



SZENT ISTVÁN EGYETEM
Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

BOROS PALACKOK KÖRNYEZETI HATÁSVIZSGÁLATA

ÉLETCIKLUS-ÉRTÉKELÉssel

BOGÓNÉ TÓTH ZSUZSÁNNA

Budapest, 2020

A doktori iskola megnevezése: Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola

tudományága: agrárműszaki

vezetője: Dr. Bozó László

egyetemi tanár , DSc

Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar,

Talajtan és Vízgazdálkodási Tanszék

Témavezető: Dr. habil. Lakner Zoltán,

egyetemi tanár, DSc

Szent István Egyetem

Élelmiszertudományi Kar

Élelmiszeripari Gazdaságtan Tanszék

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

.....

A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

JELÖLÉSEK JEGYZÉKE	6
1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS	8
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	11
2.1. A csomagolás szerepe	11
2.1.1. A csomagolás definíciója	11
2.1.2. A csomagolás jelentősége az élelmiszeriparban.....	11
2.1.3. Hulladékgyűjtési, újrafeldolgozási politika, EU irányelvek	12
2.1.4. Visszagyűjtési rendszerek	16
2.1.5. Betétdíjas rendszer jellemzői, lehetőségei	17
2.1.6. Az újrahasznosítás jelentősége	18
2.1.7. A Környezetvédelmi termékdíj szerepe	19
2.2. Alternatív csomagolási lehetőségek	19
2.2.1. PET palackok	20
2.2.2. Italos kartonok.....	21
2.2.3. Alumínium dobozok	21
2.2.4. Bag-in-box (BIB).....	22
2.3. Üveg csomagolóanyagok jellemzői.....	22
2.3.1. Az üveg és az üvegyártás története.....	24
2.3.2. Az üvegyártás folyamatainak áttekintése.....	24
2.3.3. Az üvegyártás környezeti hatásai	26
2.3.4. Hagyományos üvegpalackok.....	27
2.3.5. Könnyített üvegpalackok	28
2.3.6. Újrahasznosított üvegből készült palackok.....	28
2.3.7. FEVE az üvegyártás szolgálatában.....	29
2.4. Az életciklus-értékelés	30
2.4.1. Az életciklus-értékelés fogalma	30
2.4.2. Az életciklus-értékelés története.....	31
2.4.3. Az életciklus-értékelés az EU-ban.....	33
2.4.4. Az életciklus-értékelés Magyarországon	34
2.4.5. Az életciklus-értékelés felhasználási területei.....	34
2.5. Az ISO 14040 szabványcsalád	36
2.5.1. Az életciklus-értékelés szakaszai az ISO 14040:2006 szabvány szerint	37
2.5.2. Az életciklus-értékelés céljának és hatókörének meghatározása	38
2.5.2.1 A cél és a hatásterület meghatározása.....	38

2.5.2.2	Funkció, funkcionális egység, és a referencia áram meghatározása	39
2.5.2.3	Rendszerhatárok meghatározása.....	39
2.5.2.4	Adatminőségre vonatkozó követelmények	40
2.5.3.	Életciklus leltárelemzés, leltárkészítés (Life cycle inventory, LCI).....	40
2.5.4.	Életciklus hatásértékelés (Life cycle impact assessment, LCIA).....	41
2.5.5.	Hatáselemző módszerek és hatáskategóriák	41
2.5.5.1	Hatáselemző módszerek.....	41
2.5.5.2	Hatáskategóriák	43
2.5.5.2.1.	Savasodás (Acidification Potential, AP).....	43
2.5.5.2.2.	Éghajlatváltozás (Climate Change, GWP).....	44
2.5.5.2.3.	Szervetlen elemek kimerülése, ásványok és fémek ((Resource use minerals and metals, Abiotic Depletion Potential, ADP (Mineral))	45
2.5.5.2.4.	Szervetlen elemek kimerülése, energiaforrások (Resource use energy carriers, Abiotic Depletion Potential, ADP (Fossil))	45
2.5.5.2.5.	Édesvízi ökotoxicitás (Ecotoxicity freshwater, ETP).....	45
2.5.5.2.6.	Szárazföldi, édesvízi és tengeri eutrofizáció (Eutrophication terrestrial, marine, freshwater, ETP).....	46
2.5.5.2.7.	Humántoxicitás (Human-Toxicity Potential, HTP).....	46
2.5.5.2.8.	Ózonréteg károsodása (Ozone Depletion Potential, ODP)	46
2.5.5.2.9.	Ionizáló sugárzás (Ionising radiation, IR).....	47
2.5.5.2.10.	Földhasználat (Land use, LU).....	47
2.5.5.2.11.	Részecskék (Respiratory inorganics RI)	47
2.5.5.2.12.	Fotokémiai oxidáció (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP)	47
2.5.5.2.13.	Vízkészletek (Water use, WU)	48
2.5.5.3	Endpoint és Midpoint módszerek	48
2.5.6.	Az életciklus értelmezése	49
2.5.7.	Jelentés készítése	49
2.5.8.	Kritikai felülvizsgálat.....	49
3.	ANYAG ÉS MÓDSZER	51
3.1.	Adatgyűjtés.....	51
3.2.	Rendszerhatárok	51
3.3.	Leltáradatok.....	53
3.4.	Open LCA bemutatása	55
3.4.1.	A vizsgálatokhoz használt adatbázisok.....	56
3.4.1.1	EF másodlagos adatok az openLCA-ban	56

3.4.1.2	Ecoinventből származó üvegyártási adatok	57
3.4.2.	EF hatáskategóriák.....	58
3.4.3.	Egyszerűsítések, elhagyások (cut-off criteria)	58
3.4.4.	Normalizáció, súlyozás	58
3.5.	Vizsgálati módszerek	59
4.	EREDMÉNYEK.....	60
4.1.	Üvegtípusok összehasonlításával kapott eredményeim	60
4.2.	Az életciklus-értékelés bemutatása egy scenario példáján.....	66
4.3.	Alapszenariók elemzése	71
4.4.	Üvegyártás és palackozás környezetterhelésének vizsgálata	75
4.5.	Éghajlatváltozás vizsgálata	77
4.6.	A három kiemelt scenario vizsgálata	78
4.7.	Visszagyűjtési arányok és töltésszám változtatások.....	82
4.8.	Az egyes palackozási részfolyamatok hatása az összes környezetterhelésre.....	85
5.	KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK	89
5.1.	Hipotéziseim verifikálása.....	91
5.2.	Új eredmények.....	94
6.	ÖSSZEFOGLALÁS	95
7.	SUMMARY	97
8.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	98
9.	MELLÉKLETEK	99
9.1.	M1 IRODALOMJEGYZÉK	99
9.2.	M2 Fogalommeghatározások az ISO 14040 alapján	112
9.3.	M3 ÁBRAJEGYZÉK	116
9.4.	M4 TÁBLÁZATJEGYZÉK.....	118

JELÖLÉSEK JEGYZÉKE

AP	Acidification Potential/Savasodási potenciál
ADP	Abiotic Depletion Potential/Forrás kimerülés potenciálja
BIB	bag-in-box
CFC-11	triklór-fluor-metán,(freon-11 vagy R-11, klórozott-fluorozott szénhidrogén
CO ₂ eq.	széndioxid egyenérték
CTUe	Ökoszisztémákra vonatkozó komparatív toxikus egység
CTUh	Comparative Toxic Unit for Human toxicity impacts/Emberre vonatkozó komparatív toxikus egység
EF	Environmental Footprint
EP	Eutrophication Potential/ Eutrofizáció
ETP	Ecotoxicity Potential/ Ökotoxicitás
EU IPP	European Union Integrated Product Policy/Európai Integrált Termékpolitika
FCKW	fluor-klór-szénhidrogének
FEVE	Fédération Européenne du Verre d'Emballage (The European Container Glass Federation)/ Európai Üveggyártók Szövetsége
GWP	Global Warming Potential /Éghajlatváltozás
H+	hidrogén-ion
HORECA	Hotels, restaurants, catering/Szállodák, éttermek, közétkeztetés
HTP	Human-Toxicity Potential/Humántoxicitás
IPCC	The Intergovernmental Panel on Climate Change/ Éghajlat-változási Kormányközi Testület
IR	Ionising radiation/Ionizáló sugárzás
ISO	International Organisation for Standardization
JRC	Joint Research Centre
kg	kilogramm
l	liter
LCI	Life Cycle Inventory/ Életciklus leltár
LCIA	Life Cycle Impact Assessment/Életciklus hatáselemzés
LCA	Life Cycle Assessment, Life Cycle Analysis/Életciklus-értékelés
LU	Land use /Földhasználat
m ²	négyzetméter

m ³	köbméter
N	nitrogén
NMVOG	Non-Methane Volatile Organic Carbon/ Nem metán illékony szerves vegyület
NO _x	nitrogén-oxidok
ODP	Stratospheric Ozone Depletion Potential/A sztratoszférikus ózonréteg károsodása
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development - Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet
P	foszfor
PAF	Potential Affected Fraction of species
PDF	Potentially Disappeared Fraction:potenciálisan eltűnt frakció
PEF	Product Environmental Footprint/Termék Környezeti Lábnyom
PET	polietilén-tereftalát
PM _m	Particulate Matter
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential/Fotokémiai oxidáció
pt	point
REPA	Resource and Environmental Profile Analysis
RI	Respiratory inorganics, RI/Szemcsés anyagok
Sb	antimon
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) - Környezetvédelmi, Toxikológiai és Kémiai Társaság
SO _x	kén-oxidok
t	tonna
tkm	tonnakilométer
U-235	urán
UNEP	United Nations Environment Programme –ENSZ Környezetvédelmi Programja
ÜHG	üvegházhatást okozó gázok
WU	Water use

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A környezetszennyezés a világon mindenhol jelentős problémákat okoz. Ennek olyan következményei, mint az éghajlatváltozás, a növekvő széndioxid és metánkibocsátás, a fajok számának csökkenése és a nyersanyagforrások kimerülése veszélyeztetik életünket.

Az előrejelzésekben (OECD, 2011) egyre aggasztóbb a kép a jövőről, amely csak tovább romolhat, ha nem teszünk hathatósan ellene.

Következésképpen egyensúlyt kell találnunk a gazdasági fejlődés, a természeti erőforrások hatékony felhasználása és a szennyezés minimalizálása között, amelyek a fenntartható fejlődés pillérei. A probléma megoldása érdekében minden szempontból optimalizálásra kell törekednünk, melynek érdekében megfelelő számításokat kell végezni a termék tervezési szintjétől, a termelésen és a használaton át a hulladékká válásig, ártalmatlanításig, kedvezőbb esetben az újrahasznosításig, újrahasználatig.

Ezen számítások egyik lehetséges és napjainkban egyre elterjedtebb eszköze az életciklus-értékelés.

Az életciklus-értékelés (Life Cycle Assessment, LCA) egy olyan átfogó módszer, amely a termék, illetve szolgáltatás teljes életútja során vizsgálja annak a környezetre gyakorolt potenciális, vagy tényleges hatásait és számszerűsíti azokat. Az LCA elve, hogy egy előállított termékből előbb-utóbb hulladék lesz.

A „bölcstől a sírig” elemzés alapján megmutathatjuk, milyen hatást gyakorolt a termék a környezetére a keletkezésétől a hulladékká válásáig, funkciójában történő újrahasználatáig, vagy anyagában történő újrahasznosításáig. A „bölcstől a bölcsőig” elmélet már előre mutató, környezettudatos megközelítés, mivel az újrahasznosítás környezeti hatásával is számolva a „sír” lehet egy új termék „bölcsoje”, melynek környezetre gyakorolt hatásai is kedvezőbbek, fajlagosan csekélyebbek lesznek.

Számos tanulmány készült az életciklus-értékelés (Life Cycle Assessment) témakörében. A kutatások jelentős része foglalkozik a csomagolások, többségében az élelmiszer-csomagolások környezetre gyakorolt hatásával.

Az indokolatlanul nagy mennyiségben keletkező csomagolási hulladék és annak további sorsa különösen nagy probléma az élelmiszerek tekintetében.

Jó ötlet a „Zero waste” mozgalom csomagolási hulladék csökkentésére irányuló kezdeményezése, azonban az élelmiszeripar főképp élelmiszerbiztonsági, de más, például logisztikai okokból sem mondhat le teljes mértékben a csomagolásról. Ezekből a csomagolóanyagokból viszonylag hamar, jelentős mennyiségű háztartási, vagy éppen üzletben, feldolgozó üzemben jelentkező csomagolási hulladék keletkezik.

A különböző csomagolási lehetőségek különböző előnyöket kínálnak egy-egy adott termék esetében. A csomagolás kiválasztásánál azonban törekednünk kellene arra is, hogy a kevésbé környezetszennyező, minél kisebb mennyiségű hulladékot eredményező alternatívát válasszunk. A különböző csomagolóanyag típusok újrahasználati, vagy újrahasznosítási lehetősége, valamint a lebomláshoz szükséges idő nagymértékben különbözhet. Dolgozatomban azt kutatom, hogy a borpalackozásban szinte egyeduralkodó csomagolás, az üvegpalack, életciklusa alatt milyen terhet ró a környezetre, valamint, hogyan befolyásolhatjuk ennek mértékét az újrahasználat, illetve az újrahasznosítás különböző eseteiben.

Dolgozatomban nagy gyártási gyakoriattal, napi több tízezer palackot termelő, magyar borászatból kapott tényleges adatokra és szakértői megkérdésekre alapozva különböző scenariokat vizsgállok.

Kutatásom célja, hogy az életciklus-értékelés segítségével számszerűsítve erősítsem meg az újrahasználat és újrahasznosítás környezetvédelmi fontosságát.

A kutatás kérdései

Disszertációmban a következőkre kerestem választ:

- A különböző összetételű (reciklált üveg tartalmú) palacktípusok milyen környezeti hatással rendelkeznek?
- A többszöri újratöltés és a visszagyűjtés arányának növelése miként hat a környezetterhelésre?
- Melyek azok a hatáskategóriák, amelyekben egyértelműen hatása van az üveggyártásnak és a borászati palackozásnak?

Hipotéziseim

- H1:** A nagyobb hányadban újrahasznosított üvegből készült palack környezeti terhelése kisebb.
- H2:** A visszagyűjtési arány 10 %-kal való növelése jelentős mértékben csökkenti a fajlagos környezetterhelést.
- H3:** Az újrahasználat során az újratöltések számának növelése egyértelműen kedvezően befolyásolja a környezetterhelés mértékét.
- H4:** Vannak olyan környezeti hatáskategóriák, amelyekben nincs számottevő jelentősége az üveggyártás környezetterhelésének.
- H5:** Meghatározhatók olyan hatáskategóriák, amelyekben egyértelműen számottevő az üveggyártás környezetterhelése.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A csomagolás szerepe

2.1.1. A csomagolás definíciója

Hazánkban a csomagolásra a 442/2012. (XII. 29.) Korm. rendelet előírásai érvényesek.

Csomagolás: valamennyi olyan, bármilyen tulajdonságú anyagból készült termék, amelyet áru tartására, megóvására, átadására, átvételére, szállítására, valamint bemutatására használnak, beleértve minden árut a nyersanyagoktól kezdve a feldolgozott árucikkekig, továbbá az ugyanilyen célra használt egyutas árucikkek;

csomagolás lehet:

- a) a *fogyasztói vagy elsődleges csomagolás*, amely értékesítési egységet képez a fogyasztó számára az értékesítés helyszínén;
- b) a *gyűjtő- vagy másodlagos csomagolás*, amely az értékesítés helyszínén meghatározott számú értékesítési egységet foglal magában, ha ezeket az egységeket a fogyasztó részére értékesítik, vagy ezek az egységek csupán a polcok feltöltésére szolgálnak, és a csomagolást a termékről a termék tulajdonságainak megváltoztatása nélkül el lehet távolítani, valamint
- c) a *szállítási vagy harmadlagos csomagolás*, amely megkönnyíti a fogyasztói vagy gyűjtőcsomagolás átadását, átvételét és szállítását annak érdekében, hogy a fizikai átadásnál, átvételnél és szállításnál megóvja az árut a károsodástól, ide nem értve a közúti, vasúti, vízi és légi közlekedésben használatos tartályokat.

2.1.2. A csomagolás jelentősége az élelmiszeriparban

A világ gyors ütemben növekvő népességének egyre több élelmiszere van szüksége. A szükséges mennyiségű élelmiszer közvetlen arányban növekszik a népességgel a csomagolásnál még nagyobb mértékben is például palackok, dobozok, kartonok és fóliák tekintetében. (GÓMEZ et al., 2009). A termék árában a csomagolás költsége jelentős arányt képviselhet, attól függően, hogy milyen ételleket vagy milyen típusú és méretű csomagolást használnak. A csomagolás nemcsak a termékek megóvása szempontjából fontos, hanem a környezeti hatás és a fenntarthatóság szempontjából is.

A csomagolás újrahasznosíthatóságát sok esetben még nem környezetvédelmi célok vezérlik, hanem jobbra gazdasági, politikai és társadalmi tényezők befolyásolják.

Az élelmiszerek csomagolásának rendszer-alapú közelítése rendkívül összetett feladat, mert különböző gazdasági szereplők vannak jelen különböző gazdasági érdekekkel: csomagolóanyag-gyártók, élelmiszer-feldolgozók, újrafeldolgozók. Az életciklus-értékelés ezeket a folyamatokat egységes rendszerként elemzi. (BOGÓ-TÓTH et LAKNER, 2014)

A csomagolás az élelmiszeriparban elengedhetetlen és általános követelmény. (DELBORCHI et al., 2016)

Csomagolás nélkül veszélybe kerülhet az élelmiszerbiztonság és a minőség. (ROBERTSON, 2009) A csomagolás az élelmiszer-feldolgozásnak mint technológiának a legdinamikusabban fejlődő része mind a csomagolóanyag, mind pedig a csomagolórendszerek tekintetében. (FELLOWS, 2017)

Az élelmiszerek csomagolásának legfőbb szerepe az élelmiszerek védelme a külső szennyeződésektől és a káros hatásoktól. A tökéletes csomagolás megőrzi az élelmiszer minőségét és informálja a fogyasztót az tápanyagösszetételéről és a termék más fontos jellemzőjéről, biztosítja a nyomonkövethetőséget, valamint költséghatékony és minimalizálja környezeti hatást (MARSH et BUGUSU, 2007).

A csomagolás nemcsak a terméket védi a környezeti hatásoktól, hanem a környezetet a terméktől. Szállítás és tárolás szempontjából ésszerű és biztonságos egységbe foglalja a terméket.

Az optimális csomagolás vevő- és árubarát, környezetvédelmi szempontból újrahasználatos, vagy újrahasznosítható, szelektíven gyűjthető.

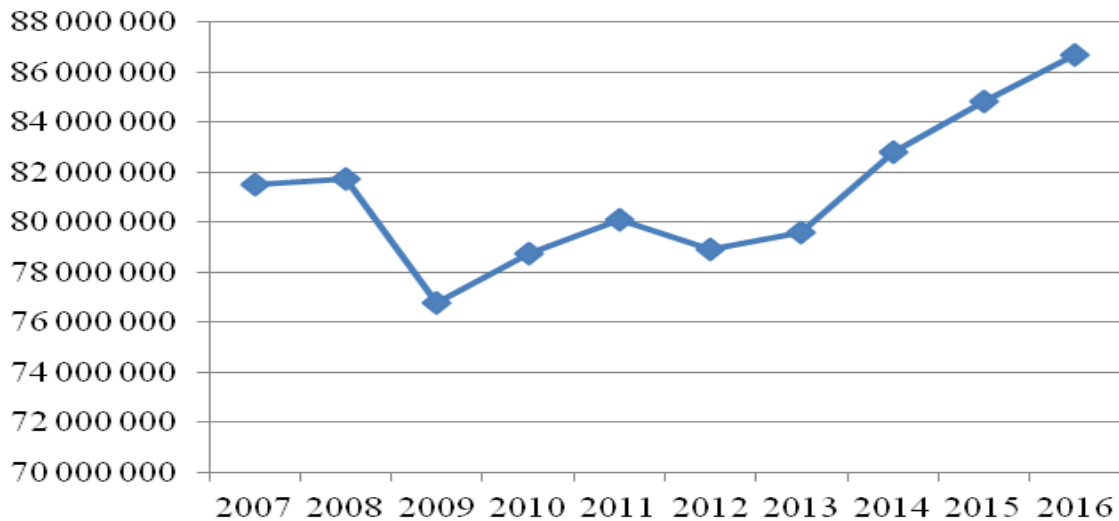
Az utóbbi években a környezetvédelem és a fenntarthatóság miatti növekvő aggodalom felkeltette a fogyasztók érdeklődését is az élelmiszer-csomagolásokkal kapcsolatban.

A csomagolás alapvető fontosságú az élelmiszerek tekintetében, de a csomagolóanyag fajtájától függetlenül hatalmas terheket ró a környezetre az előállításával és a hulladékká válásával. (HUANG et MA, 2004).

Tanulmányok sora foglalkozik a meglévő, vagy lehetséges élelmiszercsomagolások környezeti szempontból történő vizsgálatával (ROY et al., 2009), (TAMASKA, 2009), (BARBER, 2010), (ALBRECHT et al., 2013), (TONIOLO et al, 2013), (WIKSTRÖM et al., 2014), (SIMON et al., 2016).

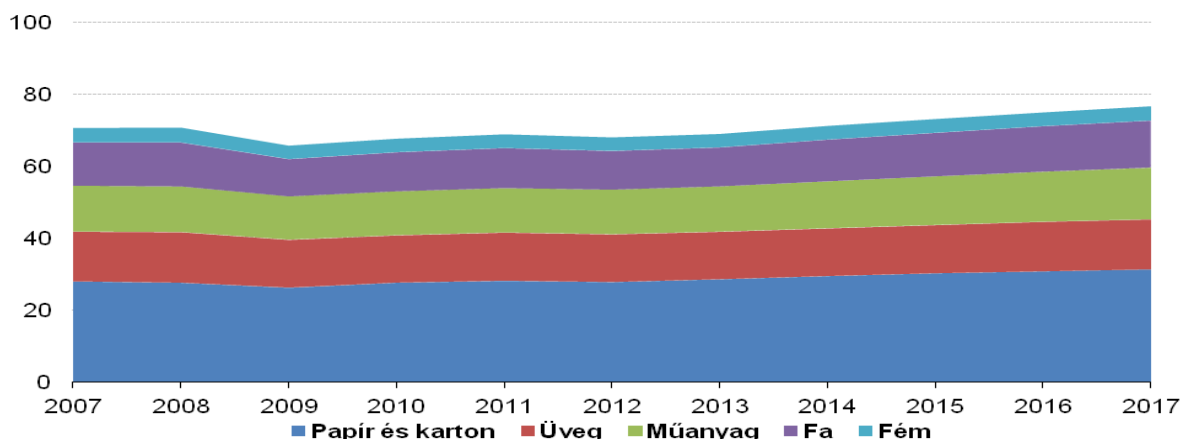
2.1.3. Hulladékgyűjtési, újrafeldolgozási politika, EU irányelvek

Az Európai Parlament környezetpolitikájában kiemelt szerepe van a hulladékkezelésnek, ezen belül is a hulladékok gyűjtésének és újrahasznosításának.



1.ábra: Csomagolási hulladék mennyiségének alakulása az Európai Unióban 2007 és 2016 között (tonna) (Forrás:EUROSTAT)

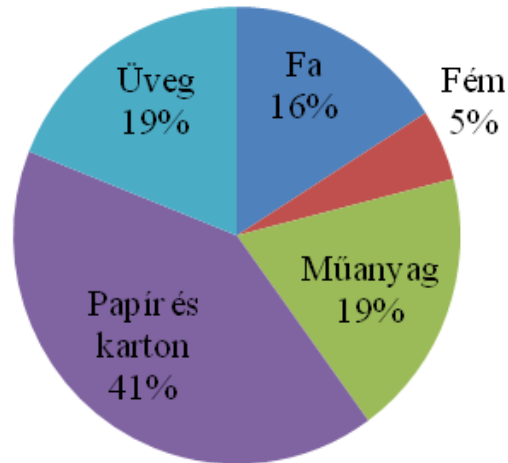
Megállapítható, hogy a 2008-as globális pénzügyi és gazdasági válság következtében a keletkezett csomagolási hulladék mennyisége csökkent, majd a válság jeleinek mérséklődésével újra növekedni kezdett. (1. ábra) A vizsgált időszakot tekintve 2016-ban érte el a legmagasabb értéket. A jelentett adatok az EUROSTAT csomagolási hulladék adatbázisában érhetők el, körülbelül 20 hónappal a referencia év végétől. A tendenciát tekintve a 2017-re becsült csomagolási hulladék mennyisége 88,446 millió tonna. Ez az utóbbi éveknek megfelelő mintegy 2 millió tonnás folyamatos, „egyenletes” emelkedési ütemnek felel meg az utóbbi évek statisztikai adatai alapján.



2.ábra: AZ EU 28 tagállamában keletkezett csomagolási hulladékok anyagfajtánként 2007-2017 között (millió tonna) (Forrás:EUROSTAT)

A 2. ábra az EU 28 tagállamában keletkezett csomagolási hulladékok anyagfajtánként mennyiségi megoszlását mutatja 2007-2016 között, a 3. ábra pedig a csomagolóanyagok fajtánkénti részesedését 2016-ban.

