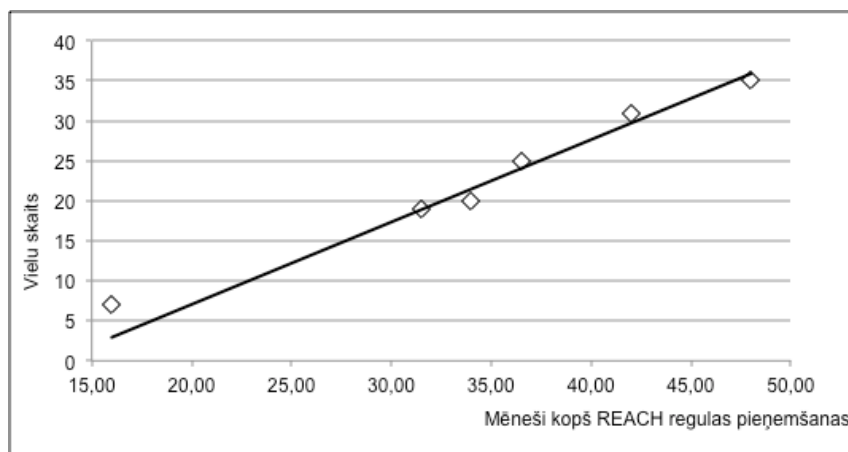
Viena no pieejām nevēlamo ķīmisko vielu identificēšanai ir ķīmisko vielu klasificēšanas sistēmas kodu izmantošana. Ir vairākas metodes, kas novērtē tieši materiāla ķīmisko sastāvu, izmantojot sastāvā esošo vielu ķīmisko klasifikāciju, piemēram, EDIP sijāšanas metode [113]. EDIP sijāšanas metode ir balstīta uz dzīves cikla pieeju un piedāvā produktu sastāvā esošo ķīmisko vielu vērtēšanu, izmantojot ķīmisko vielu klasificēšanas informāciju. Diemžēl šī metode ir novecojusi, jo izmanto spēku zaudējošo ķīmisko vielu klasifikāciju, kā arī kopš metodes publicēšanas ir mainījusies izpratne par bīstamākajām ķīmisko vielu īpašībām. Šī metode ietver ļoti aptuvenu emisiju apjoma vērtējumu, bet nevērtē produkta dizaina ietekmi un tālākos produkta izmantošanas veidus. Nisena izstrādātais toksiskā potenciāla indekss TPI [121] izmanto līdzīgu principu kā EDIP sijāšanas metode, papildinot uz ķīmisko vielu klasifikācijas balstīto vērtējumu ar vācu ūdens aizsardzības klasifikāciju. Šī metode nevērtē iespējamo iedarbību. Viena no jaunākajām publicētajām metodēm ir polimēru klasifikācija, balstoties uz to ietekmi uz vidi un veselību pēc to sastāva, izmantojot ķīmisko vielu klasifikāciju [64]. Šī metode diemžēl neņem vērā divus svarīgus faktoros: pirmkārt, polimēru sastāvu nosaka ne vien to pamatā esošie monomēri, bet arī piedevas, kas var būt dažādas un ievērojami ietekmēt bīstamību un, otrkārt, iedarbības ceļus.

Ir arī rūpniecisko procesu ķīmiskās ietekmes samazināšanas metodes, kas izmanto klasificēšanas kodus, bet nav tieši piemērojamas produktu vērtēšanā [122 – 124]. Apskatītās metodes, kas balstītas uz ķīmisko vielu klasificēšanas kodiem, izmantotas promocijas darba 2. nodaļā, pārskatot izmantoto vērtēšanas sistēmu un izstrādājot jaunu ekodizaina metodi.

Arī jaunākās likumdošanas attīstības tendences izmanto ķīmisko vielu klasificēšanas sistēmu nevēlamo vielu identificēšanai. REACH regula paredz ievērojamus ierobežojumus īpaši bīstamu vielu (SVHC) izmantošanā [19]. Licencēšanas procedūrai atbilstoši REACH regulas [19] 57. pantam tiek pakļautas vielas, kas ir 1. kategorijas kancerogēnas, mutagēnas, reproduktīvajai sistēmai toksiskas vielas (CMR), noturīgas, bioakumulatīvas, toksiskas vielas (PBT), ļoti noturīgas un ļoti bioakumulatīvas vielas (vPvB), un vielas ar līdzīgu risku, piemēram, endokrīno sistēmu noārdošās vielas (EDS). Licencēšanas procesa attīstību var ilustrēt ar kancerogēnu vielu piemēru. ES harmonizētajā ķīmisko vielu klasificēšanas datu bāzē [125] ir 905 vielas, kas klasificētas kā 1. kategorijas kancerogēnas vielas. Ja kandidātu saraksta pašreizējais tapšanas ātrums paliek nemainīgs (35 kancerogēnas vielas ietvertas līdz 2011. gada 1.maijam [126], sk. 1.3. attēlu), varētu paiet vairāk nekā 50 gadu, līdz visas 905 vielas no pašreizējā saraksta būs caurskatītas SVHC procesā. Procesā ātrumu varētu ietekmēt iesaistīto pušu pieredzes pieaugums, tomēr galvenais saraksta tapšanas lēnā tempa iemesls ir ierobežotie cilvēkresursi, kas nepieciešami katras vielas izmantošanas priekšlikumu un pamatojuma izstrādei, kā arī pats likumdošanas process: kompromisa lēmuma meklēšana, līdzsvarojot sabiedrības intereses un rūpniecības iespējas [19].

SVHC vielas tiek izvērtētas Eiropas Savienības līmenī, balstoties uz ražotāju sagatavotajiem datiem par vielu bīstamību un izmantošanu, un licences tiek izsniegtas tikai tad, ja sociāli ekonomiskie ieguvumi, vielu izmantojot, pārsniedz potenciālos zaudējumus

videi un cilvēkiem. Vielas, kas izgājušas cauri izvērtēšanas procedūrai, tiek iekļautas REACH regulas XIV pielikumā, un tās drīkst lietot tikai ar licenci. Ņemot vērā lēno likumdošanas attīstību, proaktīviem uzņēmumiem ir iespēja ir brīvprātīgi atteikties no SVHC kritērijiem atbilstošu vielu izmantošanas, tādējādi sekmējot videi draudzīgas inovācijas un aizvietojošas nevēlamās vielas.



1.3. att. Kancerogēno vielu skaits īpaši bīstamo vielu (SVHC) un kandidātu sarakstos [126]

SVHC kritēriji iekļauj tikai 1.kategorijas kancerogēnas vielas, bet neiekļauj 2. kategorijas kancerogēnas vielas (165 vielas ES harmonizētajā ķīmisko vielu klasificēšanas datu bāzē [125]). 2. kategorijas kancerogēnas vielas nav mazāk bīstamas, tām ir tikai mazāks pierādījumu līmenis par to kancerogenitāti, un nereti, pieaugot pierādījumu līmenim, tās tiek klasificētas kā 1. kategorijas kancerogēnas vielas. Turpretim direktīva 2009/48/EC par rotaļlietu drošību [127] ierobežo arī 2. kategorijas kancerogēno vielu izmantošanu rotaļlietās. Arī Kosmētikas regula Nr.1223/2009 [128] nepieļauj 2. kategorijas kancerogēno vielu izmantošanu kosmētikā.

Arī ekomarķējuma shēmas nevēlamo ķīmisko vielu identificēšanai izmanto ķīmisko vielu klasificēšanas kodus. Ekomarķējums ir noteikta veida marķējums, ko izvieto uz produkta iepakojuma [129]. Atpazīstot šo marķējumu, patērētājs var izvēlēties vidi saudzējošus produktus. Ekomarķējuma zīmes īpašnieks, visbiežāk atpazīstama valstiska vai nevalstiska organizācija, izstrādā atbilstības kritērijus dažādām produktu grupām un reklamē zīmi, lai veicinātu tās atpazīstamību. Uzņēmumiem, kas vēlas iegūt šādu zīmi saviem produktiem, jādemonstrē savu produktu atbilstība noteiktajiem kritērijiem. Vēsturiski ir izveidojušās vairākas ekomarķējuma shēmas, Latvijā visplašāk pazīstamas ir Ziemeļu gūlbis [130] un Eiropuķīte [131].

Eiropuķīte ir Eiropas Komisijas ieviesta marķējuma shēma, kas izveidota 1992. gadā. Darbā analizēti Eiropuķītes kritēriji atsevišķām produktu grupām, kas ir neķīmiski produkti, un nav pakalpojumi: apaviem [132], tekstilizstrādājumiem [133], personālajiem datoriem [134], portatīvajiem datoriem [135], koka mēbelēm [136], televizoriem [137], cietajiem segumiem [138], gultas matračiem [139], kopšanas un zīmēšanas papīram [140], spuldzēm [141], salvešpapīram [142]. Attiecībā uz prasībām par ķīmiskām vielām

redzams, ka šajos kritērijos vienmēr ir minētas gan videi, gan cilvēka veselībai bīstamās vielas:

- uzskaitītas nevēlamu ķīmisku vielu īpašības, izmantojot Eiropas Savienības ķīmisko vielu klasificēšanas sistēmu;
- sniegts īpaši nevēlamu vielu saraksts;
- noteiktas īpašas prasības vielu grupām, ko izmanto produktu apstrādei (piem., āra mēbeļu apstrādē var izmantot tikai tādus antiseptiķus, kas iekļauti īpašā sarakstā).

Tā kā ekomarķējuma kritēriji tiek izstrādāti, balstoties uz dzīves cikla novērtējuma rezultātiem, vai izmantojot citus zinātniski pamatotus pētījumus, šo kritērijus var izmantot kā līmeņatzīmes metodi arī tādi uzņēmumi, kas nepretendē uz ekomarķējuma zīmi. Diemžēl šie kritēriji nav izstrādāti visām produktu grupām, kas ierobežo to izmantošanu, kā arī šie kritēriji nesniedz ķīmisko vielu bīstamības gradāciju atkarībā no daudzuma, bīstamajām īpašībām un produkta izmantošanas veida.

Somijas sertifikācijas sistēma celtniecības materiāliem [143, 144] klasificē celtniecības materiālus trīs emisiju klasēs atkarībā no kaitīgo vielu emisiju līmeņa, un īpaši ierobežo kancerogēnas vielas, nosakot, kāds ir pieļaujamais emisiju sliekšnis. Zviedru būvmateriālu sertifikācijas sistēma BASTA [145] arī izmanto GHS klasifikācijas sistēmu nevēlamu vielu identificēšanai būvmateriālos. Abas sistēmas attiecas tikai uz būvmateriāliem.

Ķīmisko vielu identificēšanā, izmantojot ķīmisko vielu klasifikāciju, tiek iekļauts vislielākais vielu skaits, jo saskaņā ar likumdošanu visām bīstamām ķīmiskajām vielām tirgū jābūt klasificētām. REACH regula [19] šo prasību nostiprina, precizējot minimālo informācijas daudzumu, kādam jābūt, lai vielu laistu tirgū (sākot ar 1 t gadā). Diemžēl apskatītie instrumenti produktu izstrādei, kas izmanto ķīmisko vielu klasificēšanas kodus, nepiedāvā iedarbības izvērtēšanu, tas ir, produkta dizaina un izmantošanas ietekmi.

1.2.3 NEVĒLAMO VIELU SARAKSTU IZMANTOŠANA EKODIZAINĀ

Vēl viena pieeja ekodizainā ir izveidot nevēlamu vielu sarakstus. Tādus nereti piedāvā ekodizaina vadlīnijas un rokasgrāmatas [146-148], kas pamatā apkopo likumdošanā ierobežotās vielas. Šādus sarakstus labprāt izmanto uzņēmumi, tomēr tiem ir vairāki trūkumi. Pirmkārt, šādi saraksti ātri noveco nepārtrauktās likumdošanas attīstības dēļ. Tas nozīmē, ka rūpniecības uzņēmumi nevar pilnībā paļauties uz tiem, ja vien tie netiek regulāri atjaunoti. Ir uzņēmumi, kas izstrādā paši savu vielu sarakstu (piem., ieteicamās, kaitīgās, ļoti kaitīgās un tāpēc nevēlamās), tomēr saraksta izveide prasa ekspertu zināšanas. Tai pašā laikā tādus sarakstus varētu uzturēt nozaru asociācijas. Otrkārt, aizliegumi vai ierobežojumi likumdošanā (RoHS [149], REACH [19]) ir obligāti ikvienam uzņēmumam tirgū, un līdz ar to likumdošanā regulēto vielu saraksta ievērošana nenozīmē augstāku vides sniegumu. Ar sarakstiem nevar pārbaudīt jaunās alternatīvas: kamēr likumdevējs nolemj, ka jaunā alternatīva ir ierobežojama, ir zaudēts laiks un nodarīts kaitējums videi. Izvairoties no vienas toksiskas vielas, tā var tikt aizvietota ar citu, kurai ir līdzvērtīgas toksiskas īpašības. Piem., pieaugot sabiedrības zināšanām par antibakteriālas vielas triklozāna [150]¹ kaitējumu, atsevišķu kosmētikas līdzekļu

¹ Triklozāns, CAS NR. 3380-34-5. Klasifikācija: Xi; R36/38; N; R50-53 [125]

sastāvā parādījās triklorkarbāns², kas bija mazāk pazīstams sabiedrībai. Abas vielas ir hroniski toksiskas videi, un to zinātnisko izpēti pavada karstas politiskās debates, vai vielas ir endokrīno traucējumu izraisītājas un vai to koncentrācija apkārtējā vidē pārsniedz drošu līmeni [153-156]. Lai novērstu vienas kaitīgas vielas aizvietošanu ar citu, ne mazāk kaitīgu, svarīgi ir izvērtēties nevis no konkrētām vielām, bet nevēlamām īpašībām, tāpat identificēt bīstamību.

Eiropas Savienības līmenī ar riska novērtēšanas metožu palīdzību identificēto īpaši kaitīgu vielu nedrošos izmantošanas veidus ierobežo ar likumdošanas palīdzību, izstrādājot aizliegtu un ierobežotu vielu sarakstus, kā arī iekļaujot ierobežoto vielu sarakstus nozaru un atsevišķu jomu likumdošanā (sk. 1.3. tabulu). Šādas pieejas trūkums ir nelielais ietvērto vielu skaits.

1.3. tabula

Ierobežojumi ES likumdošanā attiecībā uz vielām, kas var nokļūt produktos un materiālos

Prasība	Normatīvais akts	Nozare, joma	Vielu vai vielu grupu skaits	Komentāri
Vielas, kas aizliegtas biocīdos	Biocīdu direktīva 98/8/EEK [152, 157]	Biocīdu izmantošana	>100	Papildu ierobežojums: atļauts lietot tikai reģistrētus līdzekļus
Vielas, kas aizliegtas augu aizsardzības līdzekļos (AAL)	Direktīva par AAL 91/414/EEK [158]	Lauksaimniecība*	25	
Dažu bīstamu vielu un preparātu ražošanas, tirgū laišanas un lietošanas ierobežojumi	REACH regula 1907/2006, XVII pielikums [19]	Visas nozares	≈50	
Ūdens videi kaitīgo prioritāro vielu saraksts	Ūdens struktūrdirektīva 2000/60/EK, X pielikums (lēmums Nr. 2455/2001/EC) [159, 160]	Visas nozares	33	Ierobežojumi vielu izmantošanā tiek pārnesti citos n.a.
Par bīstamu ķīmisku vielu lietošanas ierobežojumiem elektriskās un elektroniskās iekārtās	RoHS direktīva 2002/95/EK [145]	Elektrisko un elektronisko produktu ražošana un tirdzniecība	6	Ierobežo konkrētas vielas
Par bīstamu ķīmisku vielu ierobežojumiem elektrisko un elektronisko iekārtu atkritumiem	WEEE Direktīva par Elektrisko un elektronisko iekārtu atkritumiem, 2002/96/EK [31]	Elektrisko un elektronisko produktu ražošana un tirdzniecība	6	Ierobežo konkrētas vielas
Ozona slāņa aizsardzība	Regula Nr. 1005/2009 par ozona slāni noārdošajām vielām [161]	Atmosfēras aizsardzība	≈100	Ierobežo konkrētas vielas

* Parasti attiecas uz pārtiku, tomēr augu aizsardzības līdzekļu paliekas var nokļūt arī materiālos, kam ir bioloģiska izcelsme, piemēram, kokvilnā

Kā jau minēts iepriekš, jaunākie normatīvie akti atsevišķu vielu aizliegšanas vietā regulē nevēlamās vielu īpašības. Piem., jaunā Rotāļlietu direktīva 2009/48/EK ierobežo

² Triklorkarbāns, CAS NR. 101-202-2. Klasifikācija: nav ES CLP datu bāzē, bet daži avoti klasificē kā N; R50-53 [151]. Triklorkarbāns vairs nav atļauts personīgās higiēnas produktos ES [152].

CMR vielas rotaļlietās vadoties pēc piesardzības principa [127]. Tomēr šāda normatīvā akta izpildi ir grūtāk kontrolēt: agrāk rotaļlietās bija aizliegtas 12 vielas – seši metāli un seši ftalāti [162], tagad tādu ir vairāki tūkstoši. Uzņēmumam, lai izpildītu likumdošanas prasības un ievērotu nosacījumus par atsevišķu vielu saturu produktos, ir nepieciešama informācija par šo vielu saturu saņemtajos izejmateriālos, bet likumdošana tikai atsevišķos gadījumos nosaka šādas informācijas sniegšanu kā obligātu (sk. 1.4. nodaļu).

Levandovska un Kurčevskis [163] toksiskās ietekmes vērtēšanai ievieš parametru “toksisko vielu skaits”, vērtējot, cik produktā iekļauto vielu ir nevēlamo vielu sarakstā. Šādu pieeju var uzskatīt par līmeņatzīmes metodi, jo mērķis ir saražot produktu ar iespējami mazāku nevēlamo vielu skaitu. Šī metode neņem vērā iedarbības ceļus, vielu daudzumus un atšķirības toksiskajā ietekmē, piemēram, kancerogēna ietekme vai kaitīga ietekme ilgtermiņā uz ūdens vidi, līdz ar to neatbilst ķīmiskā riska novērtēšanas principiem, nepilnīgi identificējot risku.

Kā ekodizaina metodes var izmantot arī būvmateriālu sertifikācijas sistēmas LEED [164], BREEAM [165], kas arī nosaka nevēlamo vielu sarakstus. Šīs sertifikācijas shēmas aptver dažādu būvniecības ietekmi uz vidi. Tā kā alerģijas un slimo ēku sindroms satrauc sabiedrību, arī būvniecības sertificēšanas sistēmas ietver laba iekštelpu klimata nosacījumus. Lai novērstu ķīmisko vielu ietekmi uz iekštelpu klimatu, celtniecībā svarīgi izvēlēties zemu emisiju materiālus. Kastro-Lakotūrs un līdzautori [166] piedāvā matemātisku aprēķinu metodi, kas ietver vērtēšanas sistēmu vides, dizaina un budžeta mērķu izpildes optimizēšanai, izmantojot LEED sistēmā ietvertos kritērijus. LEED sistēma nosaka konkrētas vielas, kas ir īpaši bīstamas un kuru emisijas jāsamazina. Saudzīgas mežsaimniecības zīmes, ko Latvijā pārstāv Mežu uzraudzības padome (FSC), sertifikācijas noteikumi paredz izvairīšanos no īpaši bīstamu koka aizsardzības līdzekļu izmantošanas (6.6. kritērijs), izstrādājot nevēlamo un atļaujamo vielu sarakstu, tādējādi ne vien veicinot ilgtspējīgu mežu apsaimniekošanu, bet arī novēršot šādu vielu palieku iespējamību kokmateriālos [167]. Šis standarts neattiecas uz tālāku kokmateriālu apstrādi pēc cirsma.

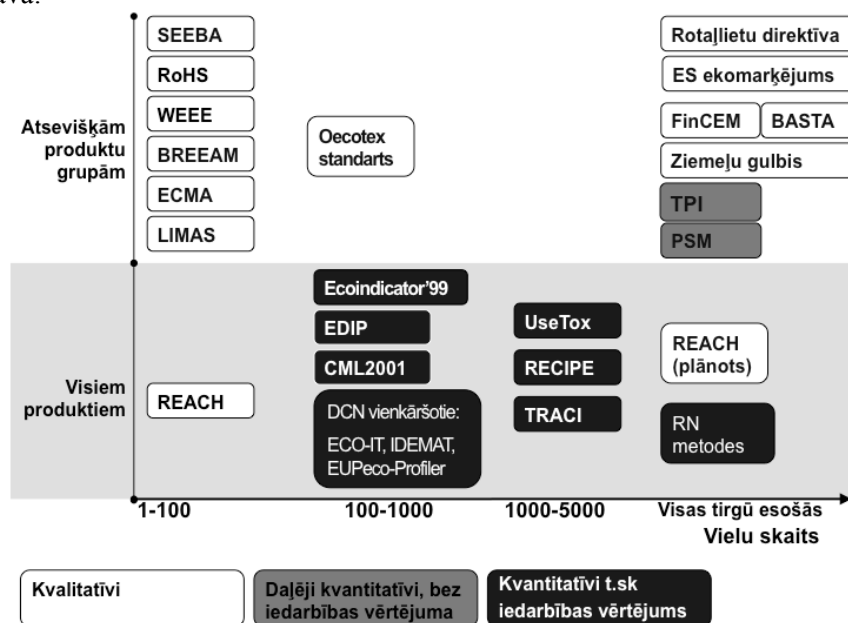
1.2.4 SECINĀJUMI PAR ĶĪMISKĀS IETEKMES NOVĒRŠANAS INTEGRĒŠANU EKODIZAINA METODĒS

Izvērtējot visu trīs ekodizaina pieeju (vielu sarakstu, klasificēšanas kodu, DCIM raksturošanas faktoru) izmantošanu ekodizaina metodēs ar mērķi samazināt ķīmisko ietekmi (sk. 1.4. attēlu), jāsecina, ka nevēlamo vielu sarakstos iekļauta tikai neliela ķīmisko vielu daļa. DCIN metodes, kas piedāvā kvantitatīvu izvērtējumu, iekļauj lielāku vielu skaitu, bet ne visas potenciāli iespējamās. Ar riska novērtēšanas metodēm iespējams novērtēt faktiski ikvienu ķīmisku vielu, ja iegūta nepieciešamā informācija, bet to izmantošanu rūpniecībā produktu dizainā ierobežo augstais detalizācijas līmenis. Pārējās metodes, kurās par bīstamību spriests pēc ķīmisko vielu bīstamajām īpašībām, t.i., izmantota klasifikācijas informācija, šobrīd ir paredzētas tikai noteiktiem darbības veidiem un neietver iedarbības novērtējumu.

Ņemot vērā metodēs ietverto vielu daļu, jāsecina, ka progresīvāka pieeja gan likumdošanā, gan ekodizainā ir orientēšanās nevis tikai uz atsevišķām vielām, bet uz nevēlamajām vielu fizikālajām un ķīmiskajām īpašībām. Šāda pieeja novērš situāciju, ka

kaitīgā viela ekodizaina procesā tiek aizvietota ar citu tikpat kaitīgu vielu, kas vēl nav iekļauta nevēlamo vielu sarakstā.

Iedarbības mēroga novērtēšana ir svarīga, lai noteiktu, cik ļoti iedarbības apstākļi veicina ķīmiskās vielas nevēlamo ietekmi. No 1.4. attēlā redzamajām metodēm vienīgi riska novērtēšanas (RN) un DCIN metode piedāvā iedarbības novērtēšanu (sk. 1.4. tabulu), bet ekodizaina izstrādātājiem piemērotākās prioritizēšanas metodes (TPI, PSM) tādu iespēju nepiedāvā.



RN (riska novērtējuma metodes) [59,60]
 Rotallietu direktīva [127]
 RoHS direktīva [145]
 REACH regula [19]
 WEEE Direktīva [31]
 ES ekomarķējums [131]
 Ziemeļu gulbis [130]
 USETox [107]
 Ecoindicator'99 [108]
 ReCiPe 147[109]
 CML 2002 [110]
 IMPACT 2002+ [111]
 TRACI [112]

SEEBA [148]
 BREEAM [165]
 ECMA [147]
 LIMAS [86]
 Ocotex [168]
 TPI, Toksiskā potenciāla indikators [121]
 EDIP sijašanas metode [113]
 PSM, Polimēru klasificēšanas sistēma [64]
 ECO-IT [85]
 IDEMAT [87]
 EUPeco Profiler [86]
 FinChem, Somijas sertifikācijas sistēma [143]
 BASTA [145]

1.4. att. Ekodizaina procesā izmantojamo metožu iedalījums pēc ietverto vielu skaita atkarībā no ķīmiskās ietekmes novērtēšanas pieejas

Iedalījums kvalitatīvi vai kvantitatīvi ir nosacīts, jo likumdošanas izstrādātāji pirms vielas iekļaušanas nevēlamo vielu sarakstā izvērtē arī tās iedarbību (daudzumu, iedarbības veidus); tad, kad viela atzīta par nevēlamu, tiek noteikts robežsliksnis, kuru nedrīkst pārsniegt, izslēdzot tālākas gradācijas apsvēršanu.

Gan DCIN, gan RN metodes piedāvā zinātniski pamatotus risinājumus, kā novērtēt ietekmi uz vidi un cilvēku veselību caur vidi (atmosfēras gaisu, pārtiku, ūdeni), lai gan novērtējumu produktu lietošanas laikā un dzīves cikla beigās (atkritumu posmā) ierobežo

informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos un to izdalīšanos. DCIN metodes parasti neiekļauj ietekmes uz cilvēka veselību novērtējumu, tostarp, ielpojot iekšelpu gaisu un uzņemot caur ādu. Ar RN metodēm iespējams šādu novērtējumu veikt, bet to lietošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmisko vielu sastāvu un to izdalīšanos, turklāt detālās RN metodes nav piemērotas dinamiskajam ekodizaina procesam.

1.4. tabula

Ķīmiskās iedarbības metožu pieejamības raksturojums dažādiem iedarbības veidiem un dzīves cikla fāzēm

Dzīves cikla posms	Vide	Cilvēka veselība		
		Caur apkārtējo vidi (atmosfēras gaiss, ūdens, pārtika)	Produktus lietojot	
			Iekšelpu gaiss	Dermāli
Produkta ražošana (no izejvielu ieguves līdz produkta laišanai tirgū)	DCIN metodes, RN metodes	DCIN metodes, RN metodes	RN metodes, riska novērtējums darba vietā DCIN: Meijera metode [114], nav integrēta DCIN metodēs	RN metodes
Produkta izmantošana	DCIN metodes un RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos un vielu izdalīšanās scenāriju trūkums vairumam produkta veidu	DCIN metodes un RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos un vielu izdalīšanās scenāriju trūkums vairumam produkta veidu	RN metodes, t.sk. RN darba vietā DCIN: Meijera metodes [Meijer, 2005], nav integrēta DCIN metodēs RN metožu izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos un vielu izdalīšanās scenāriju trūkums vairumam produkta veidu	RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos un vielu izdalīšanās scenāriju trūkums vairumam produkta veidu
Produkta nonākšana atkritumos	DCIN metodes un RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos	DCIN metodes un RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos*	RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos*	RN metodes pieejamas, bet to izmantošanu ierobežo informācijas trūkums par ķīmiskajiem piemaisījumiem produktos*

*atšķirībā no produkta lietošanas fāzes, atkritumu apstrādes fāzē ir vieglāk paredzēt vielas izdalīšanās apstākļus
DCIN – dzīves cikla ietekmes novērtējums
RN – riska novērtējums

1.3 MATERIĀLU ATKĀRTOTAS IZMANTOŠANAS UN REĢENERĀCIJAS IZVĒRTĒŠANAS METODES

Vidi saudzējošo materiālu izvēles jomā var izšķirt materiālu izvēles metožu grupu, kas veltīta materiālu atkārtotai izmantošanai. Šāda pieeja palīdz risināt divas vides problēmas [54] – samazināt pieejamo resursu izsīkšanu, kā arī samazināt enerģijas patēriņu un ķīmisko ietekmi, kas saistīti ar pirmreizējo materiālu ieguvu. Materiālu atkārtota izmantošana ir atbalstāms vides saudzēšanas pasākums, kas iestrādāts likumdošanā – Eiropas Savienības atkritumu direktīvā 2008/98/EK [169], direktīvā 2002/96/EK par elektrisko un elektronisko iekārtu atkritumiem [31]. Atkritumu direktīva vides aizsargāšanas nolūkā nosaka ES atkritumu apsaimniekošanas hierarhiju, prioritārā secībā sakārtojot šādas darbības ar atkritumiem: atkritumu novēršana, atkārtota lietošana, pārstrāde, reģenerācija (enerģijas atguve) un noglabāšana.

Daudzi autori ir vienisprātis par materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes apsvēršanas lietderību jau produkta izstrādes fāzē, lai veicinātu šo materiālu atkārtotu izmantošanu, ieviešot tādus terminus kā “materiālu higiēna” [170] un “no šūpuļa līdz šūpulim” [22].

Ir izstrādātas vairākas metodes atkārtotas izmantošanas un pārstrādes veicināšanai un novērtēšanai, kas promocijas darbā kritēriju sistēmas izstrādes laikā tika apskatītas, lai izvēlētos kritēriju pakāpes. Jakova un līdzautori [171] materiālu atkārtotas izmantošanas novērtēšanai iesaka daudzkritēriju matricu, nosakot šādus kritērijus: komponentu atlikusī tirgus cena, ietekme uz vidi (ko vērtē, izmantojot Ecoindicator'99 metodi [108]), masa, materiālu daudzveidība produktā, izjaukšanas sarežģītība un laika patēriņš³. Rao [49] iesaka materiālu atkārtotu izmantošanu un reģenerāciju novērtēt kā otrreiz pārstrādājamu un reģenerējamu materiālu masas daļu gala izstrādājumā. Cerdans [172] paplašina šo pieeju, nosakot 11 indikatorus: atkārtojami izmantojamās daļas pret kopējo produkta masu; reģenerējamie materiāli pret kopējo produkta masu; atgriezeniski savienojumi pret kopējo savienojumu daļu; analogu materiālu savienojumi pret kopējo savienojumu skaitu; izjaukšanai nepieciešamais instrumentu skaits; izjaukšanas laiks; inteliģentie materiāli pret kopējo produkta masu; funkcijas zaudējuša barošanas bloka nomaiņai nepieciešamais laiks; laminēto materiālu daļa pret kopējo produkta masu; krāsotas, apstrādātas virsmas daļu pret kopējo produkta virsmu. Šo metožu trūkums ir tāds, ka tās neapskata materiālu atkārtotu izmantošanu un reģenerāciju detālāk, jo tai var būt atšķirīgas pakāpes – materiāli var būt gan pilnībā pārstrādājami tādā pašā kvalitātē, gan arī nepilnīgi pārstrādājami (zemākā kvalitātē vai tikai atgūstot enerģiju). Lutrops un Johansone [170] iesaka marķēt katru produktu, marķējumā svītru koda veidā ietverot informāciju par produkta sastāvā esošo materiāla atkārtotu izmantošanu. Arī Eiropuķītes ekomarķējuma kritēriji, piemēram, portatīvajiem un personālajiem datoriem pieprasa materiālu marķēšanu produktos, lai veicinātu materiālu atpazīšanu, tos šķirojot atkritumu fāzē [134, 135]. Oto un Vuds [45] piedāvā vairākas metodes – reģenerācijas pakāpes novērtēšanu, savietojamības analīzi, izjaukšanas vieglumu.

³ Vairākas pakāpes: “neiespējami izjaukt”; “iespējams izjaukt, „destruktīvs, lēns”; “destruktīvs, ātrs”, “nedestruktīvs, lēns”, “nedestruktīvs, ātrs”.

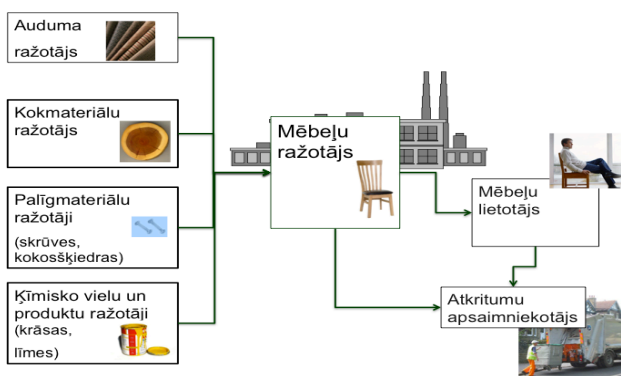
Matjē [173] piedāvā trīs indikatoru sistēmu:

- reģenerēšanas masas indikators WRI (procentuālais pārstrādātā produkta daudzums no kopējā), ir iespējams izšķirt atgūto (angl. *recovered*) no pārstrādātā (angl. *recycled*);
- reģenerēšanas ekonomiskais indikators ERI, ko iegūst, salīdzinot reģenerēšanas izmaksas ar atgūto vērtību;
- reģenerēšanas vides indikators EIRI, ko iegūst, salīdzinot reģenerēšanas izraisīto ietekmi uz vidi un gūto labumu videi, ko iegūst ar dzīves cikla novērtējuma metodēm.

Būtiskākā apskatīto metožu nepilnība ir tā, ka šīs metodes nevērtē reģenerēšanas svarīgumu, tas ir, nesaista to ar pētītā resursa izmantošanas intensitāti salīdzinājumā ar pieejamajiem resursiem Zemes dzīlēs. Metodes vērtē vairākus elementus: materiālu atpazīstamību, savietojamību atkārtotas izmantošanas nodrošināšanai, informāciju par atkārtotas izmantošanas potenciālu, kā arī iespējamību materiālus atdalīt dzīves cikla beigās [44, 170-173], bet neietver ķīmisko vielu ietekmi. Vienīgais izņēmums ir Nisens, kas savā darbā [121] piedāvā trīs neatkarīgus kritērijus: jau apskatīto toksiskuma potenciāla indeksu TPI, pārstrādājamību, enerģijas saturu (ietverto enerģiju), tomēr šie kritēriji tiek skatīti atsevišķi. Šo metožu atziņas izmantotas 2. nodaļā, integrējot ekodizaina metodē atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas paugstināšanai.

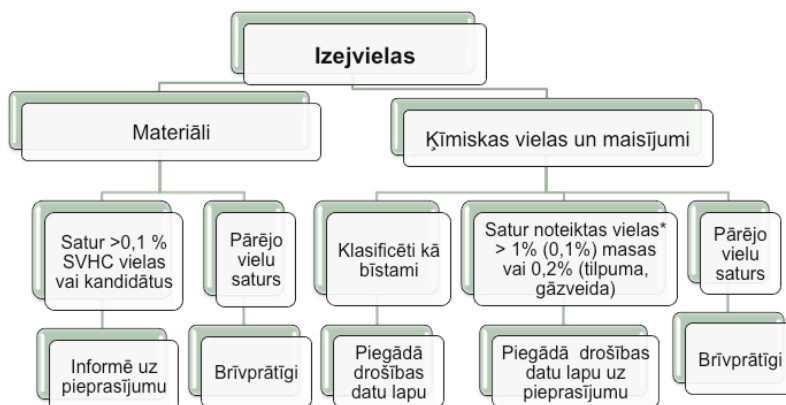
1.4 MATERIĀLU ĶĪMISKAIS SASTĀVS – KAITĪGO VIELU IDENTIFICĒŠANA

Oslo-Parīzes Komisijas Ziemeļjūras aizsardzībai (OSPAR) darba grupa min skaitļus, ka vidē varētu būt 250 000 sintētisku vielu [104]. Ne visām šīm vielām ir nopietni tirdzniecības apjomi. Eiropas Komisija aplēsa, ka tirgū varētu būt ap 30 000 dažādu ķīmisku vielu, kas tiek laistas apriņķī vairāk nekā 1 t/gadā [105]. ES harmonizētajā atsevišķu vielu klasifikācijas sarakstā [125] ir 4139 ieraksti par bīstamām vielām (31.05.2011.), bet ne visas bīstamās vielas ir iekļautas šajā datubāzē. Toksiskas vielas izstrādājumos var nokļūt ikvienā piegādes ķēdes posmā (sk. 1.5. attēlu).



1.5. att. Mēbeļrūpniecības uzņēmuma piegādes ķēde

Par piegādes ķēdi sauc uzņēmumu tīklu, kas saistīti kāda produkta vai pakalpojuma nodrošināšanā. Uzņēmumi piegādes ķēdi izveido, piegādājot produkta tiešajam ražotājam vai pakalpojuma sniedzējam nepieciešamos materiālus (resursus), kā arī utilizējot pārpalikumus un atkritumus. Mūsdienās piegādes ķēžu loma pieaug, jo uzņēmumi specializējas, orientējoties uz ierobežota spektra pakalpojumu sniegšanu vai preču piegādi. Uzņēmumam, kas vēlas ar ekodizaina palīdzību samazināt ķīmisko vielu ietekmi, nepieciešamas zināšanas par to sastāvu produktos. Atkarībā no tā, kurā piegādes ķēdes posmā kaitīgās vielas tiek pievienotas izejmateriāliem vai gatavajiem produktiem, mainīsies arī informācijas iegūšanas stratēģija (sk. 1.6. attēlu).



Noteiktas vielas*: Videi vai cilvēka veselībai bīstamas vielas, PBT (noturīgas, bioakumulatīvas, toksiskas vielas), vPvB (ļoti noturīgas, ļoti bioakumulatīvas vielas), SVHC (īpaši bīstamas vielas, kuru lietošanai nepieciešamas atļaujas) un to kandidātus, vielas, kam noteiktas arodespozīcijas robežvērtības

1.6. att. Informācijas piegāde profesionālam lietotājam (REACH regula, [19])

Atsevišķiem ķīmisko vielu un maisījumu veidiem ir vēl papildus nosacījumi: REACH regula nosaka, ka veselībai vai ūdens videi bīstamām vielām, kas tiek laistas tirgū vairāk nekā 10 tonnas gadā, ražotājam vai importētājam jāizstrādā drošības pārskats ar izmantošanas nosacījumiem, kurus pievieno drošības datu lapai. Biocīdiem un augu aizsardzības līdzekļiem saskaņā ar atbilstošu likumdošanu līdztekus drošības datu lapai jānodod klientam arī lietošanas instrukcija [157, 158]; likums nepieprasa nodot drošības datu lapu neprofesionāliem klientiem, lai gan atsevišķi biocīdi var būt ļoti kaitīgi veselībai vai videi.

Ja produkts ražots Eiropas Savienībā, ķīmiskās vielas risks tiek vērtēts pirms tās izmantošanas, arī pirms varbūtējas iekļaušanas materiāla sastāvā. Prasības neattiecas uz materiāliem, kas ražoti ārpus Eiropas Savienības. Arī informācijas plūsmas ziņā prasības materiāliem (izstrādājumiem), ķīmiskajiem vielām un maisījumiem atšķiras. Tā kā nepastāv likumdošanā nostiprināta prasība informēt materiālu un produktu saņēmējus par bīstamu vielu piemaisījumiem tajos, izņemot, ja sastāvā ir SVHC vielas, tad izejvielu piegādes ķēdē šāda informācija cirkulē tikai izņēmuma gadījumos, un tas ir viens no būtiskiem traucējumiem vides snieguma uzlabošanai ķīmisko vielu ziņā. Šis trūkums ir

minēts arī vairākos literatūras avotos, piem., Braungarts un līdzautori raksturo ekoeftektivitātes trūkumus ķīmiskā piesārņojuma samazināšanai [22].

Par tām ķīmiskajām vielām, kas nokļuvušas izejmateriālos iepriekšējos piegādes ķēdes posmos, un uz kurām neattiecas prasības par SVHC vielām, uzņēmumam ir trīs informācijas iegūšanas iespējas:

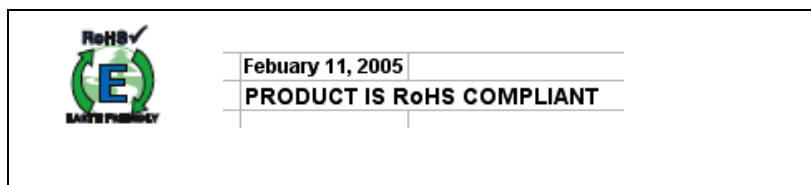
- saņemot informāciju no piegādātāja (materiālu deklarācijas, tehniskās informācijas lapas),
- izmantojot vispārīgus datus no citiem pētījumiem, datubāzēm,
- veicot analīzes.

Praksē visas šīs trīs metodes tiek kombinētas. Visprecīzākā un arī lētākā metode ir informācijas saņemšana no piegādātāja, lai gan pastāv maldināšanas risks, kā arī piegādātājs var atteikties sniegt nepieciešamo informāciju. Materiālu ķīmiskā sastāva analīžu veikšana ir dārga, turklāt tādā veidā var noskaidrot tikai atsevišķu vielu klātbūtni. Visbiežāk šādā veidā pārbauda metālu klātbūtni. Pārbaudīt konkrētu vielu klātbūtni ir ievērojami vienkāršāk, kā visu iespējamo vielu nevēlamo īpašību klātbūtni. Rokasgrāmatās vai datu bāzēs esošā informācija par ķīmisko piemaisījumu sastāvu materiālos ir tikai orientējoša rakstura, jo individuāla materiāla sastāvs atkarīgs no konkrētā ražotāja. Par tām ķīmiskajām vielām, kas nokļūst izstrādājumā ražošanas procesu laikā, uzņēmums var iegūt pilnīgu pārskatu, ieviešot ķīmisko vielu un produktu pārvaldību.

Materiālu deklarāciju veidus un izmantošanu raksturo izpēte par datu nesējiem elektronikas ražotāju uzņēmumos. Direktīvā par bīstamu vielu ierobežojumiem elektroniskajos un elektriskajos produktos (RoHS, 2002/95/EK [149]) noteikts, ka, sākot ar 2006. gada 1. jūliju, jaunajās elektriskajās un elektroniskajās iekārtās noteiktas vielas – svins, dzīvsudrabs, sešvērtīgais hroms, kadmijs, polibrombifenili (PBB) un polibromētie difenilēteri (PBDE) – nedrīkst pārsniegt noteikto robežkoncentrāciju. Direktīva nenosaka specifiskas atbilstības procedūras, sertifikātus vai testēšanas metodes. Praksē visbiežāk lietotais instruments ir materiālu deklarācijas, kuras saņēmējam izsniedz materiālu piegādātājs. Paredzams, ka nākotnē ierobežojamo vielu skaits pieaugs, jo direktīvas 4.3. pants paredz iespēju iekļaut citas vielas, ja būs iegūti pietiekami zinātniski pierādījumi par to radīto kaitējumu. Citu vielu izvērtēšanas process jau ir sācies [174]. Līdzīga direktīva par dažu bīstamu vielu tirgū laišanas un lietošanas ierobežojumiem 30 pastāvēšanas gados ir 28 reizes papildināta: tajā iekļautas jaunas vielas vai pastiprināti esošo vielu ierobežojumi [175]. Nav vienotu standartu, kādām ir jābūt materiālu deklarācijām. Ir dažas organizācijas, kas izstrādā ieteikumus (piemēram, IPC standarti [176] materiālu deklarācijām), bet nav plaši pieņemtas vai likumdošanā nostiprinātas sistēmas, kā, piem., drošības datu lapas par ķīmiskajām vielām un maisījumiem.

Iepazīstoties ar divu dažādu elektronisko un elektrisko iekārtu ražotāju materiālu deklarācijām Latvijā 2008. gadā, kā arī internetā ievietotajām ražotāju deklarācijām var secināt, ka tirgū pastāv liela materiālu deklarāciju dažādība, un var nošķirt trīs pamatgrupas. Vienkāršā materiālu deklarācija ir visbiežāk novērojamais deklarāciju veids, ko izsaka teikums vai simbols "RoHS atbilstošs" (angl. *RoHS compliant*, sk. 1.7. attēlu). Šādas deklarācijas izmantošanai nepieciešams maz vietas, parasti tā ir atsevišķa emblēma vai zīmogs uz tehnisko datu lapas. Vienkāršo deklarāciju lielākais trūkums ir tas, ka papildinoties ierobežoto vielu skaitam, kā arī beidzoties esošo vielu ierobežojumu pārejas

periodiem, nepieciešams pārbaudīt, vai deklarētā atbilstība vēl ir spēkā. Tāpēc ir svarīgi, ka tiek norādīts arī deklarācijas izgatavošanas (vai atjaunošanas) datums.



1.7. att. Vienkāršas deklarācijas piemērs

Retāk izmanto deklarācijas par noteiktu vielu klātbūtni materiālā. Metodiskie ieteikumi uzņēmumiem RoHS direktīvas ieviešanai [177, 178] izšķir:

- vielas, kas tiek regulētas ar likumdošanas palīdzību;
- vielas, kuras likums šobrīd neierobežo, bet par kurām ir zināma nevēlama ietekme uz vidi vai cilvēka veselību vai noteiktas īpašas prasības atkritumu apsaimniekošanas un produkta dzīves cikla beigu fāzē.

2008. gadā Latvijas uzņēmumos savāktajās deklarācijās ražotāji parasti norādījuši vielu sarakstu, paziņojot, ka piegādātais materiāls interesējošās vielas nesatur vai arī to saturs ir zem noteiktā sliekšņa.

Stoffbezeichnung	CAS-Nr.	D/V ¹⁾	Hinweise und ergänzende Regelungen sowie von 0,1 % abweichende Grenzwerte ²⁾	G/A/E ³⁾
Antimontrioxid (Diantimontrioxid)	1309-64-4	D		G
Aromaten in DMSO löslicher Aromatenanteil von Mineralölprodukten		V	2,0 % in Schmierstoffen; Bestimmung nach IP 346	G
Aromaten Gesamtaromatengehalt in Mineralölprodukten		D	10 % in Schmierstoffen und Prüfmedien; Bestimmung nach DIN IEC 60590	G
Aromatische Amine: 4-Aminophenyl oder seine Salze Benzidin oder seine Salze 2-Naphthylamin oder seine Salze 4-Nitrobiphenyl	(92-67-1) (92-87-5) (91-59-8) 92-93-3	V	In Stoffen und Zubereitungen	A
		D	Alle Übrigen	A
Arsen oder seine Verbindungen	(7440-38-2)	V	0,3 % bei folgenden Anwendungen: 1. zum Reinigen in befahrbaren Behältern und anderen engen Räumen	A

1.8. att. Materiālu deklarācija par noteiktu vielu klātbūtni, Latvijas rūpniecības uzņēmuma materiāli (2008)

Sarakstā, ko uzņēmums iesniedzis savam piegādātājam, ir nevēlamās vielas, to identifikācijas kods (CAS Nr.), kā arī konkretizēts šo vielu pieļaujamais saturs.

Materiālu deklarācijas par noteiktu vielu klātbūtni (sk. 1.8. attēlu) sniedz izsmeļošāku informāciju, bet to trūkums ir lielais apjoms (t.i., parasti vielu saraksts), kā arī nepieciešamība vienoties ar piegādātājiem par sarakstā iekļaujamām vielām. Piegādātāji var atteikties izsniegt atbilstību šādam sarakstam, it īpaši, ja uzņēmums, kas to pieprasa, nav svarīgs partneris.

Šādas deklarācijas izmanto uzņēmumi, kas ievieš ekomarķējuma prasības, tikai tādā gadījumā piegādātājam jādeklarē nevis noteikts vielu sastāvs, bet nevēlamās īpašības, kas raksturotas ar bīstamības apzīmējumu: piemēram, lai saņemtu ES ekomarķējumu

personālajiem datoriem, uzņēmumam jānodrošina, ka plastmasas detaļas, kuru masa pārsniedz 25 g, nesatur vielas, kuras klasificētas kā kancerogēnas, mutagēnas, reproduktīvajai veselībai, un ūdens organismiem toksiskas vielas (bīstamības apzīmējumi saskaņā ar direktīvu 67/548/EEK: R45, R46, R60, R61, R50, R50/53, R51/53 [135], apzīmējumu skaidrojumu sk. pielikumā). Lai pierādītu atbilstību, uzņēmumam nepieciešama arī informācija par polimērmateriālu piedevām. Vēl viens veids ir pilnā deklarācija par materiālu sastāvu (sk. 1.9. attēls), kuru detalizācijas pakāpe var atšķirties: piemēram, ir uzskaitīti visi izstrādājumā izmantotie materiāli (metāli, polimēri), bet ne vienmēr tiek uzrādītas piedevas materiāliem (piem., piedevas polimēriem).

Pilnās deklarācijas ne vienmēr domātas atbilstības RoHS direktīvas prasību apliecināšanai. Piemēram, to mērķis var būt norādīt tikai metālu sastāvu, bet RoHS iekļautās organiskās vielas visbiežāk tiek izmantotas kā polimērmateriālu piedevas. Tāpēc, saņemot deklarācijas, uzņēmumam jāpārliciecinās, vai tās ir pietiekami informatīvas un detalizētas. Pilno deklarāciju trūkums ir tāds, ka materiālu ražotājs var atteikties tādas izsniegt, aizbildinoties ar konfidencialitāti, piemēram, par polimēru detaļu piedevām. Lai neatklātu precīzu receptūru, kas ir uzņēmuma konkurētspējas priekšrocība, iespējamais risinājums ir nevis identificēt visas piedevas, bet informēt par izejvielu bīstamajām īpašībām, nosaucot bīstamības apzīmējumus un koncentrācijas intervālu, bet iztiekot bez precīzas izejvielu identifikācijas. Pilnās deklarācijas sniedz vairāk informācijas tādiem uzņēmumiem, kas vēlas ieviest augstākus vides, veselības aizsardzības vai drošības standartus, piemēram, sertificēt savus produktus ar ekomarķējumu vai ieviest citus ekodizaina pasākumus.

Description	Chemicals Present	CAS Number	unit weight(mg)	unit weight/package (%)	Amount (ppm)	RoHS/Lead Status
Silicon Die	#1 Silicon	7440-21-3	54.05	0.62	6 191	
	subtotal		54.05			
Bond wire	#1 Gold	7440-57-5	17.23	0.20	1 973	
	subtotal		17.23			
Mold compound	#1 Silica (fused)	60676-86-0	2 351.92	26.94	269 394	
	#2 Epoxy resin		252.00	2.89	28 864	
	#4 Phenolic resin		126.00	1.44	14 432	
	#5 Metal Hydroxide		56.00	0.64	6 414	
	#6 Carbon Black	1333-86-4	14.00	0.16	1 604	
	subtotal			2 799.90		
Substrate	#1 Copper	7440-50-8	704.87	8.07	80 738	
	#2 Triazol		321.09	3.68	36 778	
	#3 Bisphenol	25068-38-6	268.47	3.08	30 751	
	#4 Silica	14808-60-7	188.00	2.15	21 534	
	#5 Acrylic		164.88	1.89	18 886	

1.9. att. Pilna materiālu sastāva deklarācija

Eiropas Komisija nenoteic, kādā veidā demonstrēt atbilstību RoHS direktīvai, bet ļauj to regulēt pašām dalībvalstīm [179]. Dalībvalstu kompetentās institūcijas diskusiju rezultātā vienojušās par kopīgu nostāju, norādot, ka materiālu deklarācijas būs vissvarīgākais līdzeklis atbilstības pierādīšanai, un ka testēšana ir tikai pēdējais līdzeklis: “Analīzes (kas var arī destruktīvi iedarboties uz pārbaudāmo materiālu vai arī to neizmainīt), lai pārbaudītu atbilstību RoHS direktīvas prasībām, parasti jāuzskata par pēdējo līdzekli” [180]. Tomēr piegādātāju iesniegto materiālu deklarāciju kvalitāte ir svarīgs kritērijs, lai izņemtu par testu nepieciešamību, līdz ar to pašam uzņēmumam jāizveido iekšējās kvalitātes kontroles procedūras.

Apskatītie piemēri ilustrē, ka tirgū pastāv dažādas deklarācijas ar atšķirīgu detalizācijas pakāpi, jo nav plaši pieņemtu vai likumdošanas diktētu standartu. Tas nozīmē, ka ikkatram uzņēmumam jānovērtē, vai piegādātāju izsniegtās materiālu deklarācijas ir

pietiekamas atbilstības deklarēšanai un citiem mērķiem. ES dalībvalstu inspekcijas, analizējot drošības datu lapu pārbaudes rezultātus, secinājušas, ka vairums no tām ir kļūdainas, bet 10–23% gadījumu tajās ir nopietnas kļūdas [181]. Par materiālu deklarācijām šāds pētījums nav zināms, bet nav pamata uzskatīt, ka situācija varētu būt labāka. Ja pamatinformāciju par materiāliem nodrošina ražotāja izsniegtā pavadinformācija, aktuāls kļūst jautājums par šīs informācijas pārbaudi, kas ir būtisks aspekts ekodizaina procesā.

1.5 KOPSAVILKUMS PAR LITERATŪRAS APSKATU

- Daļa ekodizaina stratēģiju kā vienu no mērķiem nosaka ķīmiskās bīstamības samazināšanu un izvairīšanos no toksiskām vielām, bet nenorāda ceļu, kā to veikt, atstājot izvēli ekspertu ziņā, vai arī radot nepieciešamību izmantot citas metodes. Ķīmisko risku apzināšanu un novēršanu ievērojami traucē informācijas trūkums piegādes ķēdē. Kopumā esošās ekodizaina metodes nepilnīgi nodrošina ķīmisko vielu nevēlamās ietekmes uz vidi un patērētāju mazināšanu, it īpaši, produkta lietošanas fāzē. Vispilnīgākā pieeja pašlaik ir ekomarķējuma izmantošanai, diemžēl ekomarķējuma kritēriji nav pieejami visām produktu grupām. Ekodizaina metodei vajadzētu dot kritērijus par vielas kaitīgumu atkarībā no bīstamajām īpašībām, daudzuma, lietošanas veida, un kritērijiem jāizmanto tāda informācija, kas ir pieejama produktu ražotājam.
- Strauji aug vienkāršotu dzīves cikla novērtējuma rīku skaits, kas ļauj efektīvi novērtēt daudzus aspektus pašā produkta izstrādes procesā, bet metodoloģisko nepilnību un datu trūkuma dēļ atstāj novārtā ķīmisko vielu aspektu: plaši izmantotie dzīves cikla ietekmes novērtēšanas raksturošanas indikatori pieejami tikai nelielam vielu skaitam, un tas stipri ierobežo šo metožu izmantošanu ķīmiskās ietekmes novērtēšanai. Tāpēc ekodizaina procesā detalizēta dzīves cikla novērtēšanas metode ir izmantojama galvenokārt kā pilnveidotā dizaina metode, novērtējot esošos produktus un izsakot priekšlikumus pilnveidei, dzīves cikla novērtējuma atzinumus pārvēršot vienkāršotās vadlīnijās jaunu produktu izstrādei, bet ķīmiskās ietekmes novērtēšanai izmantojot prioritizēšanas vai riska novērtēšanas metodes.
- Likumdošana attiecībā uz produktiem regulē tikai nelielu daļu ķīmisko vielu, kuras varētu būt ražošanā izmantoto materiālu un produktu sastāvā. REACH procesā jaunu vielu iekļaušana īpaši bīstamu vielu sarakstā notiek pakāpeniski, un licencēšanas procedūra ietver tikai 1. kategorijas kancerogēnas vielas, lai gan arī 2. kategorijas vielām ir potenciāli tādas pašas nevēlamas īpašības, bet mazāks pierādījumu līmenis, tāpēc atbilstoši piesardzības principam tādu vielu izmantošanu vajadzētu ierobežot, kamēr eksperimentāli nav pierādīts pretējais.
- Progresīvāka pieeja gan likumdošanā, gan ekodizainā ir orientēšanās nevis tikai uz atsevišķām vielām, bet uz nevēlamajām vielu fizikālajām un ķīmiskajām pašībām, lai nepieļautu situāciju, ka viena kaitīgā viela ekodizaina procesā tiek aizvietota ar citu tikpat kaitīgu vielu, kas vēl nav iekļauta nevēlamo vielu sarakstā.
- Lai identificētu vielas, kuru klātbūtne izstrādājumos ir pārtraucama, galvenais rīks ir riska saziņa piegādes ķēdē drošības datu lapu un materiālu deklarāciju veidā,

izmantojot GHS klasifikāciju nevēlamo vielu atpazīšanai. Materiālu deklarāciju izsniegšana par izstrādājumiem (produktiem un materiāliem), kas nesatur īpaši bīstamas (SVHC) vielas un to kandidātus vairāk nekā 0,1%, ir brīvprātīga izvēle, likumdošana neparedz tiesības šādu informāciju saņemt, bet arī neierobežo.

- Riska novērtēšanas eksperti atzīst, ka vienkāršotas prioritizēšanas tipa metodes ir ieteicamas riskanto vielu un izmantošanas veidu identificēšanai. Starp literatūrā apskatītajiem ekodizaina instrumentiem nebija atrodama prioritizēšanas tipa metode, kas, definējot skaidrus toksiskuma kritērijus, izvērtētu arī iedarbības veidus un produkta dzīves ciklu.
- Lai novērstu iepriekš minēto ekodizaina metožu trūkumus – nepilnīga kaitīgāko ķīmisko vielu identificēšana un iedarbības novērtēšana, vēlamai ekodizaina metodei jābūt piemērotai produktu izstrādes prasībām, izmantojot produkta izstrādes brīdī iespējamo informācijas līmeni, tai pašā laikā nodrošinot zinātniskā ķīmiskā riska novērtējuma principu (bīstamības un iedarbības novērtējuma) ievērošanu. Metodei jāietver maksimāli liels iespējamo vielu skaits. Tā kā galvenie informācijas avoti ir izejvielu piegādes uzņēmumu sniegtā dokumentācija, informācijas ticamības pārbaude ir ļoti svarīgs elements.
- Izvirzītā hipotēze turpmākam darbam: ir iespējama ekodizaina metode, kas izmanto ierobežotu informācijas daudzumu, un balstās uz ķīmiskā riska novērtēšanas zinātniskajiem pamatiem.

2. EKODIZAINA METODES IZVEIDEI UN APROBĀCIJAI IZMANTOTĀS METODES

Lai novērstu literatūras apskatā identificētās nepilnības produktu ķīmiskās ietekmes samazināšanā (nepilnīga kaitīgo piedevu identificēšana materiālos, nepilnīga ķīmiskās iedarbības raksturojuma izvērtēšana, informācijas trūkums izejvielu un produktu piegādes ķēdē par produktu un materiālu sastāvā esošām ķīmiskām piedevām), promocijas darba uzdevums bija izstrādāt ekodizaina metodi. Otrajā daļā aprakstīta promocijas darbā izstrādātās ekodizaina metodes izveidei un aprobācijai izmantotās metodes. Kā ekodizaina metodes uzdevums tika formulēts ķīmisko vielu ietekmes mazināšana uz vidi un cilvēka veselību produkta izmantošanas laikā, un materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes veicināšana ekodizaina procesā. Materiālu izmantošana un pārstrāde iekļauta tāpēc, ka novērtējot materiālu ietekmi uz vidi un veselību, ir lietderīgi vienlaikus skatīt resursu noplicināšanas un toksisko piemaisījumu klātbūtnes jautājumus, jo lielākā daļa informācijas ir iegūstama ķīmikāliju un materiālu piegādes ķēdē, sadarbojoties ar piegādātājiem un izstrādājumu lietotājiem – klientiem. Ķīmiskie piemaisījumi ietekmē materiālu pārstrādes iespējas. Ekodizaina metodē tika iekļauti vairāki elementi:

- 1) kritēriju sistēmas materiālu vērtēšanai un problēmu apzināšanai (sk. 2.1 nodaļu),
- 2) informācijas verifikācijas shēma nepieciešamās informācijas pārbaudei (sk. 2.2. nodaļu),
- 3) algoritma ekodizaina priekšlikumu ģenerēšanai un apsvēršanai.

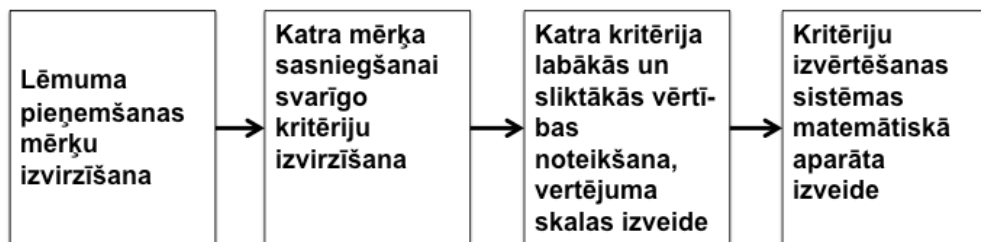
Izstrādātās ekodizaina metodes aprobācijai veikta vairāku produktu praktiska izpēte, izmantojot produktu dzīves cikla inventarizāciju, kā arī ķīmiskās analīzes un biotestēšanas metodes (sk. 2.2. nodaļu). Slēdzieni par būtiskām ietekmēm un ekodizaina priekšlikumi, kas iegūti ar darbā izstrādāto ekodizaina metodi, salīdzināti ar priekšlikumiem, kas iegūti, veicot produkta dzīves cikla novērtējumu un izstrādājot priekšlikumus identificēto problēmu mazināšanai (sk. 2.3. nodaļu).

2.1. EKODIZAINA METODES IZVEIDE, IZMANTOJOT DAUDZKRITĒRIJU LĒMUMU PIEŅEMŠANAS UN ZINĀTNISKĀ ĶĪMISKĀ RISKA NOVĒRŠANAS PRINCIPUS

Ekodizaina metodes elements – kritēriju sistēma sistēma veidota kā sījāšanas un prioritizēšanas veida metode, kas balstīta uz Eiropas Komisijas izstrādāto detālo riska novērtēšanas metožu atziņām [59, 60] un ietver gan bīstamības, gan iedarbības novērtējumu. Izstrādājot kritēriju sistēmu, kas nepieciešama materiālu vērtēšanai un problēmu identificēšanai, tika izmantota daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metodēm raksturīgā sistemātiskā pieeja, kuru raksturo vairāki elementi [182] (sk. 2.1. attēlu).

Materiālu vērtēšanas kritēriju sistēmas izveidei formulēti trīs mērķi (sk. 2.1. tabulu) atbilstoši formulētajam kritēriju sistēmas uzdevumam: ķīmisko vielu ietekmes uz vidi un cilvēku veselību mazināšanas un materiālu atkārtotas izmantošanas veicināšana,

projektējot jaunus produktus. Tālāk atlasīti 18 kritēriji mērķu sasniegšanai, balstoties uz literatūras analīzi par būtiskiem faktoriem. Lai raksturotu katru kritēriju, tie tika sadalīti četrās ietekmes pakāpēs no labākā scenārija līdz vissliktākajam, izmantojot zinātniskās literatūras analīzi, un balstoties uz metodes izstrādātāju praktisko pieredzi par datu pieejamību materiālu piegādes ķēdē (t. i., no piegādātājiem saņemtā informācija) un uzņēmumā (detālāk izklāstīts 2.1.2, 2.1.3, 2.1.4. nodaļās)



2.1. att. Daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metodes izveides shēma

Atbilstoši ķīmiskā riska novēršanas principiem, ķīmiskās vielas toksisko ietekmi nosaka divi faktori: 1) ķīmiskajai vielai piemītošajām bīstamās īpašības (bīstamības) un 2) ķīmiskās vielas iedarbības uz apdraudēto objektu, kuru nosaka vielas daudzums, izmantošanas apstākļi, apdraudētais objekts [59, 60] (sk. 1.1.2. nodaļu). Ekodizaina metodes izstrādāšanai tika pieņemts, ka materiālu toksisko ietekmi produkta lietošanas un materiāla reģenerācijas laikā nosaka tā sastāvā esošās ķīmiskās vielas bīstamās īpašības un koncentrācija (bīstamība), bet iedarbību nosaka tas, cik lielā mērā viela izdalās no materiāla, materiāla daudzums un izmantošanas apstākļi, kā arī apdraudētie objekti (sk. 2.1. tabulu).

Bīstamības raksturošanai tika izvirzīti šādi kritēriji: HT_0 , kas raksturo bīstamību cilvēka veselībai, un ET_0 , kas raksturo materiāla bīstamību videi atkarībā no sastāvā esošo vielu bīstamajām īpašībām un koncentrācijas. Iedarbību raksturojošie kritēriji veidoti, paredzot scenārijus, kā vielas var izdalīties, kādi faktori var veicināt izdalīšanos un vai tās nonāk saskarē ar objektiem, ko tās apdraud. Izvērstāk kritēriju izvēle un skaitlisko vērtību piešķiršana aprakstīta 2.1.2. nodaļā. Iedarbības raksturošanai izvirzīti šādi kritēriji: $HT_1 - HT_5$ raksturo iedarbību uz cilvēku, bet $ET_1 - ET_4$ raksturo iedarbību uz vidi (sk. 2.1.3. nodaļu).

Attiecībā uz abiotisko resursu noplicināšanu R_0 raksturo pārstrādes svarīgumu, kas balstās uz abiotisko resursu noplicināšanas references faktoru saskaņā ar DCIN metodi CML-2002 [110]. Šī metode ietver resursa noplicināšanas intensitāti salīdzinājumā ar pieejamajām rezervēm. Pārējie kritēriji R_{1-6} raksturo dizaina un dzīves cikla beigu scenārija ietekmi uz materiāla reģenerācijas iespējām (izvērstāku skaidrojumu sk. 2.1.3 nodaļā). Tādējādi saskaņā ar kritēriju sistēmu priekšroka ir dodama tādu materiālu izmantošanai, kas iegūti no atjaunojamiem resursiem, kā arī metodes izmantošana veicina principa “no šūpuļa līdz šūpulim” ieviešanu neatjaunojamiem resursiem, veicinot izlietoto materiālu pēc produkta dzīves cikla beigām atgriešanos materiālu apritē. Princips no “šūpuļa līdz šūpulim” nozīmē slēgtu materiālu aprites cikla izveidi, kad materiāli no produkta tā dzīves cikla beigās tiek pilnībā atgūti, nezaudējot to kvalitāti, un izmantoti citu produktu radīšanai.

2.1. tabula

Pārskats par ekodizaina instrumenta kritēriju sistēmu materiālu vērtēšanai

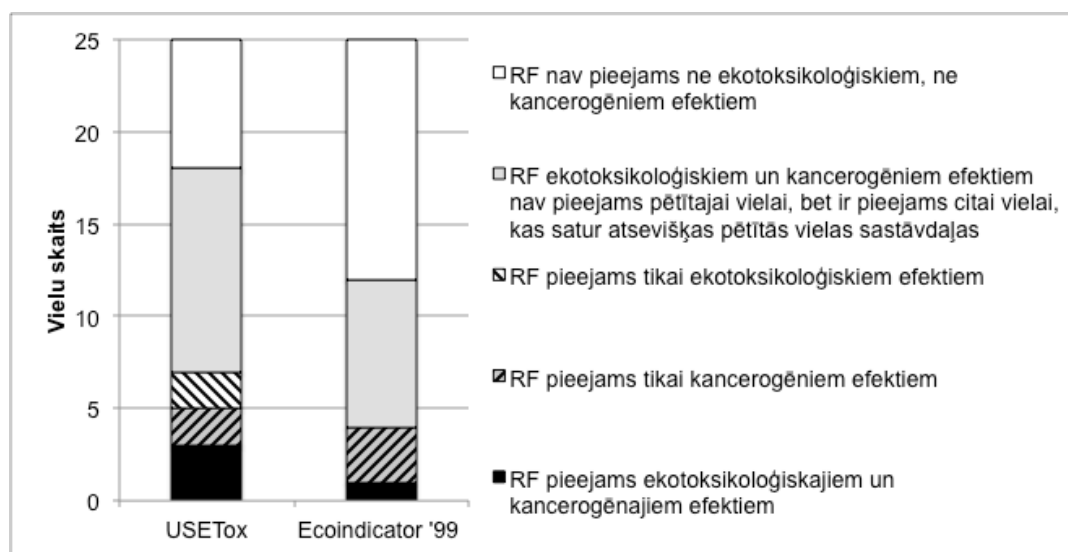
Mērķis	Kritēriju grupa	Kritērijs
Samazi nāt no produktiem emitēto bīstamo vielu ietekmi uz cilveka veselību, HT _x	Bīstamību raksturojošie kritēriji	Veselībai hroniski toksisko vielu identifikācija, HT₀ Vielas piesaisti materiāla matricai ietekmējošie faktori, HT ₁ Materiāla virsmas lielums produktā, HT ₂ Gaisa apmaiņa telpā, HT ₃ Materiāla saskare ar cilvēka ādu, HT ₄ Lietotāju tips, HT ₅
	Ķīmisko vielu iedarbību raksturojošie kritēriji	
Samazi nāt no produktiem emitēto bīstamo vielu ietekmi uz apkārtējo vidi, ET _x	Bīstamību raksturojošie kritēriji	Ūdens videi toksisko vielu identifikācija, ET₀ Vielas piesaisti materiāla matricai ietekmējošie faktori, ET ₁ Materiāla virsmas lielums produktā, ET ₂ Materiāla saskarsme ar ūdeni produkta izmantošanas laikā, ET ₃ Piemaisījumu ietekme uz vidi dzīves cikla beigās, ET ₄
	Ķīmisko vielu iedarbību raksturojošie kritēriji	
Abiotis ko resursu noplicināšanas samazināšana, R _x	Pārstrādes svarīgumu raksturojošie kritēriji	Resursu izsīkšanas svars, R₀ Reģenerācijas kvalitāte, R ₁ Dizains (šķirošanas robežas), R ₂ Materiāla atpazīstamība, R ₃ Virsmas apstrāde, R ₄ Piemaisījumu ietekme uz reģenerēšanas iespējamību dzīves cikla beigās, R ₅ Dzīves cikla beigu scenārijs, R ₆
	Materiālu īpašību, produkta dizaina, dzīves ciklu raksturojošie kritēriji	

2.1.1. BĪSTAMĪBU RAKSTUROJOŠO KRITĒRIJU IZVĒLE

Literatūras apskats liecina par divu izplatītu paņēmieni izmantošanu ķīmiskās bīstamības noteikšanai ekodizaina procesā – tie ir 1) dzīves cikla ietekmes novērtējuma raksturošanas faktori un 2) ķīmisko vielu klasificēšanas sistēma. Dzīves cikla ietekmes raksturošanas faktori daļēji ietver arī ekspozīcijas novērtējumu. Lai salīdzinātu abu paņēmieni efektivitāti nevēlamu vielu identificēšanā, tika formulēts eksperimentāls ekodizaina uzdevums: nepieļaut kancerogēnu un vienlaikus ūdens videi hroniski toksisku vielu saturu materiālos vairāk par 0,1 % materiāla masas. Minētā uzdevuma mērķis bija mazināt patērētāju saskarsmi ar kancerogēnām vielām produkta izmantošanas laikā, kā arī visā produkta dzīves ciklā novērst tādu vielu nokļūšanu ūdenstilpēs, apdraudot tur mītošos dzīvus organismus un cilvēkus, kas izmanto šīs ūdenstilpes. Tā kā vairumam kancerogēnu vielu nav iespējams noteikt drošu beziedarbības koncentrāciju [59], tas nozīmē, ka to nevēlamā ietekme sākas jau ļoti niecīgos apjomos. Tāpēc atteikšanās no šādu vielu izmantošanas pat nelielos apjomos atbilstu vides politikas piesardzības principam.

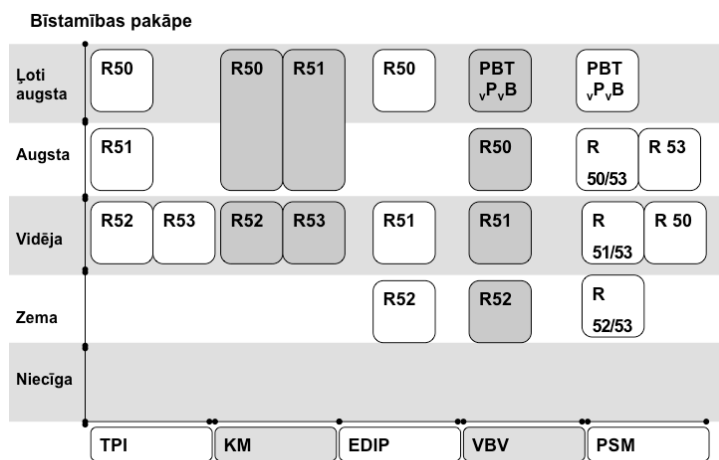
Vielu apzināšanai Eiropas Savienības vielu datubāzē ar harmonizētu klasifikāciju [125] tika identificēta 261 viela, kas klasificēta kā kancerogēna (H350, H353) un hroniski toksiska ūdens videi (H410, H411, H412, H413, apzīmējumu skaidrojumu sk. pielikumā). Turpmākai analīzei atlasītas 25 vielas ar nejaušo skaitļu ģeneratoru, kas ir atzīta metode pētnieciskā uzdevuma sašaurināšanai [183]. Tālāk tika pārbaudīta ietekmes uz vidi

raksturošanas faktoru pieejamība atbilstoši divām bieži lietotām dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metodēm – Ecoindicator'99 un USETox. Ecoindicator'99 [108] metode izvēlēta, jo šī metode izveidota ekodizaina vajadzībām un bieži tiek izmantota ekodizaina procesā [85, 86, 87, 116, 117, 118, 120]. USETox [106] ir jauna metode un aptver vislielāko vielu skaitu salīdzinājumā ar citām metodēm. Atbilstoši veiktajai analīzei (sk. 2.2. attēlu) tikai nelielai daļai apskatīto vielu ir izstrādāti raksturošanas faktori, lai gan vielas ir klasificētas kā videi un cilvēka veselībai hroniski toksiskas, līdz ar to šīs metodes nevar būt pamata instruments toksiskās ietekmes samazināšanai ekodizaina procesā, jo ar ķīmiskās klasificēšanas sistēmas palīdzību ir iespējams apzināt lielāku nevēlamo vielu skaitu.



2.2. att. Ietekmes uz vidi raksturošanas faktoru (RF) pieejamība 25 ar nejaušo skaitļu ģeneratoru atlasītām vielām, kas klasificētas kā kancerogēnas un ūdens videi hroniski toksiskas un par kurām ieraksti iekļauti Eiropas Savienības harmonizētās klasifikācijas sarakstā [125]

Tāpēc bīstamības identificēšanai un raksturošanai tika izvēlēti ANO izstrādātās Globāli harmonizētās ķīmisko vielu klasifikācijas sistēmas kodi, kas ir spēkā Eiropas Savienībā [62] un izmantoti Eiropas Savienības harmonizētās klasifikācijas sarakstā. Lai izveidotu ķīmiskās bīstamības vērtējumu, tika analizētas vairākas metodes, kas paredzētas rūpniecisko procesu un produktu vērtēšanai (sk. 2.3. un 2.4. attēlu).



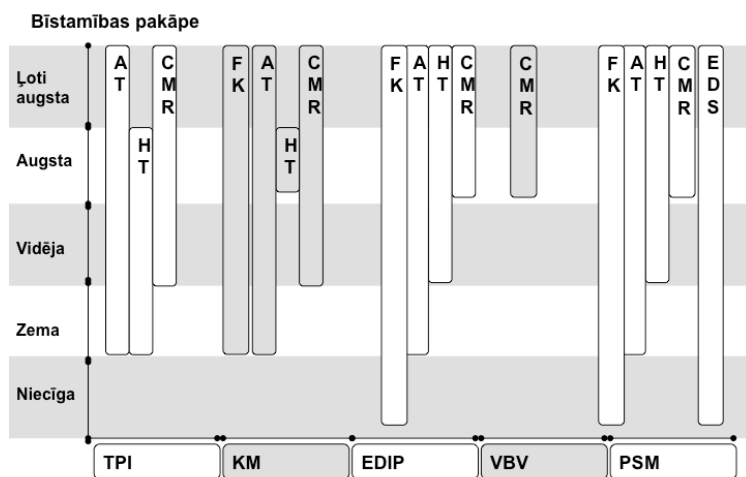
TPI – toksiskā potenciāla indikators [121]
 KM – kolonnu modelis [122]
 EDIP – EDIP sijāšanas metode [113]
 VBVB – videi bīstamas vielas [123, 124]
 PSM – polimēru klasificēšanas sistēma [64]

Sijāšanas metodes (tikai toksiskums ūdens videi)

2.3. att. Literatūrā aprakstīto ķīmikāliju potenciālā kaitējuma novērtēšanas sijāšanas metožu ekotoksiskuma kritēriji ķīmikāliju izmantošanai rūpnieciskajos procesos un produktos

Bīstamības apzīmējumu skaidrojumu skatīt darba pielikumā.

Katrā no apskatītajām metodēm vielu bīstamība tiek vērtēta atšķirīgi. Liela uzmanība pievērsta akūtajai bīstamībai – tas ir nepieciešams ķīmikāliju novērtēšanai rūpnieciskajos procesos, bet mazāk nozīmīgi materiālu produktu (izstrādājumu) novērtēšanas gadījumā, jo ir maza varbūtība, ka šo vielu koncentrācija materiālā ir tik liela, ka var izraisīt akūtu saindēšanos.



TPI – toksiskā potenciāla indikators [121]
 KM – kolonnu modelis [122]
 VBVB – videi bīstamas vielas [123, 124]
 EDIP – EDIP sijāšanas metode [113]
 PSM – polimēru klasificēšanas sistēma [64]
 FK – fizikāli ķīmiskā bīstamība
 AT – akūti toksiskā bīstamība veselībai
 HT – hroniski toksiskā bīstamība veselībai
 CMR – kancerogēnas, mutagēnas, reproduktīvajai veselībai toksiskas vielas
 EDS – endokrīno sistēmu noārdošas vielas

Sijāšanas metodes (toksiskums cilvēka veselībai)

2.4. att. Literatūrā aprakstīto ķīmikāliju potenciālā kaitējuma novērtēšanas sijāšanas metožu toksiskuma cilvēka veselībai kritēriji ķīmikāliju izmantošanai rūpnieciskajos procesos un produktos

Dažas 2.3. un 2.4. attēlā apkopotās metodes ir paredzētas rūpnieciskajiem procesiem, tāpēc materiālu vērtēšanai produktos bez pielāgošanas nav izmantojamas. Trīs no apskatītajām metodēm – EDIP, PSM (polimēru klasificēšanas sistēma) un TPI – paredzētas tieši vielu novērtēšanai produktos. Tikai viena no šīm metodēm – PSM (polimēru klasificēšanas sistēma) – balstās uz jauno GHS klasifikāciju un iekļauj vides pētnieku uzmanības centrā nokļuvušu ķīmisko vielu problemātisko īpašību: endokrīno traucējumu izraisīšanu. EDS vielām patlaban nav atsevišķa galapunkta GHS klasifikācijā. PSM (polimēru klasificēšanas sistēma) ir visjaunākā metode, tomēr nav tieši piemērojama produktu vērtēšanai, jo ietver tikai polimēru monomērus, neņemot vērā polimēru piedevas un arī izmantošanas veidu produktos. Kā redzams, apskatītās metodes atšķirīgi vērtē bīstamo ietekmi, kas, iespējams, saistīts ar metodei izvirzītajiem uzdevumiem, kā arī izstrādātāju subjektīvajām prioritātēm bīstamo īpašību vērtēšanā. Rūpniecisko procesu vērtēšanai paredzētās metodes augstu ietekmi piešķir atsevišķām fizikāli ķīmiskajām (sk. 2.4. attēlā FK) bīstamībām, piemēram, sprādzienbīstamībai.

Visas metodes piešķir augstu ietekmes pakāpi hroniskai ietekmei, kas izpaužas jau nelielā koncentrācijā, proti, kancerogēnai, mutagēnai un reprotoksiskai ietekmei. Dažas apskatītās jau ir novecojušas, jo atsaucas uz iepriekšējo, tikai daļēji spēkā esošo Eiropas klasifikācijas sistēmu saskaņā ar Direktīvu 67/548/EEK [63], kas tiek nomainīta ar Globāli harmonizēto sistēmu [24], turklāt piedāvā atšķirīgu bīstamo īpašību novērtējumu.

Skaidrus kritērijus bīstamo īpašību vērtēšanai piedāvā REACH regula [19], kas, definējot īpaši bīstamas vielas, nosaka šādus kritērijus (57. pants):

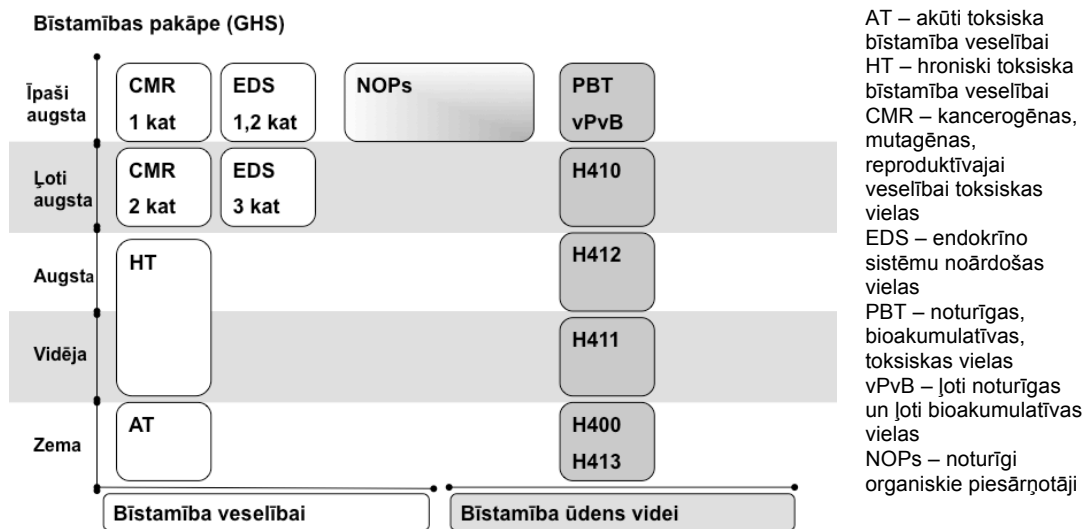
- 1) 1. kategorijas kancerogēnas vai mutagēnas, vai reproduktīvai funkcijai toksiskas vielas (klasifikācija atbilstoši GHS [24])⁴,
- 2) vielas, kas ir noturīgas, bioakumulatīvas⁵ un toksiskas vai arī ļoti noturīgas un ļoti bioakumulatīvas saskaņā ar REACH regulas konkrētizētajiem kritērijiem;
- 3) vielas, kuras neatbilst iepriekš minētajiem kritērijiem, bet par kurām ir zinātniskas liecības, ka tās izraisa nopietnas bažas to īpašību dēļ, piemēram, vielas, kas kaitē endokrīnās sistēmas darbībai.

Darbā izstrādātajā materiālu vērtēšanas kritēriju sistēmā izmantotie toksiskuma kritēriji HT₀ un ET₀ izveidoti, kritiski izvērtējot iepriekš apskatīto metožu veikumu un balstoties uz likumdošanas sistēmu (REACH īpašas bīstamības vielas – SVHC) un ekomarķējuma kritēriju (ES Ekopuķītes) piemēru, sagrupējot bīstamās īpašības (sk. 2.5. attēlu) un koncentrācijas materiālā, uzskatot, ka visbīstamākās ir vielas ar pierādītām kancerogēnām, mutagēnām, reprotoksiskām īpašībām, kā arī endokrīnos traucējumus

⁴ Dažādu kategoriju kancerogēnas, mutagēnas, reprotoksiskas vielas atšķiras nevis ar bīstamību, bet pierādījumu līmeni: 1. un 2. kategorijas vielu (atbilstoši 67/548/EEK [63]) gadījumā ir vispārliciecināmie pierādījumi, 3. kategorijas vielu gadījumā tik pārliciecināmu pierādījumu, piemēram, par kancerogenitāti cilvēkam, nav, bet ir vērā ņemamas aizdomas. GHS [24] sistēmā ir citas kategorijas: 1A (agrākajā sistēmā 67/548/EEK – 1. kategorija), 1B (agrākajā sistēmā 2. kategorija) un 2. kategorija (agrākajā sistēmā 3. kategorija).

⁵ Bioakumulatīvas vielas – tādas, kuru koncentrācijas parības ķēdē pieaug, pārejot no neorganiskās vides dzīvajos organismos un tālāk augstākos tofiskajos līmeņos.

izraisošām īpašībām.



2.5. att. Jaunajai ekodizaina metodei izveidotais ķīmisko vielu bīstamo īpašību iedalījums grupās materiālu vērtēšanas kritēriju HT₀ un ET₀ izstrādei Bīstamības apzīmējumu skaidrojumus skatīt darba pielikumā.

Tā kā EDS, PBT un vPvB, NOP vielām nav atsevišķas bīstamības klasifikācijas, tad materiālu vērtēšanas kritēriju sistēmā tās iekļautas kā papildu klases GHS klasifikācijai. Diskutējams ir jautājums, vai EDS vielas uzskatāmas par tikpat bīstamām kā CMR vielas. EDS vielām uzmanība pievērsta salīdzinoši nesen, līdz ar to tās ir mazāk izpētītas nekā CMR vielas, tāpēc, ievērojot piesardzības principu, šeit piedāvātajā ekodizaina metodē EDS vielas tiek vērtētas ar to pašu bīstamības pakāpi kā CMR, analogi REACH regulas 57. pantam, kas nosaka īpaši bīstamu vielu kritērijus. Akūti toksiskas vielas vērtētas kā mazāk bīstamas, jo parasti vielu koncentrācija materiālos un izdalīšanās ir zem drošā beziedarbības sliekšņa akūtajiem efektiem.

Veselībai hroniski toksisko vielu identifikācijas kritērija HT₀ noteikšanai bīstamību saista ar vielas koncentrāciju materiālā, kā arī veidu, kādā viela ir nonākusi materiāla sastāvā, – nokļuvusi tajā (uz tā virsmas) kopā ar apstrādes ķīmikālijām vai arī ir piemaisījums pārstrādāta materiāla sastāvā. Mazāk bīstamajām īpašībām un zemākai koncentrācijai vērtējums ir zemāks (1), un pieaug divos virzienos – pieaugot koncentrācijai un īpašības bīstamībai (sk. piemēru 2.6. attēlā). Kopsavilkumu par kritēriju tabulām skatīt 3. nodaļā.

Bīstamības raksturojums	Kritērija vērtība atkarībā no koncentrācijas materiālā, masas %		
	> 0,1	> 1	> 10
Cita veida bīstamība veselībai	1	1	2
Sensibilizējošs (āda), 2. kat. STOST	1	2	3
Sensibilizējošs (ieelpojot), 1. kat. STOST	2	3	4
3. kat. EDS, 2. kat. CMR	3	4	4
Īpašas bažas izraisošas vielas un to kandidāti, 1.un 2. kat EDS, 1. kat. CMR	4	4	4

Pieaug īpašības bīstamības rangs

Pieaug koncentrācija

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1	Vidēja – 2	Augsta – 3	Ļoti augsta – 4
----------	------------	------------	-----------------

2.6. att. Kritērija HT₀ vērtības: veselībai toksisko vielu, kas ietilpst materiālu sastāvā (to skaitā brīvie monomēri polimērā), identifikācija

Sensibilizējošas vielas - vielas, kas, nokļūstot cilvēka organismā, padara to īpaši jūtīgu pret šo un citām vielām, izsaucot alerģijas,

STOST - specifisks mērķa orgānu sistēmisks toksiskums,

EDS - endokrīno sistēmu ārdošās vielas,

CMR - kancerogēnas, mutagēnas, reproduktīvajai sistēmai toksiskas vielas.

Zemākā koncentrācija, no kuras sāk skatīt piemaisījumu klātbūtni 0,1% (masas), aizgūta no REACH regulas 33. panta, kurā noteikts, ka piegādātājam pēc klienta pieprasījuma jāizsniedz informācija par īpašas bažas raisošo vielu saturu, ja tas pārsniedz 0,1% (masas). Nākamie koncentrācijas soļi, kas paaugstina bīstamību par vienu vienību, ir 1% un 10%, analogi kā GHS klasifikācijā maisījumiem. Gadījumos, kad precīza koncentrācija materiālā nav nosakāma, jo viela bijusi apstrādes ķīmikālijās un izveidojusies piesaiste materiāla matricai nav zināma, vērtējums balstās uz vielas koncentrāciju apstrādes ķīmikālijās, uzskatot, ka ietekme ir par vienu pakāpi zemāka nekā gadījumā, ja viela materiālā ir attiecīgajā koncentrācijā. Katra viela materiālā jāvērtē atsevišķi. Ja vielai ir vairākas bīstamas īpašības, kritērija vērtība atbilst bīstamākajai.

Analogi, kā HT₀ gadījumā, apvienojot bīstamo īpašību gradāciju ar vielas koncentrāciju materiālā, tiek iegūts galējais vērtējums ET₀ (videi toksisko vielu identifikācija). Pārstrādātu materiālu gadījumā, ja ķīmiskās vielas nokļuvušas materiālā tā ieguves procesā, koncentrācijas robežas ņemtas no Eiropas Savienības ekomarķējuma prasībām datoriem un mēbelēm (sk. 1. nodaļu).

2.1.2. ĶĪMISKO IEDARBĪBU RAKSTUROJOŠO KRITĒRIJU IZVEIDE

Ķīmisko vielu iedarbību jeb ekspozīciju nosaka vielas daudzums produktā, tā saistība ar produkta matricu, vielas izkliede iekšstelpās un apkārtējā vidē. Vielas izkliede vidē ir viens no sarežģītākajiem aspektiem riska novērtēšanā, jo tā ir atkarīga no daudziem parametriem, un to aprēķina, izmantojot detalizētus izklijes modeļus. Aprēķiniem nepieciešami dati par ķīmisko vielu īpašībām, vielas izmantošanas apjomiem konkrētajā produktu veidā nacionālā, reģionālā un globālā līmenī un par vides īpašībām. Lielais nepieciešamo datu apjoms ir viens no iemesliem, kāpēc dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metodēs ir tik maz raksturošanas indikatoru ķīmisko vielu ekotoksisko un veselībai toksisko vielu novērtēšanai. Tāpēc parametru grupa, kas raksturo vielas izklijedi vidē atkarībā no vides īpašībām, ekodizaina metodē netika izmantota.

Lai atlasītu svarīgākos aspektus, kas ietekmē produkta sastāvā esošo ķīmisko vielu iedarbību uz vidi un patērētāju, darbā izmantoti esošo iedarbības modeļu pamatprincipi [67, 184]. Lai novērtētu, cik liela ir toksiskās vielas, kas atrodas produktā, ietekme uz patērētāju un vidi, svarīgi ir novērtēt, cik liela daļa šīs vielas nonāks saskarē ar aizsargājamo objektu, t. i., izdalīsies. Izdalīšanās pamatā var noritēt trīs ceļos:

- izskalojoties ūdens vidē (ar ūdeni vai cilvēka sviedriem, siekalām);
- iztvaikojot;
- mehāniski noberžoties.

Vielas izdalīšanās novērtēšanai ir izstrādāti daudzi testi, bet neviens no tiem nav universāls, jo izdalīšanos ietekmē daudzi un dažādi parametri: vielas un materiāla īpašības, izmantošanas apstākļi, un laboratorijas apstākļos precīzi modelēt izmantošanas apstākļus ir ļoti sarežģīti. Ir bijuši mēģinājumi noteiktās nozarēs harmonizēt izdalīšanās testus, paredzot, ka nākotnē likumdošana balstīsies uz jaunajiem testiem [185], bet dažādība paliek, un zinātniskos pētījumos tiek izstrādātas jaunas, nestandardizētas procedūras. Tāpēc promocijas darbā izstrādātā kritēriju sistēma piedāvā divas alternatīvas kritēriju HT₁ un ET₁ noteikšanai. Pirmā (I) alternatīva piedāvā izmantot toksisko vielu izdalīšanās procentuālo daļu, ja tāda ir noteikta. Eksperimentālai vielas izdalīšanās daļas novērtēšanai svarīgi ir apzināt galvenos izdalīšanās ceļus. Ja toksisko vielu izdalīšanās novērtējums nav veikts, tad iespējams izmantot II alternatīvu, vērtējot toksiskās vielas sasaisti ar materiāla matricu ietekmējošiem faktoriem: šķīdību, vielas parciālo tvaika spiedienu apkārtējā vidē, šķīdību ūdenī. Abas alternatīvas nav savstarpēji salīdzināmas, tāpēc konkrēta produkta vērtēšanā jāizvēlas viena alternatīva.

Tika izvēlēti arī citi faktori, kas būtiski ietekmē toksisko vielu iespējamo iedarbību uz veselību, vadoties pēc riska novērtēšanas vadlīnijām [59]:

- materiāla virsmas lielums (HT₂);
- produkta izmantošanas apstākļi no vides viedokļa;
- gaisa cirkulācija telpā un telpas lielums, kurā produkts tiek izmantots (HT₃);
- materiāla saskare ar cilvēka ādu produkta lietošanas laikā (HT₄);
- lietotāju grupa (HT₅).

Materiāla virsmas lielums produktā (HT₂) raksturo materiāla daudzumu, kam ir proporcionāls kaitīgās vielas kopējais daudzums.

Gaisa cirkulācija un telpas lielums nosaka no produktiem izdalīto kaitīgo vielu koncentrāciju iekštelpu gaisā. Kritērija HT₃ (gaisa apmaiņa) raksturošanai izmantoti šādi apsvērumi:

- zema ietekme – produkts tiek izmantots ārpus telpām;
- vidēja ietekme – produkts tiek lietots iekštelpās ar labu ventilāciju, telpas lielums > 30 m³, gaisa apmaiņas koeficients > 0,5 h⁻¹ (ja telpu lielums atšķiras, jāpārreķina, vai saglabājas proporcija starp telpas lielumu un gaisa apmaiņas koeficientu > 15 m³/h);
- augsta ietekme – iekštelpas ar sliktu ventilāciju⁶, telpas lielums < 30 m³, gaisa apmaiņas koeficients < 0,5 h⁻¹;
- ļoti augsta ietekme – slēgta, neliela iekštelpu sistēma (piem., automašīnas salons)⁷, telpas lielums < 5 m³, gaisa apmaiņas koeficients < 0,5 h⁻¹ (ja telpu lielums atšķiras, var pārreķināt, vai saglabājas proporcija starp telpas lielumu un gaisa apmaiņas koeficientu 2,5 m³ uz 1 h⁻¹).

Eiropas Savienības ķīmisko vielu riska novērtēšanas sistēmā izstrādātie ekspozīcijas scenāriji, raksturojot ietekmi caur cilvēka ādu, kā svarīgākos parametrus līdztekus vielas daudzumam materiālā nosauc kontakta virsmu un kontakta laiku [186]. Atbilstoši šai pieejai izšķirtas HT₄ kritēriju vērtības.

Dažādiem lietotāju tipiem ir atšķirīga jutība pret ķīmisko vielu ietekmi. Mazi bērni ir visjutīgākie fizioloģisko un uzvedības īpatnību dēļ, jo bērniem ir lielāka ādas laukuma proporcija pret ķermeņa tilpumu, caurlaidīgāka āda, nenostabilizējusies organisma aizsardzības sistēma, augošs organisms, tādējādi kaitējums var atsaukties arī uz organisma tālāko attīstību. Iedarbību ietekmē arī uzvedības īpatnības. Bērni, īpaši mazuļi līdz trīs gadu vecumam, pasauli izzina caur muti, tāpēc ir pakļauti, piemēram, lielākai mājas putekļu un tajos esošo piemaisījumu iedarbībai, tos norijot. Bērni ir īpaši jutīgi pret kancerogēniem efektiem, un saskarsme ar šādiem faktoriem var būtiski atsaukties uz organisma tālāko attīstību [190]. Profesionālo lietotāju loks ir mazāks, līdz ar to iedarbībai pakļauta mazāka sabiedrības daļa, turklāt profesionāli lietotāji labāk pārvalda darba drošības prasības. Atbilstoši šiem apsvērumiem lietotāju veida raksturošanai piešķirtas HT₅ kritēriju vērtības.

Kā faktori, kas būtiski ietekmē toksisko vielu iedarbību uz vidi, tika izvēlēti virsmas lielums (ET₂), izmantošanas apstākļi (ET₃) un piemaisījumu ietekme uz iespējamo dzīves cikla beigu scenāriju (ET₄). Izmantošanas apstākļi no vides viedokļa raksturo to, vai, izskalojoties ūdens vidē, piesārņotie ūdeņi varētu nonākt apkārtējā vidē kopā ar notekūdeņiem un apdraudēt ūdensobjektus.