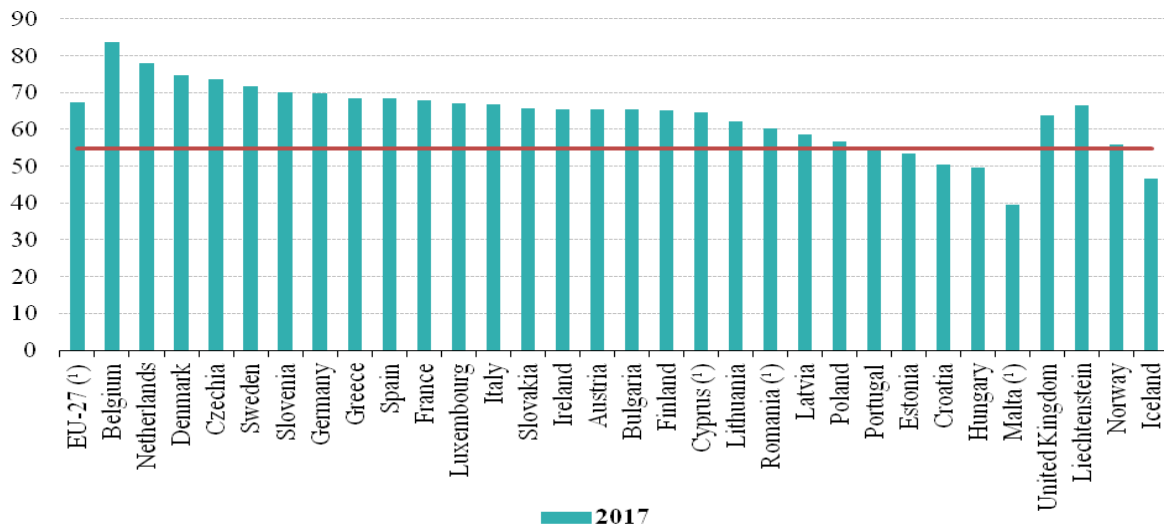
Az EUROSTAT értékelése szerint a 2007–2016-as időszakban a „papír és karton” és a „műanyag” csomagolási hulladék termelése nőtt, miközben az üveg és a fém csomagolási hulladék csökkent.



3.ábra: Csomagolásból származó hulladék anyagonkénti megoszlása Európában 2016
(EUROSTAT adatai alapján saját szerkesztés)

Ebben az időszakban a legnagyobb mértékben a papír és karton csomagolásokból keletkezett hulladék, azonban az üveg és műanyag is jelentős hányadot képviselt. Gyűjtését és újrahasznosítását nem lehet figyelmen kívül hagyni.

A csomagolási hulladék újrahasznosítási arányai nagymértékben különböznek az Európai Unió országaiban. A 2016 évi adatokat mutatom be a 4. ábrán.



(1) Becsült: Italy, Cyprus, Malta, Romania (2016 adatok)

4.ábra: Csomagolási hulladék újrahasznosítási aránya (%) Európában 2017 évi adatok alapján
(Forrás:EUROSTAT)

Az újrahasznosítás tekintetében egyes országok mint Belgium, Hollandia és Csehország kiemelkedően teljesítenek. Magyarországon az újrahasznosítás aránya 50 % körül van. Sajnos ebben a tekintetben messze elmaradunk az élenjáró, számos területen újrahasznosító országoktól.

Az Európai Unió statisztikája alapján a csomagolási hulladékok újrafeldolgozásának és hasznosításának abszolút mennyisége 2007 és 2016 között növekedett. Általában elmondható, hogy az újrafeldolgozási és hasznosítási arányok folyamatosan növekedtek a tíz év alatt, áll az Európai Unió jelentésében.(internet 1)

Az Európai Parlament legutóbbi, a hulladékgyűjtéssel és -hasznosítással kapcsolatos jelentését 2018 szeptemberében tette közvé. (internet 2) Ebben megállapítja többek között, hogy a 2020-ra kitűzött 50%-os települési hulladék újrahasznosítási cél érdekében a korai figyelmeztető jelentések rendszerét vezeti be, hogy értékelje a tagállamok e célok felé tett előrehaladását a megfelelő határidők előtt három évvel. A tagállamok újrahasznosítási teljesítményének és hulladékpolitikájának mélyreható felülvizsgálata alapján 14 tagállamot, köztük hazánkat is, azonosítottak azzal a kockázattal, hogy nem teljesül a 2020-ra kitűzött 50%-os célérték. Megállapították, hogy további politikai intézkedések szükségesek a teljesítés érdekében. A felülvizsgált csomagolási és csomagolási hulladékról szóló irányelv új műanyag csomagolóanyag-újrahasznosítási célkitűzést vezet be 55%-ra, amelyet 2030-ig el kell érni.

Az Európa Tanács 2018-ban új, a hulladékokról szóló jogszabálysomagot fogadott el, amely új szabályokat határoz meg a hulladékgazdálkodásra vonatkozóan, és jogilag kötelező erejű célokat állapít meg az újrafeldolgozást illetően.

Külön hatáskategóriaként kezeli és konkrét célértékeket határoz meg a csomagolásra felhasznált anyagok újrafeldolgozásának tekintetében. Ezt mutatja az 1. táblázat.

1.táblázat: A csomagolóanyagok újrafeldolgozásának Európa Tanács által 2018-ban meghatározott célértékei (internet 3)

Csomagolóanyag típusa	2025-ig	2030-ig
Valamennyi csomagolóanyag	65%	70%
Műanyag	50%	55%
Fa	25%	30%
Vasfémek	70%	80%
Alumínium	50%	60%
Üveg	70%	75%
Papír és karton	75%	85%

A hulladékokról szóló jogszabálysomagtól azt várják a jogalkotók, hogy növekedni fog a hulladékok újrafeldolgozásának a mértéke, és a csomag egyúttal hozzájárul a körforgásos gazdaság megvalósulásához, valamint ösztönözni fogja az újrafeldolgozható és újrafelhasználható csomagolások használatát és javítani fogja a hulladékgazdálkodás módját.

A FEVE (Az Európai Üveggyártók Szövetsége) 2018-as jelentésében megállapítja, hogy Magyarországon a hulladékgyűjtés gátja a háztartásoknak a külön gyűjtésben való részvételre vonatkozó ösztönzők hiánya, valamint a nem elegendő gazdasági eszköz ahhoz, hogy jelentős javulást érjen el az ágazatban. (LEE et BAKER, 2018)

2.1.4. Visszagyűjtési rendszerek

Bármennyire is kedvező hatása van az üvegek újrafelhasználásának, ha nincs mögötte megfelelő visszagyűjtési rendszer. Az Európai Bizottság 2015. december 3-án terjesztette elő a körforgásos gazdaságra vonatkozó, módosított jogszabálysomagot, amely magában foglalta többek között az úgynevezett hulladékcsomagot is. A jogszabály feladata és célja olyan országhatárokon átnyúló következményekkel járó környezeti problémák kezelése, amelyet a nem megfelelő hulladékgazdálkodás következtében növekvő mértékű üvegházhatásúgázkibocsátás okoz, valamint érinti a levegőszennyezést és a szemétmennyiség növekedését

még a tengerekben is. A jogszabálycsomag szorgalmazza, hogy a hulladékban megtalálható értékes anyagokat ténylegesen újrafelhasználják, újrafeldolgozzák és visszajuttassák az európai gazdaságba. Ez nagymértékben hozzájárul majd a gazdaságilag és környezetvédelmi szempontból előnyösebb körforgásos gazdaságba való átmenethez. A természeti erőforrások hatékony és ésszerű felhasználására való ösztönzéssel csökkenteni kívánja az Európai Uniónak a nyersanyagimporttól való függőségét.

2.1.5. Betétdíjas rendszer jellemzői, lehetőségei

Az egyutas csomagolásból eredő üveghulladék csökkentésére megoldás lehetne a betétdíjas rendszer alkalmazása. Ennek azonban sok akadálya van.

A rendszerváltozás előtt az italcsomagolások szinte kizárólag üvegből készültek és betétdíjasok voltak. A betétdíjas rendszer állami felügyelet alatt állt. A szabályozó rendszer egységesítette a betétdíj mértékét és a palackok fizikai paramétereit is, így módon a többutas italcsomagolások aránya 96 % körül volt. A rendszerváltással a betétdíjas rendszer is megszűnt, melynek következményeként drasztikusan megnövekedett az egyutas csomagolások aránya. A korábbi betétdíjas rendszer megszűnésében olyan tényezők is szerepet játszottak, mint a hazai szabályozás hiánya, a különböző méretű és betétdíjú palackok megjelenése.

A többutas üvegsomagolás mára csak az ásványvizek és üdítőitalok tekintetében a HORECA szektorban maradt meg. A jelentősebb hányadot a sör- és borágazatban forgó palackok adják. Azonban, főleg a borpalackozás tekintetében itt is jelentősen növekedett az egyutas csomagolások hányada. Ezt a helyzetet tovább rontotta a multinacionális élelmiszerkereskedelmi láncok megjelenése. Egyrészt a kisebb alapterületű egységek kialakításával csökkent a visszavett göngyölegek tárolásának lehetősége, másrészt az import és a saját márkás termékek döntő mértékben egyutas csomagolásúak.

Az önkéntes alapon működő, közösségi betétdíj rendszert Magyarországon a betétdíj alkalmazásának szabályairól szóló 209/2005. (X. 5.) Kormányrendelet szabályozza.

A gyártó maga döntheti el, hogy az Országos Környezetvédelmi Hatóságnál történő regisztrációval termékét betétdíjas termékké minősíteti-e vagy sem. A gyártók jelenleg elsősorban az újratölthető italcsomagolással rendelkező termékek esetén alkalmaznak önkéntes rendszert.

A korábban már említett környezetvédelmi termékdíj sem tudta ezt jelentősen befolyásolni. Születtek azonban előremutató kezdeményezések is a borágazatban mint például a Varga

Pincészet 99 Ft-os betétdíjas, egyedi logós palackja. Más megfontolásból, de a szekszárdi borászok is új, több borász által forgalmazott borhoz egységesített palackot használnak.

2.1.6. Az újrahasznosítás jelentősége

Az üveg csomagolás az összes jó tulajdonsága ellenére az üveg újrahasznosításának problémájával küzd. A problémák a gyűjtési eljárással kezdődnek, ahol az üveg törik, amikor a konténerbe, majd a szállítóeszközbe kerül. Ha a gyűjtés nem szelektív, a törött üveg összekeveredik a többi újrahasznosítható anyaggal és az elkülönítés nem könnyű feladat.

További probléma az üveg újrahasznosítása során az esetleges nagyfokú szennyezettség. A színes és áttetsző üvegek, illetve törmelékek keveredése újabb nehézséget jelent, mivel a kétfajta feldolgozási technológia különbözik és a kétfajta üvegcserép egymással nem keverhető az újrahasznosítás szempontjából.

Számításokat végeztek arra is, mekkora energiafelhasználás és mennyi CO₂ kibocsátás csökkenés érhető el az újrahasznosítással és az újratöltéssel. Az eredmények tág határok közt mozogtak, 1 t üvegre vonatkoztatva 500 kg és 1400 kg közti CO₂-eq kibocsátás-csökkenést mutattak ki. Az elemzés végkövetkeztetése azonban az volt, hogy mindez a felhasznált energia összetételétől döntő mértékben függ. (EISTED et al.,2009)

Az üveg újrahasznosítása, beleértve az energiamegtakarítást is, jelentős környezeti előnyökkel jár. Az is igaz, hogy az üveg inert, közömbös anyag - és lebomlási ideje 1 millió évre tehető -, a lerakóban nem termel káros kibocsátásokat. (www.internet 4)

Ugyanakkor felmerül a végleges lerakás problémája. A 2008/98/EK irányelv szerint a hulladék jelentős erőforrás-veszteséget jelenthet mind az anyagok, mind az energia tekintetében, a hulladék ártalmatlanítása pedig jelentős környezeti hatásokkal járhat. A hulladéklerakás földterületet foglal, emellett levegő-, víz és talajszennyezést okozhat, míg a hulladékégetés légszennyező anyagok kibocsátásával járhat.

Az EU hulladékgazdálkodási politikájának elsődleges célja a keletkező hulladék mennyiségének csökkentése. Az elkerülhetetlenül keletkező hulladékot lehetőleg erőforrásként kell hasznosítani, vagy a lehető legnagyobb mértékben kell újrafeldolgozni. Ha mindez nem lehetséges biztonságos módon kell ártalmatlanítani. (internet 5)

Amíg az üveg fontos és népszerű csomagolóanyag marad, szükség lesz az üveg teljes, mindenre kiterjedő életciklus-értékelésére.

2.1.7. A Környezetvédelmi termékdíj szerepe

A Magyarországon 1995-ben bevezetett termékdíjas szabályozás célja, hogy ösztönzőleg hasson a szennyezőanyag kibocsátásának csökkentésére, elősegítse a természeti erőforrásokkal való takarékos gazdálkodást, illetve a hazai és nemzetközi előírásokon alapuló hulladékgazdálkodási célkitűzések megvalósulását. További célja, hogy a termékdíj-köteles termékek által közvetve vagy közvetlenül okozott környezeti károk megelőzéséhez, mérsékléséhez az állam számára pénzügyi forrásokat teremtsen. A termékdíjról a 2011. évi LXXXV. törvény rendelkezik.

A folyékony élelmiszerek, főként italok csomagolására döntő többségben üvegpalackot használnak. A piacról a 90-es évek óta egyre inkább kiszorulnak a betétdíjas termékek.

Emellett egyre nagyobb mértékben érkeznek import termékek ilyen csomagolásban, ami tovább növeli a keletkező hulladék mennyiségét.

A megoldás a megfelelő hulladékgyűjtés és hasznosítás lehetne. Erre a környezetvédelmi termékdíj sem motiválja a gyártókat, mivel 1 kg üveg termékdíja jelenleg 19 Ft/kg. Egy palackra jutó értéke kb. 9 Ft.

A Varga Pincészet tulajdonosai szerint anyagilag is megéri a betétdíjas rendszert működtetni. Számításaik szerint mintegy 63 Ft megtakarítás érhető el 1 db 0,75 literes palack esetében. (internet 6) 2012-ben az Országos Hulladékgazdálkodási Ügynökség megbízásából a Bay Zoltán Alkalmazott Kutatási Közhasznú Nonprofit Kft. részéről István Zsolt et al. (2012) tanulmányt készítettek a magyarországi betétdíjas rendszer bővítésének lehetőségeiről.

A tanulmány több alternatívát is kidolgozva érveket és ellenérveket sorakoztat fel a betétdíjas rendszer kialakítása mellett és ellen. Ez ugyan segíthetné a begyűjtött csomagolási hulladék mennyiségének növelését, ugyanakkor számos megoldandó problémát vet fel a lakossági begyűjtéstől kezdve az infrastruktúrális, kereskedelmi és finanszírozási problémákon át a működtetési kérdésekig. (internet 7)

2.2. Alternatív csomagolási lehetőségek

Bár dolgozatomban alapvetően az üvegpalackra, mint a folyékony élelmiszerek, elsődlegesen a bor csomagolására alkalmas, leginkább elterjedt és elfogadott anyagra fókuszálok, meg kell említenem a feltörekvőben lévő új csomagolási lehetőségeket is.

Ha a folyékony élelmiszerek csomagolására gondolunk, alapvetően az üveg, a műanyag palackok, fémdobozok és a többrétegű italos kartonok jutnak eszünkbe. (PAINE, 1987) Megfigyelhető azonban bizonyos szegmentáció a töltendő anyagtól függően. Míg a

gyümölcslevek, nemszénsavas italok, tej és tejtermékek tekintetében az italos karton és a különböző műanyag palackok terjedtek el, addig a söriparban az üveg mellett a fémdobozok nyernek egyre nagyobb teret.

A borágazatban bár a gyártók keresik az új lehetőségeket, mint az aludobozos, vagy bag-in-boxba történő kiszerelés, a kiszerelt termékek 95 %-a üvegpalackba kerül.

Statisztikailag igen nehéz megbecsülni a forgalomba kerülő palackok számát, amelynél a hulladék keletkezés lehetősége szempontjából a hazai palackozás mellett az import palackokat is számításba kell venni. Egy romániai kutatás szerint a megkérdezettek 70 %-a az üveget részesítette előnyben. 14 % -uk a PET palackot, 12% a bag-in-box-ot és 4% a fém dobozt, bár ez elég ritka csomagolási mód a borok esetében. (LADARU et BECIU, 2014)

A gyártók, bár aggódnak a palack környezeti hatásai miatt, mégis az alternatív csomagolásokkal kapcsolatban attól tartanak, hogy a termékről az olcsó, vagy rossz minőségű áru képe alakul ki. (WOODWARD, 2010)

A csomagolóanyagok tekintetében a fejlesztési tendencia az életciklus-értékelés felhasználásával történő új csomagolási lehetőségek feltárása. A bölcsőtől a bölcsőig tartó koncepcióhoz kapcsolódóan a cél olyan fenntartható csomagolások előállítása, amelyek környezeti hatásukkal, hulladékká válásukkal nem terhelik a jövő nemzedékeit. (McDONOUGH et BRAUNGART, 2002).

A továbbiakban azokat az alternatív csomagolásokat tekintem át, amelyek már, ha kis mértékben is, de teret nyertek a bor csomagolására.

2.2.1. PET palackok

A polietilén-tereftalát palackok előnyei, hogy anyaguk újrahasznosítható, üresen kis tömegűek, törésmentesek, rugalmasak, jól formázhatók, a borospalackhoz hasonló színben is előállíthatók, visszazárható, kényelmes csomagolást tesznek lehetővé. Egyes vizsgálatok szerint 9 hónap eltarthatóságot szavatolnak (BUIATTI et al., 1997). Más kutatások szerint már 6 hónapos tárolás után jelentős kioldódás és minőségromlás következik be. (GHIDOSI et al., 2012) A csomagolóanyag kiválasztásakor elsődleges szempont a csomagolandó termék jellemzőinek megőrzése, jelen esetben főként a kémiai összetétel. A borok esetében különös tekintettel kell lenni az oxigén és a szabad kén-dioxid jelenlétére, amelyek kioldódást okozhatnak a műanyagból. (BUIATTI et al., 1997)

A gyártók és kutatók keresik a környezetkímélőbb megoldásokat, így az újrahasznosított anyagból készült PET palackok bor csomagolására való alkalmasságát is vizsgálták. Itt még kedvezőtlenebb eredmények születtek az eltarthatóság, a kioldódás és az érzékszervi

tulajdonságok tekintetében. (DOMBRE et al., 2015) A PET palack további hátránya a üvegpalackhoz képest, hogy lezárásához nem használható a hagyományos parafadugó és nem teszi lehetővé a bor palackban való érlelését sem.

2.2.2. Italos kartonok

Az italos kartonokat széles körben alkalmazzák a folyékony élelmiszerek csomagolására. A fogyasztók szempontjából tartósak és nem törékenyek, jól szállíthatók, hűthetőek, csavaros kupakkal visszazárhatóak, és az általános, 1 l-es kivitel miatt 25% -kal több bort kaphat a fogyasztó, mint a hagyományos 750 ml-es palackban. Az italos kartonok könnyűek, helytakarékosak és újrahasznosíthatóak. A termék minőségi változás nélkül legfeljebb 12 hónapig tartható el benne. (WOODWARD, 2010) Összehasonlítva a PET palackkal a többrétegű kartonokat mind az eltarthatóság mind pedig a kioldódás elkerülhetősége tekintetében lényegesen kedvezőbb eredményeket mutattak. (BUIATTI et al., 1997)

A Dél-Afrikából Angliába, illetve az Egyesült Államokba 2008 óta nagyobb mennyiségben szállítanak Tetra Pak kartonba csomagolt borokat, melyeknek árát a piac is elfogadta. (GOLDSTEIN, 2008) Egy kutatás során hét, egymástól gazdaságilag és kulturálisan is nagyon különböző ország vásárlóit kérdezték meg nyolcféle csomagolás (köztük a hagyományos üvegpalack, műanyagpalack és italos karton) tekintetében. Megállapították, hogy a különböző alternatív csomagolások elfogadása döntő mértékben a felhasználók szocio-gazdasági helyzetétől, kultúrájuktól és környezet-tudatosságuktól függ.

2.2.3. Alumínium dobozok

Az alumínium költsége az utóbbi időben emelkedő tendenciát mutat, így a belőle gyártott dobozok is egyre drágábbá váltak. A gyártók számára problémát jelent a dobozok töltési költsége, mivel speciális palackozógépek szükségesek a töltéséhez és lezárásához. A „palackozáshoz” külön érkezik a doboz és a fedél. A dobozokat a töltőgép borral tölti meg, majd lezárja és azok tálcán zsugorfóliázva hagyják el a vonalat. (MARTINEZ-CARRIÓN et MEDINA-ALBALADEJO, 2010) A palackozás során nitrogént juttatnak a dobozba, amely csökkenti a palackba töltött bor oxidációs lehetőségeit, egyben megóvjaa a bor szabad kénessav szintjét. (LŐRINCZ et al., 2007). Az aludobozok viszonylag új csomagolási alternatívának számítanak, amely stílusos megjelenésűek, matt vagy fényes lakkal vannak bevonva. Hátránya, hogy a termék nem látható, eltarthatósági idő maximum 12 hónap. Egy német tanulmány szerint kedvelt kiszereelés a nők körében.

2.2.4. Bag-in-box (BIB)

A bag-in-box tulajdonképpen egy szelepes zacskó dobozban. (internet 8). A bort a nyitás után is frissen tartja, mert a csaprendszer lehetővé teszi, hogy a bort a zsákban ne érje oxigén. Gazdaságos, könnyen szállítható és jól tárolható. Jelentős növekedés tapasztalható ebben az ágazatban, egyre több neves borászat is forgalomba hozza minőségi borait is ilyen kiszerelésben. A hagyományos, palackos kiszereléshez képes, nagyságrendekkel kisebb tömegű a csomagolóanyag, ezáltal kevesebb az ebből keletkező hulladék is. A bag-in-box előnye, hogy a kinyitott bor legalább 6 hétig fogyasztható marad és nem szükséges külön eszköz a doboz kinyitásához. Előállításuk a többi csomagolóanyagéhoz képest fajlagosan olcsóbb.

Könnyebb csomagolás lévén alacsonyabb a szén-dioxid-kibocsátása, az összetevők - bár a technológia nem egyszerű -, de teljesen újrahasznosíthatók. Hátránya az üvegpalackhoz képest, hogy nem alkalmas a borok hosszútávú érlelésére.

A BIB a kényelem irányába mutató tendencia. Az általában nagyobb kiszerelési egység miatt a borkereskedelemben növeli az eladott mennyiséget, egyszerűen használható, kényelmes, általában vizuálisan vonzó és könnyen kezelhető. (MARIANI et al., 2012) (SANTINI et al., 2007).

2.3. Üveg csomagolóanyagok jellemzői

Az üveg csomagolóanyag szagtalan, kémiaiilag inert, azaz közömbös. A migrációs tesztek sokasága bizonyítja, hogy a benne tárolt élelmiszerrel nem lép kölcsönhatásba, gyakorlatilag nincs migráció, azaz kioldódás. Egészségügyi és élelmiszerhigiéniai szempontból optimális anyagnak számít az élelmiszerek- és italok tekintetében (FSA, 2002). A gázok és gőzök tekintetében áthatolhatatlan. Így módon megőrzi a termék frissességét, ízét. (BOURHIS, 2014) Az üveg merev, jó tartása van, hőszigetelése kiváló. Élelmiszerhigiéniai szempontból az üvegfelületek könnyen és jól nedvesíthetők, mosószerrel jól tisztíthatók és jól száríthatók.

Az üveg további előnye felületi textúrája. A legtöbb üveg sima felületű, de alkalmas speciális, például jégszerű hatású, vagy más díszítés (felirat, vagy címer) kialakítására öntéssel, savas kezeléssel, vagy homokfúvással. Színválasztéka széles, megjelenése esztétikus, jól dekorálható, címkézhető. Nagy tervezési potenciállal rendelkezik, ami azt jelenti, hogy számtalan, jól megkülönböztethető forma állítható elő. Ez a tulajdonsága jól használható marketing célokra, így a termék és a márka ismertségének, elismerésének erősítésére is alkalmas.

Az üveg átlátszósága biztosítja a termék láthatóságát. A színezett üvegek védik a terméket a fénytől, míg a borostyán és zöld színű palackok részleges UV védelmet is biztosítanak. Műanyagkapszulával és fém csavarzárral is jól zárható, az esetleges zárás utáni utólagos beavatkozás bizonyítható. (GRAYHURST et GIRLING, 2011)

A palackokat gyakran bevonattal látják el a felületi karcosodás csökkentésére, amely azonban a szilárdságát és töréssel szembeni ellenállást is fokozza. Így lehetővé válik palackok súlyának csökkentése is, amely kedvező az ártalmatlanítás és a szállítás szempontjából is. (ALLEN DORF, 2001)

Az üveg gyártási technológiájából adódóan jól hőkezelhető, termikusan stabil, ami meleg töltésre, valamint a benne lévő termék pasztörözésére és sterilizálására is alkalmassá teszi.

Az üveg jól tűri a mikrohullámú kezelést is. A megfelelő zárás esetén a merevségének és stabilitásának köszönhetően - főképp a műanyag palackokhoz viszonyítva - könnyen nyitható és visszazárható.

Bár az üveg törekeny anyag, az üvegpalackok mégis nagy terhelhetőséggel rendelkeznek a töltés és a szállítás tekintetében. Ugyanakkor az üveg rugalmas anyag, mivel egy adott pontig deformálódás nélkül nyeli el az energiát. Ütésállóságát javítja felületének egyenletes kialakítása a gyártás során és az azt követő feszültségmentesítés.