Raksturojot toksisko piemaisījumu ietekmi uz vidi dzīves cikla beigās, tika izvirzīti četri iespējamie dzīves cikla beigu scenāriji atbilstoši ES atkritumu pārstrādes hierarhijai: atkārtota

⁶ Atbilstoši būvnormatīvam LBN 231-03 [187] absolūtais gaisa apmaiņas minimums telpā, kur vienīgais piesārņojuma avots ir cilvēki, ir 15 m³/h uz cilvēku. Attiecībā uz ķīmiskajām vielām svarīgāks faktors ir nevis gaisa cirkulācijas ātrums uz vienu cilvēku, bet gan gaisa cirkulācija telpā. ES riska novērtējuma vadlīniju [59] minētajos literatūras avotos gaisa cirkulācija telpā norādīta diapazonā no 0,38 līdz 6,2 h⁻¹ atkarībā no tā, vai telpa ir slēgta vai vaļēja. Latvijas būvnormatīvs LBN 007-10 [188] kā atsaucis telpu norāda telpu ar tilpumu V = 30 m³, kuras iekšpusē ir nodrošināta gaisa apmaiņa ar gaisa apmaiņas koeficientu 0,5 h⁻¹.

⁷ Atbilstoši ES riska novērtējuma vadlīnijām [59, 238. lpp.] vidējais telpu lielums ir 64 m³, bet mazākā telpa mājoklī Nīderlandē (tualetē) ir 7 m³. ASV vieglo automašīnu klasifikācija [189] nosaka mašīnas kabīnes lielumu 2,5–3,3 m³. Ņemot vērā abus šos parametrus, par noslēgtas, nelielas sistēmas tilpumu pieņem 5 m³.

izmantošana, atkārtota pārstrāde, reģenerācija kontrolētos apstākļos (atbilstoši likumdošanas normām un labas ražošanas praksei) vai nekontrolētos apstākļos. Vismazākā iespēja vielu pastiprinātai emisijai ir atkārtota izmantošana, jo faktori, kas ietekmē vielu izdalīšanos, ir salīdzināmi ar faktoriem iepriekšējās lietošanas laikā. Pārstrādājot vai reģenerējot kontrolētos procesos, kaitīgo vielu izdalīšanās ir minimizēta ar atbilstošiem tehnoloģiskiem risinājumiem vai uztverta ar piesārņojuma kontroles iekārtām, kamēr atklātos procesos tā ir ievērojama un nereti veidojas daudz toksiskāki savienojumi. Nekontrolētos apstākļos pārstrādājot atkritumus, iespējams ievērojams vides piesārņojums un draudi strādnieku un pārstrādes iekārtu apkārtņē dzīvojošu cilvēku veselībai. Lai gan noglabāšanas rezultātā parasti vielas tiek iekapsulētas, tomēr pilnībā izslēgt to izdalīšanos nevar. Šis pats kritērijs ET₄ izmantots arī materiālu atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas novērtēšanā, paredzot, cik liela produkta daļa tiks atkārtoti izmantota, pārstrādāta vai reģenerēta kontrolētos apstākļos.

2.1.3. ATKĀRTOTAS IZMANTOŠANAS UN REĢENERĀCIJAS KRITĒRIJU IZVIRZĪŠANAI IZMANTOTĀS METODES UN KRITĒRIJU ROBEŽAS

Atkārtotas izmantošanas un reģenerācijas kritēriju izstrādei atlasīti svarīgākie faktori, kas ietekmē materiālu atkārtotu izmantošanu, pārstrādi vai reģenerāciju, izmantojot literatūras apskatā minēto metožu izceltos parametrus:

- materiāla atpazīstamība (R₃) [170],
- dizains (R₂) (izjaukšanas un materiālu atdalīšanas iespējas) [45, 171, 172],
- virsmas apstrāde (R₄) [172].

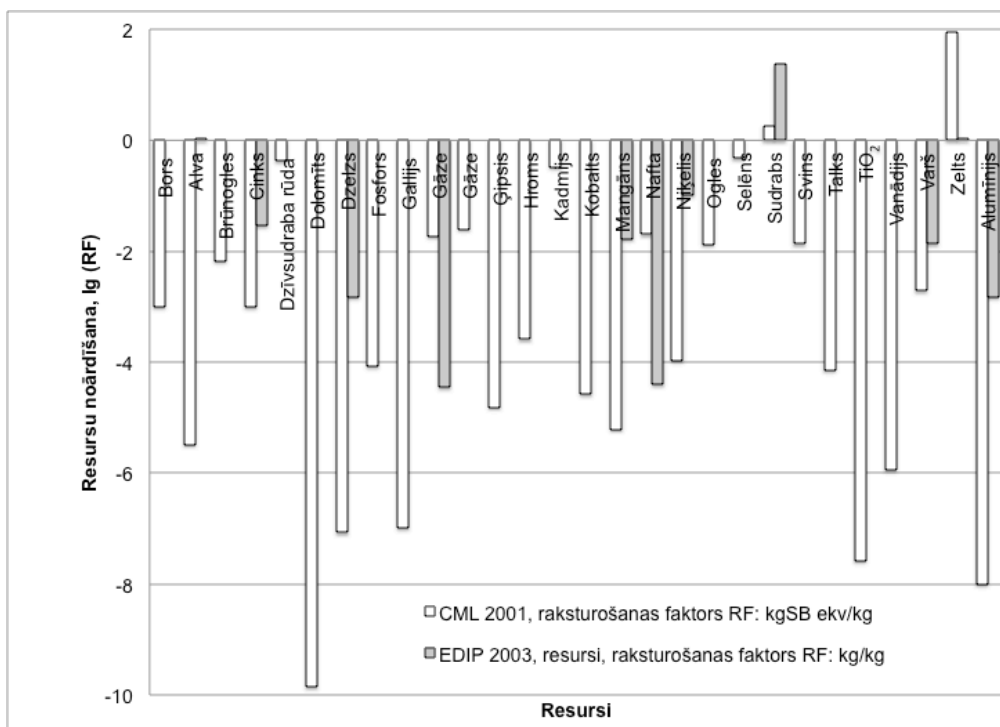
Lai novērstu literatūras apskatā minēto trūkumu (netiek iekļauta reģenerācijas kvalitāte atkarībā no materiāla īpašībām un piemaisījumiem), ieviesti kritēriji

- reģenerācijas kvalitāte (R₁) un
- piemaisījumu ietekme uz reģenerēšanas scenāriju dzīves cikla beigās (R₅).

Papildus ieviesti vēl divi jauni kritēriji:

- dzīves cikla beigu scenārijs raksturo (R₆), kādā atkritumu plūsmā materiāls dzīves cikla beigās nonāk, tas ir, cik liela ir otrreizējās izmantošanas vai reģenerācijas iespēja;
- resursu izsīkšanas svars (R₀) raksturo materiāla atgūšanas vai pārstrādes svarīgumu.

Resursu izsīkšanas svars (R₀) raksturo to, cik strauji tiek izmantotas esošās materiāla rezerves Zemes garozā. Tā noteikšanai izvēlēti dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metožu indikatori, kas raksturo abiotisko resursu noplicināšanu. Tika apsvērtas divas metodes: CML-2001 [110] un EDIP [113]. Raksturošanas faktora aprēķināšanā abas metodes vadās pēc maksimālajām resursa rezervēm un to iegūšanas intensitātes, parādot resursu izsīkšanas nozīmīgumu. Abas metodes sniedz atšķirīgus novērtējumus – resursiem noteiktie raksturošanas faktori ievērojami atšķiras (sk. 2.6. attēlu).



2.7. att. Abiotisko resursu noplicināšanas (ARN) raksturošanas faktoru logaritmiskā diagramma, izmantojot CML-2001 [110] un EDIP [113] metožu datus no SimaPro7.2.2 datorprogrammas datubāzes [191]
Atsevišķs faktors izteikts kā konkrētā resursa izsīkšanas nozīmīgums pret references resursu izsīkšanas nozīmīgumu.

Promocijas darbā izstrādātajam materiālu vērtēšanas instrumentam izvēlēta CML-2001 metode, jo ar tās palīdzību aprēķināti raksturošanas faktori lielākam resursu skaitam. CML-2001 kā references resursu izmanto antimonu (Sb). EDIP metodē pieejamās resursa rezerves (kg uz vienu personu) tiek salīdzinātas ar vienas personas gada patēriņu (kg/personu).

Kritēriju izveidei abiotisko resursu noplicināšanas (ARN) raksturošanas faktori sadalīti šādās pakāpēs atkarībā no to lieluma:

- zema (1) – $ARN < 10^{-10} \text{ kgSb}_{\text{ekv}}/\text{kg}$ (to skaitā arī atjaunojamie resursi),
- vidēja (2) – $10^{-10} \text{ kgSb}_{\text{ekv}}/\text{kg} < ARN < 10^{-4} \text{ kgSb}_{\text{ekv}}/\text{kg}$,
- augsta (3) – $10^{-4} \text{ kgSb}_{\text{ekv}}/\text{kg} < ARN < 10 \text{ kgSb}_{\text{ekv}}/\text{kg}$,
- ļoti augsta (4) – $ARN > 10 \text{ kgSb}_{\text{ekv}}/\text{kg}$.

Kombinētu materiālu gadījumā aprēķina katra atsevišķa materiāla resursu izsīkšanas nozīmīgumu un attiecina to pret kopējo masu (2.1.):

$$ARN_Z = \frac{\sum_{i=1}^n ARN_i m_i}{\sum_{i=1}^n m_i}, \quad (2.1.)$$

kur ARN_Z – abiotisko resursu noplicināšanas references faktors kombinētajam materiālam Z ;
 ARN_i – abiotisko resursu noplicināšanas references faktors kombinētā materiāla sastāvdaļai i ;
 m_i – sastāvdaļas i masa.

Kritērijam R_1 , kas raksturo reģenerācijas kvalitāti, piešķirtas vērtības, modificējot Oto un Vūda pieminēto Brasa metodi [45]. Dažādu materiālu reģenerācijas kvalitāte laika gaitā var mainīties, attīstoties tehnoloģijām, tāpēc uzņēmumam ir svarīgi regulāri aktualizēt šo informāciju, sazinoties ar materiālu piegādātājiem un pētot atkritumu apsaimniekošanas nozares tendences valstī, kurā produkti tiek izmantoti.

Arī tad, ja materiāls potenciāli ir labi pārstrādājams, materiālu atkārtotu izmantošanu vai reģenerāciju ietekmē vairāki faktori:

- gala produkta dizains (šķirošanas robežas), R_2 – vai materiāls ir viegli atdalāms, kritēriju noteikšanai izmantota Oto un Vūda [45] pieminētā metode;
- materiāla atpazīstamība (R_3) – vai materiāls ir marķēts, viegli identificējams vai neidentificējams;
- materiāla virsmas apstrāde (R_4) – jo lielāka virsmas daļa ir krāsota vai laminēta, jo mazāka ir materiāla otrreizējās pārstrādes iespēja;
- piemaisījumu ietekme uz reģenerēšanu dzīves cikla beigās (R_5) – materiālam pievienotie ķīmiskie piemaisījumi (toksiski un citi), kas samazina pārstrādi un atkārtotu izmantošanu. Piemēram, ekomarķējuma kritēriji mēbelēm nepieļauj smago metālu un citu elementu piemaisījumu vairāk nekā daži simti ppm [136].

Ir autori, kas uzskata, ka šķirošanas un pārstrādes metodes strauji attīstās, orientējoties uz atkritumu sasmalcināšanu, tādējādi mazāk svarīga kļūstot produkta dizaina, tas ir, izjaukšanas risinājumu, ietekme uz materiālu atgūšanu un pārstrādi [57]. Pretēji šim viedoklim citi autori, kā Lutrops, aizstāv ērtai šķirošanai paredzētā dizaina principu. Arī Latvijas atkritumu šķirošanas uzņēmumu pieredze liecina, ka vismaz Latvijas apstākļos izjaukšanas ērtumam vēl aizvien ir liela nozīme.

Dzīves cikla beigu scenārijam R_6 ir liela nozīme materiālu atkārtotā izmantošanā – ir vērtīgi investēt lielus ieguldījumus atkārtoti pārstrādājamu vai reģenerējamu materiālu izmantošanā, ja gala produkts nonāk kopējā atkritumu straumē, kas tiek noglabāta atkritumu izgāztuvē. Ir veikti pētījumi, kas kvantitatīvi apstiprina dzīves cikla beigu scenārija ietekmi [173].

Ja ir iespējami vairāki scenāriji, novērtē atkritumu daļu, kas nokļūst katrā atsevišķā scenārijā (atkārtota izmantošana, pārstrāde kontrolētos apstākļos, sadedzināšana kontrolētos apstākļos vai noglabāšana, sadedzināšana vai pārstrāde nekontrolētos apstākļos) atbilstoši formulai (2.2.):

$$K_{kop} = \sum_{i=1}^4 K_i \frac{m_i}{m_{kop}}, \quad (2.2.)$$

kur K_{kop} – dzīves cikla beigu scenārija kopējā kritērija vērtība;
 K_i – dzīves cikla beigu scenārija i vērtība;
 m_i – produkta masa, kas nokļūst dzīves cikla beigu scenārijā i ;
 m_{kop} – kopējā produkta masa.

2.1.4. JAUNĀS EKODIZAINA METODES IZMANTOŠANA ĶĪMISKO VIELU NEVĒLAMĀS IETEKMES NOVĒRŠANAI UN MATERIĀLU ATKĀRTOTAS IZMANTOŠANAS UN PĀRSTRĀDES VEICINĀŠANAI

Metodes izmantošanai tika izstrādāts algoritms. Kritērijus un izmaiņu prioritāti nosaka, izmantojot svērto vērtējumu. ET_o , HT_o vai R_o noteikti kā faktori svērtajam vērtējumam, jo darbības prioritāti nosaka ūdens videi un cilvēkam hroniski toksisku vielu saturs materiālu sastāvā jeb resursu izsīkšanas ātrums. Proti, jo toksiskāka viela, jo lielāka nepieciešamība apsvērt ietekmes mazināšanu, tādējādi instruments palīdz prioritizēt vielas ar ilglaicīgu iedarbību, kas izpaužas jau nelielās devās. Attiecībā uz resursu izsīkšanu instruments prioritizē tādus materiālus, kuru resursi izsīkst ātrākā tempā. Izstrādājot ekodizaina priekšlikumus, jāskatās visu kritēriju kopējā ietekme un loģiskā saikne.

Izstrādātājā metodē, lai novērtētu ekodizaina priekšlikumus, tika iekļauta arī ekonomiskā un tehnoloģiskā iespējamība. Ekonomiskā iespējamība raksturo to, vai patērētāji un klienti ir gatavi kompensēt ražošanas izmaksu pieaugumu, atkarīga no produktu veida [37], tāpēc uzņēmums var modificēt kritērija vērtības atbilstoši produkta veidam. Tehnoloģiskā iespējamība atkarīga no diviem faktoriem – no funkcionalitātes saglabāšanās, jo tas ir svarīgs produkta kvalitātes rādītājs, kā arī no nepieciešamajām tehnoloģiskajām izmaiņām, kas ietekmē ražošanas procesu organizāciju.

Metodes īstenošanai itika izstrādāts paskaidrojošais algoritms. Metodes pārbaudei izmantoti vairāki piemēri (skārda un saplākšņa ceļazīmes, āra mēbeles).

2.1.5. INFORMĀCIJAS VERIFIKĀCIJAS SHĒMA INFORMĀCIJAS PĀRBAUDEI

Promocijas darbā izstrādātās materiālu vērtēšanas sistēmas izmantošanai nepieciešams, lai uzņēmums iegūtu vajadzīgo informāciju, kas nozīmē sadarbību ar izejvielu un materiālu piegādātājiem un iemaņas saņemtās informācijas pārbaudē. Tāpēc, vadoties no uzņēmumiem brīvi pieejamiem informācijas avotiem (likumdošanas prasības, internetā pieejamās datu bāzes) tika izstrādāta ieteicamā shēma informācijas ticamības pārbaudei (informācijas verifikācijas shēma), kas balstās uz sistēmātisku informācijas pārbaudi, izmantojot salīdzinājumu ar ticamiem informācijas avotiem. Shēmas darbība tika pārbaudīta eksperimentālās izpētes ietvaros.

2.2. INFORMĀCIJAS VERIFIKĀCIJAS SHĒMAS APROBĀCIJAI IZMANTOTIE MATERIĀLI UN METODES

Promocijas darbā piedāvātā kompleksās informācijas verifikācijas shēma tika praktiski pārbaudīta, izpētot ar koksnes konservantiem apstrādātus kokmateriālu paraugus. Testējot no apstrādātajiem kokmateriāliem ūdens vidē iegūtos ekstraktus, iespējams novērtēt izdalīto vielu toksiskumu. Pārbaudes mērķis bija salīdzināt, vai eksperimentāli iegūtie dati par ekotoksiskumu un ķīmiskās analīzes sakrīt ar ražotāja sniegto informāciju, kā arī vai krāsas slānis samazina kaitīgo vielu izdalīšanos.

2.2.1. TESTĒJAMIE KOKSNES KONSERVANTI UN INFORMĀCIJAS IZVĒRTĒŠANA

Eksperimentālajā pētījumā izvēlēti trīs mazumtirdzniecības tīklā pieejami koksnes konservanti ar līdzīgu izmantošanas veidu (sk. 2.2. tabulu), vadoties pēc šādiem izvēles kritērijiem: konservanti uz ūdens bāzes, pieejami nelielā iepakojumā (1–3 l), satur atšķirīgas aktīvās vielas (sk. 2.3. tabulu).

2.2. tabula

Nosaukums (šifrēts)	Iepakojuma tilpums	Pētījumā izmantotie koksnes konservanti	
		Paredzētie lietošanas veidi	
		Ražotāja paskaidrojums	UC*
KK1	1 l	Izmanto iekštelpām un ārtelpām. Neizmanto produktiem, kas nonāk saskarē ar ēdienu	1,2,3
KK2	1 l koncentrāts, atšķaidīts ar 1 l ūdens	Izmanto jaunās un rekonstruējamās būvēs iekštelpās un ārdarbos, kā arī saskarē ar grunti, piem., zāģmateriālu (latas, dēļi, spāres, brusas u. c.) aizsardzībai un kokmateriālu izstrādājumu (dārza mēbeles, gājēju celiņi u. c.) aizsardzībai pret trupi	1,2,3,4
KK3	3 l, pēc vajadzības var atšķaidīt ar ūdeni	Kokmateriālu apstrādei slēgtās un atklātās konstrukcijās, kas ir kontaktā ar augsni. Derīgs bēniņu konstrukciju, būvmateriālu, stabu, žogu utt. apstrādei	1,2,3,4

* UC – lietošanas klases atbilstoši EN 335-1:2006 [192].

Krāsa uz ūdens bāzes, kuras uzdevums bija samazināt toksisko vielu izdalīšanos, ir saņemta no rūpnīcas, kas to izmantoja āra apstākļiem paredzētu kokmateriālu apstrādei. Koksnes konservants KK1 ražots Čehijā, bet abi pārējie ražoti Latvijā. Koksnes konservantu KK1, KK2 un krāsas bīstamības novērtēšanai nepieciešamā informācija par sastāvu un bīstamību bija pieejama no ražotāju atsūtītajām drošības datu lapām (DDL) un marķējuma. KK3 iepakojums nebija marķēts ar ķīmiskās drošības marķējumu, un tā ražotājs drošības datu lapas vietā atsūtīja atbilstības sertifikātu bez informācijas par bīstamību. Uz konservanta iepakojuma norādītie apstrādes noteikumi tika precizēti telefoniski, aptaujājot ražotājus.

2.3. tabula

Ražotāju sniegtā informācija par koksnes konservantu sastāvā esošajām bīstamajām vielām

Nosaukums	Bīstamības klasifikācija un drošības prasību apzīmējumi	Sastāvdaļas	CAS Nr.*	Koncentrācija, masas %	Informācija par sastāvdaļu bīstamību
KK1	Nav klasificēts kā bīstams. Minēts inventarizācijas numurs	ADBAC**	68424-85-1	1,125	C, Xn, N, R 21/22-34-50
		Borskābe	10043-35-3	1,125	C, Xn, N, R 21/22-34-50
		Etanolamīns	141-43-5	< 1	C, 20/21/22-34
KK2	Minēts inventarizācijas numurs. Marķēts kā bīstams veselībai	Tebukanazols	107534-96-3	0,07	R63 Xn; R22 N; R51-53
		Vara karbonāts	12069-69-1	3,20	Xn; R22;R36/37/38
KK3	Drošības marķējuma nav***	Nav norādīts	Nav norādīts	Nav norādīts	Nav norādīts
Krāsa uz ūdens bāzes	Nav klasificēts kā bīstams. Nav norādīts inventarizācijas numurs	Butilglikols****	111-76-2	1-5	Xn R20/21/22-37

* CAS Nr. – ķīmiskas vielas identitāti apliecināošs unikāls kods.

** ADBAC – alkilbenzildimetilamonija hlorīds.

*** Uz etiķetes nav norādīts inventarizācijas numurs, bet pats biocīds iekļauts inventarizējamo produktu sarakstā [193].

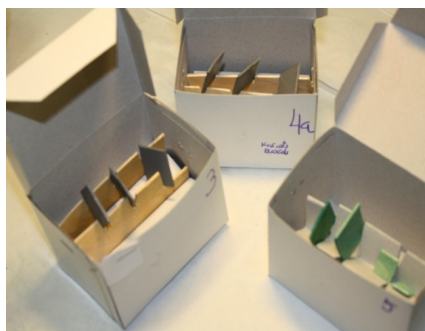
**** Nosaukums atbilstoši DDL; sinonīms: 2-butoksietanols.

2.2.2. KOKSNES PARAUGU IZVĒLE UN EKSTRAKTU SAGATAVOŠANA ĶĪMISKAJIEM UN EKOTOKSIKOLOĢISKAJIEM TESTIEM

Kokmateriālu apstrāde veikta RTU Vides aizsardzības un siltuma sistēmu institūta (VASSI) laboratorijā. Bērza finieris izvēlēts kā testējams kokmateriāls, pieņemot, ka tas neizdala dabiskas izcelsmes toksiskus savienojumus ūdens organismiem bīstamā koncentrācijā, kas arī apstiprinājās pārbaudes testos. Bērza finieris ir viegli sadalāms vajadzīgā lieluma paraugos. Testēšanai 1,5 mm biezo finieri sagrieza ar asām nerūsējošā tērauda šķērēm 22 × 22 mm (± 1 mm) kvadrātveida paraugos (sk. 2.8. attēlu). Tāds paraugu lielums izvēlēts tāpēc, lai paraugu varētu ievietot testēšanas platē. Paraugu svēršanai izmantoti svāri PrecisaXB1207, precizitāte – 0,0001 g. Paraugi apstrādāti ar koka konservantiem un krāsu atbilstoši ķīmikāliju ražotāju norādījumiem, apstrādei izmantojot gleznotāja otu.

Ir vairāki standarti un metodes, kā eksperimentāli pārbaudīt materiāla matricā esošo kaitīgo vielu izdalīšanos ūdens vidē. Vēlamo metodi izraugās atbilstoši katra pētījuma mērķiem un uzdevumiem. Koksnes konservantu izpētei parasti izmanto Eiropas standartu ES 84 [194], kas paredz divu nedēļu nostādināšanas testu. Šis tests pietiekami labi prognozē koksnes konservanta izdalīšanos ilgtermiņā [195, 196]. Standartā aprakstītās metodes primārais mērķis ir noteikt, vai konservants kokmateriālā pēc divu nedēļu mērcēšanas ūdens vidē ir saglabājies kokmateriāla aizsardzībai nepieciešamā daudzumā un līdz ar to atšķiras no eksperimentālā pētījuma uzdevuma. Eksperimentos, lai novērtētu

toksisko vielu izdalīšanos no tekstilmateriāliem un sadzīves plastmasām, priekšmeti tika sasmalcināti un vairākas dienas mērcēti destilētā ūdenī [197, 198, 199]. Lūse un līdzautori kokmateriālu paraugus ievietoja fizioloģiskajā šķīdumā [199], lai tādējādi pēti impregnētas koksnes iedarbību caur cilvēku ādu, un izdalīto kaitīgo vielu daudzumu noteica ar ķīmiskajām analīzēm.



2.8. att. Sagatavotie koksnes paraugi (5. kastītē apstrādāti tikai ar konservantu, 3. un 4a. kastītē – ar konservantu un krāsu)

Ekstragēto vielu koncentrāciju vai ietekmi var novērtēt ar ķīmisko analīzi vai biotestēšanas palīdzību. Ekotoksicitātes noteikšana jeb biotestēšana ir viena no biežāk izmantotajām bioloģiskajām vides kontroles metodēm ekoloģiskā riska novērtēšanai. Biotestēšana ir pārbaudāmās vides kvalitātes novērtēšana, izmantojot biotestus – eksperimentus, kuru gaitā pārbaudāmajā vidē ievieto testa objektus:, t.i., testējamos organismus, un novēro to mirstību, uzvedības, morfoloģijas, fizioloģijas, funkcionalitātes izmaiņas, piem., spēju vairoties. Biotestus izmanto vairākiem mērķiem [200]: apkārtējās vides kvalitātes kontrolei, tostarp arī kā toksisko vielu avārijas indikatorus, notekūdeņu un atkritumu izgāztuvju infiltrātu kontrolei. Laboratorijas apstākļos biotestus izmanto ķīmisko vielu ietekmes pārbaudei [19], pieaug interese par materiālu ekstraktu testēšanu [197, 198, 201].

Testēšanai var izmantot gan ūdens, gan sauszemes organismus [200, 202]: baktērijas, rauga sēnītes, fitoplanktonu, piemēram, aļģes, sauszemes augus, zooplanktonu, piemēram, vēžveidīgos (dafnijas, artēmijas, sānpeldes), sauszemes bezmugurkaulniekus (gliemjus, sliekas, kukaiņus, piemēram, bites, lēcastes), mugurkaulniekus (zivis, zīdītājus). Salīdzinot ar ķīmiskām analīzēm, biotestiem ir vairākas priekšrocības un arī vairāki ierobežojumi:

- biotesti ir piemēroti tādos gadījumos, ja nav zināma konkrēta toksiskā viela, jo ar ķīmiskajām metodēm var konstatēt tikai meklēto vielu klātbūtni, un gadījumos, kad ķīmiskā noteikšana ir dārga un sarežģīta piemērotu laboratoriju un akreditētu metožu trūkuma dēļ;
- biotesti ir piemēroti ātrai akūtā toksiskuma novērtēšanai; ir arī biotesti hroniskā toksiskuma novērtēšanai, bet tie ir salīdzinoši sarežģīti un ilgstoši;
- pozitīvs testa rezultāts attiecībā uz akūti toksisku vielu klātbūtni ir pamatojums turpmākai padziļinātai izpētei, lai šīs vielas identificētu un novērtētu ietekmi uz cilvēka veselību un vidi;

- tā kā organismu jutība un reakcija uz vielu toksiskumu var atšķirties gan sugas, gan īpatņu līmenī, ja iespējams, testi jāveic vairākos atkārtojumos un, lai iegūtu pilnvērtīgāku informāciju par vielas toksiskumu, izmantojot dažāda trofiskā līmeņa sugas;
- biotesti pieprasa lielu precizitāti un eksperimenta apstākļu maksimālu kontroli, jārada optimāli apstākļi organisma augšanai un attīstībai, lai izslēgtu organismu mirstību vai citas izmaiņas no testējamās vides neatkarīgu parametru dēļ;
- biotesti ar ūdens organismiem piemēroti ūdenī šķīstošu vielu testēšanai.

Biotestēšanā testa organismu izvēle atkarīga no testējamās vielas un mērķa. Kļaviņš un Prikšāne uzsver, ka būtisks kritērijs testkultūras izvēlē ir organismu spēja identificēt attiecīgās vides stāvokli un iespēja tos kultivēt laboratorijas apstākļos [203]. Mugurkaulnieku izmantošanu testos regulē Eiropas Konvencija par eksperimentiem un zinātnei izmantoto mugurkaulnieku aizsardzību CETS Nr. 123 [204] ar mērķi samazināt dzīvnieku ciešanas, tāpēc mugurkaulnieku izmantošana samazinās. Tā vietā strauji attīstās *in vitro* metodes, kas testiem izmanto šūnas un audu kultūras [205]. Lai gan CETS Nr. 123 konvencija neattiecas uz dafnijām un citiem bezmugurkaulniekiem, tomēr tās pamatprincipus – rūpēties par dzīvnieku labklājību, pēc iespējas samazināt testa organismu skaitu – ir vēlams ievērot ikvienā pētījumā, kurā izmantoti dzīvnieki.

Promocijas darbā pētījumā ekotoksikoloģiskās ietekmes pārbaudei tika izmantota *Daphnia magna*, kas ir bieži izmantoti testorganismi ķīmisko vielu ekotoksikoloģisko rādītāju noteikšanai. Šie organismi ir īpaši jutīgi pret smagajiem metāliem un sintētiskas izcelsmes organiskajām ķīmiskajām vielām [198], tos izmanto ļoti plaši ekotoksikoloģiskās ietekmes novērtēšanai [59, 206].

Sākotnēji tika pieņemts, ka kaitīgo vielu koncentrācija paraugā ir pietiekami augsta, lai izraisītu testorganismu reakciju, tāpēc darbā tika izlemts paraugu noturēt nostādinātā krāna ūdenī nelielā tilpumā ūdens (10 un 30 ml) istabas temperatūrā vienu diennakti. Tālākos eksperimentos šis pieņēmums tika apstiprināts. Tādējādi tika iegūts pētītā parauga 100% ekstrakts, kas tālākiem pētījumiem tika izmantots dažādos atšķaidījumos, atšķaidījuma pakāpi raksturojot ar sākotnējā ekstrakta tilpuma %. Nostādinātu krāna ūdeni izmantoja arī kontroles testos.

2.2.3. EKSPERIMENTĀLAJĀ IZPĒTĒ IZMANTOTIE TESTA ORGANISMI. LC₅₀ UN LT₅₀ NOTEIKŠANA

Eksperimentālajā pētījumā kā testorganismi izmantoti *D.magna*, kas pieder pie saldūdens vēžveidīgo klases. Biotestēšana veikta Latvijas Hidroekoloģijas institūta (LHEI) laboratorijā, izmantojot LHEI izaudzēto *Daphnia magna* tīrkultūru DM – VD 13.07.05⁸, kas bija uzrādījusi labus rezultātus starptautiskā interkalibrācijas testā [207]. Par barību tika izmantota planktonaļģu tīrkultūra *Scenedesmus quadricauda* no Latvijas Hidroekoloģijas institūta aļģu kultūru kolekcijas.

⁸ Izolēta no Viestura dārza dīķa 13.07.2005. un audzēta Latvijas Bioloģijas fakultātē (LHEI informācija).

Atbilstoši standarta LVS EN ISO 6341:1996 [208] prasībām testam izmantoti tikai *D.magna*, kas jaunāki par 24 stundām (*neonate*), jo vecākiem *D.magna* īpatņiem krītas jutīgums un testa rezultāti vairs nav salīdzināmi. Testa laikā testorganismi netika baroti. Tests tika veikts istabas temperatūrā, izmantojot nostādīnātu krāna ūdeni. Testēšanai izmantotas formas IWAKI mikroplates 3810-006 ar sešiem nodalījumiem, katras nodalījuma tilpums 15 ml. Katrā nodalījumā testa veikšanai tika ievietoti pieci testa organismi un 10 ml testējamā šķidruma (sk. 2.9. attēlu).



2.9. att. Testa plates *D.magna* kustību inhibēšanas pārbaudei ar koka konservantiem apstrādātu koka paraugu ekstrakta klātbūtnē

LC₅₀⁹ 24 stundām un LT₅₀ aprēķināšanai izvēlēta ekotoksikoloģiskajos pētījumos bieži lietotā PROBIT [209] metode, kas izmanto fenomenu, ka bioloģiskās sistēmas atbild uz kairinājumu atbilstoši normālajam sadalījumam. Modeļa pamatā ir pieņēmums, ka proporcija starp organismiem, kas ir atbildējuši uz kairinājumu un kas nav atbildējuši, līdzinās normālā sadalījuma līknei [209] atbilstoši formulai (2.4.):

$$p = 5 + \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^y \exp\left[-\frac{u^2}{2}\right] du, \quad (2.4.)$$

kur p – probits (varbūtības vienība);
u – mainīgais parametrs (laiks vai koncentrācija).

LC₅₀ un LT₅₀ vērtību aprēķināšanai izmantota PROBIT datorprogramma, ar kuras palīdzību aprēķināts rezultāts un standartnovirze ar 95% noteikšanas varbūtību. Standartnovirzes aprēķināšanai salīdzināts, cik precīzi eksperimentāli iegūtie rezultāti logaritmiskajā skalā sakrīt ar regresijas līkni, ko aprēķina pēc [2.4.] formulas. Lai varētu veikt PROBIT analīzi, vēlamī trīs vai vairāk mērījumi starp laiku vai koncentrāciju, kad mirstība pārsniedz 0%, bet nesasniedz 100%. Lai testa rezultātus uzskatītu par ticamiem, kontroles testā testorganismu imobilizācija nedrīkst pārsniegt 10%. Visos testos paralēli vienmēr tika veikts kontroles tests, īstenojot tos pašus eksperimentālos apstākļus, bet bez toksisko vielu klātbūtnes. Veiktajos kontroles testos visi testorganismi izdzīvoja.

⁹ LC₅₀ – letālā koncentrācija, pie kuras 50% testa organismu iet bojā.

2.2.4. AR KOKSNES KONSERVANTIEM APSTRĀDĀTU KOKA PARAUGU EKSTRAKTU ĶĪMISKĀ ANALĪZE

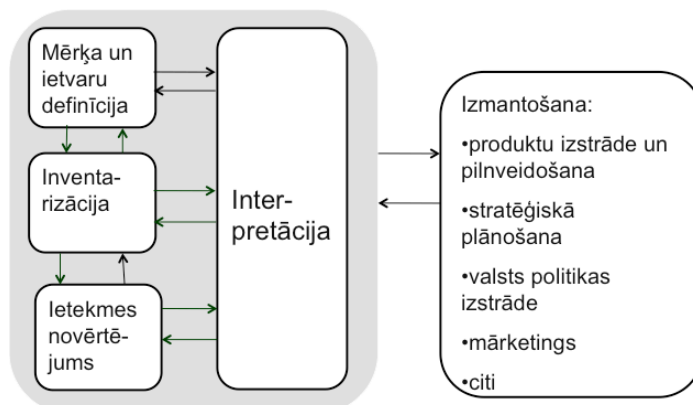
Lai pārbaudītu metālu atomu saturu pētāmajos koksnes konservantos un ar tiem apstrādātu kokmateriālu ekstraktos, analīzes tika veiktas akreditētajā Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra laboratorijā ar induktīvi saistītās plazmas masspektrometriju (ICP-MS) atbilstoši standartam LVS EN ISO 17294-2:2005 [210]. Ar šo metodi var noteikt metālu un dažu nemetālu atomu koncentrāciju ūdens šķīdumos, bet tā nesniedz informāciju par ķīmiskajiem savienojumiem, kuru sastāvā atomi atrodas. Ar šo metodi nevar analizēt organisko vielu saturu, tāpēc to nevar izmantot organisko vielu noteikšanai, bet tikai metālus saturošu vielu noteikšanai. Tā kā divi no pētītajiem koksnes konservantiem saturēja metālorganiskus savienojumus, augstākminētās metodes varēja izmantot.

2.3. DZĪVES CIKLA NOVĒRTĒJUMA REZULTĀTU IZMANTOŠANA SLĒDZIENU SALĪDZINĀŠANAI

Dzīves cikla novērtējums ir ekodizainā bieži lietota metode, tāpēc ar promocijas darbā izstrādātā ekodizaina instrumenta palīdzību iegūtie ekodizaina priekšlikumi salīdzināti ar priekšlikumiem, kuru izstrādei izmantots dzīves cikla novērtējums, lai izdarītu secinājumus par jaunās metodes priekšrocībām un arī vājajām pusēm.

Dzīves cikla novērtējums veikts ar Nīderlandes uzņēmuma “PRé Consultants” izstrādāto datorprogrammu “SimaPro 7.2.2” [191], papildinot no uzņēmumiem iegūtos datus ar informāciju no “SimaPro 7.2.2” datorprogrammā iekļautajām datubāzēm (DK Input output data base 99, Buwal 250, Ecoinvent, ETH-ESU 96, Franklin Usa 98, Idemat 2001, Industry data 2.0, LCA Food DK, USA Input Output Data base 98). Lai novērtētu ietekmi uz vidi, izmantotas EDIP 2003 un Ecodindicator‘99 metodes (EI 99, sociālās vienlīdzības angl. *egalitarian* versija). Dzīves cikla novērtējuma veikšanai tika veikta pētītā produkta dzīves cikla inventarizācija attiecībā pret nosprausto funkcionālo vienību, uzskaitot saražotos produktus, resursu patēriņu, visas emisijas vidē (piesārņojošo vielu emisijas, atkritumus) (sk. 2.10. attēlu).

Iegūtie inventarizācijas dati tika sadalīti ietekmes kategorijās un pielīdzināti references lielumam ar vides ietekmes raksturošanas references faktoru palīdzību, lai novērtētu ietekmi uz vidi. Iegūtais rezultāts normalizēts, lai noteiktu radīto ietekmi atbilstošajā ietekmes kategorijā noteiktā reģionā. Vissubjektīvākais solis ir svēršana, ko veic, lai savstarpēji salīdzinātu dažādas ietekmes kategorijas. Svēršanas rezultātā iegūts viens kvantitatīvs rādītājs punktos (Pt), kas raksturo izvēlētās funkcionālās vienības ietekmi uz vidi.



2.10. att. Dzīves cikla novērtējuma struktūra atbilstoši ISO 14040:2006 standartam

Lai novērtētu ietekmi uz vidi, izvēlētas Ecoindicator'99 un EDIP-2003 metodes. Ecoindicator'99 metode ir ekodizainā ļoti bieži izmantota metode, un šajā metodē izstrādātie toksiskuma novērtēšanas pamatprincipi izmantoti arī citu dzīves cikla ietekmes novērtējuma (DCIN) metožu attīstībai. EDIP-2003 metode piedāvā atšķirīgu toksiskuma novērtēšanas metodiku, tāpēc tika izmantotas abas metodes un salīdzināti to slēdzieni, lai novērtētu, kā rezultātus ietekmē DCIN metodes izvēle.

2.4. tabula

Raksturošanas kategorijas, normalizēšanas un svēršanas faktori pētījumā izmantotajā Ecoindicator'99 metodē [191]

Raksturošanas kategorija	Koeficients	Aizsardzības joma, mērvienība	Normalizēšanas koeficients	Svēršanas koeficients
Kancerogēnās vielas	1			
Organiskie piesārņotāji ar respiratoru ietekmi	1			
Neorganiskie piesārņotāji ar respiratoru ietekmi	1	Cilvēka veselība, <i>DALY</i>	64,7	300
Klimata mainība	1			
Radiācija	1			
Ozona slāņa noārdīšana	1			
Ekotoksiskums	0,1	Ekosistēmas kvalitāte, <i>PDF • m² gadā</i>	0,000195	500
Paskābināšanās, eutrofikācija	1			
Zemes izmantošana	1			
Minerāli	1	Resursi, <i>papildu MJ</i>	0,000168	200
Fosilās ieguvas	1			

Ecoindicator'99 metode jau raksturošanas posmā daļēji veic normalizēšanu, visu kaitējumu atšķirībā no ietekmes kategorijas izsakot kā DALY (ietekme uz cilvēka veselību, zaudētie dzīves gadi), $PDF \cdot m^2$ gadā (ietekme uz ekosistēmas kvalitāti, gadā izzūdošo sugu frakcija uz m^2) un papildu enerģija MJ (ietekme uz resursiem, resursu ieguvei nepieciešamā papildu enerģija, kas pieaug resursu noplicināšanas rezultātā, sk. 2.4. tabulu).

EDIP 2003 metodei ir atšķirīgas raksturošanas kategorijas (sk. 2.5. tabulu). EDIP 2003 metodē normalizēšana balstās uz vienas personas ekvivalentu Eiropas reģionam noteiktajā raksturošanas kategorijā, bet svēršanas sistēmas izstrādē izmantots salīdzinājums ar politiskajiem mērķiem, un atsevišķām ietekmes kategorijām nav izstrādāti svēršanas un normalizēšanas koeficienti [211].

2.5. tabula

Raksturošanas kategorijas, normalizēšanas un svēršanas faktori pētījumā izmantotajā EDIP 2003 metodē [191]

Raksturošanas kategorija	Mērvienība	Normalizēšanas koeficients	Svēršanas koeficients
Globālā sasilšana	kg CO ₂ ekv.	$1,15 \cdot 10^{-4}$	1,1
Ozona slāņa noārdīšanās	g CFC11 ekv.	9,71	63
Piezemes ozona ietekme uz veģētāciju	m ² •ppm/h	$7,14 \cdot 10^{-6}$	1,2
Piezemes ozona ietekme uz cilvēku	Persona•ppm/h	0,1	1,2
Paskābināšanās	kg SO ₂ ekv.	$4,55 \cdot 10^{-4}$	1,3
Sauszemes eitrofikācija	m ²	$4,76 \cdot 10^{-4}$	1,2
Ūdens vides eitrofikācija (N)	kg N ekv.	$8,33 \cdot 10^{-2}$	1,4
Ūdens vides eitrofikācija (P)	kg P ekv	2,44	1
Toksiskums cilvēkam (gaiss)	m ³	$5,88 \cdot 10^{-9}$	1,1
Toksiskums cilvēkam (ūdens)	m ³	$1,69 \cdot 10^{-5}$	1,3
Toksiskums cilvēkam (augšne)	m ³	$3,23 \cdot 10^{-3}$	1,2
Hronisks ekotoksiskums ūdens videi	m ³	0	0
Akūts ekotoksiskums ūdens videi	m ³	0	0
Hronisks ekotoksiskums augšnei	m ³	0	0
Bīstamie atkritumi	kg	$4,83 \cdot 10^{-2}$	1,1
Izdedži, pelni	kg	$2,86 \cdot 10^{-3}$	1,1
Atkritumi	kg	$7,41 \cdot 10^{-4}$	1,1
Radioaktīvie atkritumi	kg	28,6	1,1
Resursi (visi)	kg	0	0

3. EKODIZAINA METODE UN TĀS APROBĀCIJA

Promocijas darbā izstrādātās ekodizaina metodes (sk. 3.1 nodaļu) aprobācijas mērķis ir pārbaudīt, vai metode ir piemērota ekodizaina risinājumu meklēšanai, un pārbaudīt metodes lietojamību ar konkrētiem piemēriem. Ir svarīgi, lai tās izmantošana palīdzētu izstrādāt priekšlikumus produkta izstrādes procesā ietekmes uz vidi un veselību samazināšanai, kā arī lai metodes izmantošanai nepieciešamā informācijas ieguve nebūtu laikietilpīga un darbietilpīga.

Ekodizaina metodes aprobācija veikta, izmantojot vairākus piemērus un veicot Latvijā ražotu produktu (ceļazīmju, kokmateriālu izstrādājumu) izpēti un ekodizaina priekšlikumu izstrādi, veicot dzīves cikla inventarizāciju un iegūtās informācijas verifikāciju, veicot eksperimentālu ražotāju sniegtās informācijas atbilstības pārbaudi un ekodizaina pasākumu efektivitātes vērtēšanu ar ekotoksikoloģiskiem un ķīmiskiem testiem. Ceļazīmju materiālu vērtēšanai nepieciešamie dati iegūti promocijas darba izstrādes gaitā no uzņēmumiem, kuri ražo šos produktus un to izejmateriālus. Slēdzieni par ekodizaina pasākumiem salīdzināti ar slēdzieniem, kas izriet no dzīves cikla novērtējuma analīzes, lai mazinātu būtiskāko identificēto ietekmi uz vidi.

3.1. EKODIZAINA METODE ĶĪMISKĀS IETEKMES UZ VIDI UN VESELĪBU SAMAZINĀŠANAI PRODUKTA PROJEKTĒŠANAS PROCESĀ

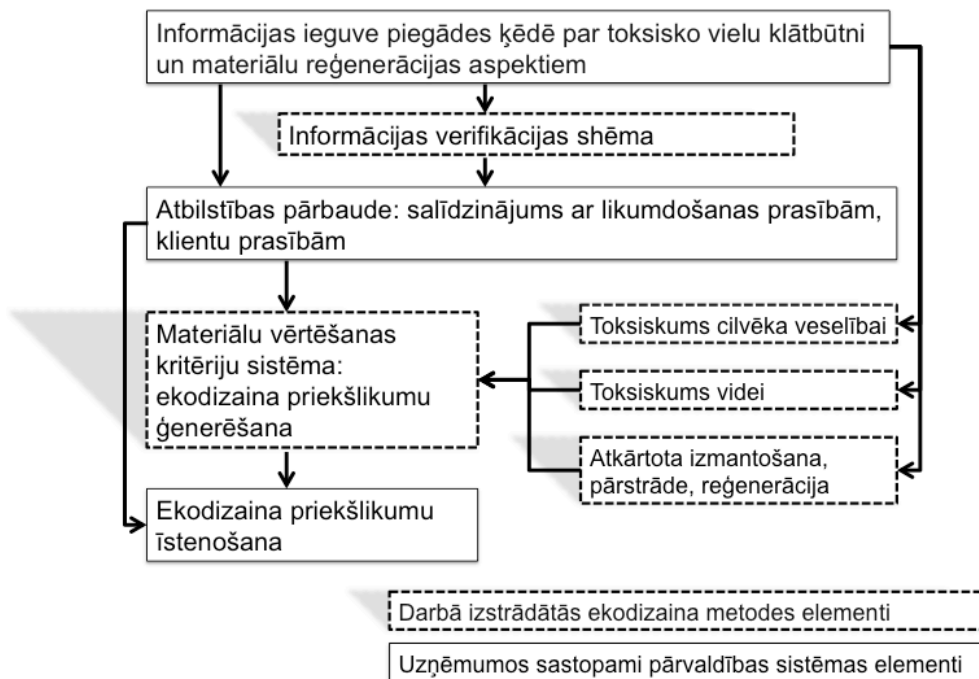
3.1.1 EKODIZAINA METODES KOPĒJĀ STRUKTŪRA

Lai uzņēmumā varētu īstenot ekodizaina mērķus, piem., kontrolēt noteiktu toksisko vielu klātbūtni produktos, samazināt resursu noplucināšanu un veicināt materiālu atkārtotu izmantošanu un reģenerāciju, ir nepieciešama sistemātiska pieeja, lai nodrošinātu regulāru un pārskatāmu šādu uzdevumu izpildi (sk. 3.1. attēlu):

1. nevēlamo vielu identificēšana materiālos un ķīmikālījās, potenciālās ietekmes novērtēšana;
2. nevēlamo vielu klātbūtnes salīdzināšana ar likumdošanas, klientu, brīvprātīgo standartu prasībām; īpaši bīstamo vielu atpazīšana, lai laikus varētu sagatavoties to lietošanas iespējamai pārtraukšanai vai ierobežošanai;
3. neatbilstību novēršanas un ekodizaina pasākumu izstrāde un ieviešana nevēlamo ietekmju novēršanai;
4. informācijas sistēmas organizēšana šo uzdevumu izpildei, iegūstot nepieciešamo informāciju saziņā ar ķīmikāliju un materiālu piegādātājiem.

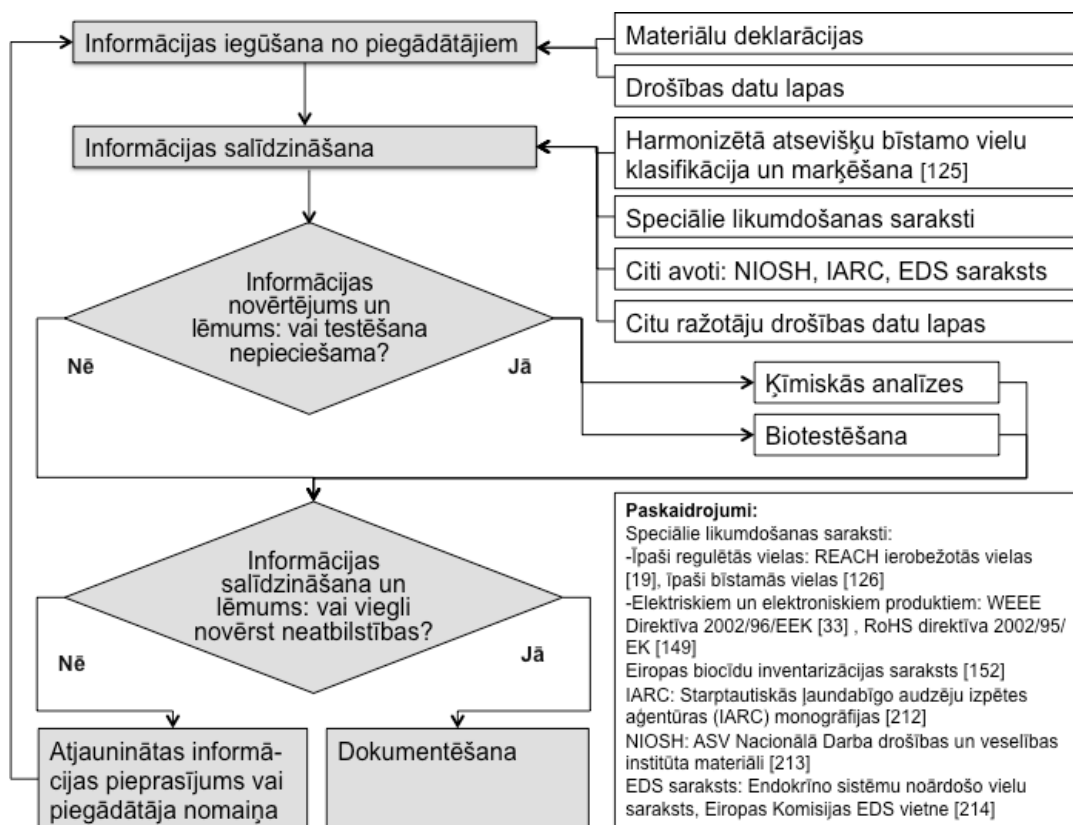
Uzņēmumi, lai panāktu atbilstību ķīmisko vielu un atkritumu likumdošanas prasībām, var izveidot regulāras datu vākšanas un atbilstības pārbaudes procedūras, kas pieder pie vispārējās pārvaldības sistēmas [124].

Promocijas darbā izveidotā ekodizaina metode šīm procedūrām piedāvā jaunus elementus – informācijas verifikācijas shēmu informācijas pārbaudei (sk. 3.2. attēlu) un materiālu vērtēšanas kritēriju sistēmu (sk. 3.1. attēlu).



3.1. att. Materiālu novērtēšanas kritēriju sistēmas un informācijas verifikācijas shēmas izmantošana uzņēmumā atbilstoši izstrādātajai ekodizaina metodei

Darbā izveidotā materiālu vērtēšanas kritēriju sistēma, kas ir ekodizaina metodes sastāvdaļa un kuras izstrādei izmantoti daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metožu principi, dod uzņēmumam iespēju noteikt bīstamākās vielas un jutīgākos izmantošanas veidus un izlemt par papildu informācijas nepieciešamību tālākas rīcības noteikšanai. Sistēma piedāvā materiālu novērtēšanas kritērijus, ņemot vērā materiālu atkārtotu izmantošanu vai reģenerāciju un toksisko ietekmi, izmantojot četras pakāpes, katrai pakāpei ir savs kvantitatīvais vērtējums.

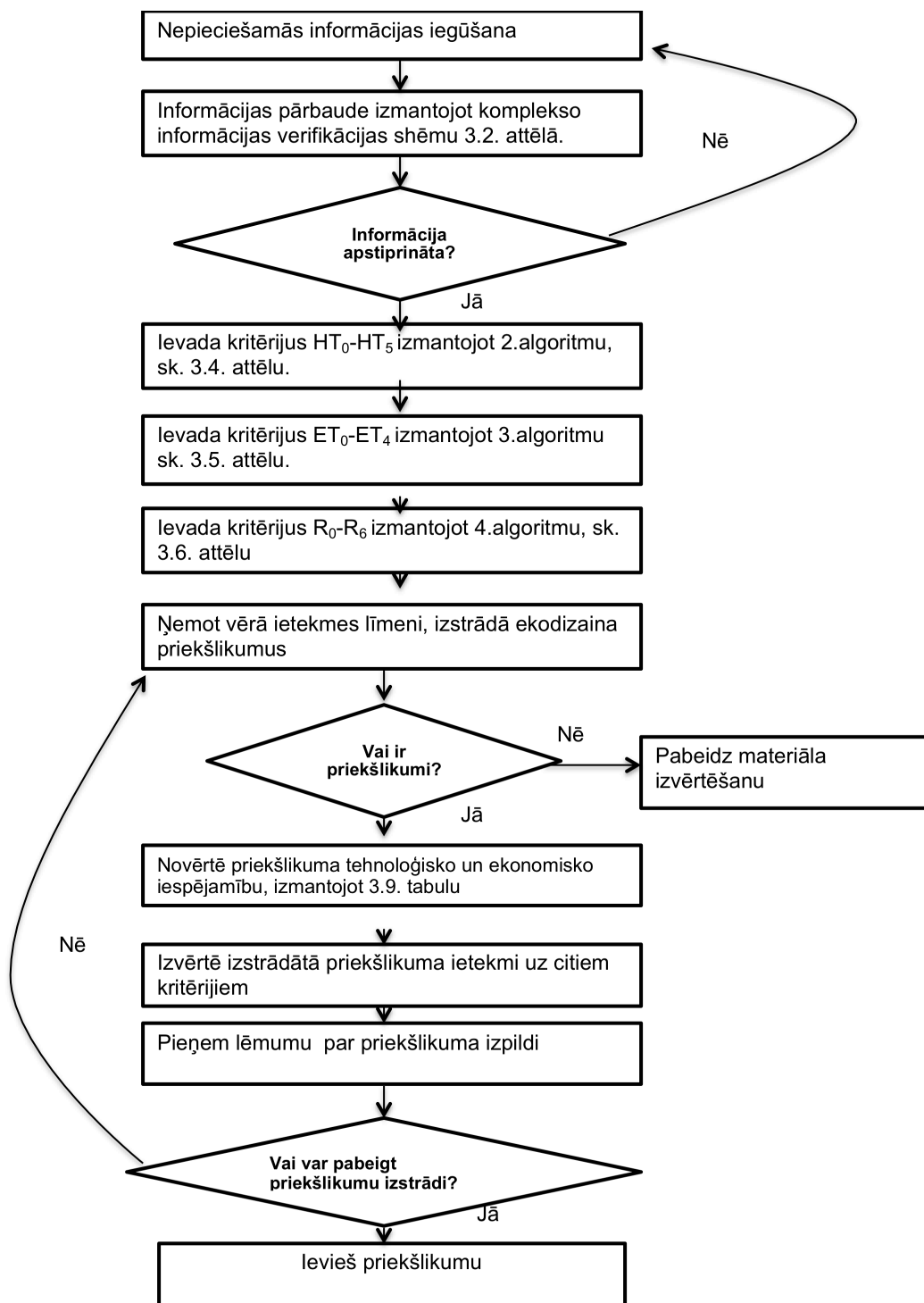


3.2. att. Kompleksa informācijas verificācijas shēma

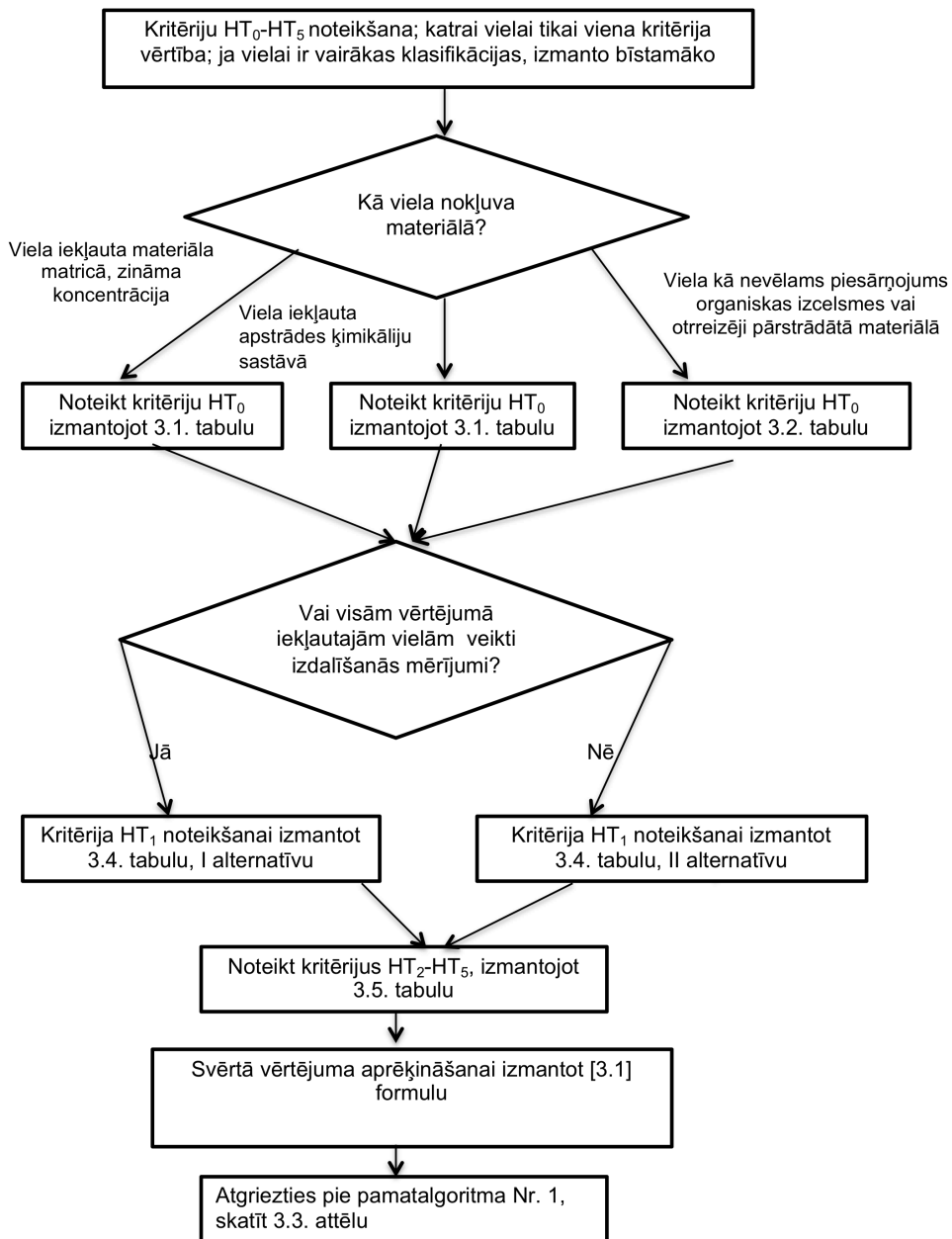
Ar šo metodi var identificēt galvenos nevēlamas ietekmes aspektus uz cilvēka veselību un vidi un paredzēt pasākumus, kā riskus samazināt. Šī sistēma jāizmanto ekodizaina produktu izstrādes procesā, piemēram, izvēloties alternatīvus materiālus vai vērtējot produkta dizaina ietekmi uz toksisko vielu iedarbību un iespējas to samazināt.

3.1.2. METODI SKAIDROJOŠIE ALGORITMI UN VĒRTĒŠANAS TABULAS

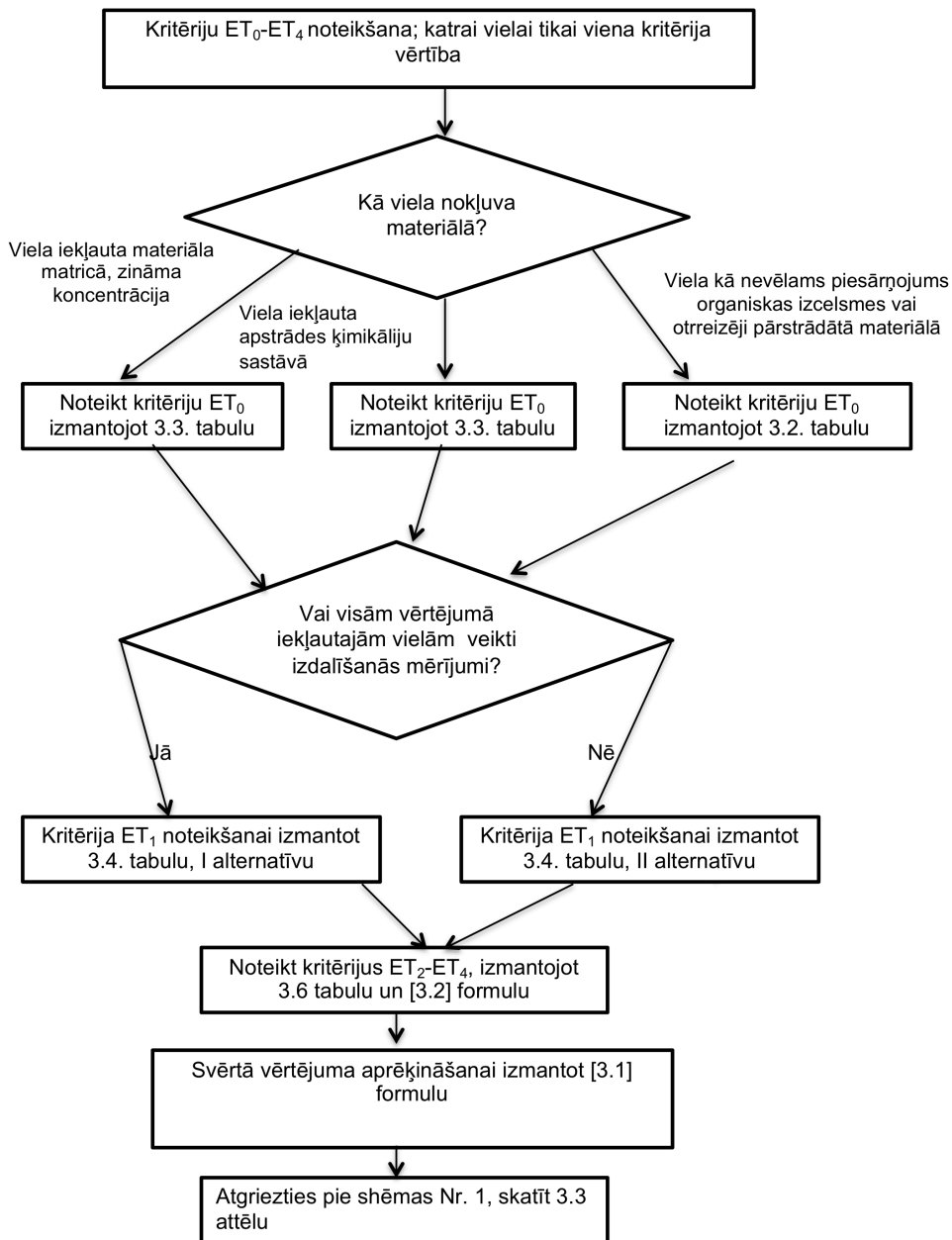
Metodes izmantošanai ieteicams vadīties pēc izstrādātā algoritma (sk. 3.3., 3.4., 3.5., 3.6. attēlu). Ar izstrādātās metodes palīdzību izvērtējot materiālus, svarīgākais rezultāts ir katra materiāla atsevišķs vērtējums. Ja materiāls satur vairākas kaitīgās vielas, katru vielu vērtē atsevišķi, katras vielas izvērtēšanas procesā apsverot iespējas samazināt toksiskumu vai iedarbību. Tad, kad veikts kritēriju izvērtējums atbilstoši shēmai, nākamais solis ir priekšlikumu izstrāde produkta uzlabošanai. Ekodizaina priekšlikumu izstrādē, izmaiņu tehnoloģiskās iespējamības un prioritāšu izvērtēšanā vēlamā piedalīties visai produkta izstrādes grupai.



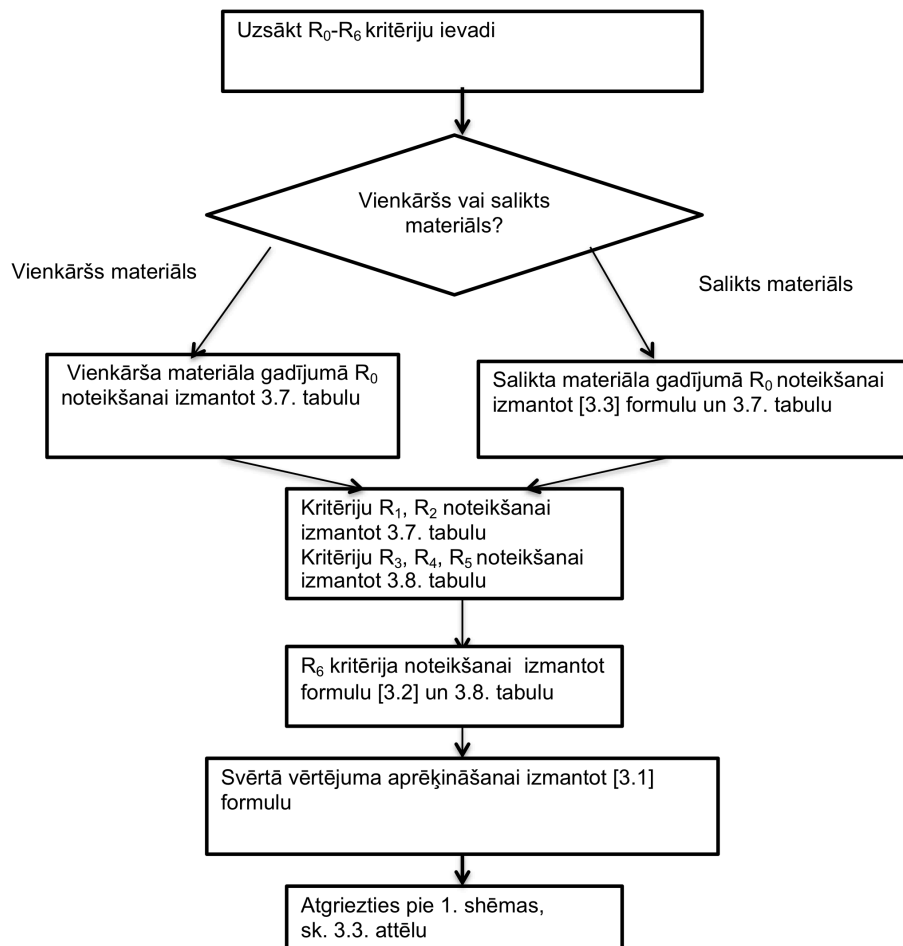
3.3. att. Ekodizaina metodes izmantošanas pamatalgoritms Nr. 1



3.4. att. Ekodizaina metodes izmantošanu paskaidrojošais algoritms Nr. 2 (lai ievadītu kritērijus par toksisko ietekmi uz cilvēka veselību)



3.5. att. Ekodizaina metodes izmantošanu paskaidrojošais algoritms Nr. 3 (lai ievadītu kritērijus par toksisko ietekmi uz vidi)



3.6. att. Ekodizaina metodes izmantošanu paskaidrojošais algoritms Nr. 4 (lai ievadītu kritērijus materiālu atkārtotas izmantošanas un pārstrādes veicināšanai)

Vērtējuma apspriešanai pieejamas dažādas tehnikas, kas veicina kolektīvu ekspertu vērtējuma atrašanu atbilstoši uzņēmuma politikai un prioritātēm. Piemēram, spējās programmatūras izstrādē izmantotā kolektīvā lēmuma pieņemšanas tehnika [50]. Kritērijus un izmaiņu prioritāti nosaka, izmantojot svērtu vērtējumu (sk. 3.1. formulu):

$$WX_i = X_o \times X_i, \quad (3.1.)$$

kur X_o – kritēriju ET_o , HT_o vai R_o vērtības;

X_i – kritēriji (ET_i , HT_i vai R_i);

WX_i – svērtā vērtība i (WET_i , WHT_i vai WR_i).

Pēc kritēriju ievades atbilstoši algoritmam ģenerē ekodizaina priekšlikumus un izmaiņu tehnoloģisko iespējamību vērtē skalā no 1 līdz 4 (4 – iespējams ar nelielām pārmaiņām, 1 – tehniski sarežģīti; sk. 3.10. tabulu).

3.1. tabula

Kritērija HT₀ vērtības: veselībai toksisko vielu, kas ietilpst materiālu sastāvā (to skaitā brīvie monomēri polimērā) vai ķīmikālijās, kas izmantotas materiālu apstrādē, identifikācija

Apzīmējumu skaidrojumu sk. Pielikumā.

Bīstamības raksturojums	GHS un citi apzīmējumi	Kritērija vērtība atkarībā no koncentrācijas materiālā, masas %					
		apstrādes		ķīmikālijās, masas %			
		>0,1	>1	>10	>0,1	>1	>10
Kaitīgas veselībai	H300, H301, H302, H310, H311, H312, H330, H331, H332, H314, H315, H318, H319, H335, H336, H304	1	1	2	1	1	1
Sensibilizējošs (āda), 2. kat. specifisks mērķa orgānu sistēmiskais toksiskums (STOST)	H 317, H373	1	2	3	1	1	2
Sensibilizējošs (ieelpojot), 1. kat. specifisks mērķa orgānu sistēmiskais toksiskums (STOST)	H334, H372	2	3	4	1	2	3
3. kat. endokrīno sistēmu ārdošās vielas (EDS), 2. kat. kancerogēnas, mutagēnas, repr. sistēmai toksiskas vielas (CMR)	EDS cat. 3*, H341, H351, H361, H362	3	4	4	2	3	4
Īpašas bažas izraisošās vielas, 1. un 2. kat. endokrīno sistēmu ārdošās vielas (EDS), 1. kat. kancerogēnas, mutagēnas, reproduktīvajai sistēmai toksiskas vielas	EDS cat 1., 2.*, H 340, H 350, H360	4	4	4	3	4	4

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

*EDS vielas atbilstoši ES EDS vielu sarakstā [214].

3.2. tabula

Kritēriju HT₀ un ET₀ vērtības: veselībai un videi toksisko vielu, kas ietilpst organiskas izcelsmes materiālu sastāvā vai pārstrādātā materiālā, identifikācija

Bīstamības raksturojums	Apzīmējumi	Kritērija vērtība atkarībā no koncentrācijas materiālā, masas %		
		> 0,01	> 0,1	> 1
Smagie metāli, NOPs*	Nav	2	3	4

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

*NOPs un smagos metālus nosaka atbilstoši Ārhusas protokoliem [215, 216].

3.3. tabula

Kritērija ET₀ vērtības: videi toksisko vielu identifikācija, kas ietilpst materiālu sastāvā (to skaitā brīvie monomēri polimērā) vai ķīmikālijās, kas izmantotas materiālu apstrādē, identifikācija

Bīstamības raksturojums	GHS un citi apzīmējumi	Kritērija vērtība atkarībā no koncentrācijas materiālā, masas %					
		apstrādes ķīmikālijās, masas %		apstrādes ķīmikālijās, masas %			
		>0,1	>1	>10	>0,1	>1	>10
Videi toksiskas vielas; var būt kaitīgas vielas ūdens videi ilgtermiņā	H400; H413	1	1	2	1	1	1
Kaitīgas vielas ūdens videi ilgtermiņā	H412	1	2	3	1	1	2
Toksiskas vielas ūdens videi ilgtermiņā	H411	2	3	4	1	2	3
Ļoti toksiskas vielas ūdens videi ilgtermiņā	H410	3	4	4	2	3	4
Noturīgas, bioakumulatīvas, toksiskas vielas, ļoti noturīgas un ļoti biakumulatīvas vielas, īpašas bažas izraisošas vielas (atbilstoši REACH kritērijiem)	(REACH) PBT, vPvB*	4	4	4	3	4	4

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

- PBT, vPvB kritēriji atbilstoši REACH [19] XIII pielikumam.

3.4. tabula

Kritēriju HT₁ and ET₁ vērtības: vielas izdalīšanās daudzumu noteicošie parametri un vielas piesaiste materiāla matricai

Kritērija vērtība	I alternatīva*		II alternatīva*	
	Toksiskās vielas emitētā daļa no produkta lietošanas laikā		Toksiskās vielas sasaisti ar materiālu vai produktu ietekmējošie faktori	
1	< 1%		Viela pilnībā mehāniski iekapsulēta, minimāla noplūdes iespēja	
2	1– 10%		Vielas saskari ar apkārtējo vidi ierobežo aizsargbarjera, viela maz gaistoša (tvaika spiediens < 10 ⁻⁶ Pa), maz šķīstoša (< 1 µg/l) 20 °C vai kovalenta ķīmiska saite ar matricu	
3	10–25%		1) Vielas saskari ar apkārtējo vidi ierobežo aizsargbarjera vai 2) atklāta virsma, bet tiek veidota kovalenta ķīmiska saite ar matricu, vai arī viela ir maz gaistoša (tvaika spiediens < 10 ⁻⁶ Pa) un maz šķīstoša ūdenī (< 1 µg/l istabas temperatūrā 20 °C)	
4	>25% emisiju no kopējā daudzuma materiālā (masas %)		Atklāta virsma, šķīdība ūdenī ≥ 1 µg/l vai tvaika spiediens ≥ 10 ⁻⁶ Pa, vai nav informācijas par šķīdību un tvaika spiedienu, un ķīmiskās saites dabu	

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

- * Uzņēmums var izvēlēties I vai II alternatīvu atkarībā no tā, vai ir pieejami katras vielas izdalīšanās mērījumi, kas nepieciešami I alternatīvas izmantošanai, kura ir precīzāka.

3.5. tabula

Vielas iedarbību uz cilvēku veselību noteicošās kritēriju vērtības

Kritērija vērtība	Virsmas lielums, HT ₂	Gaisa apmaiņa, HT ₃	Saskare ar cilvēka ādu, HT ₄	Lietotāju tips, HT ₅
1	Maza virsma < 0,5 m ²	Produkts tiek lietots ārpus telpām	Nav paredzēta regulāra saskare ar ādu	Neliela patērētāju grupa, galvenokārt profesionāli lietotāji
2	Vidēja virsma, 0,5 – < 1 m ²	Produkts tiek lietots iekšējās ar labu ventilāciju, telpas lielums > 30 m ³ , gaisa cirkulācijas koeficients > 0,5 h ⁻¹ (proporcija starp telpas lielumu un gaisa cirkulācijas koeficientu > 15 m ³ / 1 h ⁻¹)	Kontakts ar ādu < 50% virsmas, nav paredzēta svīšana vai berze	Plaša patērētāju grupa, lielākoties pieauguši cilvēki
3	Liela virsma, 1–10 m ²	Produkts izmantots iekšējās ar sliktu ventilāciju, telpas lielums < 30 m ³ , gaisa cirkulācijas koeficients < 0,5 h ⁻¹ (proporcija starp telpas lielumu un gaisa cirkulācijas koeficientu < 15 m ³ /h ⁻¹)	Kontakts ar ādu < 50% virsmas, iespējama svīšana vai berze	Plaša patērētāju grupa, tostarp jutīgi patērētāji (bērni līdz 16 gadu vecumam)
4	Ļoti liela virsma, > 10 m ²	Slēgta, neliela iekšējās sistēma, (telpas lielums < 5 m ³ , gaisa cirkulācijas koeficients < 0,5 h (proporcija starp telpas lielumu un gaisa cirkulācijas koeficientu < 2,5 m ³ /h ⁻¹)	Kontakts ar ādu > 50% vai iespējama saskare ar muti (bērniem)	Plaša patērētāju grupa, tostarp ļoti jutīgi patērētāji (bērni līdz 3 gadu vecumam)

Kritērija vērtības skaidrojums – ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

3.6. tabula

Vielas iedarbību uz vidi noteicošās kritēriju vērtības

Kritērija vērtība	Virsmas lielums, ET ₂	Izmantošanas apstākļi no vides viedokļa, ET ₃	Piemaisījumu ietekme uz vidi dzīves cikla beigās (sk. 3.8. tabulu un formulu [3.2], ET ₄)
1	Maza virsma < 0,5 m ²	Niecīga saskare ar ūdeni, kas varētu tālāk nokļūt vidē	Atkārtota izmantošana
2	Vidēja virsma, 0,5 – < 1 m ²	Regulāra saskare ar ūdeni (mazgāšana, tīrīšana), visi notekūdeņi nokļūst notekūdeņu attīrīšanas iekārtās	Pārstrāde kontrolētos** apstākļos vai pārstrādāšana tālāk neregenerējamā materiālā
3	Liela virsma, 1–10 m ²	Produkta virsma atrodas atklātā vidē, vai arī regulāra saskare ar ūdeni (mazgāšana, tīrīšana), notekūdeņi nokļūst vidē bez notekūdeņu attīrīšanas iekārtām	Sadedzināšana kontrolētos apstākļos
4	Ļoti liela virsma, > 10 m ²	Virsma atrodas atklātā vidē, ūdenstilpju tiešā tuvumā ≤ 10 m attālumā	Noglabāšana, sadedzināšana vai reģenerācija* nekontrolētos apstākļos

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

* Reģenerācija – enerģētiskās vērtības atgūšana vai pārstrādāšana tālāk neregenerējamā materiālā.

** Kontrolēti apstākļi: darbības atbilstoši ES likumdošanas prasībām.

Ja ir iespējami vairāki scenāriji, novērtē atkritumu daļu, kas nokļūst katrā atsevišķā scenārijā (atkārtota izmantošana, pārstrāde kontrolētos apstākļos, sadedzināšana kontrolētos apstākļos vai noglabāšana, sadedzināšana vai pārstrāde nekontrolētos apstākļos). Kopējā rādītāja iegūšanai katra atsevišķa materiāla kritēriju reizina ar materiāla masas daļu un šo rādītāju summē kopā visiem materiāliem (3.2.):

$$K_{kop} = \sum_{i=1}^4 K_i \times \frac{m_i}{m_{kop}}, \quad (3.2.)$$

kur K_{kop} – dzīves cikla beigu scenārija kopējā kritērija vērtība;
 K_i – dzīves cikla beigu scenārija i vērtība;
 m_i – produkta masa, kas nokļūst dzīves cikla beigu scenārijā i ;
 m_{kop} – kopējā produkta masa.

3.7. tabula

Ar otrreizējas pārstrādes un reģenerācijas kvalitāti un dizainu saistītie kritēriji, I daļa

Kritērija vērtība	Resursu izsīkšanas svars, R_0	Reģenerācijas kvalitāte, R_1	Dizains (šķirošanas robežas) ¹⁰ , R_2
1	$ARN < 10^{-10}$ kg _{Sb ekv} /kg	Pārstrādājams, līdzvērtīga kvalitāte	Viegli atdalāms ar rokām, izjaukšanas ilgums līdz trīs minūtēm
2	10^{-10} kg _{Sb ekv} /kg < $ARN < 10^{-4}$ kg _{Sb ekv} /kg	Pārstrādājams, zemāka kvalitāte	Atdalāms ar nelielu piepūli, izmantojot instrumentus, izjaukšanas ilgums līdz trīs minūtēm
3	10^{-4} kg _{Sb ekv} /kg < $ARN < 10$ kg _{Sb ekv} /kg	Satur organiskas vielas, reģenerējams kā enerģijas avots vai pārnesot tālāk nepārstrādājamā materiālā	Atdalāms ar piepūli, izmantojot instrumentus vai mehāniski sasmalcinot
4	$ARN > 1$ kg _{Sb ekv} /kg	Nereģenerējams	Nav atdalāms
Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala			
Zema – 1		Vidēja – 2	Augsta – 3
			Ļoti augsta – 4

ARN – abiotisko resursu noplicināšana, vērtības atbilstoši CML-2001 metodei (110), kas kā references resursu izmanto antimonu (Sb).

Kombinētu materiālu gadījumā aprēķina katra atsevišķa materiāla resursu izsīkšanas nozīmīgumu un attiecina to pret kopējo masu (3.3.):

$$ARN_Z = \frac{\sum_{i=1}^n ARN_i \times m_i}{\sum_{i=1}^n m_i}, \quad (3.3.)$$

kur ARN_Z – abiotisko resursu noplicināšanas references faktors kombinētajam materiālam Z ;
 ARN_i – abiotisko resursu noplicināšanas references faktors kombinētā materiāla sastāvdaļai i ;
 m_i – sastāvdaļas i masa.

¹⁰ Oto un Vūda [45] minētā metode

3.8. tabula

Ar otrreizējās pārstrādes un reģenerācijas kvalitāti un dizainu saistītie kritēriji, II daļa

Kritērija vērtība	Materiāla atpazīstamība, R ₃	Virsmas apstrāde, R ₄	Piemaistījumu ietekme uz reģenerēšanu dzīves cikla beigās, R ₅	Dzīves cikla beigu scenārijs, R ₆
1	Marķēts	Nav laminētu vai krāsotu virsmu	Toksisku piemaistījumu nav	Atkārtota izmantošana
2	Nemarkēts, viegli identificējams, neliela kļūdas iespējamība	Laminētas vai krāsotas virsmas < 10%	Toksiski piemaistījumi ir, neiespaido otrreizēju pārstrādi, reģenerāciju, noglabāšanu	Reģenerācija kontrolētos apstākļos
3	Grūti identificējams, augsta kļūdas iespējamība	Laminētas vai krāsotas virsmas 10–50%	Toksiski piemaistījumi ir, būtiski iespaido otrreizējo pārstrādi, reģenerāciju, noglabāšanu	Sadedzināšana (kontrolētos apstākļos)
4	Neidentificējams	Laminētas vai krāsotas virsmas > 50%	Būtiski nelabvēlīgi ietekmē otrreizēju pārstrādi, reģenerāciju, noglabāšanu	Noglabāšana, sadedzināšana vai reģenerācija nekontrolētos apstākļos

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

Ja ir iespējami vairāki scenāriji, rīkojas, kā ET₄ gadījumā (sk. 3.2 formulu).

3.9. tabula

Ekodizaina priekšlikumu tehnoloģiskās un ekonomiskās iespējamības novērtēšana

Kritērija vērtība	Tehnoloģiskā iespējamība	Ekonomiskā iespējamība / produkta ražošanas izmaksu izmaiņas
1	Nav nepieciešamas tehnoloģiskas izmaiņas, nesamazina funkcionalitāti	Produkta ražošanas izmaksu samazinājums
2	Nav nepieciešamas tehnoloģiskas izmaiņas, samazina funkcionalitāti	Neietekmē produkta ražošanas izmaksas
3	Nepieciešamas ievērojamas tehnoloģiskas izmaiņas, nesamazina funkcionalitāti	Produkta ražošanas izmaksu pieaugums < 10 %
4	Nepieciešamas ievērojamas tehnoloģiskas izmaiņas, samazina funkcionalitāti	Produkta ražošanas izmaksu pieaugums > 10%

Kritērija vērtības skaidrojums: ietekmes līmeņa vērtēšanas skala

Zema – 1 Vidēja – 2 Augsta – 3 Ļoti augsta – 4

3.2. INFORMĀCIJAS VERIFIKĀCIJAS SHĒMAS APROBĀCIJA. RISKA SAZIŅAS INFORMĀCIJAS UN TESTU IZMANTOŠANA MATERIĀLU TOKSISKUMA NOVĒRTĒŠANĀ

3.2.1. EKSPERIMENTĀLĀS IZPĒTES MĒRĶIS

Pētījuma mērķis ir aprobēt promocijas darbā izstrādāto komplekso informācijas verifikācijas shēmu (sk. 3.2. attēlu), kā piemēru izmantojot ar koksnes konservantiem un krāsu apstrādātu kokmateriālu toksiskuma novērtēšanu, lai pārbaudītu ražotāju sniegtās informācijas atbilstību un plānoto ekodizaina pasākumu efektivitāti.

Darba uzdevumi:

- Apstrādāt kokmateriālus ar mazumtirdzniecībā pieejamiem koksnes konservantiem un krāsu, lai pārbaudītu ekodizaina risinājuma – krāsas pārklājuma – efektivitāti, proti, vai krāsas kārtā samazina kaitīgo vielu izdalīšanās no kokmateriālu paraugiem ūdens vidē.
- Izvērtēt koksnes konservantu bīstamību, balstoties uz ražotāja sniegto informāciju un salīdzināt ar citiem informācijas avotu datiem atbilstoši shēmai 3.2. attēlā.
- Veikt eksperimentus un novērtēt kokmateriāla paraugu ekstraktu toksiskumu, pamatojoties uz *D.magna* ekotoksicitātes testu.
- Veikt iegūto ekstraktu ķīmiskās analīzes, lai papildinātu secinājumus par biotestēšanas rezultātiem.
- Balstoties uz analīžu un informācijas avotu izpētes rezultātiem, novērtēt ražotāja sniegtās riska informācijas atbilstību faktiskajai bīstamībai.

3.2.2. EKSPERIMENTA PLĀNOŠANA UN GAITA

Tika pārbaudīts ar trīs konservantiem (šifrētie nosaukumi KK1, KK2, KK3) apstrādātu kokmateriālu paraugu ekotoksiskums un metālu atomu saturs, izmantojot kokmateriālu paraugu ekstraktus ūdenī. Šāda pieeja tika izvēlēta tāpēc, lai ar *D.magna* ekotoksiskuma testu palīdzību novērtētu ražotāju sniegtās informācijas atbilstību un pārbaudītu krāsas kārtas efektivitāti toksisku vielu izdalīšanās aizzūrē. Eksperiments tika veikts vairākos etapos.

I etaps. Kokmateriālu paraugu sagatavošana.

Kokmateriālu paraugi tika apstrādāti ar koksnes konservantu atbilstoši ražotāja norādījumiem, izmantojot gleznotāja otu. Paraugšs pirms un vairākas reizes pēc apstrādes tika svērts, lai noteiktu izmantotā konservanta un krāsas daudzumu. Atbilstoši ražotāja norādījumam koksnes konservants KK2 pirms lietošanas tika atšķaidīts 1:1 ar nostādinātu krāna ūdeni. Iegūtie paraugi tika uzglabāti kartona kastītēs ar finiera vai kartona statīvu istabas temperatūrā. Tā kā kokmateriālu paraugi tika apstrādāti ar konservantu pēc ražotāja norādījumiem, katra konservanta apstrādes process atšķīrās (sk. 3.10. tabulu), jo ražotāja

instrukciju izpilde, atbilstoši biocīdus [157] un ķīmikālijas regulējošo n.a. [19] prasībām, ir ķīmikāliju lietotāja pienākums. Daļa paraugu diennakti pēc pēdējās apstrādes ar konservantu tika nokrāsoti.

3.10. tabula

Kokmateriālu paraugu apstrādes process

Koksnes konservantu nosaukums	Darba gaita*
KK1	Kokmateriālu paraugu no vienas puses apstrādā ar koksnes konservantu trīs reizes, ikreiz pirms nākamās apstrādes ļaujot nožūt divas stundas
KK2	Kokmateriālu paraugu četras reizes apstrādā ar koksnes konservantu, ikreiz pirms nākamās apstrādes diennakti žāvējot
KK3	Kokmateriālu paraugu divas reizes apstrādā ar koksnes konservantu. Pēc pirmās kārtas uzklāšanas žāvē četras stundas
Krāsa uz ūdens bāzes	Krāsu uzklāj uz vienu diennakti žuvuša konservanta kārtas, pirms eksperimenta turpinājuma ļaujot žūt divas diennaktis

*Katra apstrādātā kokmateriāla žāvēšanas ilgums izvēlēts atbilstoši ražotāja norādījumiem.

II etaps. Priekšeksperimenti.

Testorganismu *D.magna* kultūras jutīgumu tika pārbaudīts ar kālija dihromāta ($K_2Cr_2O_7$) šķīdumu, lai noteiktu testorganismu kultūras jutību pret kālija dihromātu LC_{50} – 24h, kam saskaņā ar ISO 6341:1996 [208] standarta prasībām jābūt robežās no 0,6 līdz 1,7 mg/l. Sākotnēji testa veikšanai tika atlasītas pieaugušas dafnijas ar olām. Pēc divdesmit četrām stundām varēja atlasīt jaunās, 24 stundu periodā izšķīlušās dafnijas – *neonate*, jo tie ir ievērojami mazāki par pieaugušajiem īpatņiem un tāpēc atpazīstami (sk. 3.7. attēlu). Tika pagatavots kālija dihromāts atšķirīgā koncentrācijā no 0,3 līdz 3 mg/l, katrā traukā ievietotas piecas dafnijas, kas jaunākas par 24 stundām. Pēc 24 stundām tika iegūti rezultāti. LC_{50} noteica ar PROBIT metodes palīdzību.

Tālāk tika pārbaudīts neapstrādātā kokmateriāla ekstrakta toksiskums un krāsotā kokmateriālu parauga ekstrakta toksiskums, lai izslēgtu varbūtību, ka pats neapstrādātais kokmateriāls vai krāsotais paraugs satur toksiskas vielas, kas varētu būtiski ietekmēt eksperimenta gaitu, jo krāsas uzdevums ir samazināt parauga toksiskumu, aizurot konservantu aktīvās vielas izdalīšanos. Turpmākos eksperimentos veikta testa sistēmas kalibrēšana, pārbaudot, vai iegūtais ekstrakts satur toksiskas vielas biotestēšanai pietiekamā daudzumā, kā arī koriģējot ekstraktu pagatavošanai nepieciešamā ūdens tilpums.

III etaps. Kokmateriālu paraugu ekstraktu sagatavošana un biotestēšana.

Paraugi tika apstrādāti ar konservantu tikai no vienas puses un ar krāsu no abām, lai biocīdam nebūtu tiešs kontakts ar ūdeni, sekojot ražotāja norādījumiem par konservanta uzklāšanu. Ekstrakta iegūšanai katrs kokmateriālu paraugs vienu diennakti tika turēts 30 ml nostādinātā krāna ūdenī istabas temperatūrā Petri traukā ar nehermētisku vāku, paraugu pilnīgi iegremdējot ūdenī ar stikla atsvara palīdzību. Iegūtie šķīdumi tika uzglabāti ledusskapī +4°C temperatūrā un testēti ne vēlāk kā divu mēnešu laikā. Gatavais ekstrakts

tika testēts ar *D.magna*, iegūto ekstraktu sadalot 3 testa platēs (katrā pa 10 ml), un katrā platē ievietojot 5 organismus (*neonate*). Pēc testa veikšanas izmantotie ekstrakti tika uzglabāti tālāku testu veikšanai. LC₅₀ iegūšanai no iegūtajiem ekstraktiem tika pagatavoti atšķirīgu koncentrāciju šķīdumi, atšķaidot ekstraktu ar nostādinātu krāna ūdeni. Katrs iegūtais šķīdums tika testēts trīs testa platēs, uz 10 ml testējamā šķīduma katrā platē ievietojot piecus testorganismus (*neonate*).



3.7. att. Pieaugusi *Daphnia magna* ar olām (pa kreisi), un 24 stundas nesasnēgusi neonate (pa labi), foto: Ieva Putna, Jana Simanovska

IV etaps. Kokmateriālu paraugu ekstraktu un konservanta ķīmiskās analīzes.

Lai gan KK3 ražotājs nebija norādījis konservanta sastāvu un bīstamās īpašības, biotestēšana ar *D.magna* apstiprināja testorganismiem toksisku vielu klātbūtni. Tāpēc tika veiktas KK3 ķīmiskās analīzes, lai pārbaudītu, vai KK3 nesatur agrāk plaši lietotā konservanta CCA (hroms, varš, arsēns) sastāvdaļas. Lai precīzētu rezultātus par konservantu sastāvā esošo bīstamo vielu izdalīšanos ūdens vidē, ar KK2 un KK3 apstrādāto kokmateriālu paraugu ekstrakti tika ķīmiski analizēti, lai noteiktu hroma un vara savienojumu koncentrāciju.

3.2.3. REZULTĀTI

Toksisko vielu saturs kokmateriālu paraugos aprēķināts, izmantojot datus par uzklātā konservanta daudzumu un ražotāja informāciju par toksisko vielu saturu konservantos un krāsā (sk. 3.11. tabulu). Nenoteiktības aprēķināšanai ņemtas vērā gan A tipa, gan B tipa nenoteiktības [217].

3.11. tabula

Kokmateriālu apstrādē izmantoto koksnes konservantu patēriņš

Nosaukums	Ražotāja ieteiktais patēriņš*	Faktiskais (rezultāts un nenoteiktība, $\alpha=0,9$)
KK1	680 g/m ² , 2 reizes vai 0,33 kg/m ²	375 ± 110 g/m ²
KK2	3 – 5 m ² /l vai gatavais darba šķīdums 0,2–0,33 l/m ²	226 ± 165 g/m ²
KK3	0,25 – 0,30 l/m ²	155 ± 82 g/m ²

*Pieņem, ka konservantu blīvums ir 1 kg/l.

Visos gadījumos uzklātā konservanta daudzums bija mazāks nekā ražotāja ieteiktais. Šīs atšķirības nekavēja turpināt eksperimentu, jo kaitīgo vielu daudzums paraugā bija mazāks, nekā ražotāja prognozētais, līdz ar to toksiskums netiktu pārvērtēts. Tika aprēķināts iespējamais toksisko vielu daudzums kokmateriālu paraugā (pārēķināts uz ūdens tilpumu, kurā tika gatavots ekstrakts, sk. 3.12., 3.13. tabulu), lai salīdzinātu ar literatūras un drošības datu lapu datiem par ekotoksiskumu izmantotajiem testorganismiem *D.magna*.

3.12. tabula

Konservanta kaitīgo vielu daudzums kokmateriālu paraugos,
kas apstrādāti ar koksnes konservantiem

Praugs	Konservants, masa g		Sastāvdaļas, masa g	
	KK1	ADBAC*	Borskābe	Etanolamīns
Apstrādāts ar KK1, 3 dn žuvis, g/l	11,34 ± 1,3	0,127 ± 0,014	0,127 ± 0,014	<0,122
Apstrādāts ar KK1, 1 dn žuvis, apstrādāts ar krāsu, 2 dn žuvis, g/l	13,2 ± 1,2	0,148 ± 0,014	0,148 ± 0,014	<0,134
	KK2	Vara karbonāts	Tebukonazols	
Apstrādāts ar KK2, 3 nd žuvis, g/l	3,7 ± 0,7	0,118 ± 0,021	0,0026 ± 0,0005	
Apstrādāts ar KK2, 1 dn žuvis, apstrādāts ar krāsu, 2 dn žuvis, g/l	4,2 ± 0,7	0,136 ± 0,021	0,0029 ± 0,0005	
	KK3	Sastāvdaļas		
Apstrādāts ar KK3, 3 nd žuvis, g/l	5,66 ± 0,96	Drošības datu lapā nav uzrādītas		
Apstrādāts ar KK3, 1 dn žuvis, apstrādāts ar krāsu, 2 dn žuvis, g/l	4,43 ± 0,95			

Aprēķināts uz ūdens tilpumu ekstrakta gatavošanai, ja visas paraugā esošās vielas 100% izdalītos ūdens šķīdumā.

* ADBAC– alkilbenzildimetilamonija hlorīds.

** Ražotāja dati drošības datu lapā

3.13. tabula

Krāsas kaitīgo vielu daudzums ar konservantu neapstrādātajā kokmateriāla paraugā

Nosaukums	Krāsa	Butilglikols, 1–5%
Krāsa (uz 10 ml), g/l	16,6 ± 2,6	0,16 – 0,82
Krāsa (uz 30 ml), g/l	5,5 ± 0,7	0,055–0,276

Aprēķināts uz ūdens tilpumu ekstrakta gatavošanai, ja visas paraugā esošās vielas 100% izdalītos ūdens šķīdumā.

Ar koksnes konservantiem apstrādātajos paraugos toksisko vielu saturs tūstošiem reižu pārsniedza robežvērtību LC_{50} *D.magna* (sk. 3.14. tabulu). Tātad toksiskuma identifikācijai pietiktu, ja diennakts laikā ūdens fāzē pārietu 1/1000 daļa no paraugā esošās toksiskās vielas.

3.14. tabula

Konservantu sastāvā esošo vielu ekotoksiskums testorganismiem

Vielas nosaukums	CAS Nr.	24 h LC_{50} <i>d. magna</i> , mg/l	48 h LC_{50} <i>d. magna</i> , mg/l
Vara karbonāts	12069–69–1	–	
Tebukonazols	107534–96–3	0,57**	
ADBAC*	68424–85–1		0,16***
Borskābe	10043–35–3		133***
Etanolamīns	141–43–5	65***	
Butilglikols	111–76–2	1,698**	

*ADBAC – alkilbenzildimetilamonija hlorīds.