A megfelelően tervezett és gyártott üvegpalackok visszagyűjthetők és újrafelhasználhatók. Bár számos állítás szerint 100 %-ban újrahasznosítható, az új üveg előállításához a flint (áttetsző) üveg esetében legfeljebb 60 %, míg a borostyán és zöld üvegek tekintetében maximum 90 %-os újrahasznosítási arány fogadható el minőségromlás nélkül. (GRAYHURST et GIRLING, 2011)

Mindezek ellenére az üvegcsomagolásnak is vannak hátrányai. A könnyítéssel létrejött súlycsökkenés ellenére még mindig jelentős a palackok súlya, amelynek következtében még mindig jelentősek a szállítási költségek. További hátrányuk még a belső nyomásra és a termikus sokkra való érzékenység, valamint törekenységük és a mechanikai hatásokkal szembeni alacsony ellenállóképességük. (MARSH et BUGUSU, 2007) GIRLING (2011) megállapítása szerint a palackok átlagos súlya 1992 és 2002 között közel 50 %-ot csökkent.

Az üvegcsomagolás marketing kutatással alátámasztott előnye a jó minőséggel való azonosítás. ROCCHI (2006) azt is megállapítja, hogy a vevők hajlandók ezért akár többet is fizetni.

A borok eltarthatósága bonyolult kérdés. Ha a bor nem hibás, a tárolási idő néhány hónap, év vagy évtized is lehet, de kérdés, hogy meddig tartja meg a bor a kereskedelemben elfogadható jellegét, azaz meddig iható. Az érzékszervi minőség korai elvesztése általában a palackok hibás zárásának, a napfénynek, a magas tárolási hőmérsékletnek, környezeti

szennyezőanyagoknak vagy mikrobiális romlásnak a következményeként alakul ki. (JACKSON, 2016)

2.3.1. Az üveg és az üvegyártás története

Az üveg előállítása több évezredes múltra tekint vissza. Az üveg természetes folyamatok, vulkánkitörések, villámcsapások nyomán jött létre a természetben.

Az akkor élt emberek között formájában találhattak rá. Innen hosszú megismerési folyamaton keresztül vezetett az út a mesterséges üveg előállításáig.

Legkorábbi, hiteles dokumentumok i.e. 1470 körülre teszik az egyiptomi üvegtárgyak, elsősorban kisméretű tárolóeszközök előállítását.

Már i.e. 500-ban is alkalmaztak kisebb méretű üvegeket az épületekben az ablaküveg kezdetleges formájaként. A Római Birodalomban Augustus idején indult nagy fejlődésnek az üvegyártás. Az első üveghuták is ekkor épültek. Még Augustus idejében kezdődött meg az üvegyártás az akkori Hispániában és Galliában. A technológia innen terjedt el a Rajna vidékére is.

A rómaiak üvegyártási alapanyagait hasonlították a későbbi technológiákhoz: alapvetően kvarchomokból, natúr szódából és mészkőből állították elő üvegeiket.

Magyarországon az üvegyártásban a XII. sz. után következett be jelentős fejlődés. Az addig luxuscikknek számító üveg a kolostori hutáknak és az üvegyártó manufaktúráknak köszönhetően elérhetővé vált a polgári háztartások számára is.

Az üvegyártási technológia a XIX. században indult rohamos fejlődésnek, amikor is többféle kemencét is kifejlesztettek, és különböző célokra, más-más technológiával készült üvegek jelentek meg.

Hazánkban a tömegtermelésű üvegyártás 1920 után indult rohamos fejlődésnek, melynek eredményeként számos, nagynevű üvegyár jött létre.

Jelenleg hazánkban Orosházán működik az egyetlen jelentős üvegyárunk, amely az amerikai O/I vállalat magyarországi leányvállalata. (internet 9)

Az italpalackozók részben innen, de nagyobb mértékben importból fedezik palack szükségletüket.

2.3.2. Az üvegyártás folyamatainak áttekintése

Az üveg főként kvarchomokból, módosító és színező anyagokból áll. (2. táblázat). Az amorf kristályszerkezetű, törékeny anyag létrehozása jelentős energiaigényű folyamat. Elsősorban csomagolóanyagként és építőipari anyagként használják. A természetben történő lebomlása

emberi léptékkel nem mérhető, becslések szerint az azt érő környezeti hatásoktól függően 1, de akár 2 millió év is lehet. Az üvegekészítő nyersanyagokat nagyrészt bányákból szerzik be az üvegyárak, és hosszú szállítás után kerülnek a silókba az üvegyárak közvetlen közelében.

Az üveg gyártásához szükséges legfontosabb nyersanyagok:

üvegekészítő anyagok: kvarcok, saját ill. idegen üvegcserep

módosító anyagok: szóda, mészkő dolomit, földpát, nefelin szienit, kálium-karbonát, folypát, alumínium-oxid, cink-oxid, ólom-oxid, bárium-karbonát, bazalt, nátriumsulfát, kalcium-sulfát, gipsz, bárium-sulfát, nátrium-nitrát, kálium-nitrát, bórax, colemanit, antimon-oxid, arzén-trioxid, kohósalak.

színező anyagok: vas-oxid, vas-kromit, kobalt-oxid, szelén, cink-szelenit. (internet 10)

2.táblázat: Csomagolóüveg jellemző összetétele

Komponens	%
Szilícium-oxid (SiO ₂)	71-73
Nátrium- oxid (Na ₂ O)	12-14
Kalcium-oxid (CaO)	9-12
Magnézium-oxid (MgO)	0,2-3,5
Alumínium-oxid (Al ₂ O ₃)	1-3
Káliumoxid (K ₂ O)	0,3-1,5
Kén-trioxid (SO ₃)	0,05-0,3
Színmódosítók	nyomokban

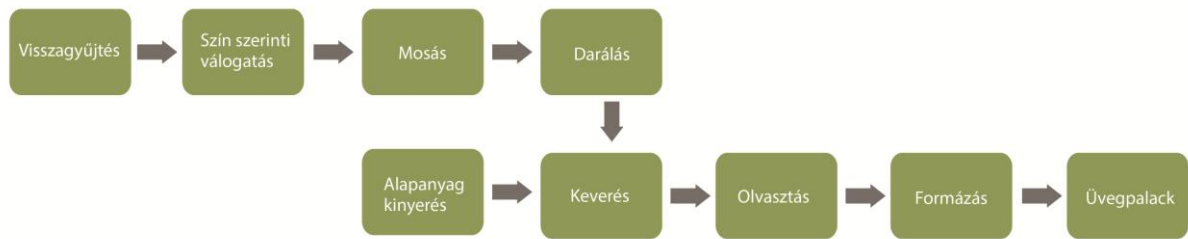
Az üvegek színét különböző elemek hozzáadásával alakítják ki. Az egyes elemek vegyértéküktől függően más és más színt eredményeznek: pl. vegyértékétől függően a króm a zöld, vagy sárga, a vas sárgásbarna, vagy kékeszöld, a kobalt kék , vagy zöld színt ad az üvegnek.

Az üvegyártás kétféleképpen valósulhat meg: tisztán nyersanyagokból kiindulva, vagy a nyersanyagok egy részének kiváltásaként üvegtörmelék, más néven cullet hozzáadásával.

Az üvegyártás főbb lépéseit a két különböző esetben az 5. és 6. ábra mutatja.



5.ábra: Az üvegyártás lépései nyersanyagokból (Saját szerkesztés)



6. ábra: Az üvegyártás lépései újrahasznosítással (Saját szerkesztés)

2.3.3. Az üvegyártás környezeti hatásai

Az üvegyártás magas energiaigénye az olvasztáshoz szükséges 1300-1500 °C körüli hőmérséklet előállításának következménye. A megolvasztáshoz használt energia az üvegyártás teljes energiaigényének, több mint a 75%-a. A tüzelőanyag előállítása, szállítása és elégetése jelentős környezeti terheléssel jár. Az energiafelhasználás és hatékonyság főként a kemence fajtájától és kialakításától függ.

Az olvasztás folyamán por és különböző gázok keletkeznek, melyeknek leválasztásáról, gondoskodni kell, környezetbe való jutását meg kell akadályozni.

Bonyolult kémiai folyamatok eredményeként üvegolvadék keletkezik vízgőz, szén-dioxid és kén-dioxid képződése kíséretében. A megolvadt üveget szulfátokkal tisztítják.

A gyártástechnológia, a kibocsátás csökkentési technikák, a választott energiatípus alapvetően meghatározza a levegőbe jutó szennyező gázok, az SO_x és NO_x mennyiségét, továbbá a gyártott üveg egy tonnájára jutó üvegházhatású gázok (ÜHG), többek között a CO₂ kibocsátást.

Kedvező azonban, hogy az üvegyártás során esetlegesen keletkező hulladék, vagy a technológiai selejt újra felhasználható. A levegőszennyezés döntő mértékben függ a kemence kialakításától és a felhasznált nyersanyagoktól. (internet 11)

Az üvegyártásban egyre nagyobb szerepet kap a hulladéküveg, vagy üvegcserep, üvegtörmelék, más néven cullet.

Az üveg elméletileg 100%-ban visszadolgozható, újrahasznosítható. A FEVE (2010) tanulmánya szerint technikailag üvegpalackok előállítására legfeljebb 95% -ban használható újrahasznosított üveg. (internet 12) Ez a környezetvédelem és az energiagazdálkodás szempontjából két jelentős előnnyel is bír. Az üvegcserep alacsonyabb hőmérsékleten, kb. 900 °C-on olvad, így kevesebb energia szükséges az olvasztáshoz, másrészt minden egyes tonna üveghulladék kb. 1,2 tonna nyersanyagot vált ki. A tanulmány megállapítja azt is, hogy a bölcsőtől bölcsőig elemzés szerint minden tonna újrahasznosított üveg 670 kg CO₂

kibocsátást takarít meg az európai átlagot tekintve. Százalékban kifejezve, a 100% -os cullet olvasztása kb. 58 %-kal csökkenti a CO₂ kibocsátást összehasonlítva azzal az esettel, amikor nem használnak culletet. LARSEN és munkatársainak 2009-es kutatása is megállapította, hogy jelentős mennyiségű széndioxid kibocsátás megspórolható üvegtörmelék felhasználásával.

A természeti erőforrások rendelkezésre állása a jövőbeni kereslet szintjétől és a feltárási, bányászati és feldolgozási technikák fejlődésétől függ. Mindazonáltal sok nyersanyag szűkössége komoly korlátozásokat vonhat maga után. Az itt vizsgált ital csomagoló rendszerek esetében az előállításukhoz felhasznált alapanyagokat gyakorlatilag kimeríthetetlennek tekintik. (CROWSON, 2011)

A homok, sokoldalú felhasználhatósága miatt jelenleg a világon a víz után a második legnagyobb mértékben kitermelt anyag. Az építőipartól a kozmetikai iparon át az üvegyártásig számos iparág használja. Az éves kitermelés megközelíti az 50 milliárd tonnát, ami napi 18 kg/fő (!) felhasználást jelent. Emiatt várhatóan globális homokválsággal kell szembenéznünk. A túlzott mértékű kitermelésnek számos negatív hatása van, ami régióként is különböző. A kinyerés fizikailag megváltoztatja a folyókat és a part menti ökoszisztémákat, befolyásolja az üledékképződést és eróziót okoz, ezen felül a homokkal sok területen illegálisan is kereskednek. (UNEP, 2019)

2.3.4. Hagyományos üvegpalackok

Az igényes fogyasztók számára a bor attraktív megjelenése közel olyan jelentőségű, mint a bor minősége. Ez az a terület, ahol a marketingnek jelentős szerepe van. A felmérések alapján a címke mint figyelemfelkeltő és információ hordozó marketing eszköz elsődleges jelentőséggel bír, de a külső megítéléshez szorosan hozzátartozik még a palack színe és formája, a dugó és a kapszula is (ROCCHI et al., 2006).

A legtöbb prémium márka csak üvegpalackot használ, mivel az hagyományos, piacképes, ideális a hosszú távú tárolásra és érlelésre. A nagynevű, híres régi borvidékek, mint a Bordeaux-i és a Burgundy, soha nem fognak más palacktípusra áttérni részben a marketing, részben pedig a hagyomány miatt.

Nemrégiben a Siegel+Gate szakemberei globális kutatást folytattak, amelyben kilenc országban több mint 2900 fogyasztót kérdeztek meg az élelmiszer- és italcsomagolásra vonatkozóan. Kutatásukban megállapították, hogy a válaszadók 93,5%-a a borok üvegbe történő csomagolását részesíti előnyben a tisztaság, a biztonság, a minőség, a változatosság és az újrahasznosíthatóság alapján.

Néhány gyártó úgy érzi, hogy prémium kategóriájú borainak kedvező megítélése érdekében nincs más választása, mint a nehéz, hagyományos üvegcsomagolás használata még akkor is, ha ez költségesebb, mint más megoldások. (WOODWARD, 2010).

2.3.5. Könnyített üvegpalackok

A folyékony élelmiszerek csomagolásában a 2000-es évek óta egyre inkább előtérbe került a műanyag csomagolás az üveghez képest, azonban a sör, a bor és a szeszesitalokcsomagolásában üvegpalack megtartotta vezető pozícióját. A környezeti hatások mérséklésére a palackok tömegének csökkentése jelentette a megoldást, természetesen megtartva emellett a megfelelő mechanikai szilárdságot. A könnyített palackok homogénebb falvastagságúak és ütésállóságuk is jobb a hagyományosokhoz képest. (JAIME et al., 2002) A falvastagság csökkentésével és egyenletesebbé tételével egy 750 ml-es palack súlya a korábbi 480-460 grammról indulva akár 330 grammra is csökkenhetett. (TIEFBRUNNER, 2010)

Tanulmányok igazolják, hogy a könnyített üvegpalackok használata drasztikusan csökkenti a bortermelés szénlábnyomát. (BUTLER, 2019) Európa legnagyobb üveggyártójának, a Saint Gobain által gyártott Ecova palackjának súlya több mint 90 grammal kisebb, mint egy hagyományos üvegé, mindemellett újrahasznosított üvegből készül. (internet 13) Az amerikai Constellation Europe nevű piacvezető italgyártó vállalat borainál 12%-kal csökkentette a Stowells és az Echo Falls típusú palackok eredeti 495 g-os súlyát. 55 millió darab értékesítésével évente több mint 3000 t üveg és több mint 2000 t CO₂-kibocsátás megtakarítását érte el. (internet 14)

A könnyített palackkal kapcsolatosan a fogyasztói elfogadás még nem teljes mértékű. A könnyebb palackhoz gyakran társul a kevésbé jó minőség érzete. (BARBER, 2010) (PIQUERAS-FISZMAN et SPENCE, 2012)

2.3.6. Újrahasznosított üvegből készült palackok

Általában a legtöbb termék újrahasznosítási folyamata kevesebb anyagot és energiát igényel mint az új termék előállítás. Ebben az esetben az új üvegpalack gyártásához culetet adnak. Az energiamegtakarítás számottevő, mivel a törmelék alacsonyabb hőfokon olvad és az így előállított palack minőségileg is kifogástalan.

VELLINI és SAVIOLI (2009) vizsgálata szerint a PET palack néhány tekintetben kedvezőbb környezeti hatását, csak 80 % feletti üvegtörmelék hasznosítási arány képes ellensúlyozni.

MEYLAN et al. (2014) kutatása szerint azonban a hulladéklerakókból és más gyűjtési módokból származó palackok összegyűjtése és feldolgozása az új üveg gyártásához képest költségesebb, elsősorban a szállítási távolságok miatt.

Az újrahasznosított és újra használatba vett üvegpalackok előnye, hogy kisebb mértékű az üvegházhatást okozó gázok kibocsátása, alacsonyabb a szén-dioxid-kibocsátás a töltés és a szállítás során. A hagyományos üvegpalackhoz hasonló vizuális és tapintási élményt ad. Alkalmasak a hagyományos parafadugós zárásra. Fogyasztói döntésnél: „Zöldebb tudat”-ként jelenik meg. (FLINT et al., 2016) Hátrányuk, hogy a hagyományos üveghez hasonlóan törékenyek és sérüléseket okozhatnak.

Meg kell még jegyeznünk, hogy a csomagolási műveletek során számos olyan kiegészítő elemet (dugó, kapszula, csavarzár, stb.) használnak, amelyek szintén növelik a csomagolóanyag mennyiségét, így a potenciális csomagolási hulladék mennyiségét is.

Ezek vizsgálata nem képezi jelen tanulmány részét.

2.3.7. FEVE az üveggyártás szolgálatában

A FEVE, az Üvegcsomagolóanyag- és Síküveggyártók Európai Szövetsége, amelyet 1977-ben Brüsszelben alapítottak. Nemzetközi nonprofit egyesület, amely jelenleg 70 vállalatot foglal magába, 160 gyártóüzemmel. Az egyesület tagjai körülbelül 20 független vállalati csoporthoz tartoznak az Európai Unió 22 országában, valamint Svájcban és Törökországban. A tagok együttesen évente több mint 20 millió tonna üveget gyártanak.

A FEVE tagjai és tagvállalatai érdekeltek abban, hogy a környezetvédelmi szempontból aktuális és megbízható tudományos információkkal szolgáljanak a csomagoló- és síküvegekről partnereiknek, kormányzati és nem kormányzati szervezeteknek és az életciklus-értékeléssel foglalkozó szakembereknek egyaránt. A szervezet fontosnak tartja az üveggyártás környezeti fenntarthatósági teljesítményének folyamatos javítását. Információit rendszeresen megosztja a nyilvánossággal. (internet 15)

A szövetség 2009-ben tette közzé első európai konténerüveg LCA-ját. (BETTENS et BAGARD, 2016)

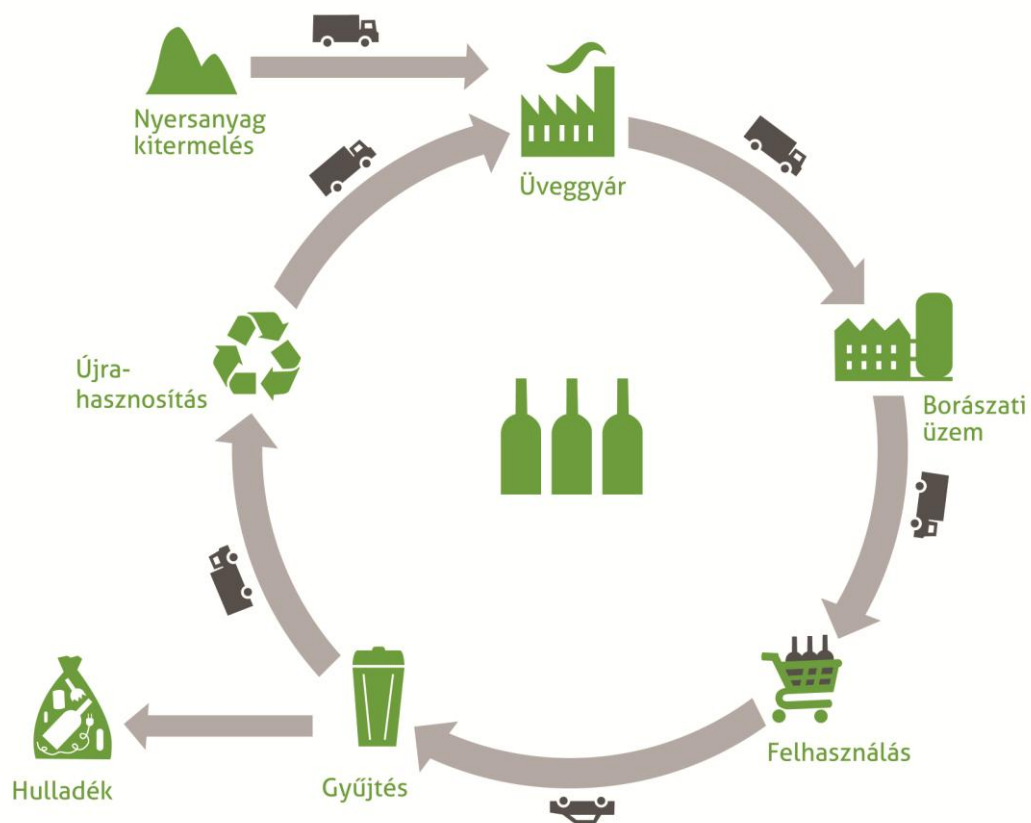
2.4. Az életciklus-értékelés

2.4.1. Az életciklus-értékelés fogalma

Az életciklus-értékelés a vizsgálat folyamán összegyűjti a folyamathoz szükséges anyagok, az energia és a hulladékok áramait, amelyekből számszerűsíti a termék környezetre gyakorolt tényleges, vagy potenciális hatásait.

A módszer segítségével összevethetjük különböző technológiai folyamatok, termékek gyártásának, vagy szolgáltatások nyújtásának alternatíváit a környezetszennyezésre és a gazdasági szempontokra fókuszálva így például egy termék csomagolásának lehetséges alternatíváit is.

A 7. ábra a termék teljes életciklusát mutatja.



7.ábra. A termék teljes életciklusa (Forrás: saját szerkesztés)

A 7.ábra a termék teljes életciklusát mutatja a nyersanyagok kitermelésétől a feldolgozáson, felhasználáson át a hulladékká válásig, vagy kedvezőbb esetben az újrahasznosításig.

2.4.2. Az életciklus-értékelés története

Az életciklus fogalomként való első említése az 1930-ban Eugene L. Grant által írott Gazdaság c. könyvében történik. 1934-ben SCHUMPETER is leírja a fogalmat az innovációval és a termék életével kapcsolatosan. 1933-ban megjelenik az életciklus-értékelésnek tekintett első hivatkozás az Egyesült Államok kormányának traktorok beszerzésével kapcsolatban.

Az 1960-as évek végén az Egyesült Államokban publikálják az első, energiaelemzésre, energiaigény és a hulladék számítására vonatkozó életciklus-értékelést.

A nyersanyagok és az energiaforrások korlátozott és egyre fogyóban lévő készletei miatt megjelenő első aggodalmak is arra sarkallják a szakembereket, hogy újabb és újabb energiatakarékossági lehetőségeket találjanak. Az egyik ilyen jellegű kiadványban Harold Smith egy 1963-as világkonferencián a kémiai intermedierek és termékek előállítására vonatkozó összesített energiaigény számításait ismertette.

Az 1970-es években bekövetkező energiaár-robbanás hatására egyre több olyan tanulmány keletkezik, amely a kevesebb energiát igénylő technológiai megoldásokat keresi főként a vegyiparban, illetve az alternatív energiaforrások alkalmazásának (napelem, alkohol, stb.) gazdaságosságát vizsgálja.

A csomagolóanyagokkal kapcsolatos vizsgálatokban az első valódi életciklus-értékelésnek tekinthető elemzés az amerikai Coca Cola Company számára az 1969-ben a Midwest Research Institute által készített jelentés volt.

Ez mérföldkő volt mind az életciklus-értékelés történetében, mind pedig a csomagoló anyagok vizsgálata tekintetében. A Coca-Cola szponzorálásával több különböző italkonténer életciklus-értékelése valósult meg, melynek célja a legkevésbé környezetterhelő italcsomagoló egység kiválasztása volt. A koncepció REPA- Resource and Environmental Profile Analysis (REPA) néven vált ismertté, amelyet a mai napig is használnak.

A megkérdezett Coca-Cola palackozók mintegy 80%-ának volt ekkor betétdíjas rendszere, és az adott időszakban végzett vizsgálatok azt mutatták, hogy a palackok tucatnyi utat tettek meg oda-vissza a fogyasztó és a forgalmazó között. A cég a különböző típusú egyutas csomagolásokat hasonlította össze a visszaváltható üvegpalackokkal energiafelhasználás, hulladéktermelés, vízszennyezés és légszennyezés tekintetében. Ez egy jól működő újrafelhasználási rendszer volt, amely valóban visszanyerte a természeti erőforrásokat. Ezen vizsgálatok legnagyobb támogatója a magántőke volt. (internet 16)

Eközben Európában hasonló leltári megközelítést fejlesztettek ki, amely később „Ecobalance” néven vált ismertté. 1979-ben, az Egyesült Királyságban BOUSTEAD kiszámította az üveg, a műanyag, az acél és az alumínium konténer gyártásához használt összes energiát.

A módszert részleges LCA-ként ismerték el, melyet 1970-ben kiterjesztettek csomagolóanyagok környezeti hatásainak elemzésére. Az ok a már említett energia árröbbség volt. (FAVA et al., 1991)

MEADOWS et al.(1972) a „Növekedési korlátok”, valamint GOLDSMITH et al. (1972) „A Blueprint for Survival” c. munkáikban a világ gyors ütemben növekvő népességének és véges készletű nyersanyagokra vonatkozó előrejelzéseket tettek közé. Ezt követően tucatnyi tanulmány készült az alternatív energiaforrások, valamint a környezeti változások hatásainak becslésére.

A módszer elterjedését elősegítették azok a '80-as évek közepén felmerülő viták is, amelyek a csomagolási hulladék elhelyezése körül keletkeztek.

A nagy áttörést az 1979-ben megalakult a Környezeti Toxikológiai és Kémiai Társaság (SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry) jelentette, amely nonprofit szakmai szervezetként segítette a multidiszciplináris megközelítések alkalmazását a környezeti kérdések tanulmányozásában.

1979-ben BOUSTED és HANCOCK közzétette Ipari Energiaelemzés c. kézikönyvét. Az 1980-as évek végére az életciklus-értékelés a környezeti kockázatok jobb megértésének fontos eszközévé vált.

1989-ben jelent meg a jelenleg legelterjedtebben alkalmazott GaBi Szoftver, amely jelentős fejlődésen ment keresztül és ma már piacvezető az életciklus-értékelési eszközök és adatbázisok területén. (internet 17)

A 60-as évektől megjelenő életciklus-értékelések különböző módszerekkel készültek, és elnevezésük sem volt egységes. Németország, Svájc, Ausztria és Japán területén öko-ballansznak hívták, az USA-ban pedig „Az erőforrások és a környezetprofil elemzése”-ként volt ismeretes. Így nagy előrelépés volt az 1990-es évek végén az ISO 14040 szabvány megjelenése, melyet a SETAC által kiadott, az életciklus-értékelés és hatásvizsgálat keretrendszeréről szóló átfogó Európai LCA Útmutató c. tanulmánya alapozott meg. Az új szabvány megjelenése nagymértékben elősegítette a módszer elfogadását és elterjedését.

Még ebben az évben a Nemzetközi Szabványügyi Szervezet (ISO) megkezdte a szabványok kidolgozását az LCA kutatásainak koordinálására, amelyben kiemelkedő szerepe volt UDO de HAES-nek. (KLÖPFFER, 1997)

Az 1992-es Rioi Konferencián már az életciklus-értékelésről mint széles körben alkalmazható környezetgazdálkodást segítő módszerről beszéltek. (GUINÉE, 2011)

A 90-es évek közepétől megnőtt az érdeklődés a módszer iránt és egyre több kutató végzett élelciklus-értékeléssel kapcsolatos kutatást. Ma már több tízezer publikációt találunk különböző szakirodalmakban szerte a világon. (TÓTHNÉ-SZITA, 2008)

2012-ben az Európai Bizottság Közös Kutatóközpontjának Környezetvédelmi és Fenntarthatósági Intézete kiadta az Európai Élelciklus nyomonkövetés részeként a Nemzetközi Élelciklus Adatrendszer kézikönyvét, és meghatározta az ISO 14040 és 14044 szabványok szélesebb körű további rendelkezéseit.

Az élelciklus-értékelés módszertani fejlesztése ma is folyik, amelyben vezető szerepet tölt be a SETAC. Jelenleg is több munkacsoportban folyik a módszer folyamatos tökéletesítése.

2.4.3. Az élelciklus-értékelés az EU-ban

Az EU környezetpolitikáját a viszonylag fiatal politikák közé soroljuk, ugyanis 1957-ben a Római Szerződésben rögzítettek alapján az Európai Közösség még nem rendelkezett saját környezetpolitikával. Az Alapszerződés célja elsődlegesen a gazdasági integráció létrehozása volt, a környezetvédelem ekkor még nem vált alapkérdéssé. Az első környezetvédelmi témájú európai közös jogszabály 1967-ben látott napvilágot. Ezután majd csak 1992-ben az Európai Uniót létrehozó Maastrichti Szerződés jelentett újabb mérföldkövet a fenntartható fejlődés tekintetében. A közvetlenül a Rio-i Föld csúcs után aláírt Maastrichti Szerződés úgy módosította a Római Szerződést, hogy az a Közösség céljai közé emelte a „környezetet respektáló fenntartható fejlődést”.(BÁNDI, 2004)

Számos kutatócsoport munkáját és az OECD ajánlásait figyelembe véve az EU IPP (European Union Integrated Product Policy - Európai Integrált Termékpolitika) szorgalmazza az élelciklus-értékelés, mint támogató eszköz alkalmazását a termékek és szolgáltatások környezetvédelmi teljesítményének javítása, valamint az ökológiai tervezés érdekében.

„Az IPP hivatalosan elsőként vezette be az európai politikákba az élelciklus-szemléletet, az élelciklusban való gondolkodást (Life Cycle Thinking, LCT). Az LCT célja az áruk és a szolgáltatások tekintetében olyan lehetséges fejlesztések kidolgozása, amelyek kisebb mértékű környezeti következményekkel és csökkentett forrásfelhasználással járnak az adott termék vagy szolgáltatás élelciklusának minden fázisában (nyersanyag/ellátási lánc/termékhasználat/élelciklus vége: az ártalmatlanítás hatásai, az újrafelhasználás vagy az újrafeldolgozás lehetőségei).” (internet 18) Ide sorolták környezetbarát terméktervezést, az ökocímkeztést, a zöld közbeszerzést és az ökoinnovációt is.

„Az EP emellett határozottan támogatta az irányelv hatályának kiterjesztését az energiával kapcsolatos termékekre is.” (internet 18)

Új LCA tanulmányok Európában az 1990-es évektől egyre nagyobb számban jelentek meg Hollandiában, Svájcban, Dániában, Finnországban, Svédországban és Németországban. (TÓTHNÉ-SZITA, 2008)

2.4.4. Az életciklus-értékelés Magyarországon

Hazánkban az első ilyen irányú tanulmányok 1996-tól kezdve láttak napvilágot. Az első vizsgálatokat a Veszprémi Egyetemen Tamaska László és munkatársai végezték. Az ország másik nagy egyetemén, a Miskolci Egyetemen is kutatócsoport szerveződött Tóthné Szita Klára vezetésével. A téma jelentőségét felismerve számos elemzés készült a csomagolóanyagok összehasonlításán keresztül az energiatermelés környezeti hatásvizsgálatáig. 2008-ban jelent meg Tóthné Szita Klára tollából az „Életciklus elemzés az elméleti alapoktól a gyakorlatig” címmel, amely hiánypótló mű ezen a tudományterületen.

Emellett megalakult az Életciklus-elemzők Szakmai Egyesülete, mely elérhető az interneten www.lcacenter.hu (internet 19) néven. Megkezdődött a szakmai konferenciák szervezése, amely már tizennégy alkalommal adott lehetőséget az e területen elért kutatási eredmények és tapasztalatok bemutatására. 2009-ben megjelentették az ECO-MATRIX c. folyóirat első számát is.

Mára egyre több egyetemünkön fakultatív kurzusként hallgatható tantárggyá vált az életciklus-értékelés.

2.4.5. Az életciklus-értékelés felhasználási területei

Az életciklus-értékelés fontosságát ma már senki sem vitatja. Az LCA-t a nemzetgazdaság számos ágazatában használják világszerte, így a legkülönbözőbb iparágakban születtek tanulmányok. A 3. táblázat a tanulmányozott területek széles körét mutatja be, néhány kiragadott példával alátámasztva.

3.táblázat: Az életciklus-értékelés széleskörű felhasználása néhány példával

Hulladékgazdálkodás, hulladék-kezelés	CHERUBINI et al., 2009
	HONG et al., 2010
	BANAR et al., 2010
	LAURENT et al., 2014
	SEVIGNÉ-ITOIZ et al., 2015
	LENCSES és KOVÁCS., 2017
Energiaszektor, energetika	SZITA-TÓTH et al., 2004
	ZAKERI et al., 2015
	VARUN et al., 2009
	CHERUBINI et al., 2009
	FRUERGAARD et al., 2010
	TONINI et ASTRUP., 2012
	CABEZA et al., 2014
	VÁZQUEZ-ROWE et al., 2014
	FAZEKAS és KOVÁCS, 2015
Fenntartható agrár-élelmiszeripari ágazat	MEIER et al., 2015
	NOTARNICOLA et al., 2017
Különböző élelmiszertermékek	
- bor	Notarnicola et al., 2003
	MENESES, 2012
	RINALDI et al., 2016
	STEENWERTH et al., 2015
	BONAMENTE et al., 2015
- paradicsom	DEL BORGHI et al., 2016
- tej és tejtermékek	THOMA et al., 201
	BORDÁS, 2017
- tojás	KRUPPA, 2018
- konzervált étikagyló	IRIBARREN et al., 2010
- növényolajgyártás	NUCCI, 2014
Csomagolások	DAY 1981
	MADIVAL et al., 2009
	HISCHIER et al., 2005
	PASQUALINO et al., 2008
	MOURAD et al., 2008
	MÉRÓNÉ-NÓTÁS, PÁLFI, 2019
Költségközpontú életcikluselemzés	KORPI, 2008
Ökológiai terméktervezés	BREZET et al, 1999
	BHANDER et al, 2003
	FARGNOLI et KIMURA, 2006
	LJUNGBERG, 2007
	GAZULLA et al, 2010
	RIO et al, 2011
	CHIU et CHU, 2012
	MESTRE et VOGTLANDER, 2013
	ROSSI et al., 2008
Tisztább termelés	KORONEOS et al., 2005
	YILMAZ et al., 2015
	ZHANG et al., 2016
Különböző üzemanyagok	ASDRUBALI et al., 2015
Napelemek	TRAVERSO et al., 2012
Különböző régiókra:Kína	SONG et al., 2015
Környezeti címkézés	ALVES et EDWARDS, 2008
	GADEMA et OGLETHORPE, 2011

A csomagolás, amelynek különösen fontos szerepe van az élelmiszertermelésben, az egyik legintenzívebben tanulmányozott terület az életciklus-értékelés területén. (HISCHIER et al. 2005; PASQUALINO et al., 2011; MOURAD et al. 2008). A tanulmányok többsége azonban a leltárra összpontosít, kevés teljes körű hatásvizsgálati elemzéssel vagy kiterjedt bizonytalansági elemzéssel lehet találkozni. Az életút végének kutatására szolgáló rendszerbővítés sem alkalmazható sok tanulmány esetében (GENTIL et al., 2012).

Az LCA a következő területeken nyújthat segítséget:

- a termékek életciklusának különböző pontjain a lehetőségek feltárása a környezetre gyakorolt hatásuk javításának érdekében,
- az ipari, kormányzati és nem kormányzati szervezetek döntéshozóinak információkkal való támogatása (stratégiai tervezés, prioritás meghatározása, terméktervezés és folyamatszervezés)
- a környezeti teljesítmény releváns mutatóinak és mérési technikáinak kiválasztása, valamint
- marketing területén (például ökocímkézési rendszer, környezetvédelmi kérelem, környezetvédelmi terméknyilatkozat).(internet 20)

A téma előtérbe kerülésének, gazdasági és társadalmi fontosságának köszönhetően a szakirodalom egyre több életciklus-értékeléssel és egyre több vizsgált területtel gazdagodik. A széleskörű felhasználhatóságot mi sem bizonyítja jobban, mint a megjelent publikációk kutatási területeinek sokfélesége.

2.5. Az ISO 14040 szabványcsalád

Az ISO 14040 szabvány első verziója 1997-ben lépett életbe, majd a számos kritikai megfogalmazás kapcsán átdolgozták és a 2006-ban módosított verzió a máig is érvényben van. (PRYSHLAVSKY et SEARCY, 2013) A munka azonban itt nem ért véget, folyamatosan születnek újabb kritikák és javaslatok a szabvány jövőbeli továbbfejlesztésével kapcsolatban. (KLÖPPFER, 1997, 2003)

A szabványcsalád tagjait a 4. táblázat mutatja be.

4.táblázat: Az ISO 14040 szabványcsalád érvényben lévő tagjai

MSZ EN ISO 14040:2006	Környezetközpontú irányítás. Életciklus-értékelés. Alapelvek és keretek
MSZ EN ISO 14044:2006/A1:2018	Környezetközpontú irányítás. Életciklus-értékelés. Követelmények és útmutatók
MSZ EN ISO 14045:2012	Környezetközpontú irányítás. Termékrendszerek ökológiai hatékonyságának értékelése. Alapelvek, követelmények és útmutató
MSZ EN ISO 14046:2016	Környezetközpontú irányítás. Vízlábnyom. Alapelvek, követelmények és irányelvek
ISO/WD 14047:2012	Környezetgazdálkodás - Életciklus-értékelés - Szemléltető példák az ISO 14044 alkalmazásához a hatásvizsgálati helyzetekben
ISO/TS 14048:2002 Felülvizsgálat alatt	Környezetgazdálkodás - Életciklus-értékelés - Adatok dokumentációs formátuma
ISO/TR 14049:2012	Környezetgazdálkodás - Életciklus-értékelés - Szemléltető példák az ISO 14044 alkalmazására a cél- és hatókör-meghatározáshoz és a leltár-elemzéshez

2.5.1. Az életciklus-értékelés szakaszai az ISO 14040:2006 szabvány szerint

Az ISO 14040: 2006 szabvány csak az elemzések keretét és elveit adja meg, de konkrétan nem írja le az egyes fázisokban alkalmazható speciális módszereket vagy technikákat.

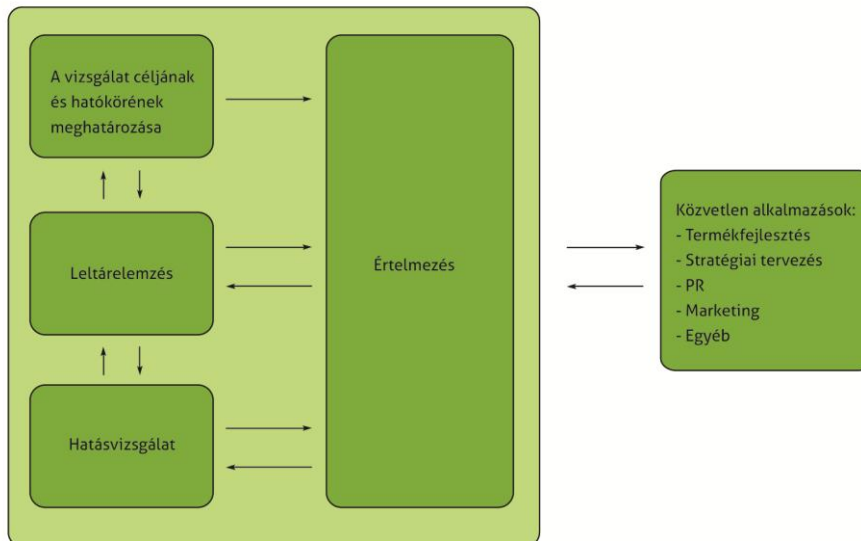
A szabvány 1. pontjában meghatározza az elemzés keretét, amely az alábbi fázisokból áll:

- a. az LCA és céljának és hatókörének meghatározása,
- b. az életciklus leltár elemzés fázisa
- c. az életciklus hatásvizsgálat fázisa,
- d. életciklus értelmezési fázisa
- e. életciklus tanulmány elkészítése és kritikai értékelése,
- f. az életciklus korlátai,
- g. az életciklus fázisok közötti kapcsolatok
- h. az értékválasztás és az opcionális elemek használatának feltételei

A nemzetközi szabvány az életciklus-értékelés (LCA) és az életciklus-leltár (LCI) típusú elemzésekre vonatkozik.

Az LCA készítésének négy szakaszát különböztetjük meg (9. ábra):

- a vizsgálat céljának és hatókörének meghatározása
- leltárelemzés
- hatásvizsgálat
- értelmezés.



8.ábra: Az életciklus-értékelés szakaszai (Forrás:ISO 14040:2006)

A szabvány 3. pontja a használt fogalmak értelmezését tartalmazza. (Lásd M2.)

2.5.2. Az életciklus-értékelés céljának és hatókörének meghatározása

2.5.2.1 A cél és a hatásterület meghatározása

Az életciklus-értékelés egyik legfontosabb lépése az elemzés céljának meghatározása és a rendszer határainak meghúzása. A cél és a hatásterület meghatározásánál azt fogalmazzuk meg, hogy mi a motivációja, oka az életciklus elemzés elkészítésének. A kitűzött céltól függ például az elemzés mélysége, módszere. Alapvető követelmény a cél pontos, egzakt meghatározása, amely függ attól, hogy kinek és milyen célból készítjük, nyilvánosan hozzáférhető lesz-e, esetleg összehasonlítási céllal készül-e. Néhány példát említve: a cél lehet különböző csomagolási alternatívák összevetése, energiamegtakarítás lehetőségeinek számbavétele, vagy környezeti címke használatának elnyerése. (TÓTHNÉ-SZITA, 2008)

2.5.2.2 Funkció, funkcionális egység, és a referencia áram meghatározása

A funkció meghatározása

Egy rendszernek akár többféle funkciója is lehet. Ennek kiválasztása a tanulmány céljától függ. (BAKOSNÉ BÖRÖCZ, 2016) Ha például különböző italcsomagolásokat hasonlítunk össze – bár a forma, a kiserelés, a csomagolás anyaga lehet különböző – a funkciójuk azonos. A csomagolás elsődleges célja az áru védelme, így feltételezhető, hogy egy életciklus-értékelés esetében a vizsgált italkartonok, alumínium dobozok és a PET-palackok hasonló funkciójúak. Ez biztosítja az összehasonlítás alapját. (KLÖPPFER et GRAHL, 2014)

A funkcionális egység : A termékrendszerben meghatározott mennyiség, amelyet referenciaegységként alkalmaznak. A funkcionális egység meghatározása legyen egyértelműen megfogalmazott, mérhető, a termék funkciójához igazított. (TÓTHNÉ-SZITA, 2008)

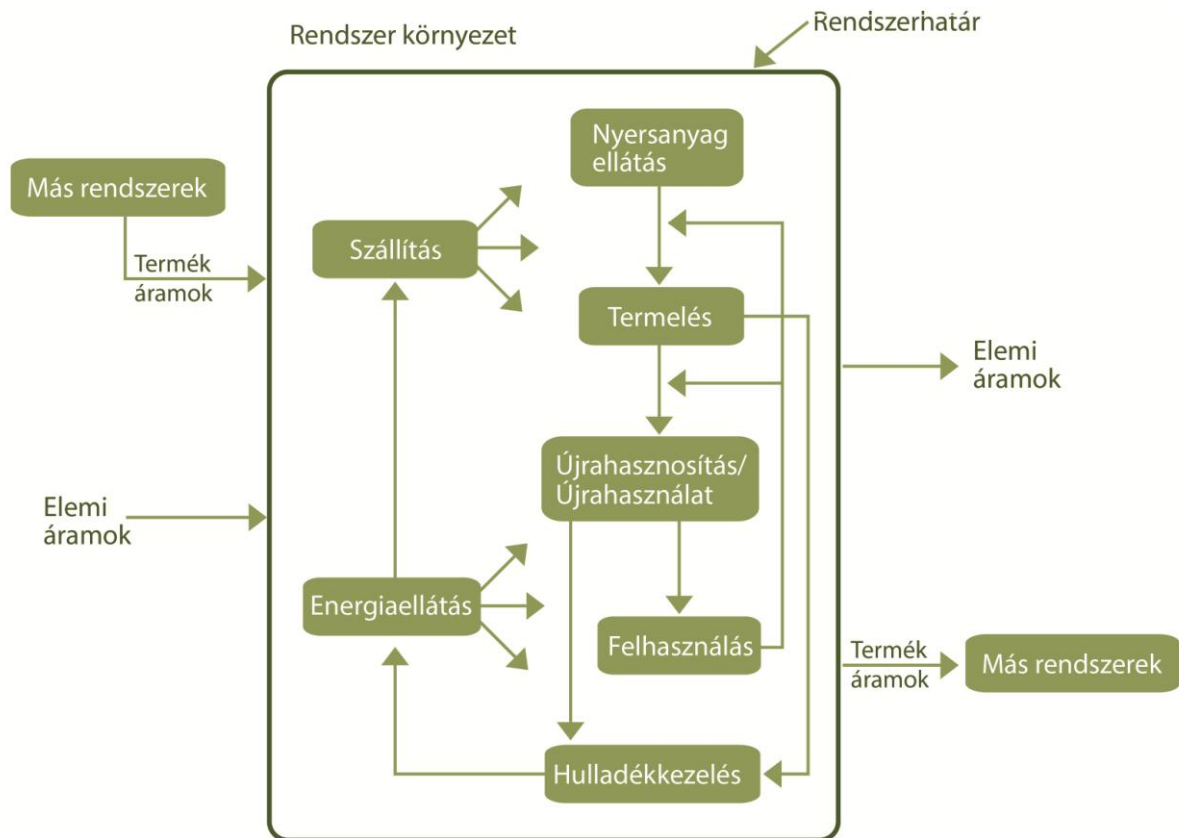
Referencia áram alatt az adott termékrendszer folyamataiból származó kimenetek mértéke, amely a funkcionális egység által meghatározott funkció betöltéséhez szükséges. (internet 20)

2.5.2.3 Rendszerhatárok meghatározása

A rendszerhatárok meghatározása az LCA egyik legfontosabb lépése. A rendszer határai szabják meg azokat az egységeket, folyamatokat, amelyet az adott termékrendszer vizsgálatakor figyelembe kell venni, vagy ki kell zárni. Ezt alapvetően az összegyűjtött adatok határozzák meg.

Célszerű olyan folyamatára elkészítése, amelyen kijelöljük a rendszerhatárokat, valamint a bemeneti és kimeneti áramokat. Minden olyan művelet, mely hozzájárul a termék életciklusához, az a rendszer határain belül esik. A rendszerhatárok kialakításánál figyelembe kell vennünk esetleges adatok hiányát, vagy azon adatok elhanyagolhatóságát, melyek csekély mértékűek a többi adathoz képest. (KLÖPPFER et GRAHL, 2014)

Az ISO 14040 szabvány leírja és ábrával is szemlélteti a termékrendszerek, azon belül is egy folyamat kialakítására vonatkozó ajánlását. (ISO 14040 MSZ EN, 2006) (10. ábra)



9.ábra: Példa a termékrendszer kialakítására (ISO 14040:2006 alapján saját szerkesztés)

2.5.2.4 Adatminőségre vonatkozó követelmények

Az életciklus-értékelés ezen részében kell meghatározni, milyen adatokkal dolgozunk és melyek azok, amelyeket elhanyagolhatunk, vagy becsülhetünk, feltételezhetünk.

A lehetőleg mérési eredményekből vagy tapasztalati úton megállapított adatokat az elemzés céljának megfelelően kell összegyűjteni, csoportosítani.

Megbízható adatok hiányában statisztikai adatokból számításokkal szintén képezhetünk adatokat. Szoftveres alkalmazásokban is gyakran állnak rendelkezésre megfelelő adatsorok.

Mindazonáltal az LCI adatok hozzáférhetősége még mindig komoly probléma. A nem megfelelő adatminőség növeli az elemzés bizonytalanságát és téves következtetésekre vezethet. (WEIDEMA et al., 1996).

2.5.3. Életciklus leltárelemzés, leltárkészítés (Life cycle inventory, LCI)

Az életciklus leltárelemzés számszerűsíti az adott termékrendszer egész életére, vagy annak egy szakaszára vonatkozó input és output anyag- és energiaáramokat. A leltárkészítéshez szükséges időt leginkább az adatgyűjtéshez szükséges idő befolyásolja. Ebben segítségünkre

lehetnek a szoftverek adatbázisai. Az adatoknak tartalmaznia kell az összes bemenetet és kimenetet a folyamatok során. A bemenetek: a nyersanyagok, a víz, az energiák, míg a kimenetek a termék, a hulladék, és a szennyvíz. (MSZ EN ISO 14040: 2006).

2.5.4. Életciklus hatásértékelés (Life cycle impact assessment, LCIA)

Az életciklus hatásértékelés célja, hogy megértsük és elemezzük a környezeti hatásokat, melyeket a leltárelemzésből kapott adatokból számoltunk. A leltár eredményeit különböző hatáskategóriákhoz rendeljük hozzá a várható környezeti hatás alapján.

Az ISO 14040 szabvány ajánlása szerint a következő lépések elvégzése szükséges:

- a hatáskategóriák, hatáskategória indikátorok kiválasztása;
- a leltáradatok hatáskategóriák szerinti osztályozása;
- a hatáskategória indikátor eredményének kiszámítása.

Opcionálisan alkalmazható még a *normalizáció*, amely a hatáskategória indikátor eredményeket viszonyítja egy referencia értékhez, és a *súlyozás*, döntés arról, mely környezeti hatások súlyát tartjuk fontosnak, az eredmények egymáshoz való viszonyítása, valamint az eredmények minőségi értékelése.

2.5.5. Hatáselemző módszerek és hatáskategóriák

A környezeti hatások főként az emberi tevékenységhez köthető kibocsátások, emissziók, a hatáskategóriák pedig a környezeti problémaköröket képviselő osztályok, amelyekhez az input és output adatok hozzárendelhetők. A hatáskategóriák közös jellemzője, hogy kisebb vagy nagyobb mértékben, de mind hozzájárulnak a környezetterhelés globális problémáihoz. Minden egyes hatáskategóriára az adott hatáselemző módszer szerzői meghatároztak egy referencia egységet. Pl. 1 kg CO₂ globális felmelegedésre gyakorolt hatása 1, de például a metán emissziók globális felmelegedéshez való hozzájárulását kg CO₂ egyenértékben kifejezett érték adja meg.

2.5.5.1 Hatáselemző módszerek

A hatáselemző módszerek sokasága áll rendelkezésre az értékelés elvégzéséhez.

Ezek közül a legelterjedtebbek a CML, ILCD, ReCiPe, Ecoindicator99 és az EF.

CML

A CML volt az első, átfogó életciklus-értékelő módszer. 1990-ben fejlesztették ki a Leideni

Egyetem Környezetvédelmi Központjában (CML), nevét is innen kapta, és a mid-point módszerek csoportjába tartozik. Számos szoftverben megtalálható.

A vizsgált hatáskategóriák között szerepel az erőforrás- és nyersanyagkimerülés, klímaváltozás, ózonréteg károsodás, toxicitás (humán-, öko- v. szárazföldi és vízi-), fotokémiai ózonnépződés, savasodás, tápanyagdúsulás, hulladék hő, szag és zaj (HEIJUNGS et al., 1992). A módszert 2001-ben GOEDKOOOP és munkatársai továbbfejlesztették (GOEDKOOOP et al., 2004). Napjainkban a CML 2001 módszert a legtöbb elérhető, életciklus-értékelő program része.