** Dati ražotāja drošības datu lapā.

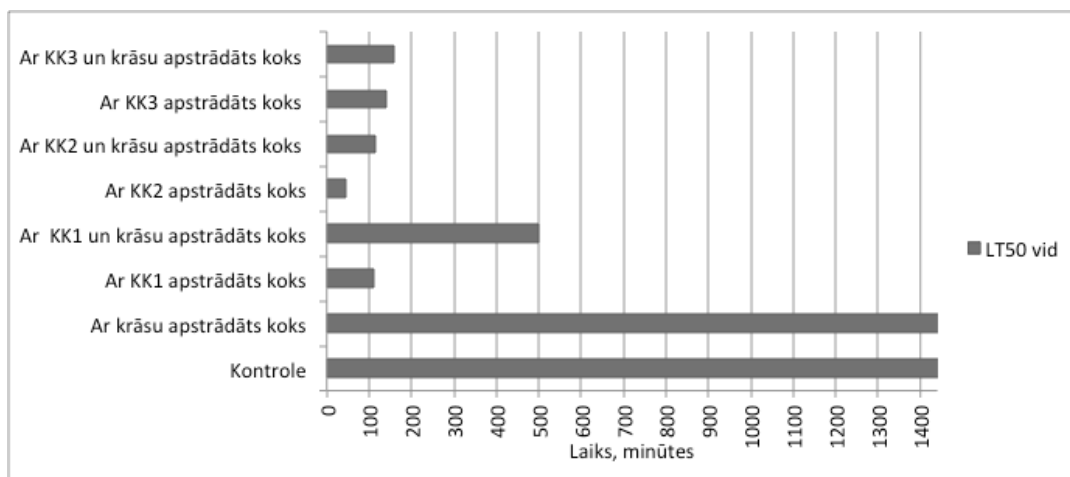
*** Cita ražotāja dati drošības datu lapā.

Vispirms tika pārbaudīts tikai krāsotā parauga toksiskums. Krāsa satur ūdens organismiem vāji toksisku vielu, kuras koncentrācija paraugā nesasniedz LC_{50} *D.magna* (iedarbība 24 stundas). Pārbaudot *D.magna* reakciju uz ekstraktu, kurā viens krāsots kokmateriāla paraugs diennakti tika turēts 10 ml, visu testorganismu kustības tika inhibētas 24 stundu laikā, lai gan teorētiski aprēķinātais toksiskās vielas daudzums paraugā sasniedza tikai pusi no ražotāja norādītā LC_{50} . Tam varētu būt trīs iemesli:

- krāsa, iespējams, satur arī citas toksiskas vielas, kas nav norādītas drošības datu lapā, ja nav pārsniegtas to kritiskās vērtības;
- butilglikols un, iespējams, citas krāsā esošās *D.magna* toksiskās vielas labi šķīst ūdenī un lielākā daļa diennakts laikā pārgāja ekstraktā – ūdens fāzē;
- dažādu celmu *D.magna* var būt atšķirīga jutība standarta pieļautajās robežās.

Trīsreiz mazākā atšķaidījumā (viens krāsota finiera paraugs uz 30 ml šķīduma) 24 stundu laikā izdzīvoja visi testorganismi, un tas nozīmē, ka LC_{50} netika sasniegts un krāsas toksiskums ir pietiekami neliels, lai netraucētu tālāko eksperimenta norisi.

Ekstraktu toksiskums no nekrāsotiem kokmateriāla paraugiem, kas apstrādāti tikai ar koksnes konservantiem, dafnijām bija ļoti augsts, un testa norise bija līdīga. Visos gadījumos tiem paraugiem, kas pēc apstrādes ar konservantu bija apstrādāti ar krāsu, kustību inhibēšanas reakcija bija lēnāka, tātad, krāsošanas rezultātā mazinājās parauga toksiskums. LT_{50} vērtības tika aprēķinātas ar PROBIT metodes palīdzību. 100% testorganismu izdzīvošana vienmēr paralēli veiktajos kontroles testos liecina par to, ka kustību inhibēšanu izraisījis tieši testējamo ekstraktu toksiskums, nevis citi faktori. Atšķirības starp ekstraktu toksiskumu raksturo aprēķinātās LT_{50} vērtības (sk. 3.8. attēlu).



3.8. att. *D.magna* kustību inhibīcijas atbildes reakcija: LT₅₀ kokmateriālu paraugu ekstraktu vidē

Lai noteiktu, vai eksperimentāli iegūto LT₅₀ vērtību atšķirības starp nekrāsotu paraugu ekstraktiem un ar dažādiem konservantiem apstrādātu, kā arī ar krāsu apstrādātu toksisko vielu izdalīšanās aizturei paraugu ekstraktiem ir statistiski nozīmīgas, izmantota divu izlašu vidējo vērtību salīdzināšana ar t–testu, veicot hipotēžu pārbaudi, par nulles hipotēzi H₀ izvirzot hipotēzi, ka vidējās vērtības neatšķiras [218, 219]. Hipotēžu pārbaude tika veikta ar nozīmības līmeni $\alpha=0,05$, ņemot vērā eksperimentāli iegūto vidējo vērtību, standartnovirzi un mērījumu skaitu. Pārbaudei nepieciešamā p vērtība un t koeficienta vērtība aprēķināta, izmantojot Statgraphics datorprogrammu [220]. Tādā gadījumā, ja $p \geq 0,05$, iegūtās atšķirības starp vidējiem lielumiem nevarēja uzskatīt par statistiski nozīmīgām (sk. 3.15. tabulu).

3.15. tabula

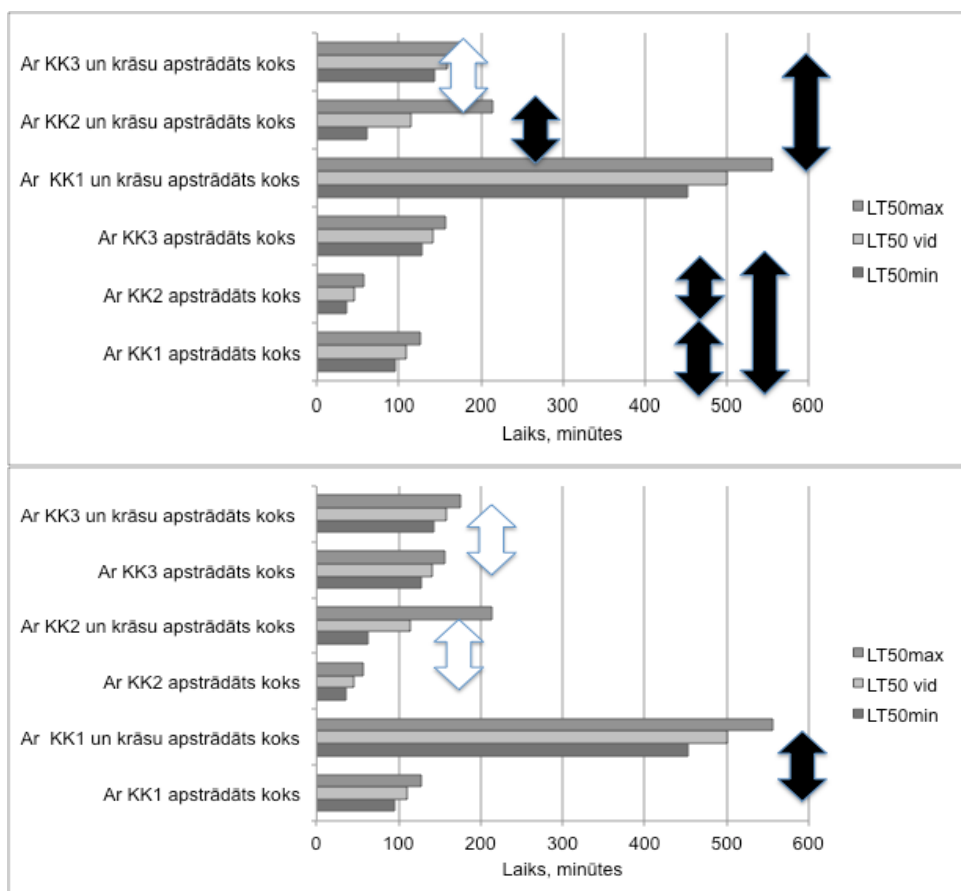
Hipotēžu pārbaude divu kopu vidējo vērtību salīdzināšanai

Hipotēžu pārbaude	t faktiskais	p vērtība	Slēdziens: noraidīt vai nenoraidīt H ₀ ($\alpha = 0,05$)
KK1 un krāsots KK1	-17,9	$2,38 \cdot 10^{-8}$	noraidīt
KK2 un krāsots KK2	-1,9	0,119	nenoraidīt
KK3 un krāsots KK3	2,1	0,054	nenoraidīt
KK1 un KK2	7,0	0,0001	noraidīt
KK1 un KK3	-3,6	0,004	noraidīt
KK3 un KK2	-11,1	$1,49 \cdot 10^{-6}$	noraidīt
Krāsotie KK1 un KK2	8,7	0,0001	noraidīt
Krāsotie KK1 un KK3	24,1	$1,11 \cdot 10^{-15}$	noraidīt
Krāsotie KK3 un KK2	1,65	0,133	nenoraidīt

Iegūtie rezultāti rāda, ka visi trīs kokmateriālu paraugu ekstrakti, kas apstrādāti ar konservantiem, ir toksiski, jo izraisīja ātru testorganismu kustību inhibēšanos, lai gan KK3 ražotājs šo konservantu nebija klasificējis kā bīstamu un nebija norādījis bīstamās vielas (sk. 3.8. attēlu). Tā kā kokmateriālu konservanta sastāvam jābūt toksiskam koksnei kaitīgajiem mikroorganismiem, lai kavētu koksnes bojāšanos to darbības rezultātā, tāpēc toksiskas īpašības ir sagaidāmas, tomēr ir atšķirības aktīvo vielu toksiskumā, piemēram,

borskābe ir ievērojami mazāk toksiska nekā citas aktīvās vielas, un tās šķīdumi nav klasificējami kā ūdens videi bīstami saskaņā ar GHS. Visstraujāk testorganismu kustības inhibēja ar KK2 apstrādāto kokmateriālu paraugu ekstrakti, lai gan ražotājs ne pašu konservantu, nedz arī kādu no sastāvdaļām neklasificēja kā ūdens videi toksisku atšķirībā no KK1, kura ražotājs uzrādīja ūdens videi bīstamu vielu, bet kura gadījumā kustību inhibēšana noritēja lēnāk. Biotesta rezultāts bija pamatojums, lai turpinātu KK3 bīstamības izpēti un veiktu ķīmiskās analīzes metālu satura pārbaudei.

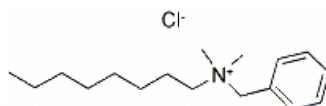
Salīdzinot krāsas ietekmi uz konservantu kaitīgo vielu izdalīšanos, redzams, ka ar KK1 iegūtajiem rezultātiem ir statistiski nozīmīga atšķirība, ko var skaidrot ar to, ka krāsas kārtā efektīvi samazina kaitīgo vielu izdalīšanos ūdens vidē. KK2 un KK3 gadījumā nav vērojama statistiski nozīmīga atšķirība starp iegūtajām LT_{50} vidējām vērtībām. KK2 gadījumā tas varētu būt saistīts ar to, ka dafniju kustību inhibīcija noritēja ļoti strauji, tāpēc robežās no 0 līdz 100 % tika nolasīti tikai divi mērījumi, kas radīja lielu standartnovirzi (sk. 3.9. attēlā atšķirību starp $LT_{50\max}$ un $LT_{50\min}$).



3.9. att. *D.magna* kustību inhibīcijas atbildes reakcija (LT_{50}) kokmateriālu paraugu ekstraktu vidē

Maksimālās un minimālās vērtības raksturo standartnovirzi. Atšķirības starp dažādiem konservantiem: melnās bultas norāda, ka atšķirības starp iegūtajām LT_{50} vērtībām ir statistiski nozīmīgas.

Eksperimentālo pētījumu parādīto atšķirību krāsas pārklājuma efektivitāti trīs pētīto konservantu ekotoksikoloģiskās ietekmes mazināšanā varētu skaidrot ar to, ka KK2 un KK3 aktīvā viela ir neorganiskie savienojumi, kamēr KK1 gadījumā aktīvā viela ir organiska viela ar krietni lielāku molekulas izmēru (sk. 3.10. attēlu). Tāpēc, iespējams, metālu joni caur krāsas slāni difundē krietni straujāk nekā organiskās vielas molekula. Līdztekus molekulas atšķirīgajiem izmēriem otrs skaidrojums varētu būt šo savienojumu atšķirīgā šķīdība ūdenī un adsorbcijas spēja.



3.10. att. Alkilbenzildimetilamonija hlorīda (CAS Nr. 68424–85–1) formulas grafisks attēlojums

Tā kā biotesti apstiprināja, ka būtiskas atšķirības starp toksisko vielu izdalīšanos krāsotajiem un nekrāsotajiem paraugiem ir tikai KK1 gadījumā, eksperimentāli tika noteikta piesārņojošo vielu koncentrācija krāsoto un nekrāsoto paraugu ekstraktos ar induktīvi saistītās plazmas masspektrometriju (ICP–MS) – tas bija iespējams, jo abi konservanti saturēja metālu savienojumus (sk. 3.16. tabulu). Kā liecina drošības datu lapa, KK2 aktīvā viela ir vara bāziskais karbonāts. Tā kā KK3 biotestos uzrādīja pietiekami augstu toksiskumu, uz aizdomu pamata tika veikta hroma, arsēna un vara satura ķīmiskā analīze, kas apstiprināja hroma un vara savienojumu klātbūtni (vara koncentrācija $2,08 \pm 0,13$ g/l, hroma koncentrācija 21 ± 2 g/l).

3.16. tabula

Ūdens videi kaitīgo vielu koncentrācija ar konservantu KK2 un KK3 apstrādātu krāsotu un nekrāsotu kokmateriālu paraugu ekstraktos – to salīdzinājums, izmantojot eksperimentālos testus ar induktīvi saistītās plazmas masspektrometriju (ICP–MS) un DDL datus

Konservants, metāla jons	Apstrāde	Metāla atomu koncentrācija ekstraktā, mg/l		Ekstraktā pārgājusi vielas daļa no teorētiski iespējamā, %	Krāsas efektivitāte metāla jonu izdalīšanās aizturē, reizes
		Teorētiski iespējamā*	Eksperimentāli noteiktā**		
KK2, Cu	Nekrāsots	69 ± 11	1,8 ± 0,1	2,61 ± 0,44	2,17 ± 0,26
	Krāsots	60 ± 11	0,72 ± 0,04	1,20 ± 0,23	
KK3, Cu	Nekrāsots	11,8 ± 2,1	0,115 ± 0,007	0,97 ± 0,18	1,85 ± 0,30
	Krāsots	9,3 ± 2,1	0,049 ± 0,003	0,53 ± 0,12	
KK3, Cr	Nekrāsots	119 ± 23	20 ± 1	16,81 ± 0,34	1,42 ± 0,32
	Krāsots	93 ± 22	11 ± 1	11,82 ± 0,30	

Kokmateriālu paraugs (22*22*1,5 mm), apstrādāts ar konservantu, žuvis 3 dn, mērcēts 30 ml ūdens 1 dn.

* Teorētiski iespējamā koncentrācija ekstraktā, ja izdalītos visi koka parauga apstrādei izmantotā konservanta sastāvā esošie metāla atomi

** Eksperimentāli noteiktā koncentrācija, nosakot ar induktīvi saistītās plazmas masspektrometriju (ICP–MS)

Krāsas efektivitāte tika aprēķināta, salīdzinot ekstrakā pārgājušo vielas daļu nekrāsota un krāsota parauga gadījumā, lai iegūtu atšķirību. Nejads un Kūpers [195] Kanādā trīs gadus atmosfēras apstākļos pētījuši pārklājumu efektivitāti, lai samazinātu biocīdu izskalošanos no apstrādātajiem materiāliem: ar vara - hroma - arsēna (CCA), ar sārmaina vara kompleksu (ACQ) un vara azolu (SA) apstrādātas koksnes) trīs gadu laikā dabiskos āra apstākļos Kanādā. Visi pārklājumi samazināja kopējo izskalošanos visām antiseptiķu neorganiskajām sastāvdaļām par aptuveni 60%. Darbā pārbaudītā krāsas kārtiņa aiztur neorganiskās konservanta sastāvdaļas vidēji par 30–50%.

3.2.4. RAŽOTĀJA SNIEGTĀS INFORMĀCIJAS SALĪDZINĀJUMS AR LITERATŪRAS UN EKSPERIMENTĀLAJIEM DATIEM

Informācija par koksnes konservantu sastāvu bija pieejama no drošības datu lapām un etiķetes, izņemot KK3 (sk. 2.15. tabulu). Salīdzinot marķējumā un drošības datu lapā minētos datus ar literatūras datiem un pieejamajām datubāzēm, redzams, ka informācija tajās par riskiem veselībai un videi ir nepietiekama, nereti noklusēta vides aizsardzībai un veselībai būtiska informācija. Informācijas nepilnības neļauj novērtēt produkta ietekmi uz vidi un cilvēka veselību. KK1 gadījumā drošības datu lapā sadaļā par sastāvdaļām ir kļūdaina informācija par borskābes klasifikāciju, kas acīmredzami sajaukta ar otra ingredienta klasifikāciju, un informācija par borskābes reproduktīvajai sistēmai toksiskajām īpašībām ievietota DDL nodaļā par ietekmi uz cilvēka veselību. Ražotājs nav klasificējis pašu produktu kā bīstamu, uzrādot, ka aktīvās sastāvdaļas koncentrācija ir 1,125 g/l un šīs vielas $LC_{50} D. magna$ 48 stundām ir 0,016 mg/l. ASV Vides aizsardzības aģentūras uzdevumā veiktā pārskatā minēti citi dati [221, 222]: $LC_{50} D. magna$ 48 stundām ir 0,0058 mg/l, tātad, pēc ASV Vides aizsardzības aģentūras datiem aktīvās vielas ekotoksicitāte ir krietni augstāka, un, ja izmantotu tos, arī pats produkts būtu jāklasificē kā videi bīstams.

KK2 gadījumā bīstamās sastāvdaļas ir bāziskais vara karbonāts un tebukonazols (abi toksiski ūdens videi), bet DDL nodaļā par ietekmi uz vidi nav norādīta ekotoksikoloģiska rakstura informācija; produkts nav klasificēts kā videi bīstams. KK2 drošības datu lapa DDL satur pretrunīgu informāciju: lai gan produkts marķēts kā kaitīgs X_n , ražotājs norāda, ka “Produkts nav klasificēts kā bīstams cilvēka veselībai”. DDL sadaļā par ietekmi uz vidi nav ekotoksikoloģiskās informācijas. KK2 ražotāja sniegtā informācija tika salīdzināta ar EK pārskatos pieejamiem datiem, atbilstoši informācijas verifikācijas shēmai 3.2 attēlā. Vara bāziskajam karbonātam (CAS nr. 12069-69-1) nav pieejams tā izvērtējums kā biocīdam, jo tas vēl ir sagatavošanas stadijā, tāpēc ražotājs var izmantot savus datus. Vara bāziskā karbonāta klasifikācija nav iekļauta ES harmonizētajā klasificēšanas un marķēšanas sarakstā. Tā kā ar šo produktu apstrādāti kokmateriālu ekstrakti uzrādīja lielāku ekotoksiskumu $D. magna$, tika turpināta izpēte, lai izskaidrotu šos testa rezultātus. Zinātniskajā literatūrā neizdevās atrast informāciju par bāziskā vara karbonāta toksiskumu $D. magna$ (LC_{50} 48 stundām), kas ir nepieciešamā pamatinformācija klasifikācijai. Tāpēc tika pārrēķināti literatūras dati par vara sulfātu un vara hlorīdu.

3.17. tabula

Informācija par vara savienojumu ekotoksikoloģiskajām īpašībām

Vara savienojums	Molmasa (g/mol)	LC ₅₀ 48 stundām <i>D. magna</i> , mg/l		
		Zinātniskā literatūra [223]	Teorētiski aprēķinātais	Citu ražotāju dati [224]
CuSO ₄	159,61	0,0826	–	–
CuCl ₂	134,45	0,172	–	–
CuCO ₃ ·Cu(OH) ₂	205,12	–	0,053–0,131	0,042

Izmantojot analogiju ar vara sulfātu (CAS Nr. 7758-98-7), kas ir klasificēts kā bīstams veselībai un videi ar klasifikāciju Xn; R22, Xi; R36/38, N; R50–53, un ņemot vērā faktu, ka šo savienojumu toksikoloģiskās īpašības ūdens vidē ietekmē tieši vara joni, var pieņemt, ka arī vara bāziskajam karbonātam ir līdzīgs ekotoksiskums, ko apstiprina arī cita ražotāja veiktie testi un klasifikācija (sk. 3.17 tabulu). Salīdzinot ar citu ražotāju datiem, (sk. 3.17. tabulu), koksnes konservants būtu klasificējams kā videi bīstams ar N, R50–53 (vai N, R51–53) atbilstoši MK noteikumiem Nr. 107 [225] 10. Pielikuma 1.¹ un 1. tabulai, jo satur vidē noturīgu vielu – vara bāzisko karbonātu¹¹ > 2,5%, kuras LC₅₀ *D.magna* 48 stundām ir robežās 0,01 < L(E)C₅₀ ≤ 0,1 (zemākā teorētiski aprēķinātā vērtība) vai 0,1 < L(E)C₅₀ ≤ 1 (augstākā teorētiski aprēķinātā vērtība). Rakstiski informējot par šo izpēti Veselības Inspekciju, tā veica pārbaudi pie koksnes konservanta ražotāja un apstiprināja veiktās izpētes slēdzienu par vara bāziskā karbonāta klasifikāciju [226].

KK3 nav klasificēts kā bīstams produkts, lai gan satur hroma savienojumu >2 masas %, (hroma atomi), kā liecina ķīmisko analīžu rezultāti (sk. 3.16. tabulu). Tika veikta izpēte par likumdošanas prasībām hroma un vara savienojumus saturošiem konservantiem. Eiropas Savienībā ir norisinājušās diskusijas par hroma trīsvērtīgo sāļu lietošanu biocīdu sastāvā, uzskatot, ka hroma savienojums nav biocīda aktīvā viela tā zemās biocidālās aktivitātes dēļ, bet hroma savienojumiem ir liela loma paša biocīda efektivitātē un fiksācijā uz materiāla virsmas [227, 228]. Tā kā neviens ražotājs nesagatavoja dosjē, saskaņā ar Biocīdu direktīvu koksnes konservantiem, kas satur hromu, jābūt izņemtiem no tirgus, sākot ar 1.09.2006, taču pret to iebilda rūpniecības uzņēmumi, argumentējot, ka uz hroma savienojumiem nevar attiecināt tās prasības, kas attiecas uz biocīdu aktīvajām vielām.

2007. gadā Eiropas Komisijas Kompetento iestāžu pārstāvju darba grupa izstrādāja priekšlikumus turpmākām darbībām ar hromu saturošiem koksnes konservantiem [229].

Atbilstoši šiem priekšlikumiem

- tirgū var atrasties tikai tādi koksnes konservanti, kuriem hroms pievienots hroma trioksīda formā;
- kā aktīvā viela jāizmanto vara savienojumi, vara (II) oksīdi vai vara hidroksīds, bet citas formas, kā vara sulfāts vai vara bāziskais karbonāts nav pieļaujamas;
- masas attiecības starp hroma trioksīdu un vara (II) oksīdu nedrīkst pārsniegt 3:1 attiecībā uz hromu saturošajiem sāļiem;

¹¹ Pats vara bāziskais karbonāts vidē sadalās, bet tā sadalīšanās produkts – vara joni ir vidē noturīga viela

- produktus nedrīkst lietot 1. un 2. kokmateriālu lietošanas klasei (iekštlēpās), nedrīkst izmantot pārtikas gatavošanas vietās;
- konservantu var izmantot tikai vakuuma spiediena impregnēšanā, izmantojot speciālas procedūras, lai panāktu labāku hroma fiksāciju;
- likumdevējam jānosaka maksimālā pieļaujamā sešvērtīgā hroma koncentrācija.

Salīdzinot ar KK3 izmantošanas aprakstu un produktu sastāvu (sk. aprēķinus 3.18. tabulā), redzams, ka šie nosacījumi netiek ievēroti (produkts ir mazumtirdzniecībā, pārsniegta hroma oksīda un vara oksīdu proporcija 3:1, jeb hroma un vara atomu proporcija 2,57:1, nav norādīts, ka ar produktu apstrādāti kokmateriāli izolējami no pārtikas, bet, tieši pretēji – norādīts, ka tie pēc izžūšanas ir droši cilvēkam un videi).

3.18. tabula

Pieļaujamās Cr ₂ O ₃ un CuO masas attiecības pārrēķināšana uz metālu atomiem				
Parametrs	Cr ₂ O ₃	CuO	Cr	Cu
Pieļaujamā masas attiecība, g	3	1	–	–
Molmasa, g/mol	151,99	79,54	52,00	63,55
Oksīdu daudzums, mol	0,0197	–	–	0,0126
Metāla atomu daudzums, mol	0,0395	–	–	0,0126
Metāla atomu svars, g	–	–	2,05	0,799
Normalizējot, ja vara masa =1 g	–	–	2,57	1

Hroma trīsvērtīgajiem savienojumiem nav pieejama harmonizētā ES klasifikācija, tāpēc bīstamības klasifikācija jāveic ražotājiem. ASV Nacionālais Darba drošības un veselības institūts (NIOSH) novērtējis trīsvērtīgā hroma savienojumus kā sensibilizējošus [230]. Tas nozīmē, ka maisījumam, kas satur 2% trīsvērtīgu hroma savienojumu, arī vajadzētu būt klasificētam kā bīstamam, piešķirot riska frāzi R43, atbilstoši MK noteikumu Nr.107 [225] 7.pielikumam. Ja konservants satur sešvērtīgos hroma savienojumus, kas ir daudz toksiskāki nekā trīsvērtīgā hroma savienojumi, tas atbilstoši spēkā esošajiem ierobežojumiem nevar atrasties mazumtirdzniecībā. Par šo izpēti rakstiski tika informēta Veselības inspekcija, kas, pārbaudot konservantu, secināja, ka tas neatbilst tirgū laišanas noteikumiem un tāpēc ir izņemams no tirgus (sk. 3.19. tabulu).

Eksperimentālā izpēte un literatūras datu analīze liecina, ka visiem trim pētījumā iekļautajiem koksnes konservantiem ir būtiskas informācijas nepilnības par to ietekmi uz vidi un patērētāju veselību, kas tieši ietekmē to izmantošanas drošības apsvērumus (sk. kopsavilkumu 3.19. un 3.20. tabulā). Lai gan Biocīdu direktīva tika pieņemta pirms 13 gadiem, redzams, ka šo trīs konservantu gadījumā nav izpildītas prasības. Informācijas pārbaude atbilstoši shēmai 3.2. attēlā ļāva ievērojami uzlabot informācijas precizitāti, tādejādi iegūstot ķīmiskās ietekmes novērtēšanai būtiskus faktus (sk. nodaļu 3.3.).

3.19. tabula

Informācija par koksnes konservantu sastāvā esošajām bīstamajām vielām

Nosaukums	Ražotāja sniegtā informācija	Bīstamās sastāvdaļas	CAS Nr.	Informācija par sastāvdaļu bīstamību
KK1	Konservants nav klasificēts kā veselībai vai videi bīstams	ADBAC*	68424–85–1	Publisks novērtējums kā biocīdam vēl nav pieejams Nav pieejama Eiropas harmonizētā bīstamo vielu klasifikācija [125] Iekļauts kā esošs biocīds [231] Repr. Cat. 2; R60–61 [231] Iekļauts kā esošs biocīds [231] Xn; R20/21/22, C; R34 [125]
		Borskābe	10043–35–3	
		Etanolamīns	141–43–5	
KK2	Konservants klasificēts kā veselībai bīstams	Tebukona-zols	107534–96–3	Repr. Cat. 3; R63, Xn; R22, N; R51–53* Paredzēts, ka nākotnē izmantos tikai profesionālos biocīdos.
		Vara bāziskais karbonāts	12069–69–1	Papildus ražotāja klasifikācijai: klasifikācija kā bīstams videi N, R 50 Iekļauts kā esošs biocīds [231] Novērtējums kā biocīdam un Eiropas harmonizētā bīstamo vielu klasifikācija [125] nav publiski pieejams
KK3	Konservants nav klasificēts kā veselībai vai videi bīstams	Cu (0,2%) Cr (2%)	Savienojums un forma nav zināmi	Veselības inspekcijas slēdziens [226]: biocīds neatbilst Ķīmisko tirdzniecības un lietošanas ierobežojumiem, tā tirdzniecība ir pārtraucama.

Koriģētā informācija, balstoties uz informācijas izpēti.

* ADBAC – alkilbenzildimetilamonija hlorīds.

3.20. tabula

Bīstamības informācijas vērtējums pētījumā iekļautajiem konservantiem

Nosaukums	Būtiskas kļūdas DDL	Markējuma atbilstība	Atbilstība likumdošanas prasībām	Bīstamība ūdens videi	Bīstamība veselībai
KK1	Sadaļā par sastāvdaļām kļūdaina aktīvās vielas klasifikācija, noklusējot riskus	Atbilst	Atbilst	Satur ūdens videi akūti toksisku vielu	Satur reproduktīvajai veselībai toksisku vielu (borskābi)
KK2	Nav pareiza aktīvās vielas un paša produkta klasifikācija	Neatbilst, jāveic korekcijas	Atbilst	Satur ūdens videi hroniski toksisku vielu	Satur veselībai bīstamas vielas
KK3	DDL nav	Neatbilst, izņemts no tirgus	Neatbilst, izņemts no tirgus	Nav noskaidrots; valsts institūciju viedoklis: neatbilst likumdošanas prasībām par tirgū laišanas nosacījumiem	

Neorganisko koksnes konservantu gadījumā ērtas ir ķīmiskās analīzes metodes, bet organisko konservantu gadījumā biotestēšanu var izmantot, ja nav pieejami laboratoriju pakalpojumi, kas analizē pētīto organisko vielu klātbūtni, kā tas bija KK1 gadījumā. Kopumā ķīmisko vielu izpēte un riska novērtējums uzņēmumā prasa daudzpakāpju pieeju, mērķtiecīgi kombinējot vairākas metodes. Biotestēšana ar *D.magna* tika izmantota kā bīstamības sākotnējais indikators. Par promocijas darba rezultātiem tika informēta

Veselības inspekcija, kas veica pārbaudes, un viens no konservantiem (KK3) tika izņemts no tirgus, bet otra konservanta (KK2) ražotājam tika uzdots mainīt drošības marķējumu, kas arī tika izdarīts [226].

Salīdzinot KK1, KK2 un KK3 izmaksas (sk. 3.21. tabulu), redzams, ka KK1 ir dārgāks, šim produktam bija visprecīzākā informācija un drošības instrukcija, lai gan arī uzņēmuma izsniegtajā drošības datu lapā bija atkāpes no likumdošanas prasībām. Tai pašā laikā, salīdzinot KK2 un KK3, redzams, ka produkts, kas tā neatbilstības dēļ bija jāizņem no tirgus, faktiski uz funkcionālo vienību (1 m^2 apstrādāta kokmateriāla virsmas) bija dārgāks par produktu, kam bija novēršamas nepilnības. Tas ir pretēji stereotipam, ka vidi saudzējošākās alternatīvas vienmēr ir dārgākas, jo, salīdzinot KK2 un KK3, dārgākais bija KK3.

3.21. tabula

Koksnes konservantu izmantošanas izmaksas

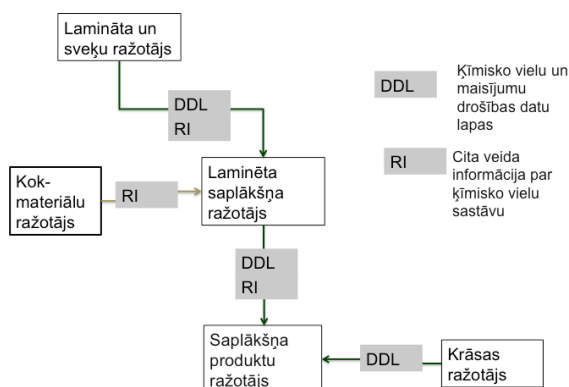
Nosaukums	Izmantošanas diapazons UC	Konservanta patēriņš*, kg/m^2		Cena, Ls/ 1 l darba šķidrums	Konservanta izmaksas, Ls/ m^2	
		Ražotāja prognozētais	Novērotais, g/m^2		Ražotāja prognozētais	Novērotais
KK1	1 (ar ierobežojumiem)–3	$680 \text{ g}/\text{m}^2$, 2 reizes, $1 \text{ kg}/3 \text{ m}^2$	375 ± 35	0,88	0,60	0,33
KK2	1–4	Darba šķīdums $0,2\text{--}0,33 \text{ l}/\text{m}^2$	226 ± 38	0,43	0,11	0,10
KK3	1–4	$0,25\text{--}0,30 \text{ l}/\text{m}^2$	155 ± 19	0,76	0,21	0,12

* Pieņem, ka blīvums ir $1 \text{ kg}/\text{l}$.

3.3. EKODIZAINA METODES LIETOJUMS PRIEKŠLIKUMU IZSTRĀDEI

3.3.1. EKODIZAINA PRIEKŠLIKUMU IZSTRĀDE CEĻAZĪMĒM

Ekodizaina metodes pārbaudei izmantoja ekodizaina priekšlikumu izstrādi Latvijā ražotām saplākšņa un skārda ceļazīmēm, lai varētu salīdzināt divus dažādus materiālus, ko izmanto produktu ar identisku funkciju ražošanai. Visbiežāk ceļazīmju izgatavošanā izmanto koka saplākšni, skārdu, retāk alumīniju un stikla šķiedru. Standarti satiksmes drošības jomā regulē ceļazīmju izskatu (redzamību, krāsas, formu, noturību), bet materiāla izvēle ir ceļazīmes uzstādītāja ziņā. Latvijā nav veikta uzskaitē par uzstādīto ceļazīmju materiāliem, bet intervijas ar ceļu uzturētājiem liecina, ka skārds vai saplākšnis ir visbiežākā izvēle. Ekodizaina metodes pārbaudei bija nepieciešami dati par saplākšņa un skārda ceļazīmju sastāvā iekļautajiem materiāliem un apstrādes ķīmikālijām. Šo informāciju darba izstrādes gaitā ieguva sadarbībā ar saplākšņa ceļazīmju ražotāju un skārda ceļazīmju ražotāju uzņēmumiem Latvijā, un to piegādātājiem Latvijā un Somijā, kā arī aptaujājot ceļazīmju īpašniekus (autoceļu uzturētājus). Saplākšņa ceļazīmju sastāvdaļu piegādes ķēdē (skatīt 3.11. attēlu) sadarbība starp uzņēmumiem ir ilgstoša, tapēc salīdzinoši ātri bija iespējams iegūt datus par saplākšņa sastāvu (skatīt 3.22. tabulu).



3.11. att. Saplākšņa ceļazīmju piegādes ķēde

Saplākšņa sastāvā ietilpst formaldehīda sveķi (sk. 3.22. tabulu). Pārbaudot formaldehīda sveķu ražotāja izsniegto bīstamības informāciju atbilstoši kompleksajai informācijas verifikācijas shēmai (sk. 3.2. attēlu), noskaidrots, ka ražotāja izsniegtā informācija par sveķu sastāvā esošo formaldehīda un fenola klasifikāciju ir novecojusi (formaldehīds nav klasificēts, fenols Xn, R 21/22, 38/38). Spēkā esošā Eiropas klasifikācija [125] norāda uz citu bīstamību – fenols ir 2. kategorijas mutagēns, bet formaldehīds – 2. kategorijas kancerogēna viela, tālākā izpētē tika izmantota spēkā esošā klasifikācija (sk. 3.22. tabulu).

3.22. tabula

Pārskats par laminēta saplākšņa ceļazīmes sastāvu

Sastāvdaļas	Masas īpatsvars, %	Bīstamība
Finieris	84,4	Nav klasificēts
Sveķi (kopā)	13,0	Skatīt sastāvdaļu klasifikāciju zemāk
Formaldehīds	0,13	H351, H331, H311, H301, H314, H317
Fenols	0,19	H341, H331, H311, H301, H373, H314
Papīrs (laminātam)	0,86	Nav klasificēts
Sveķi (laminātam)	1,64	Skatīt sastāvdaļu klasifikāciju zemāk
Formaldehīds laminātam	0,02	H351, H331, H311, H301, H314, H317
Krāsa uz ūdens bāzes (organiskās vielas 10%)	0,14	Nav klasificēts
Butilglikols	0,01	H332, H312, H302, H315, H319
Kopā	100,0	Nav klasificēts

Balstoties uz saplākšņa ceļazīmes ražotāja un Eiropas harmonizētās klasifikācijas [125] datiem.
Produkta virsmas laukums 0,5 m², masa 3,49 kg.

Izmantojot precizētos datus un darbā izstrādāto ekodizaina instrumentu, tika veikts materiālu ietekmes izvērtējums, kas tika pārrunāts darba grupā ar saplākšņa ceļazīmju ražotāja uzņēmuma ekspertiem. Darba grupas tikšanās laikā izteikti vairāki ekodizaina priekšlikumi (sk. 3.23. tabulu).

Vadoties pēc Eiropas harmonizētās klasifikācijas, saplākšņa ceļazīmes satur 2. kategorijas kancerogēnu vielu [125], atbilstošais vērtējums HT₀, izmantojot kritēriju sistēmu, ir trīs. Ja vadītos pēc IARC klasifikācijas [212], kas formaldehīdu klasificē kā 1.A kategorijas kancerogēnu vielu, tad vērtējums būtu augstāks – četri (ļoti augsts). Kritēriju sistēmas vērtējums HT₀ norāda uz augstu ietekmi, tomēr, papildu izvērtējot ceļazīmju lietošanas apstākļus (saskare ar ādu, lietotāju tips, gaisa apmaiņa), jāuzskata, ka kaitējums cilvēkam ir neliels, jo ceļazīmju saskare ar cilvēku to lietošanas laikā nav paredzēta, izņemot ceļazīmju uzglabāšanas un uzstādīšanas posmu.

Kritēriju sistēmas vērtējums (sk. 3.23. tabulu) par saplākšņa ceļazīmēm atklāj augstu resursu izsīkšanas svaru, kas skaidrojams ar to, ka saplākšnis, lai gan ražots no atjaunojama materiāla, satur vairāk nekā desmit masas % saistvielas, kas ražota no naftas produktiem. Lai gan saplākšnim ir augsta enerģētiskā vērtība, vairums izlietoto ceļazīmju šobrīd nonāk izgāztuvē (R₆=4, ļoti augsts). Saplākšņa gadījumā lielu ietekmi uz reģenerēšanas iespējām atstāj laminēšana un krāsošana, uzlīmes, kā arī saistvielas (sveķu) un krāsas kārtas sastāvdaļas.

Apsverot ekodizaina priekšlikumus, ir vērojama pozitīva saistība starp iespēju novērst kaitējumu cilvēkam un resursu izsīkšanu, fenolsveķu vietā izmantojot netoksisku saistvielu, kas radīta uz atjaunojama resursu vai pārstrādātu materiālu bāzes (sk. 3.8. attēlu). Uzņēmums ir pārbaudījis alternatīvu saistvielu uz sojas bāzes, bet šis risinājums nenodrošināja pietiekamu izturību. Atbilstoši ražotāju apgalvojumiem, alternatīvās izejvielas cena ir līdzvērtīga formaldehīda sveķiem, bet transporta izmaksas palielinās, jo alternatīvu ražo ASV, bet esošo izejvielu – Ziemeļeiropā. Cita tehnoloģiski iespējama alternatīva formaldehīda sveķiem pagaidām nav zināma. Papildu apstrādes izmantošana fiksācijas uzlabošanai jau ir iepriekš pārbaudīta un nebija pietiekami efektīga. Pārējie priekšlikumi - piedāvājums klientam nodot nolietotās ceļazīmes sadedzināšanai uzņēmuma katlu mājā un sagatavju uzglabāšana labi vēdinātās telpās - ir tehnoloģiski iespējami ar nelielām izmaiņām.

3.23. tabula

Ekodizaina priekšlikumu izstrādes rezultāts ceļazīmes sastāvā izmantotam saplāksnim

Viela	Kritērijs	Kritērija vērtība	Svērtais vērtējums	Ekodizaina priekšlikumi	TI	EI
Formaldehīds	Veselībai hroniski toksisko vielu identifikācija, HT ₀	3	9	- Aizvietot FF sveķus ar saistvielu, kas iegūta no atjaunojamiem resursiem -Samazināt FF sveķu daudzumu, palielinot koka proporciju materiālā	1 3	1 3
	Vielas piesaiste materiāla matricai, HT ₁	3	9	- Uzlabot fiksāciju produkta matricai, izmantojot papildu apstrādi ar ķīmikālijām, kuru bīstamība būtu jāizvērtē	3	3
	Virsmas lielums, HT ₂	2	6	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Gaisa apmaiņa, HT ₃	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Saskare ar cilvēka ādu, HT ₄	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
Lietotāju tips, HT ₅	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-	
Fenols	Veselībai hroniski toksisko vielu identifikācija, HT ₀	3	9	- Aizvietot FF sveķus ar saistvielu, kas iegūta no atjaunojamiem resursiem -Samazināt FF sveķu daudzumu, palielinot koka proporciju materiālā	3	1
	Vielas piesaiste materiāla matricai, HT ₁	3	9	- Uzlabot fiksāciju produkta matricai, izmantojot papildu apstrādi ar ķīmikālijām	3	3
	Virsmas lielums, HT ₂	2	6	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Gaisa apmaiņa, HT ₃	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Saskare ar cilvēka ādu, HT ₄	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
Lietotāju tips, HT ₅	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-	
Viss materiāls	Resursu izsīkšanas svars, R ₀	3	9	- Aizvietot FF sveķus ar saistvielu, kas iegūta no atjaunojamiem resursiem -Samazināt FF sveķu daudzumu, palielinot koka proporciju materiālā	3	1
	Reģenerācijas kvalitāte, R ₁	2	6	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Dizains (šķirošanas robežas), R ₂	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Materiāla atpazīstamība, R ₃	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Virsmas apstrāde, R ₄	4	12	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Piemaisījumu ietekme uz reģenerēšanu dzīves cikla beigās, R ₅	1	3	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
Dzīves cikla beigu scenārijs, R ₆	4	12	Savākt no klientiem nolietotās ceļazīmes sadedzināšanai ar enerģijas atgūvi uzņēmuma katla mājā	1	1	

SV – svērtais vērtējums, jo augstāka ietekme, jo vairāk nepieciešama rīcība tās samazināšanai,

TI – tehnoloģiskā iespējamība, jo augstāks vērtējums, jo lielākas tehnoloģiskās izmaiņas nepieciešamas,

EI – ekonomiskā iespējamība, jo augstāks vērtējums, jo lielākas saistītās izmaksas,

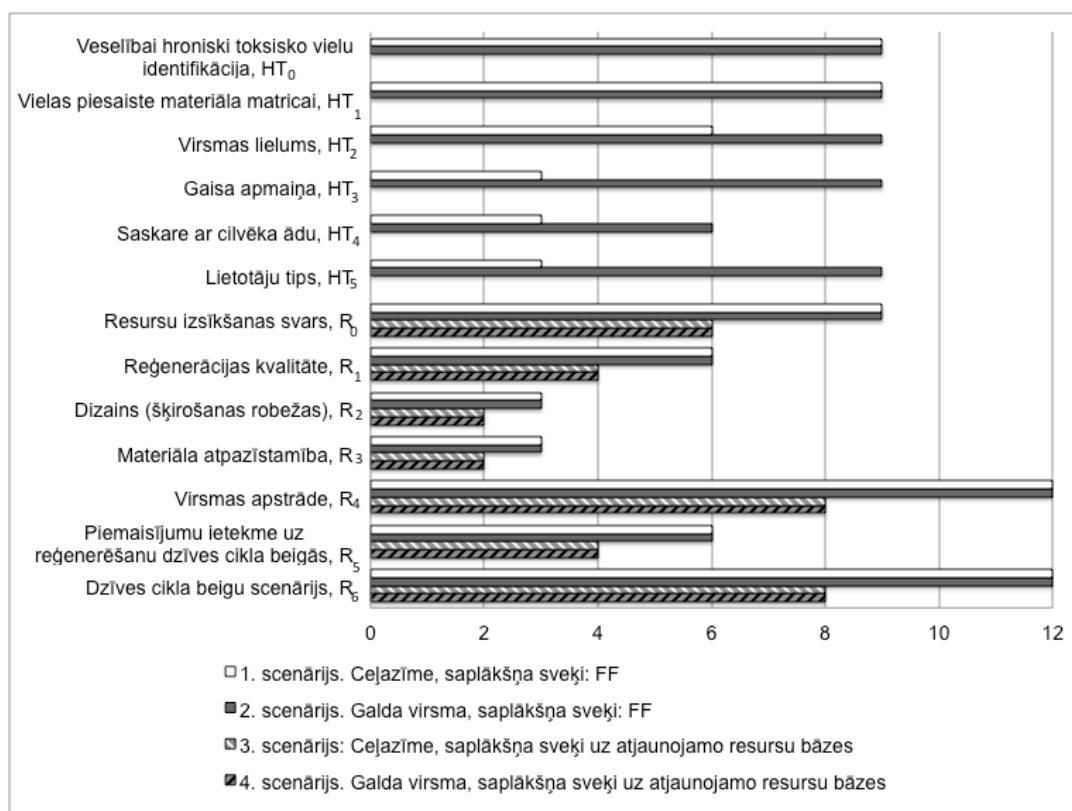
FF sveķi – formaldehīda fenola sveķi.

Kritērija vērtējums	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Kritērija vērtība	1	2	3	4
Svērtais vērtējums	1–2	3–4	5–10	11–6

Izmantojot ceļazīmju izgatavošanā izmantoto saplākšni telpu apdarē, mainītos lietotāju tips, gaisa apmaiņa un priekšmeta virsmas laukums, līdz ar to pieaugtu ietekme uz cilvēka veselību. Turpmākai salīdzināšanai izveidojot četrus scenārijus:

1. esošais scenārijs: ceļazīme, saplākšnim izmantoti formaldehīda – fenola sveķi,
2. scenārijs: galda virsma, saplākšnim izmantoti formaldehīda – fenola sveķi,
3. scenārijs: ceļazīme, saplākšnim izmantotie sveķi ražoti no atjaunojamiem resursiem,
4. scenārijs: galda virsma, saplākšnim izmantotie sveķi ražoti no atjaunojamiem resursiem.

Izvērtējums parāda (sk. 3.12. attēlu), ka jaunas saistvielas uz atjaunojamo resursu bāzes palīdzētu samazināt gan ietekmi uz cilvēku veselību, gan uz materiālu noplicināšanu.



3.12. att. Kritēriju sistēmas izmantošanas rezultātā iegūtais vērtējums četriem scenārijiem, vērtējot formaldehīda ietekmi

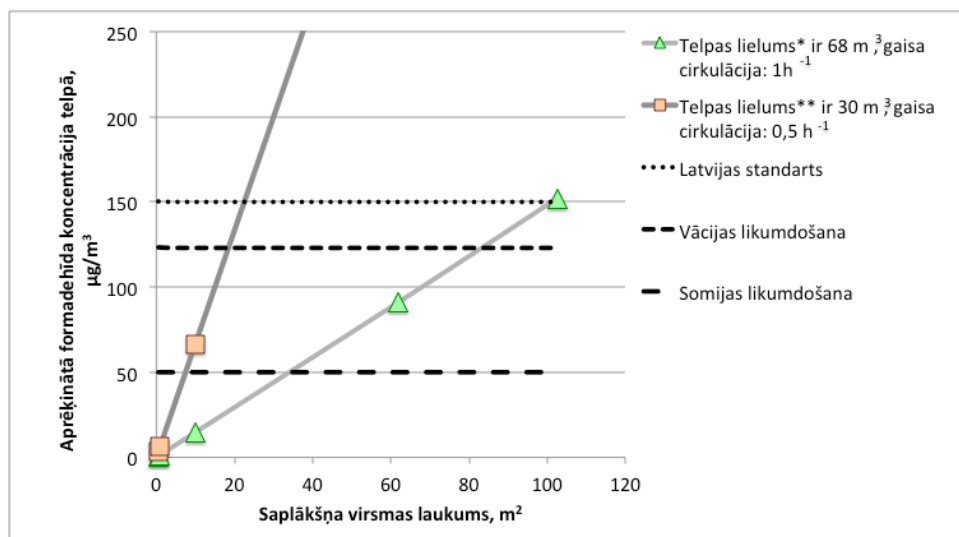
3., 4. scenārijā nav ietekmes uz cilvēka veselību, jo jaunā saistviela nesatur cilvēka veselībai toksiskas vielas.