ILCD

Alapvetően a környezeti terhelésből eredő egészségkárosodási hatásokra összpontosító módszer. A hatáskategóriákban az emberi egészségre gyakorolt hatásokra, az éghajlatváltozásra, az erőforrások és az ökoszisztéma változására ad számszerűsített értékeket. Folyamatosan törekszenek a fejlesztésére. A legújabb javaslatok a PEF-hez kapcsolódóan arra mutatnak, hogy célszerű lenne olyan kategóriákkal kibővíteni mint a földhasználat, vagy az erőforrások kimerülése. (internet 21)

ReCiPe

A ReCiPe újabb, 2016-os változatai között endpoint és midpoint hatásvizsgálati módszereket is találunk. A vizsgált hatáskategóriák választéka széles, ezzel jól igazítható a vizsgálat tárgyához és céljához. Szintén alapvető része a legtöbb életciklus-értékelő szoftvernek.

Ecoindicator99

Az Ecoindicator99 szintén egy károrientált hatásvizsgálati módszer. (GOEDKOOOP et SPRIENSMA, 2000) A különböző környezeti hatások egészségre, ökoszisztémára, valamint az erőforrások felhasználásnak egészségre gyakorolt hatásait vizsgálja.

Environmental Footprint (Mid-point)

Az életciklus-értékelés hatáselemzéséhez dolgozatomban az „Environmental Footprint (Mid-point)” hatáselemző módszert választottam. Az openLCA szoftver gyártója az openLCA-ban található EF secondary adatbázishoz ezen módszert ajánlja olyannyira, hogy az említett adatbázis ezt az egy módszert tartalmazza.

Az életciklus-értékelés különböző módszerei különböző számú és környezeti hatással bíró hatáskategóriát vizsgálnak. Az elemzés során figyelembe vett hatáskategóriák kijelölése általában szubjektív, korábbi vizsgálatok, szakirodalmi adatok segíthetik a választást.

2.5.5.2 Hatáskategóriák

Az alábbiakban az Environmental Footprint (Mid-point) hatáselemző módszer hatáskategóriáit tekintem át. (5. táblázat)

5.táblázat Az Environmental Footprint (Mid-point) hatásértékelő módszer hatáskategóriái

Hatáskategóriák megnevezése az EF-ben	Mértékegység
Acidification	mol H ⁺ eq
Climate change	kg CO ₂ eq
Climate change-Biogenic	kg CO ₂ eq
Climate change-Fossil	kg CO ₂ eq
Climate change-Land use and land use change	kg CO ₂ eq
Ecotoxicity, freshwater	CTUe
Eutrophication marine	kg P eq
Eutrophication, freshwater	kg N eq
Eutrophication, terrestrial	mol N eq
Human toxicity, cancer	CTUh
Human toxicity, non-cancer	CTUh)
Ionising radiation, human health	kBq U-235 eq
Land use	pt
Ozone depletion	kg CFC-11 eq
Particulate Matter	death
Photochemical ozone formation - human health	kg NMVOC eq
Resource use, fossils	MJ
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq
Water use	m ³ water eq deprived water

2.5.5.2.1. Savasodás (Acidification Potential, AP)

A hatáskategória az emberi tevékenységek során kibocsátott gázok által okozott káros hatásokat számszerűsíti. A savas gázok, mint például a kén-dioxid (SO₂) a légkörben lévő

vízzel reakcióba lépve savas esőt hoznak létre. Amikor savas eső esik változó mértékű ökoszisztéma-károsodást okoz a táj ökoszisztémáinak jellegétől függően, mint például az ökoszisztémák minőségének károsodása és a biodiverzitás csökkenése. A savasodási potenciál elsősorban az erdőpusztulással és a talaj savanyodásával jellemezhető (KLÖPFFER et GRAHL, 2009). A levegő egyre fokozódó savasodásáért legnagyobb mértékben az ammónia (NH_3), a nitrogén-oxidok (NO_x) és a kén-oxidok (SO_x) a felelősek. A savasodás mértéke földrajzi régiókat tekintve nagyon különböző lehet például a helyi légköri viszonyoktól függően más az ökoszisztémák érzékenysége. (HETTELING et al., 1995, POSCH et al., 2001). Ez tette szükségessé a hatáskategória számítási módszerének átdolgozását. (SEPPÄLÄ et al. 2006, POSCH et al, 2008) Mértékegysége: mol H + eq

2.5.5.2.2. Éghajlatváltozás (Climat Change, GWP)

A klímaváltozás a gazdasági tevékenység környezeti hatása, és az egyik legnehezebben kezelhető globális probléma. Az antropogén üvegházhatásért felelős ún. üvegházhatású gázok közül legfontosabbak a szén-dioxid (CO_2), a metán (CH_4) és a fluor-klór-szénhidrogének (FCKW). A különböző gázok által okozott hatást az ún. globális felmelegedési potenciállal (Global Warming Potential, GWP) fejezzük ki. A globális felmelegedési potenciál egy általánosan elfogadott index (GWP20, GWP50, GPW100), amely megmutatja, hogy adott tömegű üvegházhatású gáz meghatározott időszak – 20, 50, vagy 100 év – alatt mennyire melegíti a légkört ugyanakkora tömegű szén-dioxidhoz képest. Referenciaegysége: kg CO_2 ekvivalens. (GUINÉE, 2002) Léteznek 20 és 50 évre vonatkozó előrejelzések is. Az általam alkalmazott hatásvizsgálati módszer a GWP100 értékekkel számol. (IPCC, 2013)

Az ipari forradalom óta az ember gazdasági tevékenységének köszönhetően egyre nagyobb mennyiségben bocsátanak ki üvegházhatású gázokat, amely lényegesen nagyobb mennyiségű, mint amennyit a természetes szénkörforgás közömbösíteni tud. Ez a légköri szén-dioxid-koncentráció növekedéséhez vezet, amely üvegházhatást vált ki, és a Földet elért napenergia nagyobb részét tartja vissza. (internet 22)

Minden üvegházhatású gáz különböző mértékben járul hozzá a globális felmelegedéshez sugárzási tulajdonságától, molekuláris tömegétől és légkörben való tartózkodási idejétől függően. (IPCC 1995) 2018-ban adta ki az IPCC eddigi utolsó 5. átfogó jelentését az 1,5 % kritikus értéket meghaladó globális felmelegedés várható kedvezőtlen hatásairól többek között az élelmiszertermelésre, az élőlények életkörülményeire, a természetes vizekre és vízkészletekre, valamint a károk csökkentésére szolgáló intézkedések lehetőségeiről. (internet 23) A következő összefoglaló jelentés kiadását 2021-re tervezik.

Az EF (Mid-point) hatáselemző csomagjában négy különböző kategóriában is vizsgálja az éghajlatváltozást. Ezek a **Climat change- fossil**, a fosszilis üzem- és tüzelőanyagokból, **Climat change – biogenic**, az élő szervezeteket felépítő (biogén) anyagokból és **Climat change land use and land use change**, a földhasználatból eredő éghajlatváltozásra, illetve egy „általános” **Climat change** kategóriában adnak környezetterhelési értékeket.

2.5.5.2.3. Szervetlen elemek kimerülése, ásványok és fémek ((Resource use minerals and metals, Abiotic Depletion Potential, ADP (Mineral))

A hatáskategória a nem biológiai erőforrások közül az ásványi anyagok, fémek nyersanyagként való csökkenésére vonatkozik. A természeti erőforrások rendelkezésre állása a jövőbeni kereslet szintjétől és a feltárási, bányászati és feldolgozási technikák fejlődésétől függ. Mindazonáltal sok nyersanyag szűkössége komoly korlátozásokat von maga után. Az itt vizsgált üvegcsomagolások esetében az üvegpalackok előállításához felhasznált alapanyagokat gyakorlatilag kimeríthetetlennek tekintik. Ásványok esetében mértékegysége antimon-ekvivalensben kifejezett egyenérték: kg Sb eq (GUINÉE et van OERS, 2002).

2.5.5.2.4. Szervetlen elemek kimerülése, energiaforrások (Resource use energy carriers, Abiotic Depletion Potential, ADP (Fossil))

A hatáskategória a fosszilis energiahordozók nyersanyagként való csökkenésére vonatkozik. A fosszilis energiahordozók, a szén, a kőolaj, a földgáz az elmúlt évszázadokban és napjainkban is jelentős helyet foglaltak el az energiatermelésben. Ezen energiahordozók geológiai készletének véges mennyisége a termelésnek határt szab, földrajzi eloszlása egyenetlen, felhasználásuk jelentős mértékben szennyezi a környezetet. Elérhetőségük mértéke, mint az előző kategóriában is, a készlettől és a kitermelés ütemétől függ. Mértékegysége: MJ (GUINÉE et al, 2002).

2.5.5.2.5. Édesvízi ökotoxicitás (Ecotoxicity freshwater, ETP)

Általánosan elfogadott tény, hogy a nem humán populációk élettartamát lényegesen veszélyeztethetik az emberi tevékenység során kibocsátott vegyi anyagok, amelyeknek toxikológiai hatásáról az állat- és növényvilágban lényegesebben kevesebbet tudunk a fajok sokasága és sokfélesége miatt. (JOLLIET et al., 2004)

Mivel a hatás közvetlenül nem mérhető a hatáskategória értékeinek meghatározására több ajánlás is született. (ROSENBAUM et al., 2008) (LIGTHART et al., 2010)

A hatáskategória referenciaegysége: CTUe (ROSENBAUM et al., 2008)

2.5.5.2.6. Szárazföldi, édesvízi és tengeri eutrofizáció (**Eutrophication terrestrial, marine, freshwater, ETP**)

Az eutrofizációt a makrotápanyag, elsősorban a nitrogén (N) és a foszfor (P) magas koncentrációja okozza. A tápanyag feldúsulás a fajok összetételének nem kívánatos megváltozásához és megnövekedett biomassza termeléshez vezethet a vízi és a szárazföldi ökoszisztémákban. A magas tápanyag-koncentráció mellett a víz ihatóságát is veszélyezteti. A vízi ökoszisztémákban a megnövekedett biomassza képződés (alga növekedés) oxigénszint csökkenést és ezáltal halpusztulást okozhat. Az eutrofizáció természetes és mesterséges tavakban egyaránt előfordul. (KLÖPPFER et GRAHL, 2009).

A szárazföldi eutrofizáció (**Eutrophication terrestrial**) az ökoszisztéma érzékenységet a kritikus terhelés mértékével határozza meg. Az eutrofizációt az EF (Mid-point) hatáselemző módszer három hatáskategóriára osztva vizsgálja. Tengerek eutrofizációja (**Eutrophication marine**), mértékegysége: kg N eq, édesvizek eutrofizációja (**Eutrophication fresh water**), melynek mértékegysége: kg P eq és a szárazföldi eutrofizáció, mértékegysége: mol N eq (SEPPÄLÄ et al. 2006, POSCH et al, 2008)

2.5.5.2.7. Humántoxicitás (**Human-Toxicity Potential, HTP**)

Az emberi toxicitási potenciál egy olyan számított index, amely tükrözi a környezetbe kibocsátott kémiai anyagok potenciálisan károsító dózisékat. pl.: az arzén, nátrium-dikromát és a hidrogén-fluorid főként a fosszilis forrásokból származó villamosenergia-előállítás következtében létrejövő melléktermékek. Ezek a potenciálisan veszélyes vegyi anyagok belégzés, lenyeléssel, vagy akár érintkezés útján is károsíthatják az emberi szervezetet. Ilyen például a rákkeltő hatás. Az EF (Mid-point) két hatáskategóriában vizsgálja a humántoxicitást: „**Cancer**” és „**Non cancer**” megkülönböztetéssel.

Mértékegysége: CTUh (ROSENBAUM et al., 2008)

2.5.5.2.8. Ózonréteg károsodása (**Ozone Depletion Potential, ODP**)

Az ózonréteget károsító gázok csökkentik a sztratoszférikus ózonkoncentrációt. A sztratoszférában lévő különböző gázok együttes hatásairól bizonytalan feltételezések vannak, de az bizonyos, hogy minden klórozott és brómozott vegyület, amely elég stabil ahhoz, hogy elérje a sztratoszférát, hatással lehet az ózonrétegre. Az ózonkoncentráció csökkenésének fő oka a CFC-k, a halonok és a HCFC típusú gázok. Az ózonkoncentráció csökkenésével nő a Föld felszínére jutó ultraibolya sugárzás, amelyből az UVB rákkeltő hatású.

Az ózónréteg károsodása azt mutatja meg, hogy egy adott vegyület a viszonyítási egységnek tekintett CFC-11 vegyülethez képest milyen mértékben károsítja az ózónréteget. (PYLE et al., 1991; WMO, 1999)

2.5.5.2.9. Ionizáló sugárzás (Ionising radiation, IR)

Az LCA-ban az emberi egészségre és az ökoszisztémákra gyakorolt károsodáshoz kapcsolható hatáskategória. Az elektromos energia előállításában az atomenergia használatával köthető össze. A hatáskategória az α -, β -, γ -sugarak és neutronok sugárzási típusait nukleáris fizikai jellemzőik segítségével veszi figyelembe. (DREICER et al., 1995, FRISCHKNECKT et al., 2000)

A sugárzás mértékegysége: kBq U-235.

2.5.5.2.10. Földhasználat (Land use, LU)

A föld és a talaj véges, nem megújuló erőforrás, így állapotának további romlása kihat működési és szolgáltatási képességeikre. A szárazföldi felületek emberi tevékenységekre való használata fokozott fenyegetést jelent az ökoszisztéma számára. A hatáskategória az UNEP / SETAC földhasználati értékelési keretrendszerrel készített tanulmányon alapul. (MILÀ I CANALS et al., 2007, KOELLNER et al., 2012)

Az EF leírása szerint a „Földhasználat” hatáskategória talajminőségi mutató, amely négy indikátorból tevődik össze, melyek a biotikus termelést, az eróziós ellenállást, a mechanikai szűrést és a felszín alatti vizek feltöltődését jellemzik. (BECK et al., 2010, BOS et al., 2016)

2.5.5.2.11. Részecskék (Respiratory inorganics RI)

A hatáskategória a rendkívül kis részecskék összetett keverékét jelenti. A részecskeszennyezés számos összetevőből állhat, beleértve a sókat (például nitrátokat és szulfátokat), a szerves vegyszereket, a fémeket és a talaj- vagy porszemcséket. A részecskeszennyezéshez egészségügyi problémák, például légúti megbetegedések köthetők. (FANTKE et al., 2015) A 2,5 μm -nél kisebb részecskék a tüdőbe jutva nem, vagy csak nehezen ürülnek ki. Mértékegysége: $\text{PM}_{2,5}$ egyenérték, azaz 2,5 μm -nél kisebb részecske egyenérték. (UNEP, 2016)

2.5.5.2.12. Fotokémiai oxidáció (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP)

Az ózón a sztratoszférában védő funkciót tölt be, azonban a talaj szintjén nagy koncentrációban mérgező az emberre. A fotokémiai ózón, vagy földfelszíni ózón, melyet nyári szmognak is neveznek, illékony szerves vegyületek és nitrogén-oxidok reakciója során

napfény jelenlétében jön létre. A hatáskategória értéke nagymértékben függ a szén-monoxid (CO), a kén-dioxid (SO₂), a nitrogén-oxid (NO), az ammónium és az NMVOC (nem-metán illékony szerves vegyületek) mennyiségétől. (LABOUZE et al., 2004)

Mértékegysége: kg NMVOC eq (Van ZELME et al., 2008)

2.5.5.2.13. Vízkészletek (Water use, WU)

Az ipari tevékenységek jelentős hányada, köztük az általam vizsgált üveglőállítás és annak feldolgozóipari felhasználása nagy mennyiségű friss vizet igényel, amely kritikus erőforrás mind az emberi, mind pedig az ökoszisztéma szükségletek szempontjából. A vízkészletek elérhetősége, illetve kimerülése az ökoszisztéma fennmaradása szempontjából alapvető kérdés. Mértékegység: m³ vízkivétel (UNEP, 2016, BOULAY et al., 2017)

2.5.5.3 Endpoint és Midpoint módszerek

Választott vizsgálati módszerem az Environmental Footprint (Mid-point), amely a középponti hatásértékelő módszerek körébe tartozik. A hatásvizsgálati módszerek másik nagy csoportja az end-point (végponti) módszerek.

Összefoglalva a két hatáskategória jellemzőit a következők állapíthatók meg:

End-point módszerek

- károsodás orientáltak
- a folyamat végpontját jellemzik
- több hatáskategória értékeit összegzik
- bizonytalanabb értékeket adnak
- számos módszertani bizonytalanságuk van

Mid-point módszerek

- probléma orientáltak
- a folyamat közbenső pontját jellemzik
- nem alakítható ki egy aggregált érték
- megbízhatóbb értékeket adnak
- módszertanilag biztosabb alapok

A végpont szintjén jellemzően három terület károsodását tükrözik. Ezek az emberi egészség, az ökoszisztéma minősége és az erőforrások elérhetősége. A két megközelítés egymást kiegészíti. (HAUSCHILD et ROSENBAUM, 2017)

A midpoint hatáskategóriákat aszerint csoportosítottam, hogy milyen végponti hatásuk van.

6.táblázat: A végponti (end-point) és középpont (mid-point) kategóriák csoportosítása

Középponti hatáskategória	Végponti hatáskategória
Abiotic resource depletion - fossil fuels	Resource/Források
Abiotic resource depletion - mineral and metals	Resource/Források
Acidification	Health/Egészség/
Aquatic eco-toxicity	Ecosystem/Ökoszisztéma
Aquatic Eutrophication - freshwater	Ecosystem/Ökoszisztéma
Aquatic Eutrophication - marine	Ecosystem/Ökoszisztéma
Cancer human health effects	Health/Egészség/
Climate change	Health/Egészség/
Climate change - biogenic	Ecosystem/Ökoszisztéma
Climate change - fossil	Resource/Források
Climate change - land use	Ecosystem/Ökoszisztéma
Ionizing radiation	Health/Egészség/
Land use	Ecosystem/Ökoszisztéma
Non-cancer human health effects	Health/Egészség/
Ozone depletion	Health/Egészség/
Photochemical ozone creation	Health/Egészség/
Respiratory inorganics	Health/Egészség/
Terrestrial Eutrophication	Ecosystem/Ökoszisztéma
Water scarcity	Resource/Források

2.5.6. Az életciklus értelmezése

Az életciklus-értelmezés az életciklus-értékelés azon szakasza, melyben a leltárelemzés, és a hatásértékelés során kapott eredményeket összevetjük a célkitűzésekben megfogalmazottakkal. Ezután következtetéseket vonunk le, ajánlásokat, javaslatokat fogalmazunk meg.

2.5.7. Jelentés készítése

Az értékelés záró szakasza, a tanulmány eredményeinek ismertetése a felhasználó részére. Tartalmaznia kell a felhasznált módszereket, eredményeket, korlátozásokat, valamint javaslatokat, ajánlásokat közérthető formában.

2.5.8. Kritikai felülvizsgálat

A kritikai felülvizsgálat lehetővé teszi az érdekelt felek bevonását az átvizsgálás folyamatába. Megvalósulhat belső, vagy külső független szakértő részvételével is. Ez tulajdonképpen egy ellenőrzési folyamat. A kritikai felülvizsgálat megkönnyítheti az LCA megértését és növelheti

a hitelességét. Ha a tanulmány olyan összehasonlító megállapításokat tesz, amelyeket publikálni szándékoznak, akkor kritikai átvizsgálást is szükséges.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Adatgyűjtés

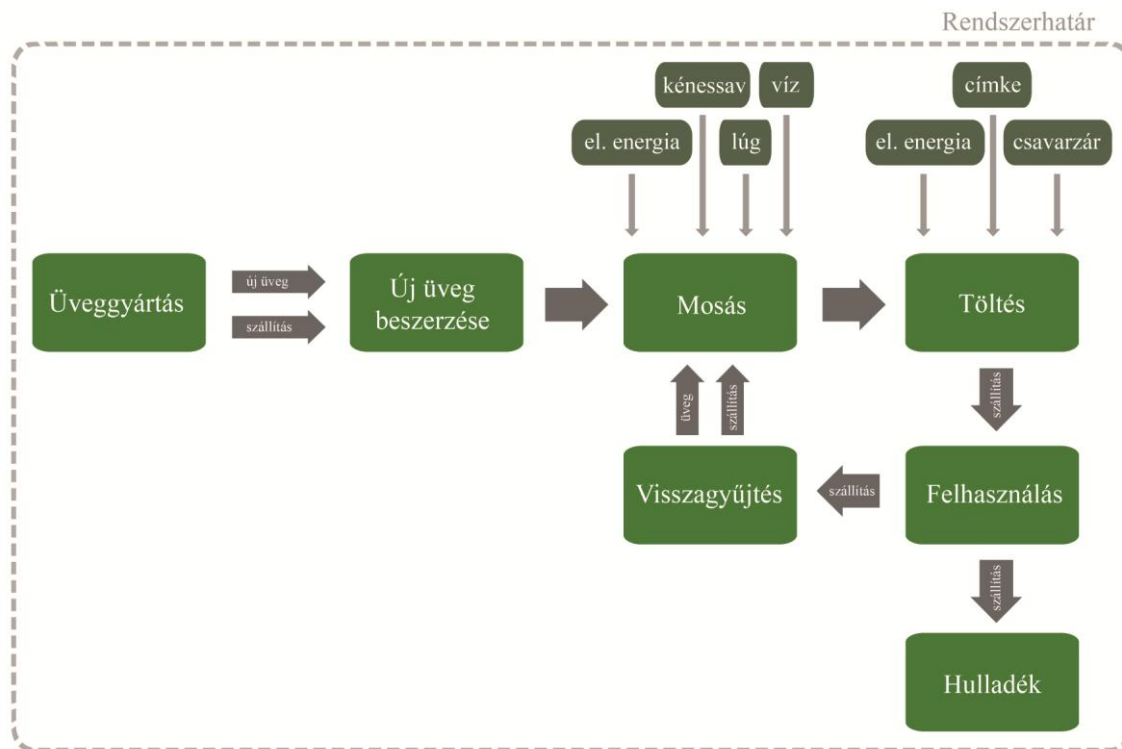
Magyarországon 2018-ban 835 borászati vállalkozás működött. A borászati termékek döntő többségét 300 nagyobb borászat állítja elő. (internet 24)

Az életciklus-értékeléshez szükséges leltár adatok beszerzése Magyarország egyik legnagyobb borászatából történt. A vállalkozás napi több tízezer, éves szinten több millió palack bort állít elő. Azon kevesek közé tartozik, akik motiválják a vevőt, hogy a palackját visszaváltsa, ezáltal biztosítva a környezetbarát termelési megoldást, a többszöri újratöltést.

3.2. Rendszerhatárok

Az elemzésnél három különböző összetételű palackot vizsgáltam. Arra voltam elsősorban kíváncsi, hogy a különböző mennyiségű cullet felhasználásával előállított üvegtípusok környezetterhelése mennyiben térnek el egymástól, mekkora jelentősége lehet a „környezetbarát” palackra való cserélésnek.

A termékrendszer referencia folyamatként a töltést választottam. Az újratöltésre nem kerülő, hulladékká váló üveg lerakásra kerül. A rendszer határait a 10. ábra mutatja.



10.ábra: A vizsgált termékrendszer folyamatábrája

A raklapok és rekeszek szállítása kezelése megfelelő adatok hiánya miatt szintén kívül esik a rendszerhatárokon. Adataim egyéb forrásai az openLCA-hoz ingyenesen letölthető adatbázisok voltak.

A töltések száma:

- 1, amely az egyszer használt, vissza nem térő palackot jelenti,
- 5-szöri töltés, a jelenlegi gyakorlat
- 6-szöri töltés, a várható kedvezö környezetterhelési értékek további javítása érdekében

A visszagyűjtések száma:

- 0 %, az egyszer töltött, majd hulladékká való üveg esetében
- 50 % a jelenlegi visszagyűjtési arány
- 80 % elérni kívánt visszagyűjtési arány

A későbbiekben a palackozás kifejezést használom a következö, a rendszer határon belüli folyamatoknak az együttesére: új üveg beszerzése, mosás, töltés, felhasználás, visszagyűjtés.

A scenariók (7. táblázat) közötti különbségeket az üvegtípusok, a töltések száma, valamint a visszagyűjtési arány kombinációi adják.

A jelenlegi helyzetet az S3 scenario modellezi. A vállalkozás olyan üveget használ, amely kb. 50 – 60 % újrahasznosított üvegből készült, és a 80 %-os visszagyűjtési ráta mellett átlagosan ötször tölt meg egy adott palackot.

Ezek alapján a scenariók a következőképpen alakultak:

7.táblázat: Scenariók

Scenario	Üvegtípus	Töltések száma	Visszagyűjtési arány (%)
1	Német fehér (62,5 % cullet)	1	0
2		5	50
3		5	80
4		5	90
5		6	50
6		6	80
7		6	90
8	Német zöld (84,8 % cullet)	1	0
9		5	50
10		5	80
11		5	90
12		6	50
13		6	80
14		6	90
15	Cullet nélküli zöld világ átlag (0%)	1	0
16		5	50
17		5	80
18		5	90
19		6	50
20		6	80
21		6	90

3.3. Leltáradatok

A vállalkozástól kapott és abból számolt adatokat az 8. és 9. táblázatban összegeztem.