Promocijas darbā izstrādātā ekodizaina metode neparāda, vai risks ir pieļaujams, vai ne, bet uzrāda augstu ietekmes pakāpi. Lai noskaidrotu, vai formaldehīda emisijas ir atbilst likumdošanas normām, jāveic papildu izpēte. Veicot salīdzinājumu ar likumdošanas normām, nepieciešams prognozēt formaldehīda koncentrāciju telpās (sk. 3.13. attēlu). Formaldehīda koncentrāciju telpā $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pēc nemainīgas koncentrācijas sasniegšanas var aprēķināt, izmantojot formulu (3.4.). Nemainīga koncentrācija ir sasniegta brīdī, kad

emisijas no saplākšņa virsmas vienādojas ar gaisa cirkulācijas rezultātā aizvadīto piesārņojumu. Izmantojot formulu (3.4.), pieņem, ka piesārņojums vienmērīgi sadalās pa visu telpu. Formulā (3.4.) izmantoti divi parametri, kas saistīti ar promocijas darbā izstrādātajā ekodizaina metodē iekļautajiem kritērijiem – produkta virsmas laukumu un gaisa apmaiņu telpā.

$$C = \frac{m_{\text{piesārņ}} \times S_{\text{virsmas}}}{V_{\text{telpas}} \times n} \quad (3.4)$$

kur C – piesārņojošo vielu koncentrācija telpā, mg/m³;
 m_{piesārņ} – piesārņojošo vielu emisijas telpā no virsmas, mg/m²*h;
 S_{virsmas} – saplākšņa virsmas laukums;
 V_{telpas} – telpas tilpums, m³;
 n – telpas gaisa cirkulācija (apmaiņas kārtā), h⁻¹.



3.13. att. Prognozētā formaldehīda koncentrācija telpā ar nemainīgu emisiju intensitāti, izmantojot saplāksni apdarē

Emisijas no saplākšņa virsmas ir 0,1 mg/m²*h (atbilst ražotāja informācijai par pētītā saplākšņa emisiju mērījumiem). Līnijas norāda uz normatīvo aktu prasībām formaldehīda maksimāli pieļaujamajai koncentrācijai telpā (Latvijas n.a. [188], Vācijas n.a. [232], Somijas n.a. [233]).

*Šāda telpa atbilst vidējiem parametriem Nīderlandē [TGD].

**Šāda telpa atbilst telpas parametriem Latvijas būvnormatīvā [188].

Atšķirībā no ekodizaina metodes, apskatītās likumdošanas normas neizšķir pieļaujamās emisijas pēc lietotāju veida. Salīdzinot paredzamo formaldehīda koncentrāciju gaisā ar esošajām normām saplākšņa emitētā formaldehīda koncentrācijai iekštelpu vidē (sk. 3.13. attēlu), lielā telpā ar ātru gaisa apmaiņu tās tiktu pārķāptas tad, ja visu telpu – griestus, grīdu, sienas – izklātu ar saplāksni. Latvijas likumdošana pieļauj lielāku formaldehīda koncentrāciju iekštelpu vidē nekā Vācijas un Somijas likumdošana [233]. Austrālijas atbildīgo institūciju riska novērtējums 2006. gadā [234] lēš, ka formaldehīda

koncentrācija 0,1 ppm jeb 132 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dzīvojamā gaisā ir cēlonis 0,3 ļaundabīgā audzēja gadījumiem uz vienu miljonu iedzīvotāju. Iespējams, nākotnē, vadoties pēc IARC formaldehīda klasifikācijas [212], varētu mainīties arī pieļaujamā formaldehīda koncentrācija gaisā. Tādējādi ar promocijas darbā izstrādāto ekodizaina metodi var identificēt riska situāciju, bet pilnīgai situācijas analīzei ir nepieciešama detalizētāka izpēte, izmantojot ķīmiskā riska novērtēšanas principus.

Pētitais saplāksnis, vērtējot formaldehīda emisijas, atbilst Somijas zemu emisiju būvniecības materiālu 2. klasei ($<0,125 \text{ mg}/\text{m}^2\text{h}$) [143]. Lai sasniegtu 1. emisiju klases materiālu standartus, pašreizējās emisijas vajadzētu samazināt par pusi ($0,05 \text{ mg}/\text{m}^2\text{h}$). Uzskatot, ka formaldehīda kancerogenitāte ir pietiekami pierādīta, no šīs vielas lietošanas būtu pēc iespējas jāatsakās un jāsamazina emisijas no produktiem, lai gan spēkā esošās likumdošanas normas pieļauj formaldehīda izmantošanu, limitējot pieļaujamo emisiju līmeni. Lai gan uzņēmums neredz nepieciešamību samazināt formaldehīda emisijas, jo jau agrāk ir veikti ievērojami uzlabojumi, tomēr uzņēmuma eksperti atzīst, ka nākotnē, iespējams, izmaiņas būs jāveic, cerot uz jaunu alternatīvu saistvielu parādīšanos tirgū.

Ekodizaina priekšlikumi tika izstrādāti arī skārda ceļazīmēm (sk. 3.26. tabulu un 3.14. attēlu). Izvērtējot to dzīves ciklu, kā svarīgākie aspekti identificēti virsmas apstrāde, piemaisījumu klātbūtne, kas negatīvi ietekmē reģenerāciju, un salīdzinoši mazākas iespējas izmantot atkārtoti nekā saplākšņa ceļazīmes (sk. 3.27. tabulu). Attiecībā uz dzīves cikla beigām ceļazīmju skārda izplatītāja sniegtā informācija, ka cinkošana un pasivācija ar hromu neatstāj būtisku ietekmi uz otrreizējās pārstrādes iespējām, neatbilda literatūras datiem [45], kas liecina, ka cinka piemaisījums būtiski ietekmē tērauda otrreizējās pārstrādes kvalitāti. Tā kā skārds ir materiāls, tad drošības datu lapa nav nepieciešama. Arī tehniskajā dokumentācijā netika norādīta sastāvdaļu bīstamība, lai gan virsmas pasivācijai izmantotais hroms ir sensibilizējoša viela [230].

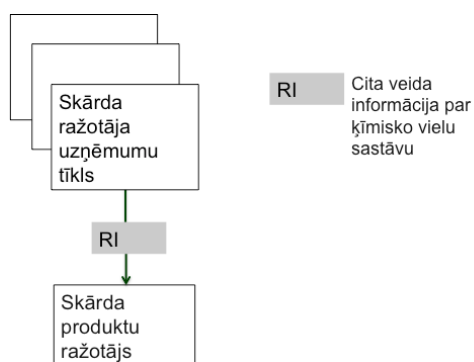
3.26. tabula

Skārda ceļazīmes sastāva pārskats

Sastāvdaļas	Masas īpatsvars, %	Bīstamība
Tērauds	98	Nav klasificēts
Cinks	2	Nav klasificēts
Hroms	0,12	Sensibilizējošs
Kopā	100	Nav klasificēts

Balstoties uz skārda ceļazīmes ražotāja datiem, produkta virsmas laukums $0,5 \text{ m}^2$, masa 3,24 kg.

Salīdzinājumā ar saplākšņa ceļazīmi, kas ir laminēta, skārda ceļazīmju gadījumā virsmas apstrādes ietekme ir mazāka, jo tiek izmantotas tikai uzlīmes. Tādējādi kā ekodizaina priekšlikums tika pieņemts citu pārklājumu veidu izpēte. Šajā gadījumā priekšlikuma tehnoloģiskā un ekonomiskā ietekme nav zināma, un lēmumu par izmaiņām var pieņemt tikai pēc priekšizpētes pabeigšanas.



3.14. att. Skārda ceļazīmju piegādes ķēde

3.27. tabula

Ekodizaina priekšlikumu izstrādes rezultāts skārda ceļazīmei

Viela	Kritērijs	Kritērija vērtība	Svērtais vērtējums	Ekodizaina priekšlikumi	TI	EI
Hroms	Veselībai hroniski toksisko vielu identifikācija, HT ₀	2	4	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Vielas piesaiste materiāla matricai, HT ₁	1	2	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Virsmas lielums, HT ₂	2	4	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Gaisa apmaiņa, HT ₃	1	2	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Saskare ar cilvēka ādu, HT ₄	1	2	Novērst saskari ar ādu, montāžas darbiem izmantojot cimdus	1	1
	Lietotāju tips, HT ₅	1	2	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
Viss materiāls	Resursu izsīkšanas svars, R ₀	2	4	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Reģenerācijas kvalitāte, R ₁	2	4	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Dizains (šķirošanas robežas), R ₂	1	2	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Materiāla atpazīstamība, R ₃	1	2	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Virsmas apstrāde, R ₄	4	8	Apsvērts, nav priekšlikumu	-	-
	Piemaisījumu ietekme uz reģenerēšanu dzīves cikla beigās, R ₅	3	6	Identificēt un izvērtēt citu pārklājumu veidus Veicināt saudzīgu attieksmi pret izmantotajām ceļazīmēm	?	?
Dzīves cikla beigu scenārijs, R ₆	2	4		1	1	

SV – svērtais vērtējums, jo augstāka ietekme, jo vairāk nepieciešama rīcība tās samazināšanai,
 TI – tehnoloģiskā iespējamība, jo augstāks vērtējums, jo lielākas tehnoloģiskās izmaiņas nepieciešamas,
 EI – ekonomiskā iespējamība, jo augstāks vērtējums, jo lielākas saistītās izmaksas.

Kritērija vērtējums	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Kritērija vērtība	1	2	3	4
Svērtais vērtējums	1–2	3–4	5–10	11–16

3.3.2. EKODIZAINA PRIEKŠLIKUMI KOKMATERIĀLU IZSTRĀDĀJUMIEM

Kā vēl viens piemērs ekodizaina metodes aprobācijai ir kokmateriālu izstrādājumu izmantošanas izvērtējums. Izvēlētie kokmateriālu izstrādājumi ir āra mēbeles, kas apstrādāts ar 3.2. nodaļā pētītajiem koksnes konservantiem KK1 un KK2. Pārbaudot ražotāju sniegto informāciju, sākotnējie dati noklusēja patieso bīstamību (sk. 2.3. tabulu), tāpēc tie tika koriģēti (sk. 3.28. tabulu). Netika izmantots trešais konservants KK3, jo izpētes rezultātā izrādījās, ka tas neatbilst likumdošanas prasībām, tāpēc tā izmantošana tika pārtraukta. Tā kā ekomarķējuma kritēriji mēbelēm [136] ierobežo bora atomu piejaukumu otrreiz izmantojamiem kokmateriāliem un atkritumu likumdošanā ir noteikts, ka koksne, kas apstrādāta ar halogēnus vai smagos metālus saturošiem konservantiem, ir dedzināma tikai specializētajās krāsnīs [235], attiecīgajam kritērijam “Piemaisījumu ietekme uz reģenerēšanu DC beigās” tiek piešķirta vērtība 3 abu konservantu gadījumā (sk. 3.15. attēlu).

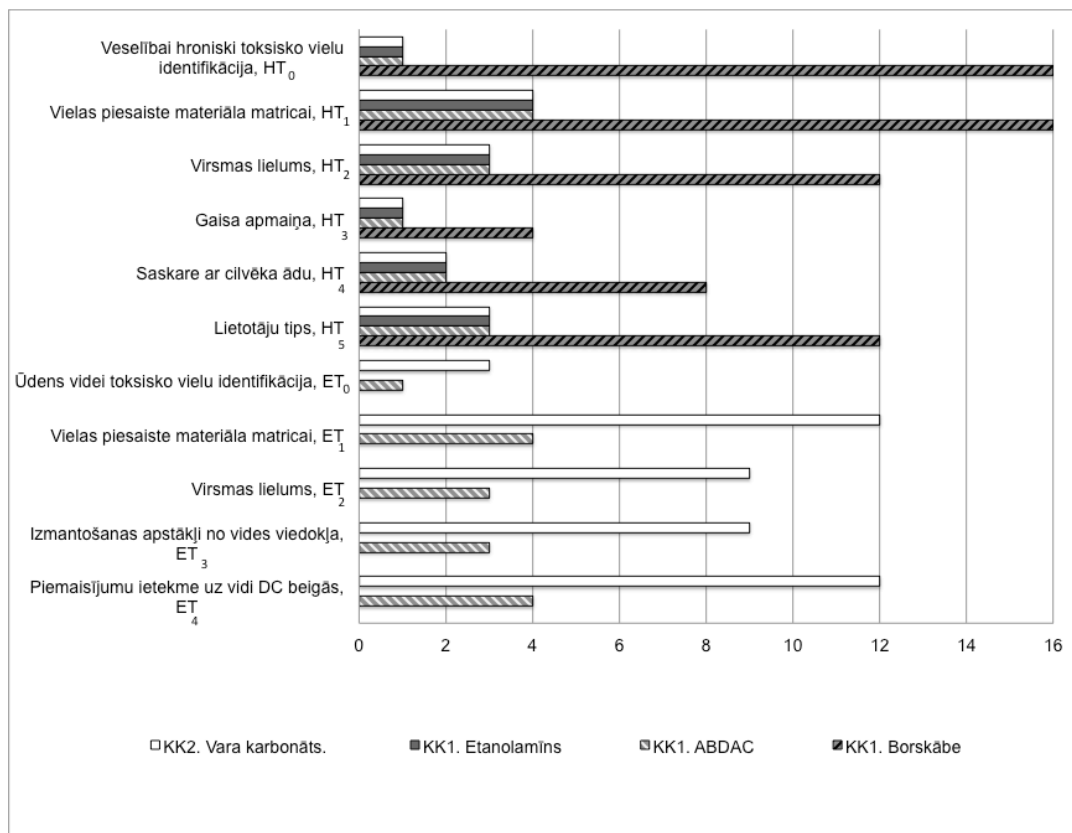
3.28. tabula

Sastāva pārskats

Sastāvdaļas	Masas īpatsvars, %	Bīstamība
Mēbele, koksnes konservants KK1, kopējā masa 3,5 kg		
Kokmateriāls	95,3	Nav klasificēts
KK1	3,8	Skatīt sastāvdaļu klasifikāciju zemāk
Alkilbenzildimetilamonija hlorīds (ABDAC), 1,125%	0,04	C, Xn, N, R 21/22-34-50
Borskābe, 1,125%	0,04	C, Xn, N R 21/22-34-50
Etanolamīns, <1%	0,04	C, 20/21/22-34
Krāsa	0,67	Skatīt sastāvdaļu klasifikāciju zemāk
Butilglikols	0,03	Xn ,R20/21/22-37
Kopā	100	Nav klasificēts
Mēbele, koksnes konservants KK2, kopējā masa 3,5 kg		
Kokmateriāls	97,80	Nav klasificēts
KK2	1,43	Skatīt sastāvdaļu klasifikāciju zemāk
Tebukonazols 0,07%	>0,00	Repr. Cat. 3; R63, Xn; R22, N; R51-53
Vara karbonāts, 3,20%	0,05	Xn; R22; R36/37/38, N, R 50-53
Krāsa	0,69	Skatīt sastāvdaļu klasifikāciju zemāk
Butilglikols	0,03	Xn R20/21/22-37
Kopā	100	Nav klasificēts

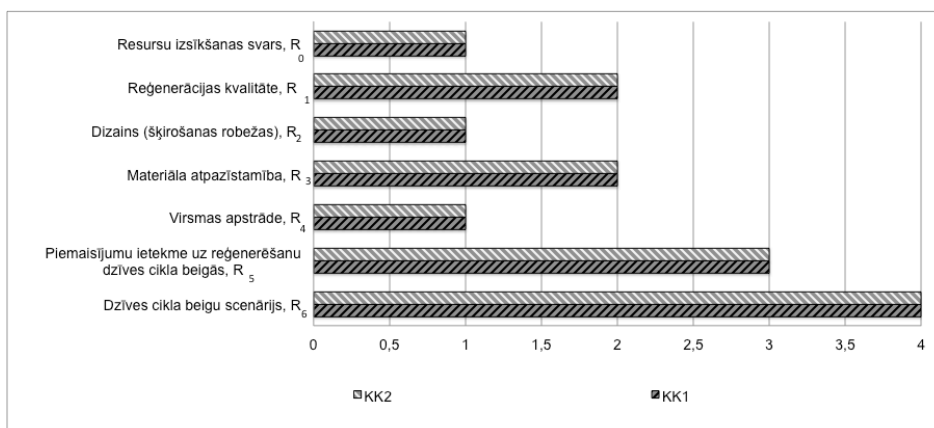
Kokmateriāla izstrādājumiem, kas apstrādāti ar konservantu KK1, ietekme uz vidi ir zemāka nekā uz cilvēku, jo ABDAC nav noturīgs vidē, bet borskābe netiek klasificēta kā videi bīstama (sk. 3.15. attēlu). Savukārt nebūtu vēlama ABDAC izmantošana tādu priekšmetu apstrādei, kam ir saskarsme ar cilvēka ādu. Izvēloties citu konservantu – KK2, tā ietekme uz cilvēku tiktu vērtēta krietni zemāk, bet būtu ievērojami lielāka ietekme uz vidi. Turpinot detālāku analīzi, vara savienojumi ir ļoti bīstami ūdens videi, bet ļoti labi absorbējas augsnē, un to toksikums augsnes videi nav augsts [113].

Tāpēc āra apstākļiem paredzētu kokmateriāla izstrādājumu krāsošanai, ja tie neatrodas ļoti tuvu ūdens objektiem, vara savienojumi ir alternatīva. Salīdzinot abu konservantu izmaksas (sk. 3.23. tabulu), KK2 ir vairāk nekā trīs reizes lētāks.



3.15. att. Kritēriju sistēmas izmantošanas rezultātā iegūtais vērtējums ar koksnes konservantiem apstrādātiem kokmateriāliem (āra mēbelēm), toksiskā ietekme

Nav precīzas informācijas kokservanta sastāvā atrodošos vielu izdalīšanās apjomiem to dzīves cikla laikā, tāpēc izmanto II alternatīvu (sk. 3.4. tabulu). Atbilstoši kritēriju sistēmas vērtējumam konservanta noplūdi no kokmateriāla virsmas samazina krāsošana, ko apliecina gan 3.2. nodaļā aprakstītie testu rezultāti, gan literatūras dati. Tomēr krāsošana pasliktina vērtējumu kritērija “virsmas apstrāde” vērtējumu (sk. 3.16. attēlu), kā arī sadārdzina produkta ražošanas izmaksas. Tā kā abu konservantu gadījumā ir augsta toksiskā ietekme (uz vidi vai cilvēku), svarīgi ir pārliecināties, vai konservējošā funkcija nepieciešama, tas ir, izvērtēt iespēju atteikties no konservanta lietošanas, izmantojot tikai krāsu un izslēdzot saskari ar grunti, vai arī izvēlēties krāsu, kur efektīvāk aiztur kaitīgo vielu noplūdi. Pasargājot dārza mēbeles no tiešas lietus un grunts iedarbības, iespējams pilnībā atteikties no konservanta izmantošanas.



3.16. att. Kritēriju sistēmas izmantošanas rezultātā iegūtais vērtējums ar koksnes konservantiem apstrādātiem kokmateriāliem (āra mēbelēm), ietekme uz resursu noplicināšanu

Abu konservantu (KK1 un KK2) ietekme uz resursu noplicināšanu tiek vērtēta vienādi.

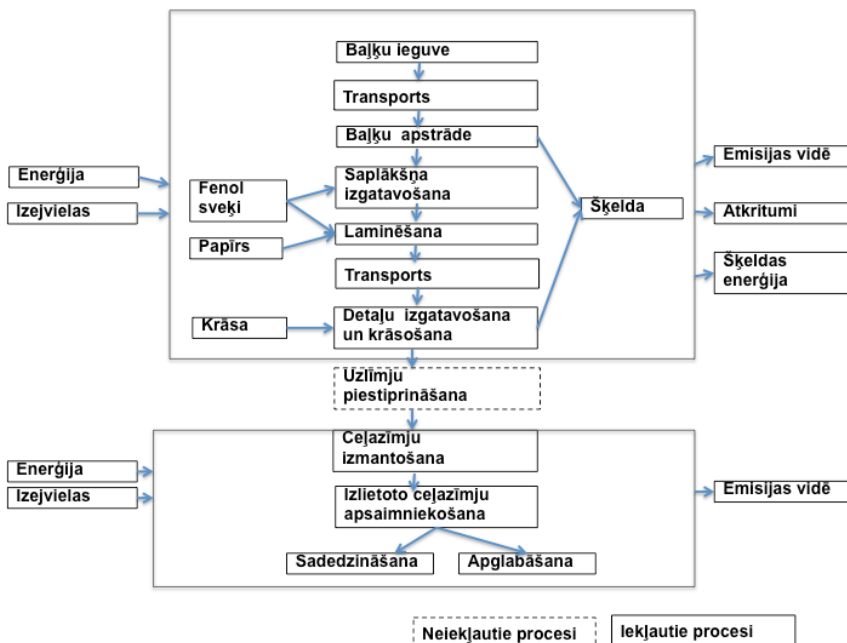
3.3. KOPSAVILKUMS PAR EKODIZAINA METODES APROBĀCIJU

Ekodizaina metodes izmantošana ievērojami papildināja bīstamības informāciju (kompleksās informācijas verifikācijas shēmas izmantošana, 3.2. attēls), jo visiem pieciem pārbaudītajiem produktiem (trim koksnes konservantiem, saplāksnim un skārdam) sākotnējā ražotāju izsniegtā bīstamības informācija bija nepilnīga. Tas nozīmē, ka piegādes ķēdē saņemtās informācijas pārbaude ir ļoti svarīga ekodizaina procesa sastāvdaļa. Izmantojot izstrādāto kritēriju sistēmu, bija iespējams sistemātiski novērtēt produktu ietekmi uz cilvēku veselību un vidi, kā arī izstrādāt priekšlikumus katram atsevišķam kritērijam. Kritēriju sistēmas izmantošanai nepieciešamie dati, izņemot produktu KK3, bija iegūstami piegādes ķēdē, kura ražotājs atteicās veikalam (profesionālam lietotājam) izsniegt drošības datu lapu. Kā vēlāk atklājās Veselības inspekcijas pārbaudē [226], šis produkts neatbilda likumdošanas nosacījumiem un bija izņemams no tirgus.

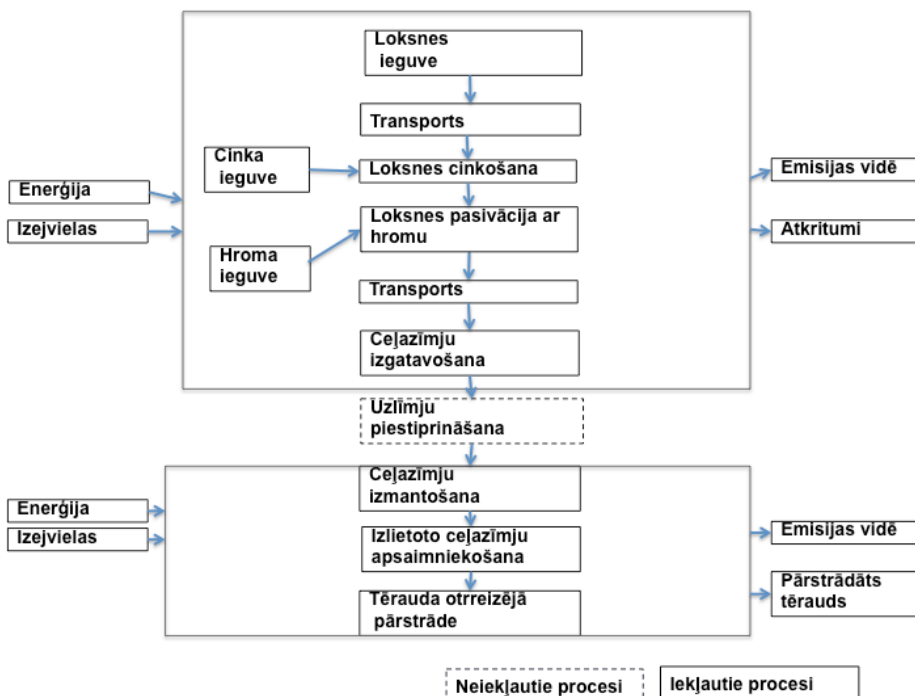
3.5. EKODIZAINA PRIEKŠLIKUMU IZSTRĀDE, BALSTOTIES UZ DZĪVES CIKLA NOVĒRTĒJUMU

3.5.1. DZĪVES CIKLA NOVĒRTĒJUMA MĒRĶIS UN SISTĒMAS ROBEŽAS

Izpētes mērķis ir izstrādāt ekodizaina priekšlikumus skārda un saplākšņa ceļazīmēm, lai samazinātu toksisko ietekmi un veicinātu materiālu otrreizējo pārstrādi veicināšanai, izmantojot dzīves cikla novērtējuma rezultātus, kurus vēlāk salīdzināt ar promocijas darbā izstrādātās metodes priekšlikumiem. Par funkcionālo vienību noteikta viena ceļazīme, pieņemot, ka gan skārda, gan saplākšņa ceļazīmei ir vienāds izmantošanas laiks, jo to nosaka nevis materiāls, bet gan uzlīmes noturība. Lai gan ceļu uzturēšanas uzņēmumos netiek uzskaitīts ceļazīmju izmantošanas ilgums, intervijas ar ceļazīmju lietotājiem liecina, ka saplākšņa ceļazīmes tiek izmantotas ilgāk, jo tās var izmantot atkārtoti, nomainot savu laiku nokalpojušās uzlīmes. Tas nozīmē, ka ceļazīmju funkcionālo vienību ietekmē laika posms, kas netika iekļauts izvērtējumā precīzu datu trūkuma dēļ, bet kas jāņem vērā, interpretējot rezultātus. Sistēmas robežās iekļauti visi procesi izejvielu un enerģijas saražošanai, transportēšanai, kā arī ceļazīmju izgatavošana uzņēmumos (sk. 3.17. un 3.18. attēlu). Skārda ceļazīmēm atkritumu posmā apskatīts varbūtīgākais scenārijs: ceļazīmes nodošana otrreizējai pārstrādei, t.i., tērauda atgūšanai. Saplākšņa ceļazīmēm atkritumu posmā apskatīti divi scenāriji: noglabāšana atkritumu izgāztuvē (pašreizējais scenārijs), un sadedzināšana pielāgotās atkritumu krāsnīs.



3.17. att. Dzīves cikla novērtējumā iekļautās sistēmas robežas saplākšņa ceļazīmei



3.18. att. Dzīves cikla novērtējumā iekļautās sistēmas robežas skārda ceļazīmei

Dzīves cikla novērtējuma netika ņemta vērā uzlīmes pievienošana, kā arī ceļazīmes uzstādīšana un tam nepieciešamie resursi, uzskatot, ka šie procesi abu materiālu ceļazīmēm ir vienādi.

3.5.2. DZĪVES CIKLA INVENTARIZĀCIJA

Dzīves cikla inventarizācijai izmantota abu ceļazīmju ražotāju un sadarbības uzņēmumu sniegto informāciju (sk. 3.27. un 3.28. tabulu). Dati papildināti ar SimaPro programmatūras datu bāzē [191] esošo procesu inventarizācijas datiem, mainot elektrības avotu datus (atbilstoši skārda ražotājas valsts Somijas un Latvijas elektroenerģijas avotu piegādes kopām [236]), un mainot cinkošanas un hromēšanas procesu datus atbilstoši ceļazīmēm izmantotā skārda tehniskajā dokumentācijā norādītajam pārklājuma biežumam. Saplākšņa ražošanas procesā rodas blakus produkts – šķelda. Arī saplākšņa ceļazīmju izgatavošanas procesā kā blakusprodukts rodas šķelda. Ietekme sadalīta proporcionāli abu produktu masai, kas ir viena no standarta ISO 14040:2006 [76] ieteiktajām pieejām. Darbā ar SimaPro datorprogrammu izveidots skārda lokšņu un saplākšņa ceļazīmju datormodelis.

3.27. tabula

Informācija par elementārprocesiem un resursu patēriņu saplākšņa ceļazīmei

Elementārprocesi	Produkti un resursi
Baļķu transports	Baļķu transports 70–100 km vienā virzienā, mašīnas kravnesība 33 t, piepildījums 50–60 % mašīna Produkti: 18 mm saplākšnis, blīvums 720–780 kg/m ³ (vidēji 750 kg/m ³), no tā: 100 kg sveķu
Saplākšņa izgatavošana un laminēšana	Lamināts (no abām pusēm): 174 g/m ² : 60 g papīra slānis, 114 g fenola sveķi Resursi: saplākšņa ražošanas procesā ir 299 kWh/m ³ elektrības un 2,4 m ³ /m ³ gāzes (uz 2,82 m ³ koksnes 1 m ³ saplākšņa) Emisijas vide: nav zināmas
Saplākšņa transports	Produkts: 15 km, automašīnas kravnesība 3,5 t Produkts: krāsota ceļazīme
Sānu malu krāsošana ar smidzināšanu	Resursi: krāsas patēriņš 120 g/m ² (tikai sānu malas, smidzinot) Emisijas: formaldehīda un fenola emisijas (pieņemts, ka pilnībā emitē abas sveķu sastāvā esošās vielas)
Ceļazīmju izmantošana	
Ceļazīmju deponēšana	Nav datu

Ceļazīmju un saplākšņa ražotāja dati.

3.28. tabula

Informācija par elementārprocesiem un resursu patēriņu skārda ceļazīmei

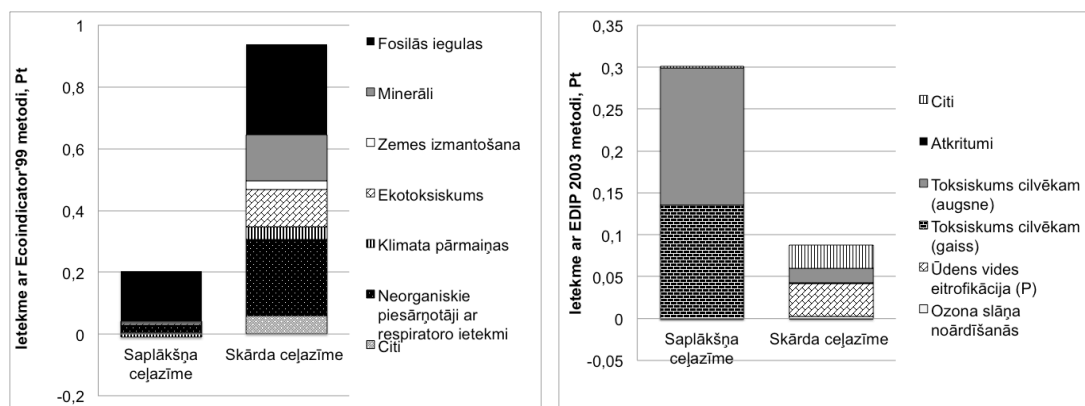
Elementārprocesi	Produkti un resursi
Loksnes ieguve rūpnīcā Somijā	Produkts: masa 7,73 kg/m ² , biezums 1,5 mm
Cinkošana Somijā	Cinka daudzums: 275 g/m ²
Pasivēšana ar hromu Somijā	1 mikronu bieza hroma kārtiņa Ar dzelzceļu: 522 km Ar prāmi: 80 km Ar kravas auto (24 t): 415 km
Lokšņu transports no Somijas uz Latviju	
Ceļazīmju izgatavošana Rīgas reģionā	Uzņēmumam nav datu par elektrības patēriņu un emisijām. Skārda atgriezumi praktiski pilnībā tiek izmantoti
Ceļazīmju izmantošana Rīgas reģionā	Būtiskas emisijas neveidojas
Nolietoto ceļazīmju transports uz Liepāju	Ar kravas auto (3,5-16 t): 215 km
Ceļazīmju otrreizēja pārstrāde Liepājā	

Skārda ceļazīmju un skārda ražotāja dati.

3.5.3. DZĪVES CIKLA IETEKMES NOVĒRTĒJUMS UN REZULTĀTU INTERPRETĀCIJA

Novērtējot ietekmi uz vidi ar Ecoindicator'99 metodi un izsakot visu ietekmi ar vienu skaitli punktos (Pt), rezultāts liecina, ka skārda ceļazīmes saražošanas atstāj ievērojami lielāku ietekmi uz vidi (0,94 Pt) nekā saplākšņa ceļazīme, un galvenie faktori ir fosilo iegulu izmantošana metālu ražošanas procesā (sk. 3.16. attēlu). Skārdu pārstrādājot, ir iespējams atgūt tikai 0,19 Pt. Saplākšņa ceļazīmes ietekme uz vidi ir ievērojami zemāka: 0,19 Pt, un lielāko ietekmi rada fosilo iegulu izmantošana, kas ir saistīta ar fenolsveķu izmantošanu saplākšņa sastāvā. Atkritumu scenārijam ir neliela ietekme: saplākšņa ceļazīmes noglabāšana veido nelielu daļu no kopējās ietekmes ($4,5 \cdot 10^{-4}$ Pt jeb 0,2%). Sadedzināšana ar enerģijas atgūšanu samazinātu kopējo ietekmi par 17% (0,034 Pt). Raksturojot jutību, iegūtais rezultāts ievērojami mainās, mainot skārda ražošanā izmantotās elektrības datus, Somijas elektroenerģijas avotu vietā izmantojot Eiropas vidējos datus, summāro ietekmi koriģējot uz 1,14 Pt (+ 15%).

Rezultātus ievērojami ietekmē DCIN izvēle: aprēķinot ietekmi uz vidi ar EDIP 2003 metodi, ievērojami lielāku ietekmi uz vidi atstāj saplākšņa ceļazīme (0,30 Pt), turpretī skārda ceļazīmes ietekme uz vidi tiek vērtēta 0,08 Pt. Vislielāko ietekmi skārda ceļazīmes ražošana atstāj uz toksiskumu cilvēkam – uzņemot caur gaisu (45%) un augsni (54%). Skārda ražošanas ciklā vislielāko ietekmi rada eitrofikācija ūdens videi (48%) un toksiskums cilvēkam, uzņemot caur augsni (18%).



3.19. att. Saplākšņa un skārda ceļazīmes ietekme uz vidi; raksturojums iegūts, izmantojot Ecoindicator'99 un EDIP 2003 DCIN metodes

Attēlā redzamas tās ietekmes, kuras vismaz vienam no materiāliem pārsniedz 5%.

Atšķirībā no rezultāta ar Ecoindicator'99 metodi, kur lielākā ietekme abu materiālu gadījumā bija fosilo iegulu izmantošana, EDIP 2003 metodes svērtajā vērtējumā fosilo iegulu izmantošanas ietekme neparādās, jo metode neietver normalizēšanas indikatorus šai kategorijai (sk. 2.17. tabulu). Tāpēc arī skārda ceļazīmes ietekme tiek vērtēta zemāk, jo fosilo iegulu izmantošana atbilstoši Ecoindicator'99 metodes rezultātam rada ļoti lielu ietekmi, kas EDIP metodes summārajā svērtajā vērtējumā netiek iekļauta (sk. 3.21. attēlu). Turklāt EDIP2003 lielu svaru piešķir toksiskumam. EDIP 2003 metodes autori neatbalsta vērtēšanu ar vienu vērtību, jo atsevišķām ietekmes kategorijām nav izstrādāti normalizēšanas un vērtēšanas faktori [211]. Tātad, galvenais izskaidrojums atšķirīgajiem rezultātiem ir atšķirīgās vērtēšanas sistēmas, jo EDIP 2003 ietver citas ietekmes kategorijas nekā Ecoindicator'99, un ir atšķirīgs svēršanas process, tāpēc normalizēšanas un svēršanas koeficientu apsvēršana (sk. 2.16. un 2.17. tabulu) ir ļoti svarīga rezultātu interpretācijā.

Lai noteiktu procesus ar lielāko ietekmi uz toksiskumu un resursu patēriņu, turpmāk analizētas tikai tās ietekmes uz vidi, kas saistītas ar promocijas darbā izstrādātās ekodizaina metodes mērķiem – novērst toksiskumu videi un cilvēkam, kā arī samazināt abiotisko resursu noārdīšanu. Izvērtējot svarīgākos procesus dzīves ciklā ekodizaina priekšlikumu izstrādei, izmantots EDIP 2003 metodes nenormalizētais vērtējums, raksturojot katru ietekmes kategoriju atsevišķi (sk. 3.31. tabulu). EDIP 2003 metode izvēlēta tādēļ, ka tajā lielu vērību piešķirta ķīmisko vielu toksikoloģiskajai ietekmei, kā arī tās references faktori abiotisko resursu noplicināšanai izmantots promocijas darbā izstrādātajā ekodizaina metodē abiotisko resursu noārdīšanās raksturošanai.

3.29. tabula

Svarīgākie procesi saplākšņa ceļazīmes ražošanas procesā (EDIP 2003)

Saplākšņa ceļazīme	Ietekme, %	Skārda ceļazīme	Ietekme, %
Resursi			
Benzola ražošana (fenolsveķu izejviela)	25	Cinka ieguve	85
Fenolsveķu ražošana	20	Dzelzs granulu ieguve	6
Elektrības ražošana	15		
Propilēna ražošana (fenolsveķu izejviela)	13		
Urāns (enerģijas ieguve)	6		
Toksiskums cilvēkam (gaiss)			
Izopropilbenzola ražošana	91	Dzelzs granulu ieguve	71
Fenolsveķu ražošana	6	Elektrības ražošana	22
Ceļazīmes lietošana	3		
Toksiskums cilvēkam (ūdens)			
Izopropilbenzola ražošana	36	Elektrība	43
Fenolsveķu ražošanas atkr. apsaimniekošana	14	Cinkošana	39
Enerģijas ieguve no lignīta	11	Dzelzs granulas	8
Enerģijas ieguve ražošanai	11	Elektrības ražošana	5
Fenolsveķu ražošana	7		
Fenola ražošana	5		
Toksiskums cilvēkam (augsnē)			
Izopropilbenzola ražošana	78	Tērauda velmēšana	87
Fenolsveķu ražošana	6		
Hronisks ekotoksiskums ūdens videi			
Izopropilbenzola ražošana	42	Cinkošana	53
Fenolsveķu ražošana	16	Elektrības ražošana	26
Enerģijas ieguve ražošanai	11	Tērauda velmēšana	10
Lignīta pelnu noglabāšana	4		
Akūts ekotoksiskums ūdens videi			
Fenolsveķu ražošana	22	Elektrības ražošana	57
Fenola ražošana	18	Cinkošana	35
Izopropilbenzola ražošana	17		
Enerģijas ieguve ražošanai	13		
Fenolsveķu ražošana (papīram)	5		
Hronisks ekotoksiskums augsnes organismiem			
Ceļazīmes lietošana	97	Tērauda velmēšana	94
Fenolsveķu ražošana	2		

Parādīti procesi, kuru ietekme pārsniedz 1% no kopējās ietekmes pērtajā ietekmes kategorijā.

Gan saplākšņa, gan skārda ceļazīmes gadījumā lielākā ietekme uz vidi veidojas izejvielu ražošanas fāzē, ko pats ceļazīmes ražojošais uzņēmums tieši nevar ietekmēt (sk. 3.30. tabulu): enerģijas ražošanā, izejvielu ražošanā un pārstrādē. Saplākšņa ceļazīmēm nozīmīgākie izejvielu ieguves un ražošanas procesi ar vislielāko ietekmi ir izopropilbenzola ražošana un fenolsveķu ražošana, skārda ceļazīmēm: tērauda ieguve, apstrāde un cinkošana. Tomēr uzņēmums var mainīt izejvielu piegādātājus un ierosināt pilnveides procesu esošajos piegādātājos.

3.30. tabula

Ekodizaina priekšlikumi skārda un saplākšņa izmantošanai ceļazīmēs

Materiāls	Identificētā problēma	Priekšlikumi
	Fenolsveķu un to izejvielu ražošanas ietekme uz resursu patēriņu	Atteikšanās no fenolsveķu izmantošanas (cita piegādātāja meklēšana) Pārdomāta piegādātāju izvēle (vadoties no piegādātāju vides produktu deklarācijām)
Saplākšnis	Formaldehīda emisijas produkta lietošanas posmā	Formaldehīda koncentrāciju samazināšana fenolsveķos (darbs ar piegādātāju)
	Fenolsveķu un to izejvielu ražošanas ietekme uz toksiskumu	Atteikšanās no fenolsveķu izmantošanas (cita piegādātāja meklēšana) Pārdomāta piegādātāju izvēle (vadoties no piegādātāju vides produktu deklarācijām)
	Cinka pārklājuma ietekme uz toksiskumu un resursu patēriņu	Atteikties no cinka pārklājuma vai plānākas kārtas izvēle
Skārds	Dzelzs apstrādes procesu ietekme (visas trīs pētītās ietekmes kategorijas: toksiskums cilvēkam, ekotoksiskums, resursu patēriņš)	Tērauda otrreizēja pārstrāde, atkārtota izmantošana
	Elektrības ražošanas procesu ietekme	Pārdomāta piegādātāju izvēle

Dzīves cikla novērtējums, atšķirībā no promocijas darbā izstrādātās metodes, neietver priekšlikumu tehnoloģiskās iespējamības un ekonomiskās ietekmes apsvēršanu, tāpēc šādas analīzes veikšanai nepieciešamas citas metodes (piem., ekonomiskajam izvērtējumam – dzīves cikla izmaksu novērtējums).

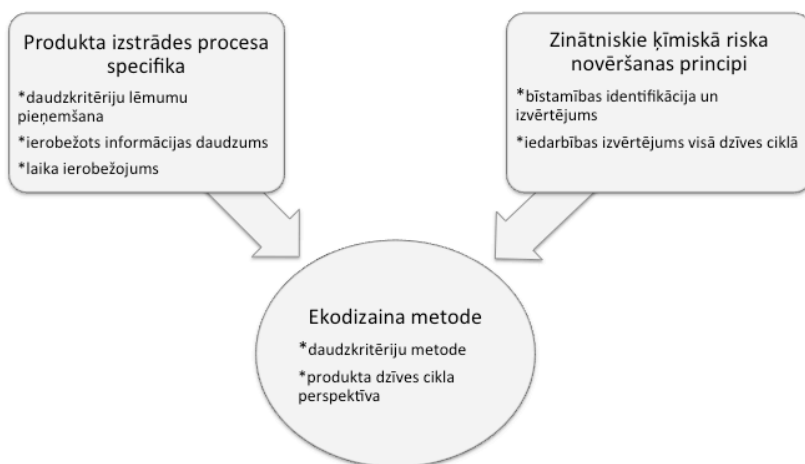
Kokmateriālu izstrādājumu izvērtējums netiek salīdzināts ar dzīves cikla novērtējuma rezultātiem, jo lielāko ietekmi veido toksiskums lietošanas fāzē, bet kokmateriālu apstrādē izmantoto koksnes konservantu aktīvajām vielām nav pieejami raksturošanas indikatori ne EDIP 2003, ne Ecoindicator'99, ne citām dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metodēs, kas padara alternatīvu izvērtēšanu neiespējamu.

4. APROBĀCIJAS REZULTĀTU APSPRIEŠANA UN SALĪDZINĀJUMS AR CITU PĒTĪJUMU REZULTĀTIEM

Šajā nodaļā salīdzināti jaunās, promocijas darbā radītās ekodizaina metodes izmantošanas rezultāti ar citu pētījumu rezultātiem, kā arī apspriesti priekšnoteikumi metodes izmantošanai.

4.1. EKODIZAINA METODES IZMANTOŠANA PRODUKTU IZSTRĀDES PROCESĀ

Ķīmiskā riska novēršanai ir pieejamas zinātniski pamatotas metodes, kuru izmantošana prasa resursus un laiku, turpretim jaunu produktu izstrādes process ir dinamisks, nepieciešams ātri pieņemt lēmumus, izmantojot nepilnīgu informāciju (sk. 4.1. attēlu). Jaunā ekodizaina metode risina šo dilemmu, apvienojot dinamiskās produktu izstrādes prasības ar zinātniskajiem ķīmiskā riska novēršanas principiem, un papildinot ar materiālu atkārtotas pārstrādes veicināšanas pamatprincipiem.



4.1. att. Ekodizaina metodes dilemmas risinājums – zinātniskie ķīmiskās ietekmes novērtēšanas pamatprincipi daudzkritēriju lēmumu pieņemšanas metodē

Savā pētījumā Mična un līdzautori secina, ka vides vadība prasa integrēt daudzus kritērijus vienotā sistēmā, kas, savukārt, rada vēlmi sistēmu vienkāršot. Nepamatota vienkāršošana var novest pie maldīgiem rezultātiem un kļūdaina lēmuma [237]. Darbā izstrādātā metode integrē daudzus kritērijus, izvairoties no sistēmas vienkāršošanas.

Atbilstoši Boveas un Péreza-Belis [42] izveidotajai taksonomijai ekodizaina instrumentam jāatbilst trim kritērijiem: vides aspektu integrācijai agrīnā produkta projekta izstrādes stadijā, dzīves cikla pieejai un daudzu kritēriju integrācijai. Promocijas darbā izstrādāto metodi ir iespējams izmantot agrīnos produktu attīstības etapos, ar nosacījumu, ka izmantojamie materiāli un ķīmikālijas ir zināmas vai prognozējamas, un apsvērt

iespējamās alternatīvas. Metodes izmantošanai saziņa izejvielu un produktu piegādes ķēdē jāuzsāk jau produkta projektēšanas procesā.

Metode orientējas uz diviem dzīves cikla posmiem: produkta izmantošanu un dzīves cikla beigu fāzi, tomēr netieši ietver arī izejmateriālu ražošanu, jo, atsakoties no toksisku vielu izmantošanas produkta izstrādē vai to samazinot, tiek samazināta šādu vielu plūsma visā piegādes ķēdē. Promocijas darbā izmantotā metodika atļauj integrēt arī citus vides aspektus. Metode ir vērsta nevis uz materiāla izmantošanas aspektu izvērtēšanu, kuras laikā iespējams samazināt projektētā produkta ietekmi uz vidi atbilstoši formulētajiem ekodizaina mērķiem, kas arī tika demonstrēti ar konkrētu piemēru. Metodes izmantošana prasa priekšizpēti par produkta dzīves ciklu, tādējādi veicinot saziņu piegādes ķēdē un paplašinot ražotāja atbildību par produktu. Lai gan izstrādātā metode balstās uz lēmumu pieņemšanas metožu pamatprincipiem, tā neiekļauj lēmumu pieņemšanu, balstoties uz matemātiski aprēķinātu viena skaitļa vērtību.

Ekodizaina metodes ieviešana uzņēmumā ļautu uzņēmumam demonstrēt atbilstību Ķīmisko vielu un ķīmisko produktu likuma vispārīgajai prasībai par bīstamāko ķīmisko vielu izmantošanas izvērtēšanu un aizvietošanu [238], kā arī ISO 14 001 standarta ieteikumiem par vidi saudzējošo produktu dizaina pasākumu ieviešanu [92]. Ja uzņēmums nevar pārtraukt vielas izmantošanu tās svarīgās funkcijas dēļ, ir iespējams mainīt dizaina parametrus un produkta lietošanas apstākļus. Tomēr, darbā piedāvātās metodes izmantošana neatbrīvo no likumdošanas prasību ievērošanas. Ja par materiāla sastāvā iekļauto vielu ir pieejams atbildīgo institūciju veikts detalizēts riska novērtējums, REACH regulai atbilstošs drošības pārskats vai likumdošanas prasība, pirmām kārtām jāpanāk atbilstība tai.

4.2. METODES REZULTĀTU SALĪDZINĀJUMS AR DZĪVES CIKLA NOVĒRTĒJUMA DATIEM

Metodes izmantošana identificēja vairākus būtiskus aspektus kokmateriālu izmantošanā, kas izcelti Vernera un Rihtera kopsavilkumā par DCN pētījumiem: augsto fosilo resursu patēriņu kombinētu kokmateriālu ražošanā [239] un impregnētas koksnes ekotoksikoloģisko ietekmi. Verners un Rihters nepiemin ar kombinēto kokmateriālu izmantošanu saistīto formaldehīda ietekmi uz patērētāju veselību, kas izpaužas produkta lietošanas laikā. Patērētāju veselība un iekštelpu vide parasti netiek vērtēta dzīves cikla novērtējuma projektos, bet promocijas darbā izstrādātā ekodizaina metode šo aspektu ietver, tādējādi nodrošinot spēcīgu ekodizaina produktu mārketinga argumentu: cilvēka (patērētāja) veselības saudzēšana.