8.táblázat: Leltáradatok

Leltáradatok				
		1 000 db palackra	5 000 db palackra	6 000 db palackra
Mosás (lúgos), öblítés, fertőtlenítés (kénessavas)	Elektromos áram	10,4 MJ	52 MJ	62,4 MJ
	Víz	225 l	1125 l	1350 l
	NaOH (100% hatóanyagra)	1,05 kg	5,25 kg	6,3 kg
	H ₂ SO ₃ (100%-os hatóanyagra)	0,001 kg	0,005 kg	0,006 kg
Töltés, zárás, rekeszbe rakás	Elektromos áram	7,2 MJ	36 MJ	43,2 MJ
	Csavarzár (aluminium)	3,5 kg	17,5 kg	21 kg
	Címke (90g/m ² , 100x150 mm)	15 m ²	75 m ²	90 m ²

- Az új üveg beszerzése Németországból, 840 km-ről történik.
- A beszerzéshez 20-26 t közötti dízel üzemű járműveket használnak.
- A palackok üzletekbe, depoba történő kiszállítását, valamint visszagyűjtését 12-14 t dízel üzemű járművekkel végzik átlagosan 200 km távolságot megtéve.
- Egy palack tömege: 0,45 kg
- A különböző töltési számok ismeretében a következőképpen számítottam ki az új üveg mennyiségét:

$$(1) V_{új} = 1000 + ((1-R) * 1000 * (T-1)) \quad (1)$$

ahol:

$V_{új}$: új üveg szükséglet mennyiség (db)

R: visszagyűjtési arány (%)

T: töltések száma

- Ugyanígy kiszámítottam a különböző töltési számokhoz tartozó visszagyűjtött üveg szükségletet is.

$$(2) V_{\text{visszaggyűjtött}} = (T-1) * 1000 * R$$

ahol: $V_{\text{visszaggyűjtött}}$: visszaggyűjtött üveg mennyisége (db)

R: visszaggyűjtési arány (%)

T: töltések száma

9.táblázat: Számított adatok

Új üveg (db)			
Visszaggyűjtési arány	1x töltés (1000 db)	5x töltés (5000 db)	6x töltés (6000 db)
0%	0		
50%	0	3000	3500
80%	0	1800	2000
90%	0	1400	1500
Visszaggyűjtött üveg szükséglet (db)			
Visszaggyűjtési arány	1x töltés (1000 db)	5x töltés (5000 db)	6x töltés (6000 db)
0%	1000		
50%	0	2000	2500
80%	0	3200	4000
90%	0	3600	4500

3.4. Open LCA bemutatása

A üvegpalackok környezeti hatásvizsgálatához az openLCA szoftvert választottam.

Az openLCA szoftvert a német Greendelta szoftverfejlesztő cég hozta létre 2006-ban, azzal a céllal, hogy egy gyors, megbízható, nagy teljesítményű, moduláris szoftvert adjon a fenntarthatóság értékeléséhez és az életciklus-modellhez, amely vizuálisan vonzó és rugalmas modellezést tesz lehetővé kifinomult és egyszerű modellek számára, szabványos programozási nyelven. A szoftver széles körben elérhető nyílt forráskódú, azaz szabadon letölthető és felhasználható.

Az ötlet az volt, hogy az életciklus-értékeléshez és a hozzá kapcsolódó megközelítésekhez a szabadon elérhető szoftver számos különböző, új alkalmazási területet nyit meg a tudomány, az oktatás, a képzés és a szakértői értékelés számára. Továbbá a forráskód közzététele lehetővé teszi a számítási eljárások mélyreható összehasonlítását.

A folyamatos fejlesztésről az OpenLCA fejlesztőcsapata gondoskodik.

A projekt a közelmúltban partnerek, közreműködők, támogatók és felhasználói közösségek igazi hálózatává bővült. A szoftver használatát felhasználói útmutatók, felhasználói fórum és a Youtube-on elérhető oktató videók is segítik. (intenet 25)

Az OpenLCA-ban készült számos esettanulmány a legkülönbözőbb területeken segíti a szoftver alkalmazását. 2018. júliusáig 28 esettanulmánynak minősülő publikáció született az OpenLCA alkalmazásával a lehető legkülönbözőbb területeken.

Néhány kiragadott példa:

- PRATIWI et al. (2018): A továbbfejlesztett geotermikus erőművek életciklus-értékelése a klímaváltozás tekintetében a Felső-Rajna-völgyben
- OHMS et al. (2018): Döntési támogatás a nagyléptékű helyreállítási stratégiákhoz és az életciklus értékelés
- SCOTT et CULLEN (2016): A fotovoltaikus kesterite napelemek környezeti hatásainak csökkentése: a szén- és molibdén kombinálási lehetőségeinek összehasonlítása életciklus-értékeléssel
- TABATABAIE et al. (2017): A földrajzi elhelyezkedés és a sztochasztikus időjárás változásának szerepe az USA észak-nyugati részén található Camelinából származó biodízel-termelésre életciklus-értékeléssel
- DUBCOVÁ et al. (2019): A szennyvíztisztító telep iszapjának energia-visszanyerése és annak környezetre gyakorolt hatása

3.4.1. A vizsgálatokhoz használt adatbázisok

3.4.1.1 EF másodlagos adatok az openLCA-ban

Vizsgálataimhoz az OpenLCA-ban elérhető, ingyenesen letölthető EF másodlagos adatbázisát az openLCA nexus honlapjáról töltöttem le.

A termék környezeti lábnyoma (EF) egy áru vagy szolgáltatás környezeti teljesítményének multikritériális mutatója, mely tartalmazza a teljes életciklusuk során - a nyersanyag-kitermeléstől a termelésen és felhasználáson át a végső hulladékká válásig – a környezetre való hatásukat. (MANFREDI et al., 2012)

2013-ban a „Zöld termékek egységes piacának kialakításáról” szóló bizottsági közlemény (COM / 2013/196) határozta meg a termék- és szervezet környezeti lábnyom fogalmát (PEF és OEF, vagy általánosságban az EF). A PEF és az OEF az életciklus környezeti teljesítményének mérésére szolgáló közös módszereket először a 2013/179/EU ajánlás határozta meg. A műszaki-tudományos fejlesztést Joint Research Centre (JRC) vezette.

A JRC két jelentést kidolgozott ki. Az egyikben javasolta a PEF és az OEF útmutatók jövőbeli módosítását, hasznosítva a kísérleti szakaszban elért eredményeket és gyakorlati tapasztalatokat.

A második kutatási jelentésben pedig javaslatot tett a környezeti lábnyom életciklus-értékelés frissítésére az erőforrások, a vízfelhasználás, a földhasználat és a részecskék hatásvizsgálatának tekintetében oly módon, hogy tükrözze az EF kísérleti szakaszában bekövetkezett fejleményeket és gyakorlati tapasztalatokat. (internet 26)

3.4.1.2 Ecoinventből származó üvegyártási adatok

Az üvegek vizsgálatát az openLCA szoftverrel az ecoinvent 3.4 adatbázisa segítségével végeztem. A üvegyártási adatokból 5 féle üveget választottam ki összehasonlításra.

Üvegtípusok	Cullet-tartalom (%)
Német fehér	62,5
Német zöld	84,8
Német barna	68,9
Európán kívül gyártott zöld	57,0
GLO mod nyersüveg zöld	0

Német zöld, barna és fehér üveg

Három üveg típus adatait németországi megjelöléssel tartalmazza az adatbázis. Az üvegek különböző cullet-tartalommal rendelkeznek.

A német gyártású zöld, barna és fehér üveg gyártási adatkészlete 1 kg csomagolóüveg előállítását mutatja be elsődleges és másodlagos nyersanyagok keverékéből. Az anyag- és energiafelhasználás, valamint a vízfogyasztás, a kibocsátás és a hulladéktermelés irodalmi forrásokon alapul. A különféle anyagok gyárba történő szállítása svájci források alapján, becslésen alapszik. Az infrastruktúra adatainak becslése, az átlagos európai csomagolóüvegyárak adatain alapulnak. A rendszerhatárok a nyersanyagok (szilícium-dioxid-homok, szóda, válogatott cullet, mészkő, dolomit, földpát és a szervesetlen vegyszerek) gyárkapunál történő fogadásától az 1 kg csomagoló üveg elkészítéséig terjednek. A bölcsőtől kezdve tartalmazza az összes áramlási folyamatot. Az adatkészlet tartalmazza az anyag- és energiafelhasználást, a vízfogyasztást, a levegőbe és a vízbe történő kibocsátást, a hulladéktermelést, a szállítást és az infrastruktúrát.

Nyers zöld GLO mod

Az adatbázis leírása szerint ma már a legtöbb csomagoló üveget cullet felhasználásával gyártják. Ez az adatkészlet viszont olyan adatokra épül, ahol cullet nem áll rendelkezésre a gyártáshoz. A leírás többi része az anyagátvételtől az infrastruktúráig megegyezik az előző leírással.

Európán kívül gyártott zöld

A RoW (rest of world) megjelölésű adatbázis adatait az európai adatokból extrapolálták. A rendszerhatárok tekintetében megegyezik a többi említett üvegével.

3.4.2. EF hatáskategóriák

Az életciklus-értékeléshez az openLCA által ajánlott Environmental Footprint (Mid-point) hatásértékelő csomagot használtam. A korábban említett (5. táblázat) 19 kategóriát megvizsgálva a kapott eredmények alapján választottam ki azon kategóriákat, amelyeket a környezeti hatásukat tekintve fontosnak tartottam.

3.4.3. Egyszerűsítések, elhagyások (cut-off criteria)

Az életciklus-értékelés lehetővé teszi, hogy azokat az általában kismértékű hatásokat, amelyek a rendszert várhatóan nem befolyásolják figyelmen kívül hagyjuk a vizsgálat során. Például 1%-nál kisebb értékek. Ezzel azonban óvatosan kell bánnunk, mert egy 1 %-os toxikus anyag környezetterhelése nagyobb kárt okozhat adott esetben az emberi egészségben, mint más hatáskategóriákban egy magasabb értékű, de kevésbé káros kibocsátás.

3.4.4. Normalizáció, súlyozás

A normalizáció és a súlyozás az életcikluselemzés negyedik lépésének opcionális elemei. (ISO 14040).

A normalizáció lényege, hogy az eredményt egy referencia értékkel hasonlítjuk össze, pl. „egy átlagos európai polgár éves környezetterhelése” az adott hatáskategóriában. Ezzel a referencia értékkel, osztva az általunk kapott eredményeket a normalizált környezetterhelés adódik, amit lakosegyenértéknek is nevezünk. A kapott érték azt jelenti hány EUR polgár éves környezetterhelésével egyenlő a vizsgált termékrendszer környezetterhelése. A hatáskategóriák eredményeit lehet egy országra, régióra vagy az Európai Unióra normalizálni. A normalizálási készleteket általában adott régióra számítják az ott gyűjtött adatokból, ezért a referencia értékek nagymértékben eltérhetnek. A hatásértékelő módszerek többsége saját

normalizációs faktorokat tartalmaz, amelyek nem kombinálhatók más módszerekkel. (internet 27)

Az egy lakos egyenértéke által okozott szennyezőanyag-terhelésekre vonatkozó adatok standardak és általánosan elfogadottak, adott régióra vonatkoztatva. A lakosegyenérték normalizációs faktora az adott hatáskategóriában a következőképpen számítható:

$$(3) \quad NF_c = \left(\frac{\sum_i (CF_i \cdot E_i)}{P_r} \right)^{-1}$$

Lakos egyenérték számítása ahol:

NF_c :az adott hatás hatáskategória normalizációs faktora

CF_i :az egyes elemek karakterizációs faktor

E_i : az egyes elemek kibocsátása

P_r : adott régió népessége (HAUSCHILD et WENZEL, 2001)

A módszer a termék életútja alatt az előállításához szükséges nyersanyag kitermelésétől és előkészítésétől a termék gyártásán, használatán át a hulladékká válásáig vizsgálja a potenciális, vagy tényleges környezeti hatásokat. Folyamat, illetve szolgáltatás vizsgálata esetén az anyag- és energiafelhasználást, illetve magának a tevékenységnek a környezeti hatásait vizsgálja. segítségével a különböző hatáskategóriáknak különböző jeletőséget adhatunk. A súlyozás általában szubjektív, attól függően, milyen hatásokat tekintünk fontosabbnak, például az emberi toxicitást, vagy éppen a szén-dioxid kibocsátást. A súlyozás az életciklus-értékelés egyik fontos és gyakran vitatott eszköze, ennek ellenére széles körben alkalmazzák. (ELDH et al.,2006, SEPPÄLÄ, 2006)

Az Environmental Footprint Mid-point módszer tartalmazza az egyes hatáskategóriák normalizációs faktorait és súlyfaktorait is. (lásd M5)

3.5. Vizsgálati módszerek

Az általam felépített termékrendszer (10.ábra) környezeti hatásainak vizsgálatára a már korábban ismertetett Environmental Footprint (Mid-point) módszert alkalmaztam.

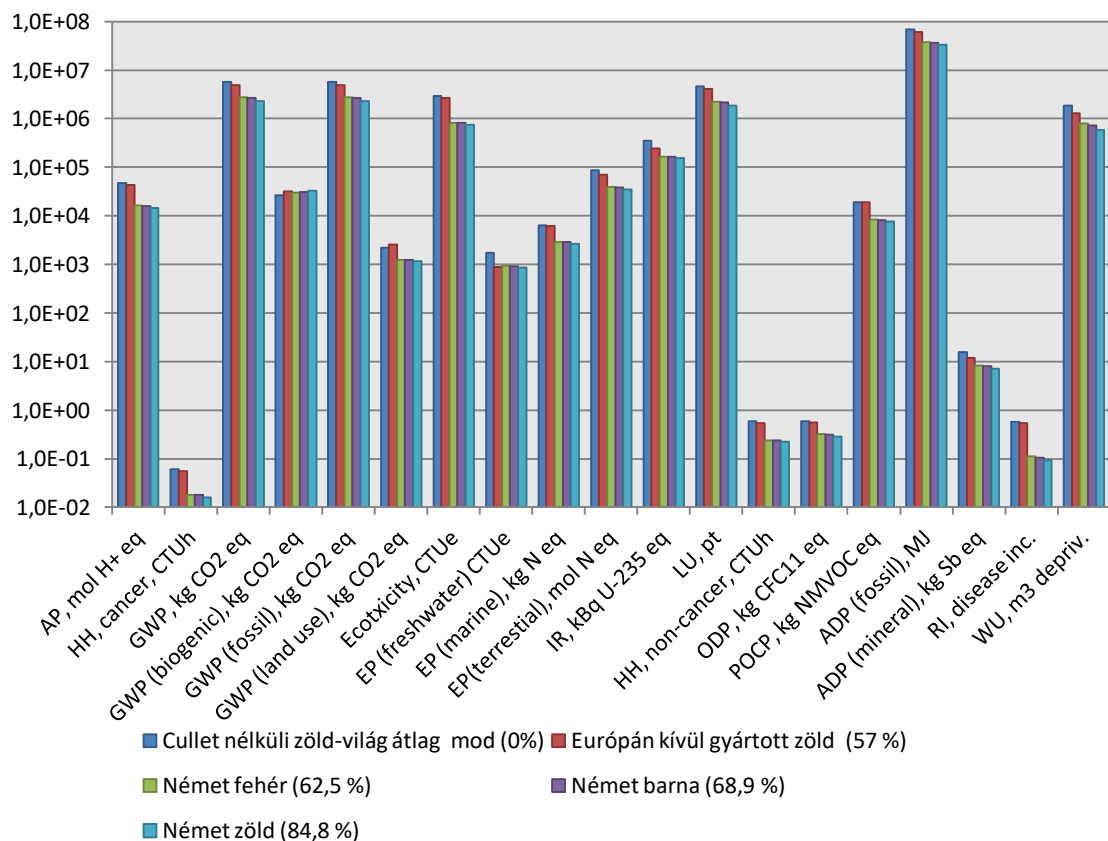
4. EREDMÉNYEK

4.1. Üvegtípusok összehasonlításával kapott eredményeim

Elsőként az egyes üvegtípusok gyártásának életciklus-értékelését az ecoinvent 3.4 adatbázissal az openLCA 1.10 szoftverben az Environmental Footprint (adapted) hatásértékelési módszerrel végeztem különböző színű üvegekre. (BOGÓNÉ et SZILÁGYI, 2020)

Első megközelítésben vizsgáltam az összes hatáskategóriát, amelyet a hatásértékelési módszer felajánl, azért hogy kiválaszthassam azokat a hatáskategóriákat, amelyekben számottevő eltérések vannak az üvegek típusától függően.

A 11. ábra az öt vizsgált üvegtípus gyártásának környezetterhelését mutatja az összes, a hatásértékelési módszer által vizsgált kategóriában.



11. ábra: Az összes üveg összes kategóriában vizsgált nyers eredményei 10 millió palackra

A 11. ábrán látható, hogy szinte minden hatáskategóriában van értékelhető eredmény. Az már most megállapítható, hogy a legmagasabb környezetterhelési értékek minden

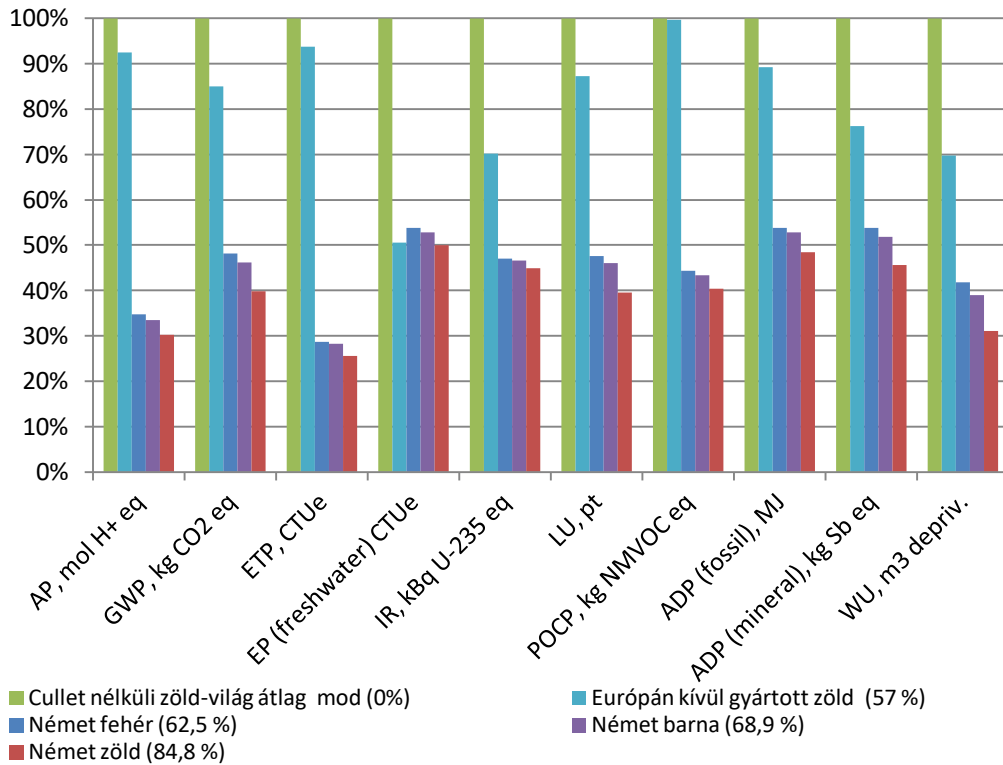
hatáskategóriában a cullet felhasználása nélkül, a világban gyűjtött összes adat átlagából számított üvegtípusnál van.

10.táblázat A vizsgált üvegfajták környezetterhelési eredményei az összes hatáskategóriában (nyers adatok) 10 milló palackra

Hatáskategóriák	Cullet nélküli zöld-világ átlag mod (0%)	Európán kívül gyártott zöld (57 %)	Német fehér (62,5 %)	Német barna (68,9 %)	Német zöld (84,8 %)
AP, mol H+ eq	4,7250E+04	4,3663E+04	1,6413E+04	1,5847E+04	1,4320E+04
HH, cancer, CTUh	6,0620E-02	5,5886E-02	1,8309E-02	1,7939E-02	1,6153E-02
GWP, kg CO ₂ eq	5,7870E+06	4,9154E+06	2,7850E+06	2,6750E+06	2,3034E+06
GWP (biogenic), kg CO ₂ eq	2,6314E+04	3,1877E+04	2,9916E+04	3,0853E+04	3,3170E+04
GWP (fossil), kg CO ₂ eq	5,7585E+06	4,8810E+06	2,7538E+06	2,6429E+06	2,2690E+06
GWP (land use), kg CO ₂ eq	2,1937E+03	2,5536E+03	1,2464E+03	1,2337E+03	1,1697E+03
Ecotoxicity, CTUe	2,8904E+06	2,7108E+06	8,2859E+05	8,1581E+05	7,4000E+05
EP (freshwater) CTUe	1,7305E+03	8,7502E+02	9,3223E+02	9,1450E+02	8,6463E+02
EP (marine), kg N eq	6,4150E+03	6,1757E+03	2,9205E+03	2,8580E+03	2,6752E+03
EP(terrestrial), mol N eq	8,6954E+04	7,0714E+04	3,9206E+04	3,7872E+04	3,4486E+04
IR, kBq U-235 eq	3,4835E+05	2,4432E+05	1,6407E+05	1,6255E+05	1,5644E+05
LU, pt	4,6885E+06	4,0928E+06	2,2299E+06	2,1593E+06	1,8542E+06
HH, non-cancer, CTUh	5,8762E-01	5,4753E-01	2,3918E-01	2,3518E-01	2,2147E-01
ODP, kg CFC11 eq	5,9858E-01	5,5999E-01	3,1879E-01	3,1433E-01	2,8470E-01
POCP, kg NMVOC eq	1,8839E+04	1,8763E+04	8,3654E+03	8,1789E+03	7,6039E+03
ADP (fossil), MJ	6,9033E+07	6,1600E+07	3,7125E+07	3,6503E+07	3,3441E+07
ADP (mineral), kg Sb eq	1,5465E+01	1,1795E+01	8,3206E+00	8,0079E+00	7,0564E+00
RI, disease inc.	5,7246E-01	5,4472E-01	1,1083E-01	1,0604E-01	9,4023E-02
WU, m ³ depriv.	1,8751E+06	1,3072E+06	7,8473E+05	7,3026E+05	5,8166E+05

- A 10. táblázat adataiból jól látható, hogy a környezetterhelési értékek minden esetben a cullet nélkül gyártott üvegeknél a legnagyobbak.
- Ha a cullet nélküli üveghez viszonyítunk, jelentős eltéréseket tapasztalunk a különböző hatáskategóriákban.

A 11. ábra eredményei alapján kiválasztottam azokat a hatáskategóriákat, amelyeket a tanulmány szempontjából fontosnak ítélttem. Az áttekinthetőség kedvéért az ábrán 100 %-nak vettem a cullet nélküli üveg eredményeit és a kiválasztott hatáskategóriákban a többi üvegét ehhez hasonlítottam.



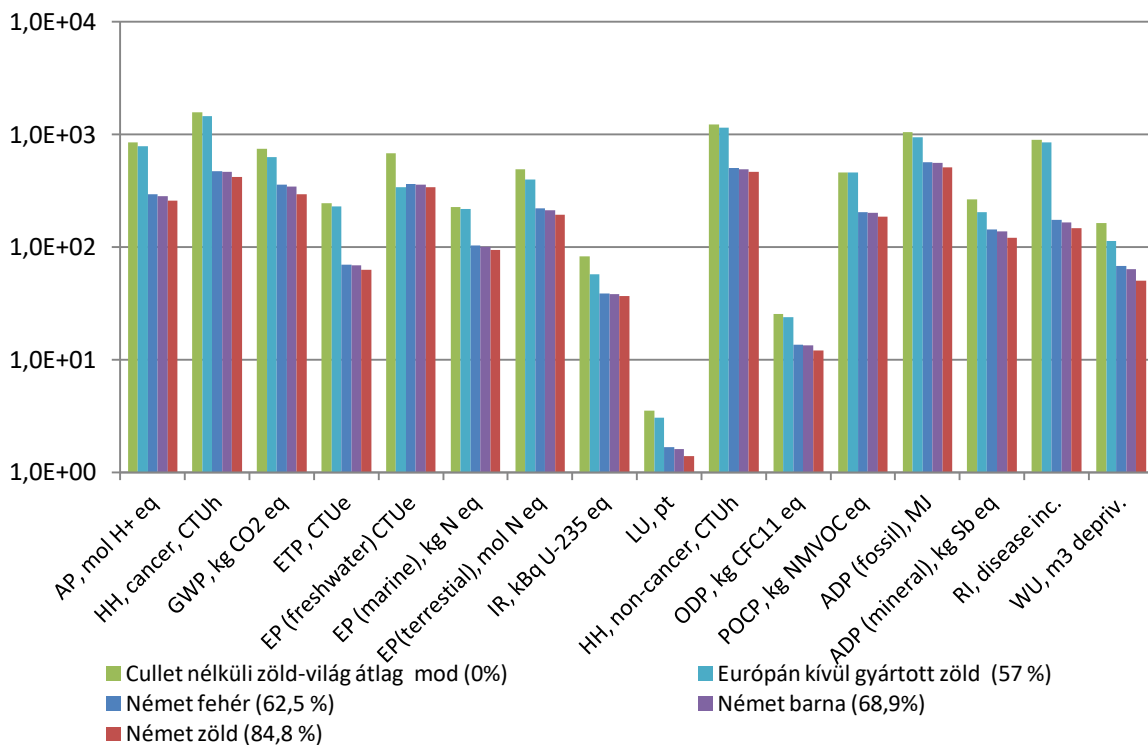
12.ábra A különböző típusú üvegek környezeti terhelése a kiválasztott hatáskategóriákban
10 millió palackra a cullet nélküli üvegre vonatkoztatva

- A vizsgált hatáskategóriák tekintetében a német gyártású üvegek környezetterhelése a kiválasztott hatáskategóriában 26-54 %-a csak a világ üvegyártási átlag adataiból számolt, cullet felhasználása nélkül gyártott üvegekhez képest.
- Az éghajlatváltozás kategóriában 50 % alatti a német gyártású üvegek CO₂ környezetterhelése. Az ökototoxicitás mértéke is 30 % alatt marad a német üvegeknél a cullet nélküli zöld üveghez képest.
- Az Európán kívül gyártott zöld üveg ugyan 57 % culletet tartalmaz, mégsem mutat olyan kedvező értékeket, mint az európai német gyártás. Az édesvízi eutrofizáció az egyetlen hatáskategória, ahol kedvező, 51 %-os értéket mutat a világ átlaghoz képest. Viszonylag magas cullet-tartalma ellenére a POCP hatáskategóriában 100 %-os, az ETP hatáskategóriában 94 %-os és az AP hatáskategóriában 92 %-os eredményt produkál a cullet nélkülivel összehasonlítva. Ennek magyarázata az eltérő földrajzi elhelyezkedés és az ott jellemző légköri és időjárási viszonyok lehetnek.
- Mind a fosszilis energiahordozók mind pedig a nyersanyag források tekintetében Európa lényegesen jobban teljesít, a környezetterhelés értéke mintegy fele csak a

világátlagnak. Igaz azonban az is, hogy a vizsgált német gyártású üvegek cullet-tartalma 62,5 % és 84,8 % között van, míg a világ átlagot képviselő üvegé „csak” 57 %.