Salīdzinot promocijas darbā izstrādātās metodes rezultātā iegūtos ekodizaina priekšlikumus ar priekšlikumiem, kas iegūti, vērtējot DCN rezultātus (sk. 3.4. nodaļu), var secināt, ka saplākšņa gadījumā abām metodēm bija līdzīgi rezultāti: vislielākā ietekme ir fenolsveķu ražošanai un izmantošanai, tāpēc fenolsveķu izmantošanas samazināšana ir viens no ieteicamajiem ekodizaina pasākumiem. Salīdzinot divu dažādu dzīves cikla novērtējuma metožu rezultātus, vienā gadījumā mazāku ietekmi uz vidi atstāj skārds, bet otrā – saplākšnis. Tādas atšķirības aprūstina DCN rezultātu interpretāciju un pašu metožu izmantošanu alternatīvu izvērtēšanai. Pie līdzīga secinājuma nonākuši arī Bovea un

līdzautori [115], kas, aprēķinot materiālu ietekmi uz vidi ar dažādu metožu dzīves cikla ietekmes raksturošanas rādītāju palīdzību, ar katru metodi ieguva citu vērtējumu. ISO 14040:2006 [76] standarts neatbalsta svērtu vērtējumu izmantošanu produktu salīdzināšanā, lai gan zinātniskā izpēte liecina, ka inženieri – produktu dizaineri labprātāk izvēlas tieši svērtos (vienas vērtības) rādītājus [240]. No zinātniskā viedokļa priekšroka vienskaitļa vērtējumam nav atbalstāma. Kopumā abu metožu (DCN un promocijas darbā izstrādātās metodes) izmantošana paplašināja materiālu izvērtēšanas iespējas, un deva lielāku uzticamību rezultātiem (sk. vērtējumu par dažādiem aspektiem 4.1. tabulā).

4.1. tabula

Promocijas darbā izstrādātās ekodizaina metodes un DCN rezultātu izmantošana ekodizaina priekšlikumu izstrādei. Salīdzinājums.

Identificētie aspekti	Promocijas darbā izstrādātā metode	DCN metodes (izmantojot Ecoindicator'99 un EDIP 2003)
Pieņēmumi	Kritēriju robežas atsevišķos gadījumos ir pieņēmums subjektivitāte to noteikšanā	Aizvietojot inventarizācijā trūkstošos datus ar SimaPro bibliotēkā esošajiem piemēriem, tiek pieņemts, ka procesi ir līdzīgi. Tomēr, jutības analīze rāda, ka enerģijas avotu dati var ievērojami ietekmēt kopējo vērtējumu
Dažādu ietekmes kategoriju kombinācija	Iespējams papildināt ar citām ietekmes kategorijām pēc darbā iztirzātās metodikas	Iespējams izvērtēt dažādas ietekmes kategorijas
Materiālu dzīves cikls	Galvenokārt materiālu izmantošana (toksiskie aspekti) un dzīves cikla beigas (atkritumu apsaimniekošana). Iespējami daudz detālāki un mērķtiecīgāki priekšlikumi, jo kritēriju sistēma uzskatāmi parāda, kas izraisa augstu ietekmi	Galvenokārt izejvielu ražošana. Galvenie ekodizaina priekšlikumi attiecas uz jomām, ko pats uzņēmums nevar tieši kontrolēt, izņemot piegādātāja nomaiņu. Ne vienmēr ir pietiekami detaļa informācija par augstas ietekmes cēloņiem, kas apgrūtina priekšlikumu izstrādi
Subjektivitāte	Kritēriju robežas atsevišķos gadījumos ir pieņēmums, nav izslēgta subjektivitāte to noteikšanā	Svēršanu veikuši kompetenti vides eksperti atbilstoši savai vērtību sistēmai un tā brīža prioritātēm, kas var atšķirties no uzņēmuma prioritātēm
Alternatīvu materiālu salīdzināšana	Paredzēta materiālu kvalitatīvai, bet ne kvantitatīvai salīdzināšanai	Iespējams lietot materiālu salīdzināšanai, bet jāpārlicinās par izmantotās svēršanas metožu atbilstību lēmumu pieņēmēja prioritātēm. Vēlams salīdzināt tikai konkrētas kategorijas. Toksiskās ietekmes salīdzināšana iespējama tikai atsevišķiem materiāliem, bet netiek ņemta vērā lietošanas fāze
Ierobežojumi	Ietver tikai trīs jomas (ietekme uz vidi, veselību, resursu izmantošanu lietošanas laikā). Neņem vērā energoietilpīgu materiālu ražošanā patērētos fosilos resursus	Daudzas ķīmiskas vielas nav iekļautas esošajās DCN datubāzēs
Metodes izmantošanai nepieciešamās zināšanas	Nepieciešama neliela apmācība, rezultātu interpretācijai pietiek ar vides inženiera zināšanām	Nepieciešama apmācība DCN un programmas izmantošanā, rezultātu interpretācijai nepieciešamas eksperta zināšanas DCN metodēs

4.3. ĶĪMISKO VIELU NEVĒLAMO ĪPAŠĪBU IDENTIFICĒŠANA

Darbā izstrādātā metode ķīmisko vielu nevēlamo īpašību identificēšanai izmanto Globāli harmonizētās sistēmas ķīmisko vielu klasifikāciju, kas ir globāli pazīstama un tiek izmantota informācijas pārnesei izejvielu piegādes ķēdē.

Ekodizainā nereti ķīmisko vielu atpazīšanai ekodizainā nereti izmanto nevēlamo vielu sarakstus, kas nostiprināti valstu likumdošanā, starptautiskās konvencijās, vai izstrādāti pēc rūpniecības nozaru brīvprātīgas iniciatīvas, vai arī uzņēmumos. Sarakstu izmantošana ir ērta, bet rada risku, ka viena nevēlama viela tiek aizvietota ar citu sarakstā vēl neiekļautu vielu, kurai ir līdzvērtīgi bīstamas īpašības. Tāpēc svarīgi ir nevis identificēt konkrētas vielas, bet gan apzināt nevēlamās īpašības. Daudzas ekodizaina metodes toksiskās ietekmes novērtēšanai izmanto dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metožu raksturošanas faktorus, kas ietver mazāku vielu skaitu nekā klasificēšanas sistēmas. Piemēram, ar darbā izstrādāto metodi bija iespējams salīdzināt dažādu darbā pētīto koksnes konservantu ietekmi, turpretī dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metožu datu bāzēs nebija atbilstošo raksturošanas faktoru (sk. 4.2. tabulu).

4.2. tabula

Dzīves cikla ietekmes raksturošanas faktoru pieejamība SimaPro [191] un USETox [107] datubāzēs par promocijas darbā pētīto koksnes konservantu sastāvdaļām

Dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metode		USE Tox		TRACI		IMPACT		CML 2001		Ecoindicators'99		EDIP 2003	
Sastāvdaļas	CAS	TC	ET	TC	ET	TC	ET	TC	ET	TC	ET	TC	ET
Butilglikols	111-76-2	-	-	-	-	✓	-	-	-	✓	-	✓	-
Etanolamīns	141-43-5	-	✓	-	-	-	-	-	-	✓	-	✓	✓
Vara karbonāts	1184-64-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	✓	-
Borskābe	10043-35-3	✓	✓	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ADBAC*	68424-85-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tebukanazols	107534-96-3	✓	✓	-	-	-	✓	-	-	-	-	-	-

* ADBAC – alkilbenzildimetilamonija hlorīds

TC – toksiskums cilvēkam, ET – ekotoksiskums

✓ Raksturošanas indikators pieejams

- Raksturošanas indikatora nav

Arī likumdošanā ir pāreja no atsevišķu vielu regulēšanas uz nevēlamo īpašību regulēšanu. Eiropas Savienības ekomarķējuma prasības ietver gan atsevišķas vielas, gan arī nevēlamas īpašības, ko atpazīst, izmantojot klasifikācijas – marķēšanas sistēmu. Ar promocijas darbā izstrādāto metodi pārskatītas esošās bīstamo īpašību ranga sistēmas un piedāvāta jauna, aktualizēta versija, kurā izmantota GHS, bet integrētas arī tādu vielu grupas, kā endokrīno sistēmu noārdošās vielas, noturīgas, bioakumulatīvas un toksiskas vielas (PBT) u.c.

Promocijas darbā izstrādātās metodes zinātniskā novitāte ir bīstamo īpašību ranga apvienošana ar ķīmisko vielu iedarbības novērtējumu, radot vienotu materiālu novērtēšanas metodi. Izveidots iedarbības rangs atbilstoši iedarbības scenārijam, novērtējot produktu lietošanas laikā izdalīto ķīmisko vielu iedarbību uz vidi un cilvēku, produkta dizainu un izmantošanu. Šāda pieeja nodrošina pilnīgāku toksiskās ietekmes novērtēšanu visā produkta dzīves ciklā.

4.4. INFORMĀCIJAS PLŪSMA PIEGĀDES ĶĒDĒ

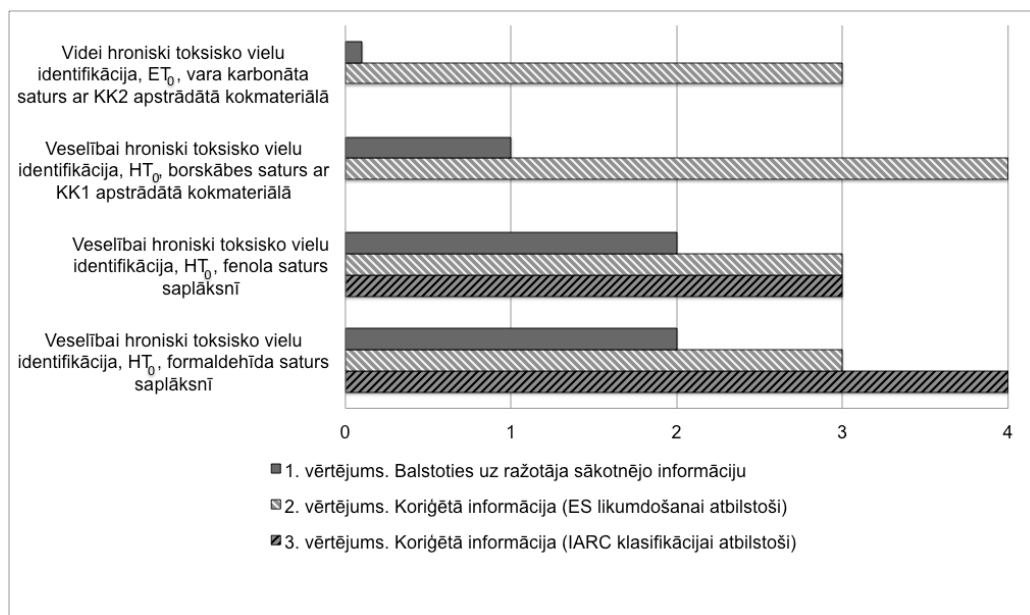
Tā kā tirgū iespējamo ķīmisko vielu skaits ir ļoti liels (sk. 1.4. nodaļu), uzņēmumam, kas izmanto materiālus un ķīmikālijas, nav iespējams tās testēt, bet jāsaņem atbilstošā informācija piegādes ķēdē. Vērtēšanai nepieciešamo informāciju uzņēmums var iegūt dažādos veidos:

- par materiāliem, kas tiek piegādāti no citiem uzņēmumiem, materiālu piegādātāji var iesniegt materiālu deklarācijas;
- par tiem materiāliem, kas tiek apstrādāti uzņēmumā, uzņēmums iegūst informāciju no izmantoto ķīmikāliju drošības datu lapām;
- informāciju par toksiskās vielas sasaisti ar materiāla matricu var iegūt no vielas ražotāja, vai eksperimentāli;
- informāciju par izmantošanas apstākļiem uzņēmums apkopo, vadoties no saražotā produkta veida, no līdzīgu produktu izmantošanas pieredzes vai konsultējoties ar potenciālajiem gala patērētājiem;
- informāciju par produkta dzīves cikla beigām uzņēmums iegūst, izpētot saražotā produkta atkritumu apsaimniekošanas scenārijus tā dzīves cikla beigās.

Informācija par materiālu īpašībām jāsaņem piegādes ķēdē. Arī citi pētnieki izceļ piegādes ķēdes svarīgumu: Lutrops un Johansone [170] materiālu efektīvas izmantošanas nodrošināšanai iesaka pievienot produktam informāciju par tā reģenerācijas un pārstrādes iespējām. Lai gan likumdošana to nepieprasa, tomēr būtu nepieciešams nodrošināt informāciju par materiālos sastopamajām īpaši bīstamajām vielām, kuru saturs pārsniedz 0,1 % (masas) un kas atbilst REACH regulas noteiktajiem SVHC kritērijiem (ne tikai SVHC kandidātiem). Šāda pieeja mazinātu problēmu, ko izceļ Braungarts un līdzautori [22], raksturojot ekofektivitātes pasākumu nepietiekamu kapacitāti samazināt toksisko ietekmi, proti, informācijas trūkumu par bīstamajām vielām, ko it īpaši saasina izvērsts un sazarotās materiālu piegādes ķēdes.

Darbā izstrādātās ekodizaina metodes aprobācijai nepieciešamā informācija tika iegūta piegādes ķēdē. Lai gan ceļazīmju ražošanas uzņēmuma iekšējā informācijas sistēma un sadarbība ar piegādātājiem informācijas iegūšanai jāvērtē kā ļoti laba, tomēr piegādātāju sniegtā informācija ne vienmēr bija korekta, apstiprinot pārbaudes svarīgumu, un ekodizaina metodē integrētā informācijas verifikācijas shēma (sk. 3.2. attēlu) ir piemērots līdzeklis informācijas pārbaudei.

Darba ietvaros veiktā konservantu izpēte liecina, ka ražotāju sniegtā informācija noklusē ķīmisko vielu bīstamību (sk. 4.2. attēlu). KK2 ražotājs nebija uzrādījis, ka vara bāziskais karbonāts klasificēts kā ūdens videi bīstama viela. Precizētajā versijā, izmantojot klasificēšanu atbilstoši ES likumdošanai, kritērija vērtība ir 3. Iespējams, ne vienmēr tā ir apzināta vēlme padarīt produktu pievilcīgāku, mazinot tā bīstamību, bet tas saistīts ar novecojušas informācijas izmantošanu un nepietiekami ātru informācijas atjaunināšanu. Tāpēc rutīnas pārbaude par informācijas uzticamību ir ieteicams ekodizaina pasākums.



4.2. att. Kritēriju sistēmas vērtējums pēc ražotāju sniegtajiem un pētījumā koriģētajiem datiem atbilstoši spēka esošajai ķīmisko vielu klasifikācijai, izmantojot komplekso informācijas verificācijas shēmu

Darbā ievērotā tendence noklusēt ķīmisko vielu bīstamību sasauca ar citiem pētījumiem par datu nesēju kvalitāti. ES dalībvalstu inspekcijas, analizējot drošības datu lapu pārbaudes rezultātus, secinājušas, ka vairums DDL ir kļūdainas, bet 10–23% gadījumu tajās ir nopietnas kļūdas [181]. No otras puses, pētījumi liecina, ka arī ķīmisko vielu lietotāji pasīvi izmanto pieejamo drošības informāciju, jo slikti tajā orientējas [241]. Tāpēc, iespējams, piegādātāji neizjūt nepieciešamību pēc ieguldījumiem informācijas izstrādē, jo nejūt pieprasījumu un aprobežojas ar formālu pieeju likumdošanas prasību izpildē. Attiecībā uz patērētāju drošību darbā veiktā izpēte apliecināja, ka šobrīd nereti patērētājiem tiek sniegta kļūdaina informācija, kas būtiski ietekmē produkta drošību. Izmantojot komplekso informācijas verificācijas shēmu, pārbaudīts, ka visu trīs pētījumā iekļauto konservantu izplatītāji sniedz maldinošu informāciju par riskiem, kas saistīti ar šo produktu izmantošanu. Piemēram, KK3 ražotājs pat sniedza maldinošu informāciju, apgalvojot, ka kokmateriāls pēc apstrādes un izžūšanas ir drošs, lai gan testi ar kokmateriāla paraugu ekstraktiem apliecināja paliekošu ekotoksiskumu.

4.5. KOKSNES KONSERVANTU IZMANTOŠANAS ALTERNATĪVU PĀRBAUDE

Darbā veiktie ekotoksikoloģiskie un ķīmiskie testi parādīja, ka ir ievērojama atšķirība starp krāsotu un nekrāsotu kokmateriālu paraugu ekstraktu toksiskumu: krāsa ievērojami samazināja KK1 konservanta toksisko vielu izdalīšanos. Izpētīts, ka krāsas pārklājums ievērojami samazina kaitīgo vielu izdalīšanos, bet tā efektivitāte kaitīgu vielu aizturē ir ievērojami atšķirīga, atkarībā no konservanta sastāva. Ar konservantiem apstrādātu kokmateriālu krāsošana ir ekodizaina risinājums, lai samazinātu toksisko vielu izdalīšanos, bet efektivitāte jāpēta katrā gadījumā atsevišķi.

Eiropas Komisijas organizētā pētījumā [242] sniegtas atsauces uz literatūras datiem, ka 20–40 gadu laikā no koka, kas apstrādāts zem spiediena ar CCA kompleksu, tiks izskaloiti aptuveni 25% hroma, vara un arsēna, nonākot apkārtējā vidē. Šie paši autori arī norāda, ka nav atrasti pētījumi par koksnes konservantu nokļūšanu vidē, izmantojot virsmas apstrādes konservantus, bet šķiet ticami, ka analogi kā ar kokmateriāliem, kas apstrādāti zem spiediena, apmēram 25 % konservantu sastāvdaļu dzīves laikā nokļūs vidē. Tomēr šie dati nav tieši salīdzināmi ar veikto pētījumu, kura laikā produkti tika noturēti ūdenī tikai vienu diennakti: apkārtējās vides apstākļos izdalīšanās būtu atšķirīga. Lebkovska un līdzautori [201] novērojuši, ka četru nedēļu testa laikā izdalījās 10% aktīvo vielu.

Literatūrā vairums darbu veltīti neorganisko koksnes konservantu vai metālu komplekso savienojumu konservantu izdalīšanās pētījumiem [195, 196, 201, 243, 244, 245], daudz mazāk atrodami pētījumi par tādiem konservantiem, kas veidoti uz organisko savienojumu bāzes [201, 246]. Tā kā tradicionālo konservantu izmantošana to kaitīgo īpašību dēļ tiek ievērojami ierobežota ar likumdošanu (riska novērtējums borskābei un tebukanozolam, aizliegums izmantot CAA saturošus konservantus), iespējams, ka nākotnē attīstīties uz organiskajiem savienojumiem balstīti kompleksi koksnes konservanti, kuru noteikšana ūdenī ar ķīmiskajām analīzes metodēm ir sarežģīta, tāpēc pieaugs biotestēšanas nozīme. Ja kokmateriāli ir apstrādāti ar koksnes konservantu, tad tā pēdas tomēr paliek uz rokām: Šalats un līdzautori [196], pētīti ar arsēnu saturošu konservantu apstrādātus kokmateriālus bērnu spēļlaukumos, novērojuši, ka bērniem uz rokām paliek identificējamas arsēna pēdas. Latvijā Lūses un līdzautoru [199] pētījums apliecina, ka strādājošie, saskaroties ar kokmateriāliem pēc to apstrādes ar koksnes konservantiem, var tikt pakļauti to saturošo toksisko vielu iedarbībai.

Visi trīs pētītie koksnes konservanti paredzēti ļoti plašam izmantošanas diapazonam – 1., 2., 3. lietošanas klasei un KK2 un KK3 pat 4.klasei (sk. 2.14. tabulu), lai gan izmantošanas apstākļi un kokmateriālam kaitīgie faktori, kā arī iespējamā iedarbība uz cilvēku un vidi ievērojami atšķiras, proti, lietošanas klasēm ar mazāk agresīvu vidi vajadzētu piemērot mazāk iedarbīgus konservantus. ES ekomarķējuma kritēriji mēbelēm [136] noteic, ka ekomarķējuma zīmes saņemšanai iekšējai mēbeles nedrīkst apstrādāt ar koksnes konservantiem. Lai samazinātu ietekmi uz vidi un veselību, svarīgi ir izvērtēt, kādai lietošanas klasei paredzēts kokmateriāls, un vai ir iespējams nodrošināt kokmateriālam labvēlīgākus apstākļus, lai samazinātu biocīdu lietošanu. Piemēram, kokmateriālu bojāšanos var mazināt, ierobežojot saskari ar mitrumu – veidojot lielas jumta pārkares, kā arī novēršot saskari ar grunti.

4.6. PIESARDZĪBAS PRINCIPA LIETOJUMS

Likumdošanas attīstības ziņā būtiska ir Piesardzības principa izmantošana, kas ir viens no vides politikas pamatprincipiem [247] un ko nostiprināt plāno arī REACH regula [19]. Lai gan piesardzības principu uzskata par svarīgu vides politikas pamatprincipu, tas nereti atkāpjas sociāli ekonomisko vajadzību priekšā. Piesardzības principa noēnošanu pret saimnieciskajām interesēm parāda formaldehīda klasifikācijas pārskatīšana ES. Formaldehīds saskaņā ar direktīvu 67/548/ EEC 1992. gadā tika klasificēts kā iespējams kancerogēns ar kategoriju 3 [248]. Lai gan 2004. gadā IARC, Starptautiskā aģentūra ļaundabīgo audzēju izpētei, pārskatīja formaldehīda klasifikāciju, nosakot, ka formaldehīds ir zināms kancerogēns un atbilst 1.kategorijai, Eiropas Savienība vēl nav pārskatījusi klasifikāciju, jo EP debatēs izskanējuši argumenti, ka pierādījumi nav pietiekami stingri. 2009. gadā IARC paziņoja, ka nepieciešami pierādījumi sagādāti un 2011. gadā tika plānota jauna dosjē sagatavošana [212].

Attiecībā uz tām vielām, kas ir apgrozībā, nepieciešami spēcīgi argumenti, lai pārtrauktu to izmantošanu. Likumdošanas procesā veselības un vides aizsardzības argumenti tiek pretnostatīti sociāli ekonomiskajiem apsvērumiem. Tāpēc arī SVHC vielu procedūra ir ilgstoša, jo kaitējums videi un sabiedrībai tiek samērots ar sociāli ekonomisko izdevīgumu [19]. Šeit paveras iespējas proaktīviem uzņēmumiem noteikt augstāku vides snieguma līmeni un ekodizaina procesā pastiprināt piesardzības principa darbību. Tas izdarāms, pēc iespējas atsakoties no REACH regulas 57. pantā minēto vielu izmantošanas, pirms šīs vielas ir iekļautas SVHC kandidātu sarakstā, un stingrākas drošības prasības attiecinot arī uz tām vielām, kas potenciāli ir tikpat bīstamas, bet mazāk izpētītas, proti, 2. kategorijas CMR vielām.

Vidi un veselību saudzējošo produktu pieaugošais tirgus noiets veicina brīvprātīgu ekodizaina pasākumu īstenošanu, pārsniedzot likumdošanas prasības. Sākotnēji patērētāji deva priekšroku galvenokārt bioloģiskās pārtikas izvēlei, taču tagad arī citu vidi un veselību saudzējošu produktu tirgus noiets pieaug, pat neskatoties uz atsevišķu produktu pieaugušo cenu [37]. Iespējams, “zaļo” produktu tirgus attīstība jāskaidro ar veselības aspektu lielāku nozīmi patērētāju acīs un labākām zināšanām par produktu ietekmi uz veselību nekā tikai paaugstinātu vides apziņu vien. Dažās produktu grupās patērētāji ir gatavi pirkt vidi saudzējošu produktu pat tad, ja tā cena par 50% pārsniedz tradicionālā produkta cenu [37]. Šī tendence iezīmē pieaugošas tirgus iespējas vidi un veselību saudzējošiem produktiem, un tas nozīmē, ka ieguldījumi ekodizainā var atmaksāties. Sekojot šai attīstībai, atsevišķas vadošas uzņēmumu grupas deklarē atteikšanos no bīstamām vielām visā to piegādes ķēdē, piemēram, nesenais uzņēmuma “NIKE” paziņojums preseī [249] par atteikšanos no īpaši bīstamu vielu izmantošanas piegādes ķēdē. Promocijas darbā izstrādātās metodes izmantošana nodrošinātu šāda pasākuma izpildi.

Lai gan REACH regulu var uzskatīt par progresīvāko ķīmisko vielu regulējumu pasaulē, tā galvenokārt orientējas uz ķīmisko vielu un maisījumu izmantošanu, kuru risks jānovērtē pirms laišanas tirgū. Regula paredz, ka bīstamības un riska novērtējums tiek nodots tālāk pakārtotiem lietotājiem piegādes ķēdē drošības datu lapu un to papildinājumu veidā. Materiāliem un produktiem šāda prasība ir tikai īpašos gadījumos, tas ir, ja tie satur vairāk nekā 0,5% īpaši bīstamu vielu (SVHC) vai to kandidātus. Mūsdienās tirgus

globalizācijas rezultātā liela daļa materiālu un produktu tiek saražoti ārpus Eiropas Savienības, un šai parādībai ir tendence pieaugt. Pretēji ķīmiskajām vielām un maisījumiem nepastāv prasība apsvērt materiālu un produktu ķīmiskos piejaukumus pirms laišanas tirgū, izņemot atsevišķas īpaši regulētās vielas, kā arī ķīmiskos piejaukumus rotaļlietās. Promocijas darbā izstrādātā ekodizaina metode var palīdzēt uzņēmumiem iegūt labāku pārskatu par bīstamajām vielām tā produkcijā, tā uzlabojot saziņu piegādes ķēdē. Lai gan trūkstošās likumdošanas prasības par materiālu deklarācijām var uzskatīt par šķērslī metodes izmantošanai, RoHS direktīvas un ekomarķējuma ieviešanas pieredze liecina, ka šāda informācijas apmaiņa piegādes ķēdē iespējama arī tad, ja nav tiešu likumdošanas prasību. Promocijas darbā izstrādātā metode uzsver patērētāja tiesības zināt par iegādāto produktu ietekmi uz vidi un veselību.

Metodes izmantošana ir atkarīga no tā, vai tā sniedz informāciju, kas izskaidro klientiem produkta pievienoto vērtību. Bledas un Valentas simulācija [39] demonstrē, ka tikai tie patērētāji, kas saņem izskaidrojošu informāciju par vidi saudzējošu produkta, izvēlēsies to iegādāties. Promocijas darbā izstrādātā metode nepiedāvā vienu indikatoru, kam dod priekšroku rūpniecības uzņēmumu inženieri [239], bet palīdz iegūt ticamus dzīves cikla inventarizācijas datus. Izmantojot šo metodi, uzņēmums var reklamēt sevi, pierādot piegādes ķēdes pārvaldības ieviešanu, atsakoties no kancerogēnu, mutagēnu, reprotoksisku vielu klātbūtnes produkcijā.

SECINĀJUMI

1. Izstrādāta jauna ekodizaina metode, kas papildina esošās ekodizaina stratēģijas toksiskās ietekmes samazināšanas jomā. Jaunā metode integrē zinātniskā ķīmiskā riska novērtēšanas detaļu metožu pamatprincipus ekodizainam piemērotākā formā, izmantojot bīstamības identificēšanu ar Globāli harmonizētās sistēmas ķīmisko vielu klasifikācijas kodu palīdzību, ietverot arī iedarbības novērtēšanas rangu, kā arī materiālu otrreizējas izmantošanas un pārstrādes aspektus. Metode izmantojama produktu izstrādes procesā projektēto produktu izvērtēšanai un ekodizaina risinājumu meklēšanai. Ekodizaina metodes lietošanai jāizmanto piegādes ķēdē esošā informācija, to kritiski izvērtējot, tādējādi veicinot saziņu piegādes ķēdē un materiālu deklarāciju izmantošanu kā būtisku informācijas nesēju līdztekus drošības datu lapām.
2. Darbā izstrādātā metode paredzēta ķīmisko vielu ietekmes, ko patērētāju veselībai rada produktu sastāvā iekļauto ķīmisko vielu izdalīšanās, novērtēšanai. Globāli harmonizētās sistēmas ķīmisko vielu klasifikācijas kodu izmantošana nosedz ievērojami lielāku skaitu potenciāli kaitīgo vielu, kā dzīves cikla ietekmes novērtēšanas metožu raksturošanas indikatori, kas pieejami tikai salīdzinoši nelielam kaitīgo vielu skaitam, un neņem vērā patērētāju veselībai svarīgus iedarbības ceļus.
3. Promocijas darba novitāte ir produkta sastāvā esošo ķīmisko vielu toksiskuma izvērtēšana saistībā ar produkta dizainu un dzīves ciklu – produkta izmantošanu un tālāko pārstrādi, reģenerāciju vai noglabāšanu, kad noliectais produkts nonāk atkritumu plūsmā.
4. Pārbaudot krāsas pārklājuma kā ekodizaina risinājuma efektivitāti, lai aizkavētu kaitīgo vielu izdalīšanos, secināts, ka krāsas pārklājuma efektivitāte mainās atkarībā no kaitīgo vielu sastāva. Tāpēc, izmantojot krāsas pārklājumu kā ekodizaina risinājumu, lai samazinātu produkta lietošanas laikā izdalīto kaitīgo ķīmisko vielu ietekmi, ieteicams katru gadījumu izvērtēt atsevišķi.
5. Metode ietver prasību labākai saziņai piegādes ķēdē par materiālu un ķīmikāliju sastāvu, jo pie pašreizējās ķīmisko vielu daudzveidības testēšana ir mazvarbūtīga. Eksperimentālā izpēte apstiprināja pieņēmumu, ka ekodizaina risinājumu izstrādē būtiska ir izejvielu piegādātāju sniegtās informācijas, tas ir, drošības datu lapu un materiālu deklarāciju, kvalitātes pārbaude. Tā prasa sistemātisku, pakāpenisku pieeju, ko piedāvā ekodizaina metode: informācijas izvērtēšanas shēmu, kas kombinē dažādus informācijas avotus un tos kritiski salīdzina, tostarp izmantojot biotestus un ķīmiskās analīzes.
6. Izstrādātā metode risina dilemmu: nepieciešamību pieņemt izsvērtus lēmumus nepietiekošas informācijas apstākļos.

PIELIKUMS

ĶĪMISKO VIELU KLASIFIKĀCIJA UN APZĪMĒJUMI

P.1. tabula

Ķīmisko vielu klasifikācijas apzīmējumu skaidrojums atbilstoši Globāli harmonizētās sistēmas ķīmisko vielu klasifikācijai (tikai darbā izmantotie apzīmējumi; pilnu sarakstu skatīt [62])

Apzīmējums	Skaidrojums
H341	Ir aizdomas, ka var izraisīt ģenētiskus bojājumus (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H340	Var izraisīt ģenētiskus bojājumus (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H317	Var izraisīt alerģisku ādas reakciju
H334	Ja ieelpo, var izraisīt alerģiju vai astmas simptomus, vai aprūtinātu elpošanu
H362	Var radīt kaitējumu ar krūti barotam bērnam
H361	Ir aizdomas, ka var kaitēt auglībai vai nedzimušajam bērnam (norādīt īpašo ietekmi, ja tā ir zināma) (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H360	Var kaitēt auglībai vai nedzimušajam bērnam (norādīt īpašo ietekmi, ja tā ir zināma) (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H350	Var izraisīt vēzi (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H351	Ir aizdomas, ka var izraisīt vēzi (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H372	Izraisa orgānu bojājumus (norādīt visus skartos orgānus, ja tie ir zināmi) (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H373	Var izraisīt orgānu bojājumus (norādīt visus skartos orgānus, ja tie ir zināmi) (norādīt iedarbības ceļu, ja ir droši pierādīts, ka citi iedarbības ceļi nerada bīstamību)
H400	Ļoti toksisks ūdens organismiem
H410	Ļoti toksisks ūdens organismiem ar ilglaicīgām sekām
H411	Toksisks ūdens organismiem ar ilglaicīgām sekām
H412	Kaitīgs ūdens organismiem ar ilglaicīgām sekām
H413	Var radīt ilglaicīgas kaitīgas sekas ūdens organismiem
EUH059	Bīstams ozona slānim

P.2. tabula

Ķīmisko vielu klasifikācijas apzīmējumu skaidrojums atbilstoši direktīvai 67/548/EEK
(tikai darbā izmantotie apzīmējumi; pilnu sarakstu skatīt [225])

Apzīmējums	Skaidrojums
R40	Kancerogenitāte ir daļēji pierādīta
R42	Ieelpojot var izraisīt paaugstinātu jutīgumu
R43	Saskaroties ar ādu, var izraisīt paaugstinātu jutīgumu
R45	Var izraisīt vēzi
R46	Var radīt pārmantojamus ģenētiskus defektus
R48	Iespējams nopietns kaitējums veselībai pēc ilgstošas saskares
R49	Ieelpojot var izraisīt ļaundabīgus audzējus
R50	Ļoti toksisks ūdens organismiem
R51	Toksisks ūdens organismiem
R52	Kaitīgs ūdens organismiem
R53	Var radīt ilglaicīgu negatīvu ietekmi ūdens vidē
R54	Toksisks augiem
R55	Toksisks dzīvniekiem
R56	Toksisks augsnes organismiem
R57	Toksisks bitēm
R58	Var izraisīt ilglaicīgu negatīvu ietekmi vidē
R59	Bīstams ozona slānim
R60	Var kaitēt reproduktīvajām spējām
R61	Var kaitēt augļa attīstībai
R62	Iespējams kaitējuma risks reproduktīvajām spējām
R63	Iespējams kaitējuma risks augļa attīstībai
R64	Var kaitēt zīdāmam bērnam
R68	Iespējams neatgriezeniskas iedarbības risks

DARBA APROBĀCIJA UN PUBLIKĀCIJAS

Par promocijas darba rezultātiem ir ziņots, un tie ir apspriesti vairākās publikācijās un konferencēs.

KONFERENCES:

1. Simanovska J., Bažbauers G., Valters K., Chemical risk communication from the ecodesign perspective: legislative preconditions and needs for more information than required by law, SETAC Europe 21. gadskārtējā konference, Itālija, Milāna, 2011. gada 15. - 19. maijs.
2. Simanovska J., Bažbauers G., Valters K., Set of criteria for environmentally sound material choice as an eco-design tool, SETAC Europe 20. gadskārtējā konference, Spānija, Sevilja, 2010. gada 23. - 27. maijs.
3. Romagnoli F., Simanovska J., Bažbauers G., Veidenbergs I., Aspects of the Allocation Problem and Boundary Assessment in Life Cycle Assessment of Latvian Pellet Flow Chain, SETAC Europe 20. gadskārtējā konference, Spānija, Sevilja, 2010. gada 23. - 27. maijs.
4. Grigale Z., Simanovska J., Kalniņš M., Dzene A., Tupureina V., Biodegradable packaging from life cycle perspective, SETAC Europe 20. gadskārtējā konference, Spānija, Sevilja, 2010. gada 23. - 27. maijs.
5. Simanovska J., Romagnoli F., Valters K., Bažbauers G., Teaching of Life Cycle Assessment in RTU – Current Situation and Future Perspective, 3. starptautiskā konference "Vides zinātnes izglītība Latvijā un Eiropā: izglītība un zinātne klimata pārmaiņu novēršanai", Rīga, 2009. gada 23. oktobris.
6. Rēpele M., Simanovska J., Valters K., Bažbauers G., Development of a Software-Based Laboratory Work for Teaching of Eco-Design, 3. starptautiskā konference "Vides zinātnes izglītība Latvijā un Eiropā: izglītība un zinātne klimata pārmaiņu novēršanai", Rīga, 2009. gada 23. oktobris.
7. Simanovska J., Valters K., Bažbauers G. Development set of criteria as an eco-design tool for the evaluation of environmental impact of material choice, RTU 50. zinātniskā konference, vides inženierzinātņu sekcija, Rīga, 2009. gada 14.-15. oktobris.
8. Simanovska J., Šteina M., Valters K., Bažbauers G. The environmental impacts of a desktop computer: influence of choice of functional unit, system boundary and user behaviour, RTU 50. zinātniskā konference, vides inženierzinātņu sekcija, Rīga, 2009. gada 14-15. oktobris.
9. Njakou D., Simanovska J., Bažbauers G., Valters K., Life Cycle Assessment and Eco-Indicators Environmental Impact For Latvian Power Supply Mix, SETAC Europe 19. gadskārtējā konference, Gēteborga, Zviedrija, 2009. gada 31. maijs-4. jūnijs.
10. Bažbauers G., Simanovska J., Valters K., Legislative developments and ecodesign tools for reduction of chemical risks, RTU 49. zinātniskā konference, sesija „Vides un klimata tehnoloģijas“, Rīga, 2008. gada 14.-16. septembris.
11. Bažbauers G., Simanovska J., Valters K., Information System on Substances in Products and Raw Materials as an Important Step to Reach Compliance with RoHS Directive in a Company, Konference: Electronics Goes Green 2008+ - Merging Technology and Sustainable Development; Berlīne, Vācija, 2008, 7.-10. septembris.

12. Bažbauers G., Njakou D., Simanovska J., Valters K., Analysis of suitability of existing ecodesign tools for chemical risk reduction, SETAC Europe 18. gadskārtējā konference, Polija, Varšava, 2008. gada 25.-29. maijs.
13. Kazerovska K., Simanovska J., The role of non-governmental organisations in consumer education on chemical risks, 2.starptautiskā konference „Vides zinātne un izglītība Latvijā un Eiropā”, Latvija, Rīga, 2008. gada 14.marts.

PUBLIKĀCIJAS ZINĀTNISKAJOS IZDEVUMOS:

1. Simanovska J., Valters K., Bažbauers G. Development set of criteria as an eco-design tool for the evaluation of environmental impact of material choice // RTU zinātniskie raksti. 13. sēr., Vides un klimata tehnoloģijas. 3. sēj., 2009, 102.-110. lpp.
2. Simanovska J., Šteina M., Valters K., Bažbauers G. The environmental impacts of a desktop computer: influence of choice of functional unit, system boundary and user behaviour // RTU zinātniskie raksti. 13. sēr., Vides un klimata tehnoloģijas. 3. sēj., 2009, 111.-118. lpp.
3. Bažbauers G., Simanovska J., Valters K., Information System on Substances in Products and Raw Materials as an Important Step to Reach Compliance with RoHS Directive in a Company // Electronics Goes Green 2008+. Merging Technology and Sustainable Development; Conference Proceedings, Electronics Goes Green 2008+, Germany, Berlin, 7.-10. September, 2008. - 149-152. p.
4. Bažbauers G., Njakou D., Simanovska J., Valters K., Eco-indicators of environmental impact for Latvian power supply system// RTU zinātniskie raksti. 13. sēr., Vides un klimata tehnoloģijas. 3. sēj., 2008, 88.-94. lpp.
5. Bažbauers G., Simanovska J., Valters K. Legislative developments and ecodesign tools for reduction of chemical risks // RTU zinātniskie raksti. 13. sēr., Vides un klimata tehnoloģijas. 3. sēj., 2008, 81.-87.lpp.
6. Grigale Z., Simanovska J., Kalniņš M., Dzene A., Tupureina V. Biodegradable Packaging from Life Cycle Perspective// RTU zinātniskie raksti. 1. sēr., Materiālzinātne un lietišķā ķīmija . - 21. sēj., 2010, 90.-96. lpp.
7. Putna I., Simanovska J., Valters K., Bažbauers G., Purviņa S., Balode M. Ecotoxicity of leachates from wood materials treated with wood preservatives // Abstract book, 6th SETAC World Congress/SETAC Europe 22nd Annual Meeting, Germany, Berlin, 20.-24. May, 2012. – p. 405.
8. Simanovska J., Bažbauers G., Valters K., Chemical risk communication from the ecodesign perspective: legislative preconditions and needs for more information than required by law// Abstracts of SETAC Europe 21th Annual Meeting, Milano, Italy, 15.-19. May, 2011, MO 381.
9. Bažbauers G., Simanovska J., Rēpele M., Valters K. Ecodesign-Opportunity for Interdisciplinary Education // 4th International Conference „Environmental Science and Education in Latvia and Europe”: Conference Proceedings. From Green Projects to Green Society, Latvija, Jelgava, 22.-22. oktobris, 2010. - 21.-22. lpp.
10. Simanovska J., Bažbauers G., Valters K., Set of criteria for environmentally sound material choice as an eco-design tool //Extended Abstracts of SETAC Europe 20th Annual Meeting, Spain, Seville, 23.-27. May, 2010. - p.447-448.

11. Romagnoli F., Simanovska J., Bažbauers G., Veidenbergs I. Aspects of the Allocation Problem and Boundary Assessment in Life Cycle Assessment of Latvian Pellet Flow Chain // Strengthening Uncertainty Analysis in LCA, Spain, Seville, 23.-27. May, 2010. – p. 390.
12. Grigale-Soročina Z., Simanovska J., Kalniņš M., Tupureina V., Dzene A. Biodegradable Packaging from Life Cycle Perspective // Programme of SETAC Europe 20th Annual Meeting „Science and Technology for Environmental Protection” (TH 177), Spānija, Seville, 23.-27. May, 2010. – p. 196.
13. Rēpele M., Simanovska J., Valters K., Bažbauers G. Development of a Software-Based Laboratory Work for Teaching of Eco-Design // Conference Proceedings: 3rd International Conference: Environmental Science and Education in Latvia and Europe: Education and Science for Climate Change Mitigation, Latvia, Riga 23.October, 2009. – p. 80-81.
14. Simanovska J., Romagnoli F., Valters K., Bažbauers G., Teaching of Life Cycle Assessment in RTU. – Current Situation and Future Perspective // Conference Proceedings, 3rd International Conference "Environmental Science and Education in Latvia and Europe ", Latvia, Riga 23.October, 2009. – p. 83-84.
15. Grigale Z., Tupureina V., Dzene A., Simanovska J. Life Cycle Assessment of Biodegradable Packaging // Programme and Proceedings of Baltic Polymer Symposium 2009, Latvija, Ventspils, 22.-25. septembris, 2009. - 29.-29. lpp.
16. Njakou D., Simanovska J., Bažbauers G., Valters K. Life Cycle Assessment and Eco-Indicators Environmental Impact For Latvian Power Supply Mix // Abstract book of SETAC Europe 19th annual meeting, SETAC Europe 19th annual meeting, Sweden, Göteborg, 31.May-4. June, 2009. – p. 126.
17. Bažbauers G., Njakou D., Simanovska J., Valters K. Analysis of suitability of existing ecodesign tools for chemical risk reduction // Abstract book of SETAC Europe 18th annual meeting, SETAC Europe 18th annual meeting, Poland, Warsaw, 25.-29. May, 2008. –p. 152.
18. Kazerovska K., Simanovska J., The role of nongovernmental organizations in consumer education on chemical risks // 2.starptautiskā konference „Vides zinātne un izglītība Latvijā un Eiropā”, tēžu krājums „Vides zinātne un izglītība Latvijā un Eiropā”, Latvija, Rīga, 14. marts, 2008. - 68-69. lpp.

CITAS AUTORES PUBLIKĀCIJAS

1. Ruut J., Simanovska J., Analysis of the existing chemicals management system in Russian Federation, Baltic Environmental Forum (BEF), The project “Awareness raising and capacity building on chemicals control in NW RUSSIA”, 2004 – 2005, Funded by Finnish Ministry of Environment, Swedish Environmental Protection Agency, Nordic Council of Ministers, 2005, p. 42 [<http://www.norden.org/pub/miljo/miljo/uk/US2006416.pdf>]
2. Fammler H., Simanovska J., Babre K., Laud K., Dudutyte Z., Veidemane K., Ahrens A., Reihlen A., Kruopiene J., Pavasars I., Pārskats par bīstamajām vielām Baltijas valstīs, Baltic Hazardous Substances Report, 2003, “Jelgavas Tipogrāfija”, Latvija, 52 lpp.