- A diagramon az is jól látszik, hogy nincs számottevő különbség a német fehér 62,5 % és a német barna 68,9 % cullet-tartalmú üvegek között. Különbség azért mégis van, de ez kategóriától függően csak 0-3 % között van. Ezen üvegek tekintetében a 6,4 % cullet-tartalom mellett még a színezőanyag adhatna különbséget. Ezek mennyisége olyan csekély mértékű, hogy értékelhetően valószínűleg nem befolyásolja az értékelés eredményét.
- Ezekből az adatokból azonban az is kiolvasható, hogy hiába tudjuk növelni a cullet-tartalmat, ha más hatáskategóriák tekintetében kedvezőtlenek a környezetterhelési értékek. Például megnövekedhetnek a fosszilis energiahordozók elégetéséből származó CO₂ kibocsátási értékek, ha túl messziről kell szállítani a nyersanyagokat, vagy okozhatja a kemence korszerűtlensége, vagy nem gazdaságos energia felhasználása, vagy éppen az alkalmazott energia elsődleges forrásának (nukleáris, fosszilis, szél, stb.) kedvezőtlen összetétele.

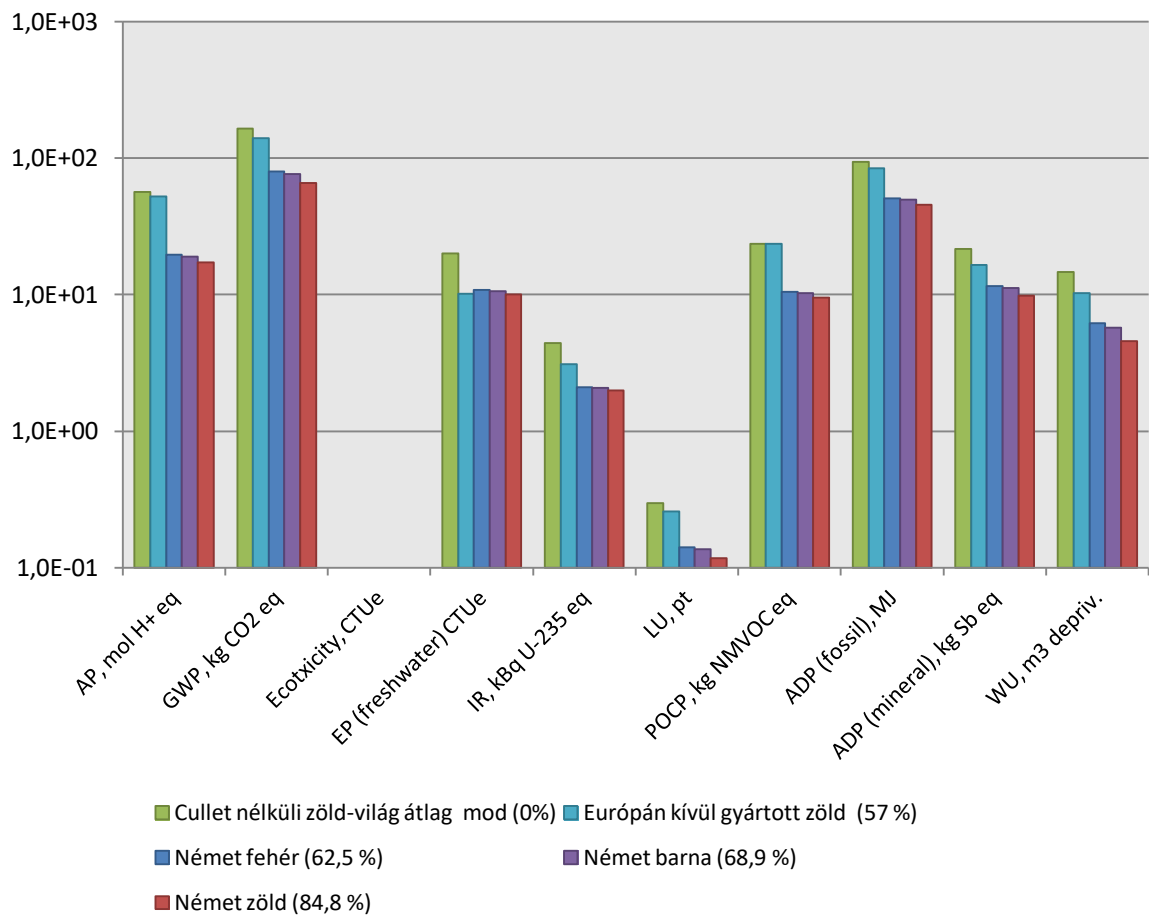
A további elemzéshez elkészítettem az előzetes szűrés után jelentősebbnek ítélt hatáskategória eredmények normalizációját. (13.ábra)



13.ábra Az ötféle üveg vizsgálatának normalizált eredményei a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra

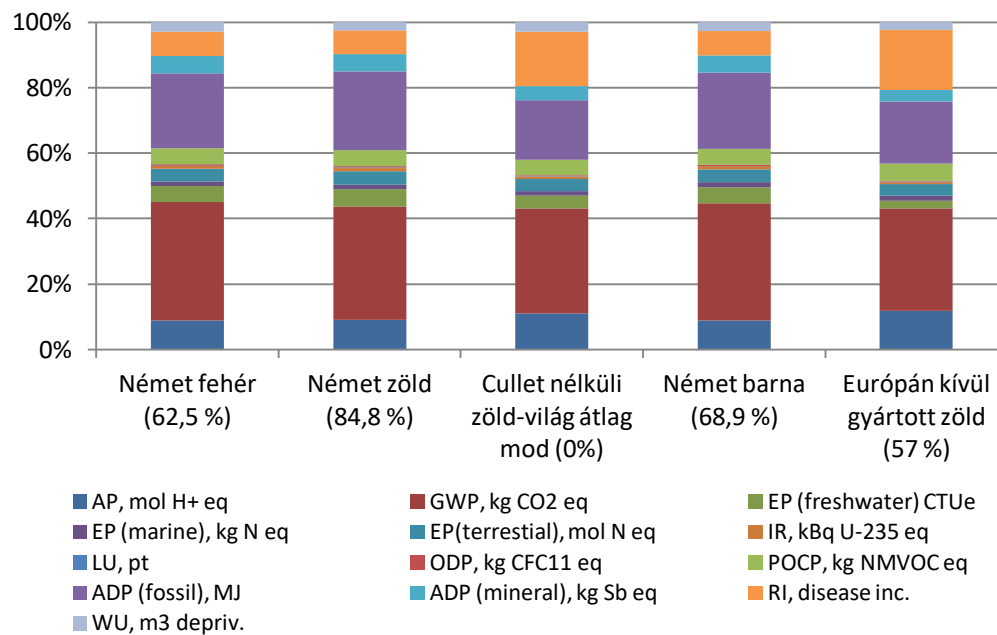
A normalizált értékeket tekintve elmondható, hogy hasonló arányok alakulnak ki az egyes hatáskategóriákban, mint a nyers értékek tekintetében.

- Az 57 % cullet-tartalmú üveg itt kicsit kedvezőbb, 51-100 % közötti eredményeket mutat a cullet-tartalom nélkülihez képest.
- A normalizálást értelmezve megállapítható, hogy míg például a CO₂ kibocsátás tekintetében a a német üvegek gyártásakor a környezeti terhelés üvegfajtától és cullet-tartalomtól függően 297-358 európai polgár éves átlag környezetterhelésével azonos mértékű, addig ez a szám a világszerte képviselő üvegtípust tekintve 746 fő. Ez ugyan még így sem tűnik nagy számnak, ha azonban azt nézzük, hogy ez mindössze 10 millió palack gyártása esetén igaz, akkor az egész iparágat tekintve már igen jelentős hatása lehet.



14.ábra Az ötféle üveg vizsgálatának normalizált és súlyozott eredményei a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra

A súlyozott eredményeket tekintve (4.ábra) megállapítható, hogy az AP, GWP, EP, IR, POCP ADP és a WU hatáskategóriák eredményei emelkednek ki. A könnyebb értelmezhetőség kedvéért ezeket az értékeket ábrázoltam a következő, 15.ábrán.



15. ábra: Az egyes hatáskategóriák hozzájárulása az üvegyártás összes környezetterheléséhez

A 15.ábrán szintén a súlyozott eredményeket ábrázoltam, a 11.táblázatban pedig számszerűsítve mutatom meg, hogy az üvegyártás összes környezetterheléséhez melyik hatáskategória milyen mértékben járul hozzá.

11.táblázat: Az egyes hatáskategóriák hozzájárulása az összes környezetterheléshez az üvegyártásban a kiválasztott kategóriákban 10 millió palackra normalizált és súlyozott értékek alapján %-ban

Hatáskategóriák	Német fehér (62,5 %)	Német zöld (84,8 %)	Cullet nélküli zöld-világ átlag mod (0%)	Német barna (68,9 %)	Európán kívül gyártott zöld (57 %)
AP, mol H+ eq	9	9	11	9	12
GWP, kg CO ₂ eq	36	35	32	36	31
EP (freshwater) CTUe	5	5	4	5	2
EP (marine), kg N eq	1	2	1	1	2
EP(terrestrial), mol N eq	4	4	4	4	3
IR, kBq U-235 eq	1	1	1	1	1
LU, pt	0	0	0	0	0
ODP, kg CFC11 eq	0	0	0	0	0
POCP, kg NMVOC eq	5	5	5	5	5
ADP (fossil), MJ	23	24	18	23	19
ADP (mineral), kg Sb eq	5	5	4	5	4
RI, disease inc.	8	7	17	7	18
WU, m ³ depriv.	3	2	3	3	2

A súlyozással a kategóriák jelentőségét tudjuk kiemelni, az eredmények összehasonlíthatóbbá válnak. A kategóriák súlyának megítélése azonban nagyrészt szubjektív döntés.

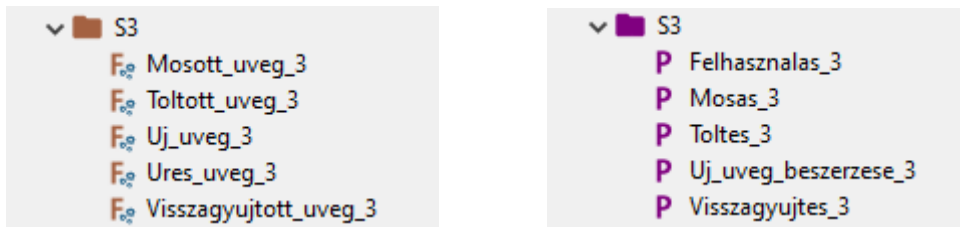
- A súlyozott eredményeket tartalmazó 14.ábrán jól látszik, hogy földhasználat hatáskategória szinte elhanyagolható, míg néhány hatáskategória, mint például az ökotoxicitás súlyozó faktort sem kapott. Az EF (Mid-point) hatásértékelő módszerben szintén nem rendelkeznek súlyfaktorial például az emberi toxicitás kategóriái sem.
- A 15.ábrán még szemléletesebben látszanak a hatáskategóriák hozzájárulási arányai, a 11.táblázatban pedig %-os arányban mutatom be ugyanezt.
- A legjelentősebb hatáskategória a GWP. 31-36 % részesedéssel.
- Jelentős az ADP fossil hatáskategória 18-24 %-kal történő hozzájárulása. Ezt az energia előállítás folyamatok és a szállítás környezetterhelései adják.
- A nem Európában gyártott üvegeknél magasabb (7-8% vs. 17-18 %) az RI értéke. Ez valószínűleg a technológia korszerűségét vagy korszerűtlenségét mutatja.
- A POCP kategória értékei (5%) minden üvegnél azonosak, az üveg összetétele nem befolyásolta az eredményt.
- Megállapítható az is, hogy az ODP és a LU hatáskategóriáknak 1 % alatti a jelentősége minden üvegtípus esetében.
- Az AP hatáskategória esetében is viszonylag jelentős a hozzájárulás 9-12 % közötti.
- A többi hatáskategóriák 1 % és 11 % közötti értékeket mutatnak.
- A számításokkal alátámasztva megállapítható, hogy az üveggyártás környezetterhelésében döntően fontos hatáskategóriák a GWP, az ADP fossil, az AP és gyártási régiótól függően az RI.
- Elhanyagolható hatása (0-1%) van az LU, az ODP és az IR hatáskategóriáknak.

4.2. Az életciklus-értékelés bemutatása egy scenario példáján

Az elemzés menetét, illetve a szoftver működését az S3 scenario példáján mutatom be.

Választásom azért esett erre a scenarióra, mivel ez közelíti meg leginkább az adatokat szolgáltató borászat jelenlegi paramétereit. A palackozóba kerülő üveg újrahasznosított, német gyártású, kb. 50-60 % cullet-tartalmú. A palackokat ötször töltik újra és a visszagyűjtési arány megközelítőleg 80 %.

A számításokhoz a szoftverben létrehoztam a szükséges termékáramokat (Product flows) , majd ezeket felhasználva megalkottam a jellemző folyamatokat (Processes). Az általam létrehozott termékáramokat és folyamatokat az S3-ban a 16. ábra szemlélteti.



16.ábra: Az termék áramlások (Product flows) és a folyamatok (Processes) az S3-ban

Ezután a szintén korábban a 8. táblázatban bemutatott leltáradatokat töltöttem be a különböző folyamatok inputjaiba és outputjaiba. (17.ábra)

Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Reve...	Uncertainty	Avoided w...	Provider	Data qualit...	Descripti...
Electricity	Energy carriers and tech...	52.000000	MJ		none		Electric...		
Sodium hydroxide	Organic chemicals/nan	5.250000	kg		none		Sodi...		
Sulphuric acid	Organic chemicals/nan	0.005000	kg		none		Sulphu...		
Tap water technology mix at u...		1125.000000	kg		none		Tap wa...		
Uj_uveg_3	S3	810.000000	kg		none		Uj_uve...		
Visszagujtott_uveg_3	S3	1440.000000	kg		none		Visszag...		

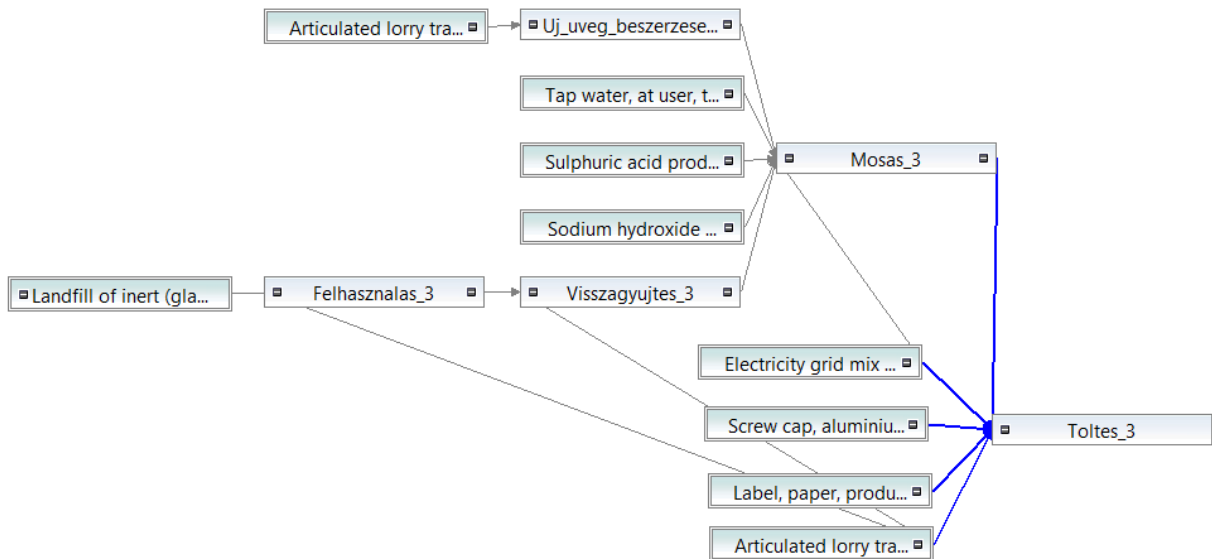
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Reve...	Uncertainty	Avoided pr...	Provider	Data qualit...	Descripti...
Mosott_uveg_3	S3	2250.000000	kg		none				

17.ábra: Leltáradatok megjelenítése a „Mosas_3” folyamatban

A 17.ábra leltáradataihoz: az inputok kiválasztásánál törekedtem arra, hogy a választott adatokhoz, pl. a lúg (NaOH), vagy kénessav (H_2SO_3) tekintetében a megfelelő termékáramot válasszam ki oly módon, hogy tartalmazza a megelőző előállítási folyamatokat (Providerek) is. A szoftver jó adatkészlettel rendelkezik különböző termék-előállítások, például vegyianyagok, energiaforrások, szállítási kapacitások, stb. esetében.

Ahol rendelkezésre állt, igyekeztem európai adatokat használni, ahol ez nem volt lehetséges, ott globális adatokat választottam.

Az így felépített termékrendszer folyamatábráját a szoftver a „Modelgraph”-ban jeleníti meg amely a 18.ábrán látható.



18.ábra S3 „Modelgraph”-ja az openLCA szoftverben

A 18.ábrán látható „Modelgraph”-on jól láthatók a termékáramok irányai, valamint az áramok és a feldolgozási folyamatok kapcsolatai. A termékrendszer kapcsolatainak utólagos szerkesztését, esetleges módosítását itt is el tudjuk még végezni.

A kalkuláció elkészítéséhez a funkcionális egység 10 millió palack. melynek tömege 4 500 000 kg.

Ezek után a hatáselemzési módszert kell kiválasztanunk, amely jelen esetben a környezeti lábnyom középponti indikátor módszert, Environmental Footprint (Mid-point). A vizsgálati módszer lehetővé teszi a normalizálást és a súlyozást, amennyiben ezt is szeretnénk alkalmazni, itt lehet kiválasztani.

Calculation properties

Please select the properties for the calculation

Allocation method: None

Impact assessment method: Environmental Footprint (Mid-point indicator)

Normalization and weighting set: PEF standard weighting and normalization factors

Calculation type: Quick results Analysis Regionalized LCIA Monte Carlo Simulation

Include cost calculation

Assess data quality

< Back Next > Finish Cancel

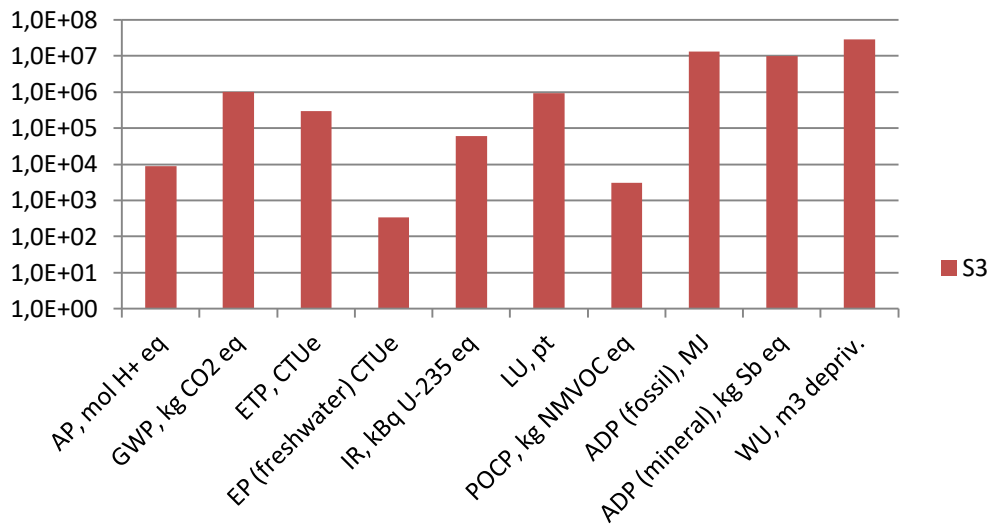
19.ábra Hatásértékelés számítása – jellemzők kiválasztása

A hatásértékelést (19.ábra) elvégezve az eredményeket excelbe exportálva ott további elemzésnek vethetjük alá.

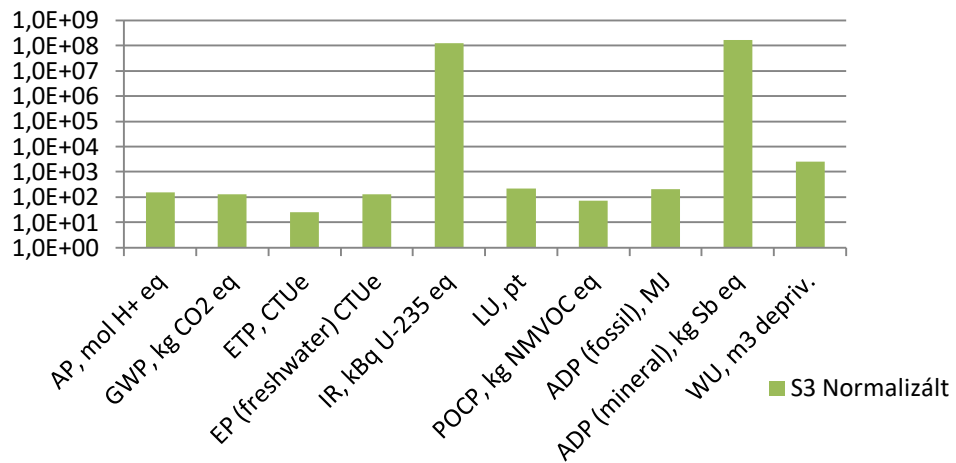
A hatásértékelés elvégzése után a szoftverben megjelennek az Impact analysis-ben a hatáskategóriákban kiszámított eredmények.

A hatásértékelés eredményeit több szempontból tekinthetjük át.

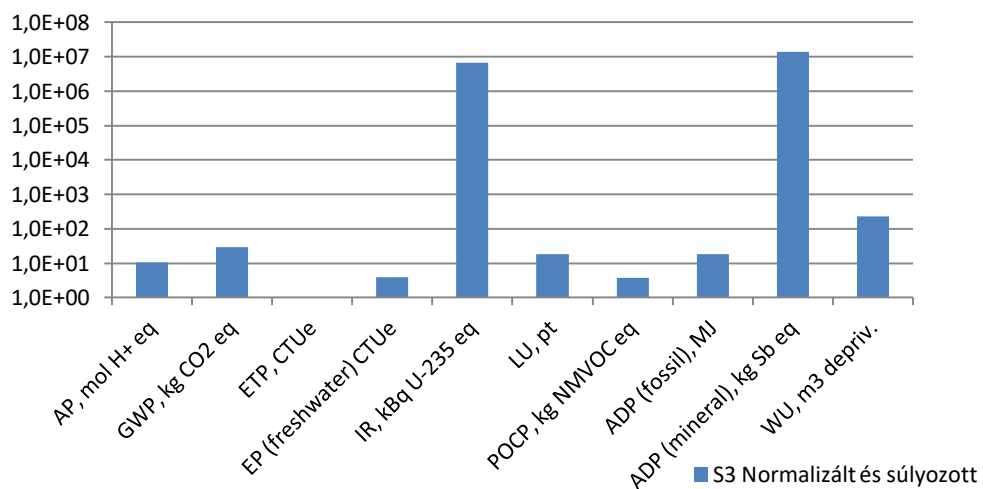
A 20., 21., 22. ábrákon a S3 scenario kiválasztott hatáskategóriáiban a nyers értékek, a normalizált és a normalizált és súlyozott értékek láthatók.