3. Fammler H., Reihlen A., Moora H., Ahrens A., Simanovska J., Babre K., Dudutyte Z., Kruopiene J., Gittinger J., Keerberg V., Valtere S., “Ķīmikāliju riska pārvaldība uzņēmumos”, „Managing Chemicals Risks in Enterprises” rokasgrāmata profesionālajiem ķīmikāliju lietotājiem, 2003, “Jelgavas Tipogrāfija”, Latvija (līdzautore)
4. Ed. Team: Fammler H., Veidemane K., Ruskule A., Simanovska J., Indriksone D., Kipper K., Ahrens A., *2nd Baltic State of the Environment Report based on environmental indicators*, Baltic Environmental Forum, “Gandrs”, Rīga, 2000, p. 190
5. Ed. Team: Fammler H., Veidemane K., Platniece A., Simanovska J., Indriksone D., Kipper K., Ahrens A., *Baltic State of the Environment Report based on environmental indicators*, Baltic Environmental Forum, “Gandrs”, Rīga, 1998, p. 94

LITERATŪRAS UN INFORMĀCIJAS AVOTI

- 1 **Human health risk assessment toolkit: chemical hazards**, IPCS project on the Harmonization of Approaches to the Assessment of Risk from Exposure to Chemicals, WHO, 2010, p.88.
- 2 **Binetti et al, 2008, Binetti R. et al**, Exponential growth of new chemicals and evolution of information relevant to risk control, 2008, *Ann Ist Super Sanita*, 44 (1), p. 13-15
- 3 **Allanou R. et al.**, Public availability of data on EU high production volume chemicals - Part 1, 2003, *CHIMICA OGGI (Chemistry today)*, June, p. 91-95
- 4 **Allanou R. et al.**, Public availability of data on EU high production volume chemicals - Part 2, *CHIMICA OGGI (Chemistry today)*, July-August, p. 59-64
- 5 **Carson R.**, Silent Spring, 1962, repeated 1994, with introduction from Al Gore, published by Houghton Mifflin Co., Boston, Massachusetts, 368 p.
- 6 **Irigaray P. et al.**, Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: an overview, *Biomedicine & Pharmacotherapy*, 2007, 61 (10), p. 640-658
- 7 **Hwang H.M. et al.**, Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust, *Science of The Total Environment*, 2008, 404 (1), p. 26–35
- 8 **Larsson M. et al.**, Associations between indoor environmental factors and parental-reported autistic spectrum disorders in children 6–8 years of age, 2009, *NeuroToxicology*, 30, p. 822–831
- 9 **Sahlberg B. et al.**, Indoor environment in dwellings, asthma, allergies, and sick building syndrome in the Swedish population: a longitudinal cohort study from 1989 to 1997, 2009, *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 82 (10), p. 1211-1218
- 10 **Takigawa T. et al.**, A longitudinal study of environmental risk factors for subjective symptoms associated with sick building syndrome in new dwellings, 2009, *Science of The Total Environment*, 407 (19), p. 5223–5228
- 11 **Kolarik B., et al.**, The concentrations of phthalates in settled dust in Bulgarian homes in relation to building characteristic and cleaning habits in the family, 2008, *Atmospheric Environment*, 42 (37), p. 8553-8559
- 12 **Eskenazi B. et al.**, A Comparison of PBDE Serum Concentrations in Mexican and Mexican-American Children Living in California, *Environmental Health Perspectives*, 2011., doi: 10.1289/ehp.1002874, p.32
- 13 **Fridén U.E. et al.**, Chlorinated paraffins in indoor air and dust: Concentrations, congener patterns, and human exposure, 2011, *Environment International*, 6. p.
- 14 **Fuglei E. et al.**, Environmental contaminants in arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Svalbard: Relationships with feeding ecology and body condition, *Environmental Pollution*, Issue 146, 2007, p. 128-138
- 15 **Vorkamp K., et al.**, Levels and trends of persistent organic pollutants in ringed seals (*Phoca hispida*) from Central West Greenland, with particular focus on polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), 2008. *Environment International*, 34 (4), p. 499-508

- 16 **HELCOM, 2011**, Helsinku Komisija, Baltijas jūras stāvoklis, Bīstamās vielas, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.helcom.fi>
- 17 **JDSB, 2002**, Johannesburg Declaration on Sustainable Development, From our origins to the future, [tiešsaiste] [skatīts 15.01.2008]. Pieejams: <http://www.un.org>
- 18 **2008/56/EK**, EPP Direktīva (2008. gada 17. VI), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai jūras vides politikas jomā (Jūras stratēģijas pamatdirektīva), (OV L 164/19-40, 25.6.2008.)
- 19 **EK Nr. 1907/2006**, EPP Regula (2006. gada 18. XII), kas attiecas uz ķīmikāliju reģistrēšanu, vērtēšanu, licencēšanu un ierobežošanu (REACH) (OV L 396/1-850, 30.12.2006.)
- 20 **2001/95/EK**, EPP Direktīva (2001. gada 3. XII) par produktu vispārēju drošību, (OV L 11/4-17, 15.1.2002)
- 21 **Meadows D.H. et al**, Limits to Growth: The 30-Year Update, Chelsea Green Publishing Company, White River Junction, Vermont, 2004, p.325
- 22 **Braungart M. et al.**, Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design, 2007, *J. of Cleaner Production*, 15 (13-14), p. 1337-1348
- 23 **Niederl-Schmidinger A., Narodoslowsky M.**, Life Cycle Assessment as an engineer's tool?, 2008, *J. of Cleaner Production*, 16, p. 245- 252
- 24 **GHS**, Globally Harmonized System of classification and labelling of chemicals, United Nations, New York and Geneva, 2000, p.431, GHS - ķīmisko vielu klasificēšanas un marķēšanas globāli harmonizētā sistēma, [tiešsaiste] [skatīts 24.01.2011]. Pieejams: <http://www.unece.org>
- 25 **Glavic P., Lukman R.**, Review of sustainability terms and their definitions, *J. of Cleaner Production*, Volume 15, Issue 18, December 2007, p. 1875-1885
- 26 **Baumann H., et al.**, Mapping the green product development field: engineering, policy and business perspectives, *J. of Cleaner Production*, 2002;10:409-25.
- 27 **García-Serna J. et al.**, New trends for design towards sustainability in chemical engineering: Green engineering, 2007. *Chemical Engineering J.*, 133 (1-3), p. 7-30
- 28 **Kurk F., Eagan P.**, The value of adding design-for-the-environment to pollution prevention assistance options, *J. of Cleaner Production*, Volume 16, Issue 6, April 2008, p. 722-726
- 29 **ES IPP**, ES integrētā produktu politika, [tiešsaiste] [skatīts 24.03.2011]. Pieejams: <http://ec.europa.eu/environment/ipp/>
- 30 **2009/125/EC**, Directive of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products (OJ L 285/10-35, 31.10.2009)
- 31 **2002/96/EK**, EPP Direktīva (2003. gada 27. I) par elektrisko un elektronisko iekārtu atkritumiem (EEIA) (OV L 037/24-39, 13.02.2003)
- 32 **van Hemel C., Cramer J.** Barriers and stimuli for ecodesign in SMEs, 2002, *J. of Cleaner Production*, 10 (5), p. 439-453
- 33 **Borchardt M. et al.**, Redesign of a component based on ecodesign practices: environmental impact and cost reduction achievements, 2011, *J. of Cleaner Production*, 19 (1), p. 49-57
- 34 **Gehin A. et al.**, A tool to implement sustainable end-of-life strategies in the product development phase, 2008, *J. of Cleaner Production*, 16 (5), p. 566-576

- 35 **Plouffe S. et al.**, Economic benefits tied to ecodesign, 2011, *J. of Cleaner Production*, 19 (6-7), p. 573-579
- 36 **Marchand A., Walker S.**, Product development and responsible consumption: designing alternatives for sustainable lifestyles, 2008, *J. of Cleaner Production*, 16 (11), p. 1163-1169
- 37 **Green Retail Trends in Europe 2010**, Research Report, Prepared by Centre for Retail Research. Nottingham, pp. 39
- 38 **Howarth G., Hadfield M.**, A sustainable product design model, *Materials and Design*, Volume 27, Issue 10, 2006, p. 1128-1133
- 39 **Bleda, M., Valente, M.** Graded eco-labels: a demand-oriented approach to limit pollution, 2009. *Technol. Forecasting and Social Change*, 76 (4), 512-524
- 40 **ISO 14021:1999**. Environmental labels and declarations -- Self-declared environmental claims (Type II environmental labelling), ISO, Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardization, 1999
- 41 **Le Pochat S. et al.**, Integrating ecodesign by conducting changes in SMEs, 2007, *J. of Cleaner Production*, 15 (7), p. 671-680
- 42 **Bovea M.D., Pérez-Belis V.**, A taxonomy of eco-design tools for integrating environmental requirements into the product design process, 2011. *J. of Cleaner Production*, In Press, Corrected Proof, Available online 23 July 2011
- 43 **Luttrupp C., Lagerstedt J.**, Eco-design and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development, 2006. *J. of Cleaner Production*, 14 (15-16), 2006, p. 1396-1408
- 44 **Triantaphyllou E.**, *Multi-criteria decision making methods: a comparative study*, Springer, 2000, p. 288
- 45 **Otto K.N., Wood K.L.**, *Product Design, Techniques in Reverse Engineering and New Product Development*, Prentice Hall, 2001, p.1061
- 46 **Grossmann J. et al**, Simplified Environmental QFD for Product Analysis, *Proceedings of EcoDesign 2007*, 5th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing, Integration of social system design, business strategies, and technologies by the EcoDesign approach under the global energy crisis era, 12-13.12.2007, Tokyo, Japan, B1-2-2F, 7 p.
- 47 **Vinodh S., Rathod G.**, Integration of ECQFD and LCA for sustainable product design, *J. of Cleaner Production*, Volume 18, Issue 8, May 2010, p. 833-842
- 48 **Choi J.K. at al.**, A framework for the integration of environmental and business aspects toward sustainable product development, 2008, *J. of Engineering Design*, 19 (5) p. 431-446
- 49 **Rao R.V.**, Evaluation of environmentally conscious manufacturing programs using multiple attribute decision-making methods, 2008, *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: J. of Engineering Manufacture*, 222 (3), p. 441-451
- 50 **Cohn M.**, User stories applied: for agile software development, Addison-Wesley Professional, 2004, Computers, p. 268
- 51 **Eco-design pilot**, online ecodesign software, published by Vienna TU, Institute for Engineering Design. [tiešsaiste] [skafits 15.04.2011]. Pieejams: <http://www.Eco-design.at>
- 52 **Chulvi V., Vidal R.**, Usefulness of evolution lines in eco-design, *Procedia Engineering*, Volume 9, 2011, p. 135-144

- 53 **Ashby M., Johnson K.**, *Materials and Design*, Published by Butterworth– Hinemann, U.K., 2003, p. 1–277
- 54 **Allwood J.M. et al.**, Material efficiency: A white paper, 2010. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, p. 362–381
- 55 **Weaver P.M. et al.**, Selection of materials to reduce environmental impact: a case study on refrigerator insulation, 1996, *Materials & Design*, 17 (1), p. 11-17
- 56 **Holloway L.** Materials selection for optimal environmental impact in mechanical design, 1998. *Materials and Design*, 19 (4), p. 133-143
- 57 **Knight P., Jenkins J.O.**, Adopting and applying eco-design techniques: a practitioners perspective, 2009, *J. of Cleaner Production*, 17 (5), p. 549-558
- 58 **Tingstrom J., Karlsson R.**, The relationship between environmental analyses and the dialogue process in product development, 2006. *J. of Cleaner Production*, 14 (15-16), p. 1409-1419
- 59 **Technical Guidance Document** in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment Part I, EC, Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, Printed in Italy, 2003, p. 311; [tiešsaiste] [skatīts 30.01.2011]. Pieejams: <http://ecb.jrc.ec.europa.eu>
- 60 **Technical Guidance Document** in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment, Part II, EC, Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, Printed in Italy, 2003, p. 337; [tiešsaiste] [skatīts 30.01.2011]. Pieejams: <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/tgd/>
- 61 **ASV Zinātņu akadēmijas paradigma** [tiešsaiste] [skatīts 16.06..]. Pieejams: <http://www.epa.gov/ttn/atw/toxsource/paradigm.html>
- 62 **EK Nr. 1272/2008**, EPP Regula (2008. gada 16. XII) par vielu un maisījumu klasificēšanu, marķēšanu un iepakojšanu (OV L 353/1-1355, 31.12.2008)
- 63 **67/548/EEK**, Padomes Direktīva (1967. gada 27. VI) par normatīvo un administratīvo aktu tuvināšanu attiecībā uz bīstamu vielu klasifikāciju, iepakojšanu un marķēšanu, ar grozījumiem (OV 196/1-98, 16.08.1967)
- 64 **Lithner D. et al.**, Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition, 2011, *Science of the Total Environment*, 409 (10), p. 3309-3324
- 65 **Guidelines for Carcinogen Risk Assessment**, U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, (EPA/630/P-03/001F, March 2005), [tiešsaiste] [skatīts 24.03.2010]. Pieejams: <http://www.epa.gov>
- 66 **Mackay D., et al.**, Generic models for evaluating the regional fate of chemicals, 1992, *Chemosphere*, 24 (6), p. 695-717
- 67 **Knecht J.**, European Union System for the evaluation of substances –EUSES, [tiešsaiste] [skatīts 24.03.2011]. Pieejams: <http://ecb.jrc.ec.europa.eu>
- 68 **EUSES, EC (2004)** European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands (RIVM Report no. 601900005). Available via the European Chemicals Bureau, [tiešsaiste] [skatīts 24.03.2011]. Pieejams: <http://ecb.jrc.it>
- 69 **van de Meent D.**, Simplebox: a generic multimedia fate evaluation model, RIVM Report Nr. 6727720, Published by the National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands, 1993, p. 67, [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2011]. Pieejams: <http://rivm.openrepository.com>

- 70 **ChemCAN Model**, The Canadian, Centre for Environmental Modelling and Chemistry, Version 6.00 - September 2003, [tiešsaiste] [skatīts 14.11.2011]. Pieejams: <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600.html>
- 71 **Kawamoto K. et al.**, Evaluation and comparison of multimedia mass balance models of chemical fate: application of EUSES and ChemCan to 68 chemicals in Japan, 2001, *Chemosphere*, 44 (4), p. 599-612
- 72 Nordic Product Registers, ed. Follestad M., Nordic Chemical Group, 2007, p. 20., [tiešsaiste] [skatīts 14.07.2011]. Pieejams: <http://195.215.251.229/DotNetNuke/Portals/0/shared/Nordic%20Product%20Registers%20-%20a%20presentation.pdf>
- 73 **ĶVMDB**, Ķīmisko vielu un maisījumu datubāze, Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, [tiešsaiste] [skatīts 14.07.2011]. Pieejams: http://www.lvgma.gov.lv/chemical/kim_vielu_db.htm
- 74 **Delmaar J.E. et al.**, ConsExpo 4.0, Consumer Exposure and Uptake Models, 2005, Program Manual, Dutch National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report 320104004/2005, p.72
- 75 **Fryer M. et al.**, Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications, 2006, *Environmental science & policy*, 9, p. 261-274
- 76 **ISO 14040:2006**, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardisation, 2006
- 77 **LCA Study** of the Product Group Personal Computers in the EU Ecolabel Scheme, March 1998. Atlantic Consulting and IPU, [tiešsaiste] [skatīts 12.06.2009]. Pieejams: http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/pdf/personal_computers/lcastudy_pc_1998.pdf
- 78 **EC DG TREN (2005)**, Preparatory studies for Eco-design Requirements of EuPs „LOT 3 - Personal Computers (desktops and laptops) and Computer Monitors. Final Report“. Contract TREN/D1/40-2005/LOT3/S07.56313), Final Report (Task 1-8), IVF Industrial Research and Development Corporation, 2005
- 79 **Karlsson R., Luttrupp C.**, EcoDesign: what's happening? An overview of the subject area of EcoDesign and of the papers in this special issue, *J. of Cleaner Production*, Volume 14, Issues 15-16, 2006, p. 1291-1298
- 80 **Adu I.K.**, et al., Comparison of methods for assessing environmental, health and safety (EHS) hazards in early phases of chemical process design, 2008, *Process Safety and Environmental Protection*, 86 (2), p. 77-93
- 81 **Collado-Ruiz D., Ostad-Ahmad-Ghorab H.**, Influence of environmental information on creativity, *Design Studies*, Vol. 31, Issue 5, September 2010, p. 479-498
- 82 **Lenau T., Bey N.**, Design of environmentally friendly products using indicators, *International J. of Manufacturing Engineering* (ISSN: 0954-4054), Vol: 215, Issue: B, 2001, p.637-645
- 83 **Stichnothe H.** et al., Streamlined Sustainability Tool for the PVC Industry, *Abstract book of SETAC Europe 20th annual meeting*, Spain, Seville, 23-27 May 2010, LC02A-5
- 84 **CCaLC**, Oglekļa nospieduma aprēķināšanas rīks, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.ccalc.org.uk/software.php>

- 85 **ECOIT**, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: PRé Consultants, <http://www.pre.nl/content/about-pre>
- 86 **EuPeco-profiler**, free-cost Life Cycle Assessment software tool for Energy-using Products (EuP), [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: http://www.limas-eup.eu/en/eupeco_profiler?lang=en.
- 87 **Idemat**, Delft Tehniskā universitāte, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.idemat.nl/>
- 88 **Ozoliņš J. et al**, Inženiermateriālu īpašības un marķēšana, Rīgas Tehniskā universitāte, Rīga, 2008, p. 60
- 89 **Ljungberg L.Y.**, Materials selection and design for development of sustainable products, 2007, *Materials and Design*, 28 (2), p. 466-479
- 90 **EMAS Toolkit for small organisations**, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.inem.org>
- 91 **Eco-design Health Check**, Ekodizaina veselības pārbaude, The Centre for Sustainable Design,[tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.inem.org/Default.asp?Menu=190>
- 92 **EN ISO 14001:2004** Environmental management systems - Requirements with guidance for use; LVS EN ISO 14001:2005 "Vides pārvaldības sistēmas. Prasības vadlīniju pielietošanā"
- 93 **Lofthouse V.**, Ecodesign tools for designers: defining the requirements, 2006. *J. of Cleaner Production*, Volume 14, Issue 15-16, 2006, p. 1386-1395
- 94 **Hischier R., Baudin I.**, LCA study of a plasma television device, 2010, *International J. of Life Cycle Assessment*, 15 (5), p. 428-438
- 95 **Hishier R. et al.**, Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal, Ecoinvent Report No. 18, ecoinvent data v2.0, 2007a, p. 200
- 96 **Hishier R. et al.**, Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal, Ecoinvent Report No. 18, ecoinvent data v2.0, Part II, 2007c, p.274
- 97 **Hishier R.**, Life Cycle Inventories of Packagings& Graphical Papers, Part II: Plastics, Ecoinvent Report No. 11, ecoinvent data v2.0, 2007b, 242 pages, page 14.
- 98 **Muñoz I. et al.**, Using LCA to Assess Eco-design in the Automotive Sector, Case Study of a Polyolefinic Door Panel, 2006, *International J. of Life Cycle Assessment*, 11 (5), p. 323 – 334
- 99 **Bakri S.N.S. et al.**, Life cycle assessment of magnetic and electronic ballast for 36-W fluorescent lamp, 2010, *International J. of Life Cycle Assessment*, 15 (8), p. 837-841
- 100 **Rivela B. et al.**, Life Cycle Inventory of Medium Density Fibreboard, 2007, *Int. J. of Life Cycle Assessment*, 12 (3), 2007, p. 143-150
- 101 **Rivela B. et al.**, Life Cycle Inventory of Particleboard: A Case Study in the Wood Sector, 2006, *Int. J. of Life Cycle Assessment*, 11 (2), p. 106 – 113
- 102 **Gurauskienė I., Varzinskas V.**, Eco-design methodology for electrical and electronic equipment industry, 2006. *Environmental research, engineering and management*, 3 (37), p.43-51

- 103 Hauschild M. et al.,** *Handbook, Background Document: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in LCA*, International Reference Life Cycle Data System (ILCD), Draft guidance document for public consultation, commissioned by EC Joint Research Centre, June 2009, p.122
- 104 Briefing document on the work of DYNAMEC and the DYNAMEC mechanism** for the selection and prioritisation of hazardous substances, OSPAR, 2000, No.104, 20 pages, [tiešsaiste] [skatīts 14.06.2011]. Pieejams: <http://www.ospar.org>
- 105 White Paper:** Strategy for a future Chemicals Policy (presented by the Commission of the European Communities, Brussels, 27.2.2001 COM(2001) 88 final)
- 106 Rosenbaum R.K., et al.,** USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment, 2008. *Int. J. of Life Cycle Assessment*, 2008, 13 (7), p. 532-546
- 107 USETox™** model and characterization factors, [tiešsaiste] [skatīts 14.05.2011]. Pieejams: www.usetox.org
- 108 Goedkoop M., Spriensmas R.,** *The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*, Methodology Report, June 2001, p. 144
- 109 Goedkoop M. et al.,** ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition Report I: Characterisation, 2009, p. 132
- 110 Guinee J.B. (ed),** *Life cycle assessment—an operational guide to the ISO standards*, Centre of Environmental Sciences (CML), Leiden University, Kluwer Academic Publishers, 2002, p. 692
- 111 Humbert S. et al.,** *IMPACT 2002+ User Guide (for v2.1)*, Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), CH-1015 Lausanne, Switzerland, 2005, p. 36
- 112 Bare J.C. et al.,** TRACI - The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact, *J. of Industrial Ecology*, Volume 6, Number 3–4, 2003, 49-78
- 113 Wenzel H. et al.,** *Environmental Assessment of Products*, Volume 1: Methodology, Tools and Case Studies in Product Development, 1997, p. 564
- 114 Meijer A. et al.,** Human Health Damages due to Indoor Sources of Organic Compounds and Radioactivity in Life Cycle Impact Assessment of Dwellings Part 1: Characterisation Factors, 2005. *Int. J. of Life Cycle Assessment*, 10 (5), 2005, p. 309 – 316
- 115 Bovea M.D., Gallardo A.,** The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design, 2006, *Materials & Design*, 27 (3), p. 209-215
- 116 Huang H. et al.,** Materials selection for environmentally conscious design via a proposed life cycle environmental performance index, 2009, *The International J. of Advanced Manufacturing Technology*, 44 (11-12), p. 1073-1082
- 117 Giudice F. et al.,** Materials selection in the Life-Cycle Design process: a method to integrate mechanical and environmental performances in optimal choice, 2005, *Materials & Design*, 26 (1), p. 9-20
- 118 Zhou C.-C. et al.,** Multi-objective optimization of material selection for sustainable products: Artificial neural networks and genetic algorithm approach, 2009, *Materials & Design*, 30 (4), p. 1209–1215

- 119 **Ermolaeva N.S. et al.**, Materials selection for an automotive structure by integrating structural optimization with environmental impact assessment, 2004. *Materials & Design*, 25 (8), p. 689-698
- 120 **Bovea M.D., Vidal R.V.**, Materials Selection for Sustainable Product Design: A Case Study of Wood Based Furniture Ecodesign, 2004. *Materials&Design*, 25 (2), p. 111–116
- 121 **Nissen N.F.**, Entwicklung eines ökologischen Bewertungsmodells zur Beurteilung elektronischer Systeme, Doctoral Dissertation, Technical University of Berlin, Department of Electrical Engineering, 2001, p. 202
- 122 **Smola T.**, The Column Model, An aid to substitute assessment, Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz – BGIA, December 2006, [tiešsaiste] [skatīts 12.06.2009]. Pieejams: www.hvbg.de/bgia
- 123 **Ahrens A. et al.**, *Guidance for the use of environmentally sound substances, For producers and Professional users of chemical products relevant to the aquatic environment, Part one, Five steps for the evaluation of environmental risks*, Publisher: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Germany, 2003, p. 66
- 124 **Fammler H. at al.**, "Ķīmikāliju riska pārvaldība uzņēmumos", „Managing Chemicals Risks in Enterprises”, Rokasgrāmata profesionālajiem ķīmikāliju lietotājiem, “Jelgavas Tipogrāfija”, ISBN Nr: 9984-9679-9-9, Latvija, 2003
- 125 **Harmonizētā atveišķu bīstamo vielu klasifikācija un marķēšana**, regulas (EC) No 1272/2008 Pielikums VI, 3.2 tabula, [tiešsaiste] [skatīts 15.04.2011]. Pieejams: <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/index.php?PGM=cla>
- 126 **SVHC**, Īpaši bīstamu vielu un kandidātu saraksti, Authorisation List, Candidate List of Substances of Very High Concern for Authorisation, [tiešsaiste] [skatīts 1.03.2012]. Pieejams: <http://echa.europa.eu>
- 127 **2009/48/EK**, EPP Direktīva (2009. gada 18. VI) par rotālīti drošumu, (OV L 170/1-37, 30.06.2009)
- 128 **EK Nr. 1223/2009**, EPP regula (2009. gada 30. XI) par kosmētikas līdzekļiem (pārstrādāta versija) (Dokuments attiecas uz EEZ) (OV L 342/59 -209, 22.12.2009)
- 129 **ISO 14024:2006**. Environmental labels and declarations – Type I environmental labelling –Principles and procedures, ISO, Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardization, 1999
- 130 **Nordic Ecolabel**, [tiešsaiste] [skatīts 15.04.2011]. Pieejams: <http://www.nordic-ecolabel.org/about/>
- 131 **EU Ecolabel**, [tiešsaiste] [skatīts 12.06.2011]. Pieejams: <http://ec.europa.eu/ecolabel>
- 132 **2009/563/EK**, EK (09.07.2009.) lēmums par ekoloģiskajiem kritērijiem Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai apaviem (OV L 196/27-35, 28.7.2009.)
- 133 **2009/567/EK**, EK (09.07.2009.) lēmums par ekoloģisko kritēriju noteikšanu Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai tekstilizstrādājumiem (OV L 197/70-86, 29.7.2009.)
- 134 **2005/341/EK**, EK lēmums (11.04.2005) ar ko nosaka ekoloģiskos kritērijus un ar tiem saistītās novērtēšanas un pārbaudes prasības Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai personālajiem datoriem (OV L 115/1-8., 04.05.2009.)
- 135 **2005/343/EK**, EK lēmums (11.04.2005) ar ko nosaka ekoloģiskos kritērijus un saistītās novērtēšanas un pārbaudes prasības Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai portatīvajiem datoriem (OV L 115/35-42, 04.05.2009.)

- 136 **2009/894/EK**, Komisijas (30.11.2009) lēmums par ekoloģiskajiem kritērijiem Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai koka mēbelēm (OV L 320/23-32, 5.12.2009.)
- 137 **2009/300/EK**, EK (12.03.2009) lēmums par ekoloģiskajiem kritērijiem Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai televizoriem (OV L 82/3-8, 28.3.2009.)
- 138 **2009/607/EK**, EK (09.07.2009) lēmums par ekoloģiskajiem kritērijiem Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai cietajiem segumiem (OV L 208/21-38, 12.8.2009.)
- 139 **2009/598/EK**, EK (09.07.2009) lēmums par ekoloģisko kritēriju noteikšanu Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai gultas matračem (OV L 203/65-80, 5.8.2009.)
- 140 **2002/741/EK**, EK (04.09.2002) lēmums ar ko nosaka pārskatītus ekoloģiskos kritērijus Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai kopēšanas un zīmēšanas papīram (OV L 237/6-15, 5.9.2002.)
- 141 **2002/747/EK**, EK (09.09.2002) lēmums ar ko nosaka pārskatītus ekoloģiskos kritērijus Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai spuldzēm (OV L 242/44-49, 10.9.2002.)
- 142 **2009/568/EK**, EK (09.07.2009) Lēmums par ekoloģiskajiem kritērijiem Kopienas ekomarķējuma piešķiršanai salvešpapīram (OV L 197/87-95, 29.7.2009.)
- 143 Emission Classification of Building Materials, Rakennustieto - Building Information, [tiešsaiste] [skatīts 15.06.2011]. Pieejams: <http://www.rakennustieto.fi>
- 144 **Saarela K. et al.**, Emission Classification of Building Materials: Protocol for Chemical and Sensory Testing of Building Materials, Publisher: The Building Information Foundation RTS, 2004, p. 45, [tiešsaiste] [skatīts 15.06.2011]. Pieejams <https://www.rakennustieto.fi/material/attachments/>
- 145 **BASTA**, IVL Swedish Environmental Research Institute & the Swedish Construction Federation, [online] [accessed 14.09.2011]. Accessible: <http://www.bastaonline.se>
- 146 **Alonso J.C. et al.**, Supporting Small and Medium Enterprises of Energy-using Products in their Eco-Innovation process, using a new life cycle management approach (LiMaS Eco-Innovation project), <http://www.limas-eup.eu/en/news>
- 147 **ECMA 341**, Ekodizaina integrācija produktu izstrādē, ECMA-rūpniecības asociācija (Informācijas un saziņas tehnoloģija, elektronika patērētājiem) (Information and Communication Technology, Consumer Electronics), [tiešsaiste] [skatīts 14.03.2010]. Pieejams: <http://www.ecma-international.org/publications/standards/Standard.htm>
- 148 **SEEBA**, Ilgstpējīga dizaina elektronikas programma, Electronics programme for the Centre for Sustainable Design, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.cfsd.org.uk/seeba/general/tools.htm>
- 149 **2002/95/EK**, EPP Direktīva (2003. gada 27. I) par dažu bīstamu vielu izmantošanas ierobežošanu elektriskās un elektroniskās iekārtās (OV L 37/19-23, 13.2.2003)
- 150 **Sutton R. et al.**, Pesticide in Soap, Toothpaste and Breast Milk - Is It Kid-Safe?: EWG's Guide to Triclosan, July 2008, [tiešsaiste] [skatīts 14.05.2011]. Pieejams: <http://www.ewg.org/reports/triclosan>
- 151 **Chemical book Triclocarban**, Basic information, [tiešsaiste] [skatīts 14.05.2011]. Pieejams: <http://www.chemicalbook.com>
- 152 Existing active substances for which a decision of non-inclusion into Annex I or Ia of Directive 98/8/EC has been adopted, [tiešsaiste] [skatīts 6.03.2011]. Pieejams: http://ec.europa.eu/environment/biocides/pdf/list_dates_product_phasing_out.pdf

- 153 **Veldhoen N. et al.**, The bactericidal agent triclosan modulates thyroid hormone-associated gene expression and disrupts postembryonic anuran development, 2006, *Aquatic Toxicology*, 80 (3), p. 217-227
- 154 **Brausch J.M., Rand G.M.**, A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity, *Chemosphere*, 2011, Volume 82, p. 1518–1532
- 155 **Opinion on triclosan Antimicrobial Resistance**, Scientific Committee on Consumer Safety, © European Union, 2010, ISSN 1831-4767, doi:10.2772/11162
- 156 **Triclosan: What Consumers Should Know**, April 2010, U.S. Food and Drug Administration, Consumer Health Information, [tiešsaiste] [skatīts 14.05.2011]. Pieejams: www.fda.gov/consumer
- 157 **98/8/EK**, EPP Direktīva (1998. gada 16. II) par biocīdo produktu laišanu tirgū (OV L 12/1-63, 24.04.1998)
- 158 **91/414/EEK**, Padomes Direktīva (1991. gada 15. VII) par augu aizsardzības līdzekļu laišanu tirgū, (OV L 230/1-32, 19.08.1991)
- 159 **2000/60/EK**, EPP Direktīva (2000. gada 23. X), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā (OV, Īpašais izdevums, 15 nodaļa, 5. sējums 275 - 346 lpp., OV L 327/1-73, 22.12.2000)
- 160 **Dec. No 2455/2001/EC** of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC (OV L 331/1-5, 15.12.2001.)
- 161 **EK Nr. 1005/2009**, EPP Regula (2009. gada 16. IX) par ozona slāni noārdošām vielām (pārstrādāta versija) (Dokuments attiecas uz EEZ) (OV L 286/1-30, 31.10.2009)
- 162 **88/378/EEK**, Padomes Direktīva (1988. gada 3. V) par dalībvalstu tiesību aktu tuvināšanu attiecībā uz rotālietu drošību (88/378/EEK) (OV L 187/1-13, 16.7.1988)
- 163 **Lewandowska A., Kurczewski P.**, ISO 14062 in theory and practice—ecodesign procedure. Part 2: practical application, 2010, *Int. J. of Life Cycle Assessment*, 15 (8), p. 777-784
- 164 **LEED: Leadership in Energy and Environmental Design**, U.S. Green Building Council, [tiešsaiste] [skatīts 14.04.2011]. Pieejams: <http://www.usgbc.org>
- 165 **BREEAM Europe Commercial 2009 Assessor Manual**, SD 5066A: Issue 1.1., Publ. BRE Global Ltd. 2009, pp. 345
- 166 **Castro-Lacouture D. et al.**, Optimization model for the selection of materials using a LEED-based green building rating system in Colombia, 2009, *Building and Environment*, 44 (6), p. 1162-1170
- 167 **Iesniegtie priekšlikumi Latvijas meža apsaimniekošanas sertifikācijas standarta FSC projektam**, FSC, Mežu uzraudzības padome, [tiešsaiste] [skatīts 01.07.2011]. Pieejams: <http://www.fsc.lv>
- 168 **The Oeko-Tex Standards**, [online] [accessed 10.02.2012]. Accessible: <http://www.oeko-tex.com>
- 169 **2008/98/EK**, EPP Direktīva (2008. gada 19. XI) par atkritumiem un par dažu direktīvu atcelšanu (OV L 312/3-30, 22.11.2008)
- 170 **Johansson J., Luttrupp C.**, Material hygiene: improving recycling of WEEE demonstrated on dishwashers, 2009, *J. of Cleaner Production*, 17 (1), p. 26-35

- 171 **Iakovoua E. et al.**, A methodological framework for end-of-life management of electronic products, 2009, *Resources, Conservation and Recycling*, 53 (6), p. 329–339
- 172 **Cerdan C. et al.**, Proposal for new quantitative eco-design indicators: a first case study, 2009, *J. of Cleaner Production*, 17 (18), p. 1638–1643
- 173 **Mathieux F. et al**, ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability, 2008, *J. of Cleaner Production*, 16 (3), p. 277-298
- 174 **Study on hazardous substances** in electrical and electronic equipment, not regulated by the RoHS Directive, commissioned by European Commission, executed by Öko-Institut; [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2011]. Pieejams: <http://hse-rohs.oeko.info>
- 175 **76/769/EEK**, Padomes Direktīva (1976. gada 27. VII) par dalībvalstu normatīvo un administratīvo aktu tuvināšanu attiecībā uz dažu bīstamu vielu un preparātu tirgū laišanas un lietošanu (OV L 262/201-203, 27.9.1976, Īpašais izdevums latviešu valodā, nodaļa 13, sējums 003, lpp. 317 - 319)
- 176 **Material Declaration Handbook**, [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2011]. Pieejams: <http://www.ipc.org>
- 177 **Joint Industry Guide**, Material Composition Declarations for Electronic Products, JIG 101-ed. 2.0, developed by Electronic Industries Alliance u.a, 2008, p. 43
- 178 **Informācija Latvijas uzņēmējiem „Kā panākt atbilstību RoHS direktīvas prasībām?”**, Latvijas Universitāte, Cietvielu fizikas institūts, pasūtītājs LR Ekonomikas ministrija, Nr. 2006/11, [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2011]. Pieejams: <http://www.em.gov.lv>
- 179 **Frequently Asked Questions** on Directive 2002/95/EC and Directive 2002/96/EC, EC DG Environment, last update August 2006, p.19, [tiešsaiste] [skatīts 24.05.2008]. Pieejams: http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/faq_weee.pdf
- 180 **Enforcement Guidance document**, Version 1, May 2006, developed through discussions within the „EU RoHS Enforcement Authorities Informal Network“, p. 16, [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2011]. Pieejams: <http://www.bis.gov.uk>
- 181 **„European Classification and Labelling Inspections of Preparations**, including Safety Data Sheets“, Final report, 64 pages, [tiešsaiste] [skatīts 03.07.2011]. Pieejams: <http://hesa.etui-rehs.org>
- 182 **Cho K.T.**, Multicriteria decision methods: an attempt to evaluate and unify, 2003, *Mathematical and Computer Modelling*, 37, 2003, p. 1099-1119
- 183 **Krastiņš O., Ciemiņa I.**, Statistika. Rīga : Latvijas statistika, 2003. - 267 lpp.
- 184 **Bremmer H.J. et al.**, General Fact Sheet, Updated version for ConsExpo 4, published by the Dutch Food and Consumer Products Safety Authority (VWA) within the scope of the project 320104, Risk Assessment for the Consumer, RIVM report 320104002/2006, p. 72
- 185 **Esser P.M. et al.**, Harmonisation of leaching test: Leaching behaviour of wood, 2001. *J. HERON*, 46 (4), 239-252
- 186 **Bremmer H.J., van Veen M.P.**, Children's Toys Factsheet, To assess the risks for the consumer, published by the Ministry of Health, Welfare and Sport (VWS) and the Dutch Health Protection Inspectorate within the scope of the project 612810, Risk assessment for the Consumer RIVM report 612810012/2002, p. 70

- 187 **LBN 231-03**, „Dzīvojamo un publisko ēku apkure un ventilācija”, pieņemts ar 23.09.2003. MK not.Nr. 534 "Not.par Latvijas būvnormatīvu LBN 231-03 "Dzīvojamo un publisko ēku apkure un ventilācija"" ("LV", 132 (2897), 25.09.2003.) [stājas spēkā 01.01.2004.]
- 188 **MK noteikumi Nr.1031** (2010.g. 9.XI), "Noteikumi par Latvijas būvnormatīvu LBN 007-10 "Nekaitīguma prasības būvēm", ("LV", 180 (4372), 12.11.2010.) [spēkā ar 01.01.2011.]
- 189 **§600.315–08** Classes of comparable automobiles, [71 FR 77952, Dec. 27, 2006; 72 FR 7921, Feb. 21, 2007], the U.S Government Printing Office (GPO), [tiešsaiste] [skatīts 30.06.2011]. Pieejams: <http://www.gpo.gov>
- 190 **US EPA 2008**, Child-Specific Exposure Factors Handbook, Report EPA/600/R-06/096F, published by U.S. Environmental Protection Agency, September 2008, p. 687, [tiešsaiste] [skatīts 14.06.2011]. Pieejams: www.epa.gov/ncea
- 191 **SimaPro 7.2.2.**, datorprogramma, © PRé Consultants, Nīderlande
- 192 **EN 335-1:2006**. Durability of wood and wood- based products - Definition of use classes - Part 1: General, published by European Committee for Standardization
- 193 **Biocīdu inventarizācijas dati**, Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Ķīmisko vielu reģistrs, tiešsaiste] [skatīts 14.06.2011]. Pieejams: <http://www.lvema.gov.lv/chemical/biocidi.htm>
- 194 **LVS ENV 1250- 2**, Europäische Norm ENV 1250 -1 1994: Verfahren zur Bestimmung der Abgabe von Wirkstoffen und anderen Schutzmittelbestand-teilen aus behandeltem Holz . Teil 1. Laboratoriumsverfahren zur Gewinnung von Analysenproben zur Bestimmung der Abgabe durch Verdunstung, European standard EN 84
- 195 **Nejad M., Cooper P.**, Coatings to reduce wood preservative leaching, 2010. *Environmental Science & Technology*, 44 (16), p. 6162-6166
- 196 **Shalat S.L. et al.**, A pilot study of children's exposure to CCA-treated wood from playground equipment, 2006, *Science of The Total Environment*, 367 (1), p. 80-88
- 197 **Lithner at al**, Leachates from plastic consumer products – Screening for toxicity with *Daphnia magna*, 2009. *Chemosphere*, 74 (9), p. 1195-1200
- 198 **Dave G., Aspegren P.**, Comparative toxicity of leachates from 52 textiles to *Daphnia magna*, 2010. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (7), p. 1629-1632
- 199 **Luse I. et al.**, Risk assessment of workers involved in wood preservation process, *Conference proceedings: Industrial Ecology*, 2003, Bratislava, June 18-20, 2003, p.234-237
- 200 **Blaise C., Ferard J.F.**, Overview of contemporary toxicity testing, p. 1-68, In *Small-scale Freshwater Toxicity Investigations*, Ed. Blaise C., Ferard J.F, Vol. 1, Toxicity Test Methods, Springer, 2005, p. 551
- 201 **Lebkowska M. et al.**, Toxicity assessment of wood preservatives, 2003. *Environment International*, 28, p. 801–802
- 202 **Walker C.H. et al.**, *Principles of Ecotoxicology*, Third Edition, Published by CRC Press Taylor & Francis Group., 2006, p. 315
- 203 **Kļaviņš M., Prikšāne A.** (1995) Ekotoksikoloģija. Rīga: Latvijas Universitāte. 126 lpp.

- 204 CETS No.: 123**, European Convention for the Protection of Vertebrate Animals used for Experimental and other Scientific Purposes; Council of Europe, Strasbourg, 18.III.1986, Text amended according to the provisions of the Protocol (ETS No. 170), 02.12. 2005
- 205 van der Burg B., Brouwer A.**, Bioassays and biosensors: capturing biology in a nutshell, p 177-190, in *Ecotoxicological Testing of Marine and freshwater Ecosystems: Emerging Techniques, Trends, and Strategies*, ed.den Besten P.J., Munawar M., Taylor & Francis, 2005, 271
- 206 Guilhermino L. et al.**, Acute Toxicity Test with *Daphnia magna*: An Alternative to Mammals in the Prescreening of Chemical Toxicity? 2000. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, p. 357- 362, Environmental Research, Section B doi:10.1006/eesa.2000.1916
- 207 Nakari T. et al.**, Ring-test report of the COHIBA project, *WP3*, 2010, p. 19, [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2011]. Pieejams: www.cohiba-project.net/publications
- 208 LVS EN ISO 6341:1996**, Ūdens kvalitāte. *Daphnia magna* straus (cladocera, crustacea) kustību inhibēšanas noteikšana. Akūtā toksiskuma tests. Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) – Acute toxicity test (ISO 6341: 1996)
- 209 Everitt, B.S.**, *Cambridge Dictionary of Statistics*, West Nyack, NY, USA: Cambridge University Press, 2002. p 300.
- 210 LVS EN ISO 17294-2:2005**, Ūdens kvalitāte - Induktīvi saistītās plazmas (ICP-MS) masspektrometrijas lietošana - 2.daļa: 62 elementu noteikšana, LVS/STK/25 Vides kvalitāte
- 211 SimaPro Database Manual**, Methods library, May 2008, Mark Goedkoop M., Oele M., de Schryver A., Vieira M., © PRé Consultants, the Netherlands., p. 52
- 212 IARC**, Starptautiskās ļaundabīgo audzēju izpētes aģentūras (IARC) monogrāfijas, [tiešsaiste] [skatīts 30.06.2011]. Pieejams: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- 213 NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards**, The National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), USA, [tiešsaiste] [skatīts 11.07.2011]. Pieejams: <http://www.cdc.gov/niosh/npg/>
- 214 Endocrine disruptors website**, European Commission, [tiešsaiste] [skatīts 11.07.2011]. Pieejams: http://ec.europa.eu/environment/endocrine/strategy/substances_en.htm#priority_list
- 215 The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants**, [tiešsaiste] [skatīts 11.01.2012]. Pieejams: http://www.unece.org/env/lrtap/pops_h1.html
- 216 The 1998 Aarhus Protocol on Heavy Metals**, [tiešsaiste] [skatīts 11.01.2012]. Pieejams: http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.html
- 217 Kirkup L.**, Calculating and Expressing Uncertainty in Measurement, 2007, Department of Applied Physics, Faculty of Science, University of Technology, Sydney, p. 1-27
- 218 Arhipova I., Bāliņa S.**, Statistika ar Microsoft Excel 97 ikvienam, 1. daļa. Mācību līdzeklis. Rīga: Datorzinību Centrs 1999. 168 lpp.
- 219 Moore D.S.**, Comparing two means, Chapter 6.2., p. 435-461, in: *The Basic Practice of Statistics*, W.H.Freeman and Company, New York, 1995, p.680.

- 220 **STATGRAPHICS** Plus for Windows 2.1, Copyright 1994-1996 by Statistical Graphics Corp.
- 221 **Index of Robust Summaries for ADBAC** Joint Venture HPV Chemicals Challenge, [tiešsaiste] [skatīts 30.06.2011]. Pieejams: <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/adbac/c16856rs.pdf>
- 222 **Reregistration Eligibility Decision for Alkyl Dimethyl Benzyl Ammonium Chloride (ADBAC)**, United States Environmental Protection Agency, Pesticides and Toxic Substances Prevention, report EPA739-R-06-009, August 2006 (7510C), p. 126
- 223 **Martins J. et al.**, Assays with *Daphnia magna* and *Danio rerio* as alert systems in aquatic toxicology, *Environment International*, Volume 33, 2007, p. 414–425
- 224 Bosshard-Farben, Krāsas drošības datu lapa, [tiešsaiste] [skatīts 12.06.2011]. Pieejams: <http://www.bosshard-farben.ch/datasheets/de/Datenblaetter/SDB/05170.pdf>
- 225 **MK not. Nr.107** (12.03.2002) "Ķīmisko vielu un ķīmisko produktu klasificēšanas, marķēšanas un iepakojšanas kārtība", ("LV", 42 (2617), 15.03.2002.) [spēkā ar 30.07.2002.] ar grozījumiem līdz 03.02.2007
- 226 **pers. comm.** Sarakste ar Valsts Veselības inspekciju
- 227 Biocides fact sheet, Issue No. 26, June 2006, Health and Safety Executive, UK, [tiešsaiste] [skatīts 15.04.2011]. Pieejams: <http://www.hse.gov.uk/biocides/archive/factsheets/biofact26.pdf>
- 228 **The role of chromium in wood preservatives under BPD** - a review and the current situation in Europe, [tiešsaiste] [skatīts 15.04.2011]. Pieejams: <http://www.irg-wp.com/IRG39-presentations/IRG%2008-30468.pdf>
- 229 **Working document, EC**, 27th meeting of representatives of Members States Competent Authorities for the implementation of Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Draft proposal for a way forward on chromium, 17.09.2007
- 230 **Chromium(III) compounds**, NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards, [tiešsaiste] [skatīts 30.06.2011]. Pieejams: <http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0140.html>
- 231 **EK Nr. 1048/2005**, Commission Regulation (EC) No 1048/2005, of 13 June 2005, amending Regulation (EC) No 2032/2003 on the second phase of the 10-year work programme referred to in Art. 16(2) of Directive 98/8/EC of the EP & Council concerning the placing of biocidal products on the market (OJ L 178/1-98, 9.7.2005)
- 232 **Chemikalien-Verbotsverordnung** in der Fassung der Bekanntmachung vom 13. Juni 2003 (BGBl. I S. 867), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 10 der Verordnung vom 26. November 2010 (BGBl. I S. 1643) geändert worden ist, Anhang (zu § 1), Abschnitt 3: Formaldehyd
- 233 **Salthammer, T. et al.**, Formaldehyde in the Indoor Environment, 2010, Chem. Rev. 2010, 110, 2536–2572
- 234 **PECA report No 28**, Priority Existing Chemical Assessment Report No. 28; Formaldehyde, November 2006, Australian Government, Department of health and ageing, NICNAS: National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme, 2006 ISBN 0 9758470 9 0, [tiešsaiste] [skatīts 30.06.2011]. Pieejams: <http://www.nicnas.gov.au/publications/>
- 235 **MK not. Nr.401** (24.05.2011) "Prasības atkritumu sadedzināšanai un atkritumu sadedzināšanas iekārtu darbībai" ("LV", 82 (4480), 27.05.2011.) [stājas spēkā 28.05.2011.]

- 236 **Bažbauers G., Njakou D., Simanovska J., Valters K.**, Eco-indicators of environmental impact for Latvian power supply system, 2008, RTU zinātniskie raksti. 13. sēr., Vides un klimata tehnoloģijas. 3. sēj., 2008, 88.-94. lpp.
- 237 **Michna J. et al.**, Management of energy and environment conservation: current methodical problems, 2011, Latvian J. of Physics and Technical Sciences, 1 p.28-41, Doi: 10.2478/v10047-011-0003-z
- 238 **Ķīmisko vielu un ķīmisko produktu likums**, 01.04.1998, ("LV", 106 (1167), 21.04.1998.; Ziņotājs, 10, 21.05.1998.) [stājas spēkā 01.01.1999.], 01.01.2011 aktuālā redakcija
- 239 **Werner F., Richter K.**, A Literature Review, Wooden Building Products in Comparative LCA, 2005, *International J. of Life Cycle Assessment*, 10 (5), 2005, p. 309 – 316
- 240 **Herva M. et al.**, Review of corporate environmental indicators, 2011. *J. of Cleaner Production*, 19 (15), 1687-1699
- 241 **Hinks J. et al.**, Views on chemical safety information and influences on chemical disposal behaviour in the UK, 2009, *Science of the Total Environment*, 407, p. 1299–1306
- 242 **Assessment of different options** to address risks from the use phase of biocides, prepared by COWI, published by EC DG Environment, Final report, 2009, p. 131
- 243 **Obanda D.N. et al.**, Reducing leaching of boron-based wood preservatives – A review of research, 2008. *Bioresource Technology*, 99, p. 7312–7322
- 244 **Watermann B.T. et al.**, Bioassays and selected chemical analysis of biocide-free antifouling coatings, 2005. *Chemosphere*, 60 (11), p. 1530-1541
- 245 **Lebow S. et al.**, Estimating preservative release from treated wood exposed to precipitation, 2008. *Wood and Fiber Science*, 40 (4), p. 562-571
- 246 **Schoknecht U. et al.**, Leaching of Biocides Used in Façade Coatings under Laboratory Test Condition, 2009, *Environmental Science & Technology*, 43 (24), p. 9321-9328
- 247 **VPP**, Vides politikas pamatnostādnes 2009. – 2015.gadam (Informatīvā daļa), Vides ministrija, Rīga, 2009, Pielikums MK 2009.gada 31.VII rīkojumam Nr. 517 ("LV", 122 (4108), 04.08.2009)
- 248 **EP**, European Parliament, Debates, Written answers, 15.11.2007, [tiešsaiste] [skatīts 30.06.2011]. Pieejams: <http://www.europarl.europa.eu>
- 249 **NIKE**, Inc. Commitment on Zero Discharge of Hazardous Chemicals 17 August, 2011, [online] [accessed 30.09.2011]. Accessible: http://www.nikebiz.com/media/pr/2011/08/17_zero_discharge.html

PATEICĪBAS

Par mana promocijas darba tapšanu vēlos izteikt pateicību saviem vadītājiem Dr.sc.ing. Gatim Bažbaueram un Dr.chem. Kārlim Valteram, kas noticeja darba idejai un palīdzēja man to realizēt arī brīžos, kas pati apmaldījos kokos un nezināju, kā turpināt. Bez viņu ieinteresētības, dalīšanās savās pieredzē un zināšanās, kā arī cilvēciskā atbalsta šis darbs nebūtu izdzīvojis.

Gribu izteikt lielu paldies arī Dr.biol. Maijai Balodei un viņas kolēģei Ievai Putnai, kas ar aizrautību kopā ar mani veica pētījumu LU Hidroekoloģijas institūta laboratorijā, izmantojot ekotoksikoloģiskos testus.

Vēlos pateikties akadēmiķim Dr.habil.chem. Mārim Kļaviņam par man veltīto laiku un skarbo, bet ļoti konstruktīvo kritiku, kas palīdzēja darba izklāstu ielikt zinātnisko publikāciju rāmjos, par ko es esmu patiešām pateicīga.

Tāpat vēlos izteikt paldies RTU VASSI mācībspēkiem Dr.habil.sc.ing. Dagnijai Blumbergai par praktiskajiem ieteikumiem darba pilnveidē, un Dr.habil.sc.ing. Ivaram Veidenbergam un Dr.sc.ing. Mārtiņam Gedrovičam par palīdzību, mēģinot izprast nenoteiktības datu statistiskajā apstrādē. Saku paldies Silvijai Norai Kalniņš par lielisko ieguldījumu darba kopsavilkuma un publikāciju angļu valodas slīpēšanā, un arī pārējiem VASSI kolēģiem par dalīšanos pieredzē un zināšanās.

Esmu arī ļoti pateicīga saviem pirmajiem kolēģiem un “darbuzinātājiem” Heidrunai Fammlerei un Andreasam Ārenam, kas ar savu paraugu palīdzēja attīstīt manu kritisko domāšanu un māku uzdot jautājumus.

Liels paldies manai ģimenei, vīram un bērniem, vecākiem un vecmāmiņai, kas mani vienmēr ir atbalstījuši un praktiski palīdzējuši, lai es spētu veltīt laiku zinātnei.

Promocijas darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā “Atbalsts RTU doktora studiju īstenošanai”.

Jana SIMANOVSKA
Ekodizaina metode ķīmisko vielu nevēlamas ietekmes uz vidi un cilvēku veselību
samazināšanai produkta dzīves ciklā
Promocijas darbs

Metiens 40 eks.
Iespiests SIA "Elpa-2" Gutenbergs druka, Mūku ielā 6, Rīga, LV-1050
2012