20.ábra S3 scenario nyers adatai a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra

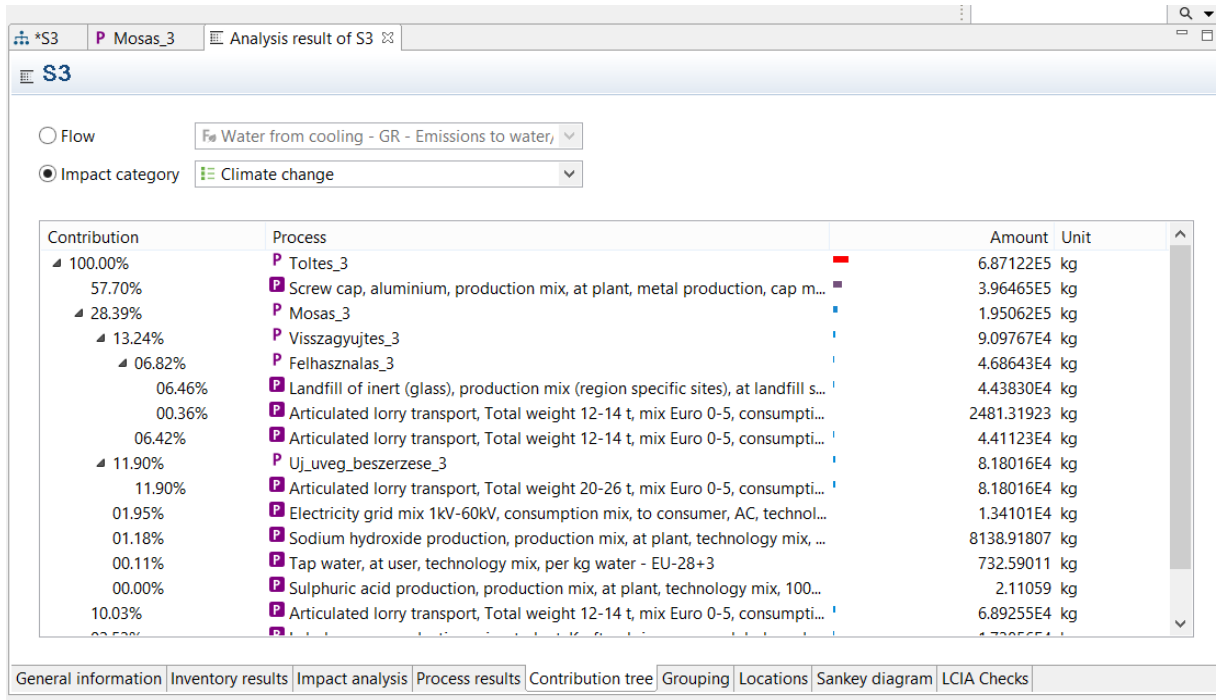


21.ábra: S3 scenario normalizált adatai a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra



22.ábra: S3 scenario normalizált és súlyozott adatai a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra

A „Contribution tree”-ben (23.ábra) a szoftver a kiválasztott hatáskategóriában azt is megmutatja, melyik részfolyamat milyen mértékben járul hozzá a környezetterheéshez. Ezt későbbi számításaimban felhasználom.



23.ábra: „Contribution Tree” (hatásfa) a szoftverben

4.3. Alapszenariók elemzése

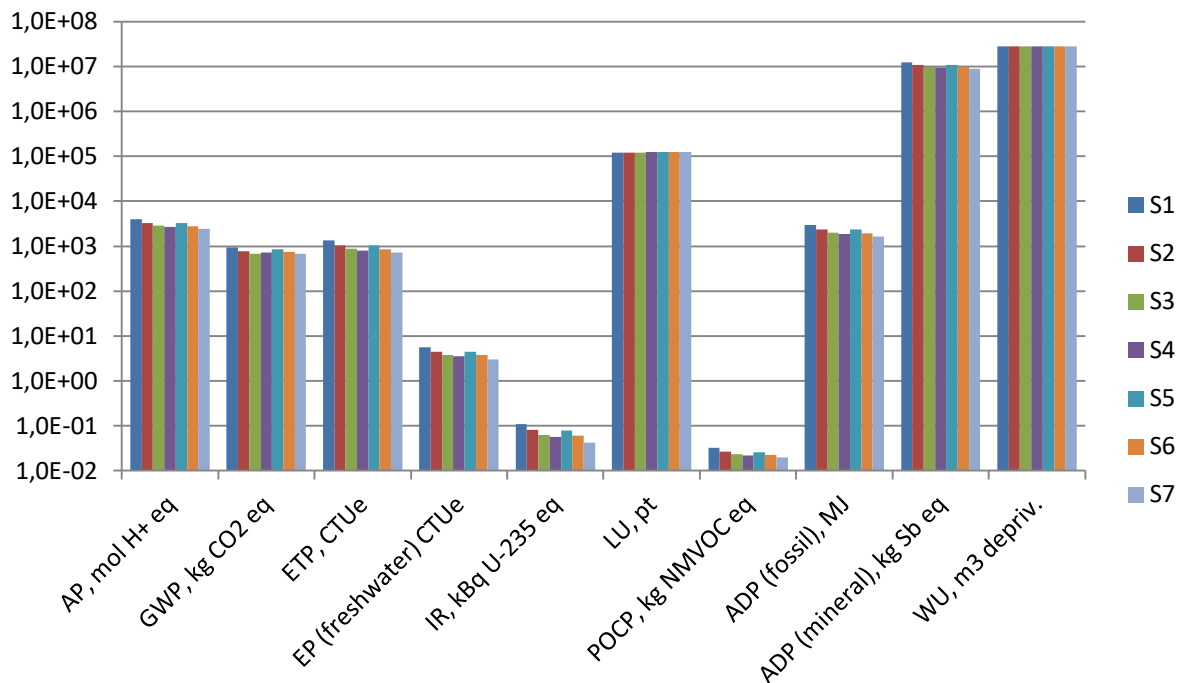
A következőkben az első hét scenario (S1-S7) értékeit hasonlítottam a össze a kiválasztott hatáskategóriákban úgy, hogy először az üvegyártás hatásai nélkül készítettem elemzést.

Az eredményeket összehasonlítva megállapítottam, hogy a kapott értékek a várakozásoknak megfelelően minden vizsgált kategóriában a S7-tel jelölt scanarióban a legkedvezőbbek.

Az eredményeket a 12.táblázat tartalmazza és a 24. ábra szemlélteti.

12.táblázat: Az S1-S7 alapszenariók környezetterhelésének vizsgálata S1-hez viszonyítva %-ban

Hatáskategóriák	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
AP, mol H+ eq	100	82	71	67	80	69	61
GWP, kg CO ₂ eq	100	82	71	76	90	78	71
EPT, CTUe	100	78	65	61	77	64	55
EP (freshwater) CTUe	100	80	68	64	79	66	54
IR, kBq U-235 eq	100	74	59	53	73	56	38
LU, pt	100	99	99	102	102	102	102
POCP, kg NMVOC eq	100	83	73	67	80	70	60
ADP (fossil), MJ	100	79	67	62	78	65	56
ADP (mineral), kg Sb eq	100	88	80	77	86	79	73
WU, m ³ depriv.	100	100	100	100	100	100	100



24.ábra: Az S1-S7 alapszenariók környezetterhelése üvegyártás nélkül 10 millió palackra

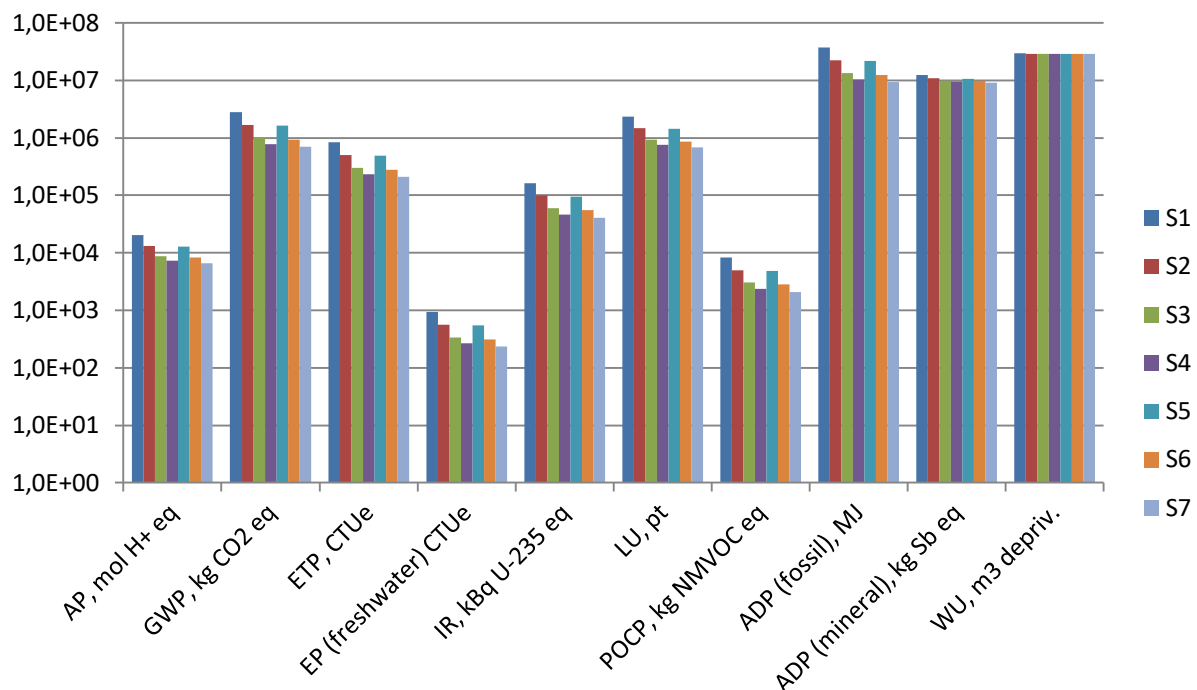
A hatásértékelés számításában itt csak a palackozási folyamatot vettem figyelembe (24. ábra), így az üvegyártásból adódó környezetterhelést figyelmen kívül hagytam.

Az eltérések nagyságának bemutatására az S1, legkedvezőtlenebb scenariohoz (egyszeri töltés, nincs visszagyűjtés, minden üveg hulladék lesz) viszonyítottam a többi, többszöri töltéssel és különböző mértékű visszagyűjtéssel számított scenariokat. Az eredményeket a 11. táblázat tartalmazza.

- A környezetterhelés csökkenése a várakozásoknak megfelelően az S7-ben a legnagyobb, 38-73 %-ot ér el csak a legkedvezőtlenebb S1-hez képest.
- Szintén kedvező értékeket mutat még a S4 is, ahol 5-szöri töltéssel és szintén 90 %-os visszagyűjtéssel kalkuláltam. Itt 63-57 % közötti eredményeket kaptam.
- A WU hatáskategóriában az értékek nem változnak. Ez magyarázható a mosás fajlagosan azonos vízfelhasználásával minden scenarióban.
- A LU hatáskategória az egyetlen, ahol 2% -kal is növekszik a környezetterhelés egyes scenarioknál. Ennek oka vélhetően nem lehet a hulladék lerakása, mert ezekben a scenariokban kevesebb hulladéküveg keletkezik, mint például az S1-ben.

Ezután vizsgáltam, hogyan alakul a környezetterhelés mértéke az üvegyártási adatokkal együtt számított scenariokban. (25. ábra) Itt a scenariok eredményei szemmel láthatóan kezdtek különbözni egymástól, amely csak az üvegyártás eredménye lehet.

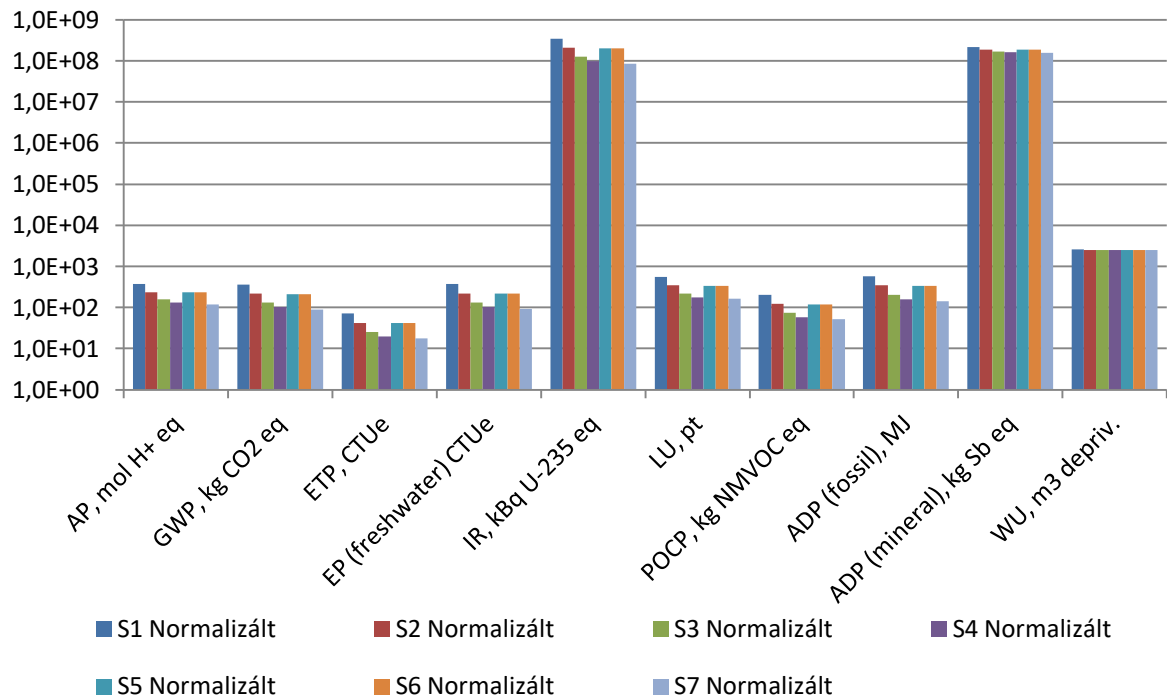
- A kategóriák közül jelentősebb, de egy nagyságrend alatti változások figyelhetők meg az IR az ADP, az LU, az AP, POCP és a GWP hatáskategóriákban.



25.ábra: S1-S7 scenariok üvegyártással együtt vizsgált nyers környezetterhelési értékei 10 millió palackra (teljes termékrendszer)

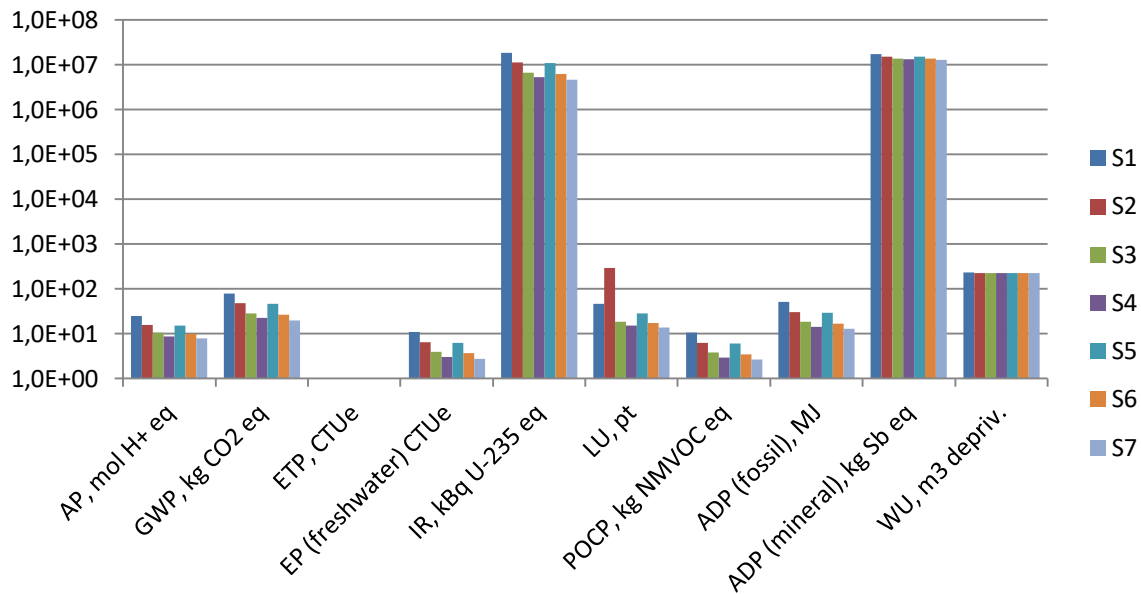
Az így kapott környezetterhelési értékeket a választott hatásértékelő módszerben megállapított faktorról normalizáltam, hogy lássam, milyen mértékűek, mihez lehet hasonlítani őket.

A normalizált értékeket a 26.ábra mutatja.



26.ábra: Az S1-S7 scenariók normalizált környezetterhelése 10 millió palackra üvegyártással együtt (teljes termékrendszer)

-
- A 26.ábrán jól megfigyelhető, hogy egyes kategóriákban a számszerűleg alacsony környezetterhelés egy európai polgár környezetterheléséhez képest, 10^8 nagyságrendű is lehet.
- Ez például az ADP és az IR kategóriákban figyelhető meg. Az azt jelenti, hogy ezekben a kategóriákban az adott scenarióban az üvegyártás és a palackozás együttes hatása megfelel mintegy 345 millió ember éves környezetterhelésének.
- A másik ilyen kiemelkedően magas értéket, hasonló nagyságrendű hatáskategória az ADP mineral, amely az ásványi anyagok és ércek kimerülését mutatja.



27.ábra: S1-S7 scenárió normalizált és súlyozott eredményei a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra (teljes termékrendszer)

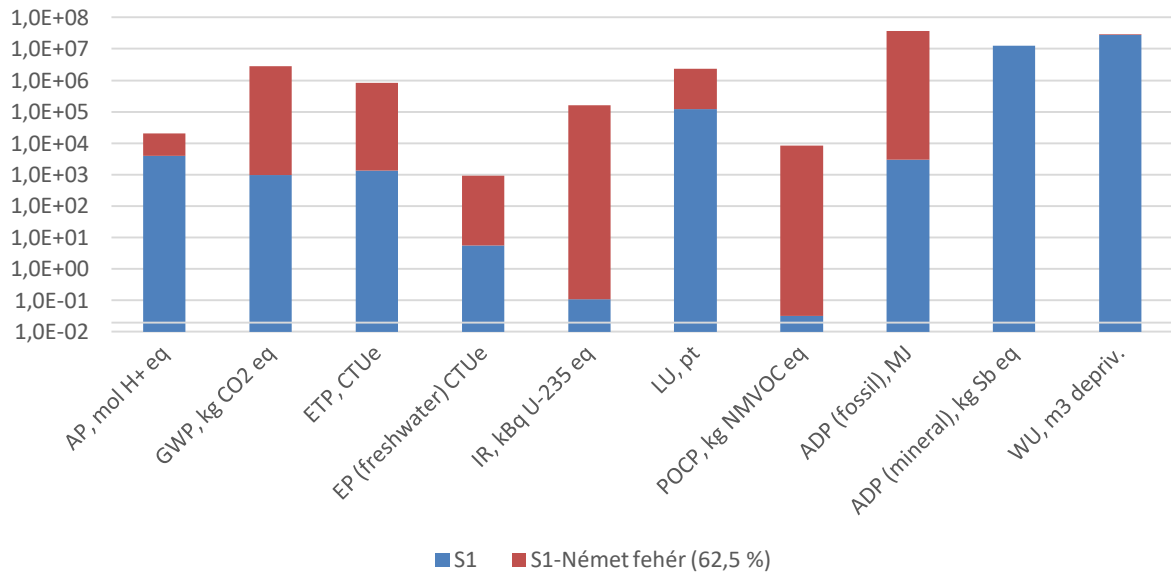
A kategóriák fontosságának vizsgálatához elvégeztem a súlyozást is. Ennek eredményei a 27.ábrán láthatók.

- Az ábráról leolvasható, hogy az EF (Mid-point) súlyozó faktoraival számított eredmények szerint a teljes termékrendszer környezetterhelése szempontjából kiemelkedő fontosságúak az IR és az ADP kategóriák.
- Mindkét hatáskategória a különböző sugárzásokhoz köthető. Ezek a hatások a vizsgált teljes termékrendszerben nagy valószínűséggel az üvegyártásból származnak.

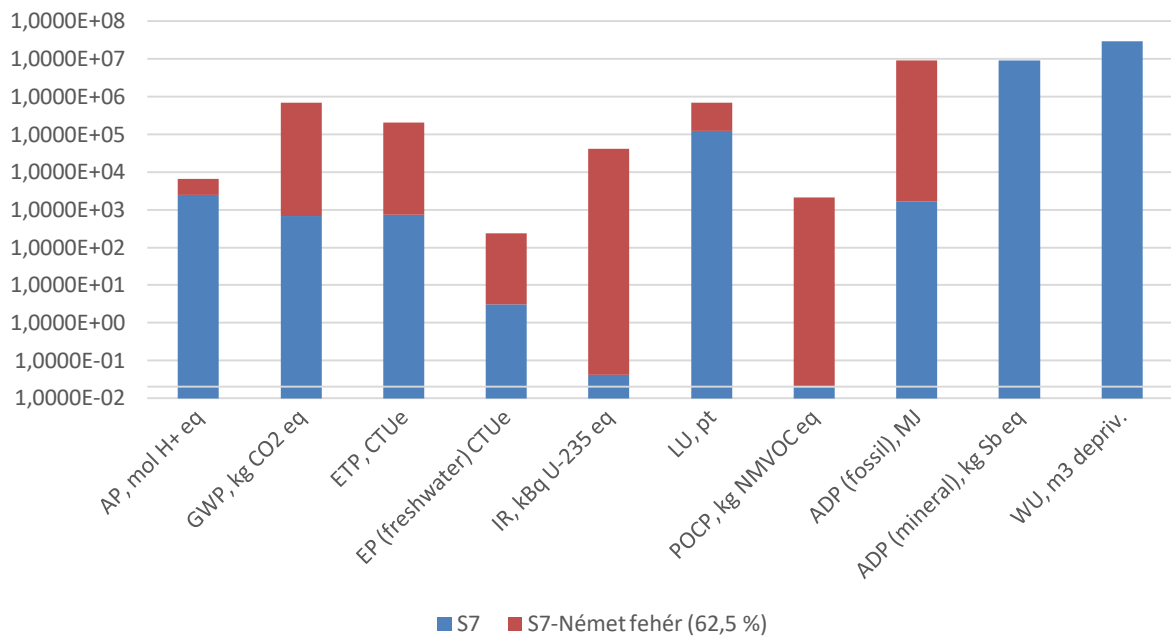
4.4. Üvegyártás és palackozás környezetterhelésének vizsgálata

Ezen eredmények tükrében érdemes megvizsgálni, hogyan viszonyul az üvegyártásból eredő környezetterhelés a palackozási környezetterheléshez.

Két szélsőséges a legkedvezőbb (S7), illetve a legkedvezőtlenebb (S1) alapszenáriót vizsgálva a különbségeket a 28. és 29.ábra mutatja.



28.ábra: Az S1 scenarióban az üvegyártás és a palackozás általi környezetterhelés arányának összehasonlítása 10 millió palackra



29.ábra: Az S7 scenarióban az üvegyártás és a palackozás általi környezetterhelés arányának összehasonlítása 10 millió palackra

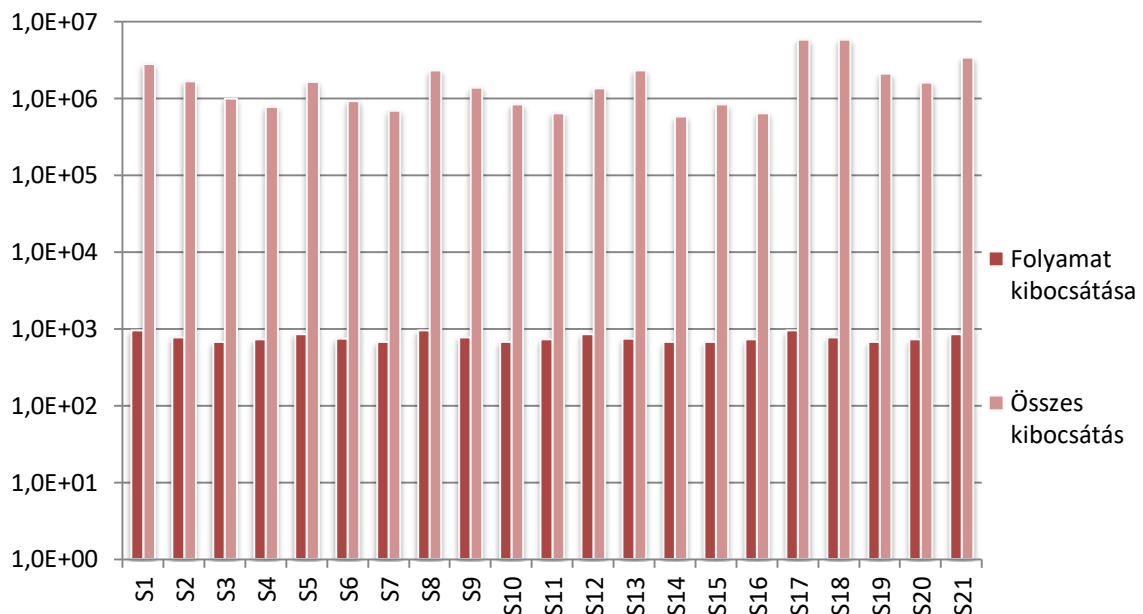
Az 28. és 29.ábráról jól leolvasható, hogy csak néhány kategóriában befolyásolja a palackozás az összes környezetterhelést.

- Az AP tekintetében megállapítható, hogy nem lenne indokolt a változás, mivel az új és a használt palack is mosásra kerül, tehát a mosószerigény fajlagosan nem változik.
- Az LU hatáskategóriában sem tűnik logikusnak az emelkedés, mivel a hulladékká váló üveg mennyisége pont az S1 scenarióban a legtöbb.

- Mivel ezekhez a scenariokhoz ugyanazt az üveget rendeltük hozzá, csak a palackozásból adódhatnak az eltérések.
- Az azonban egyértelműen látszik, hogy a termékrendszer környezetterhelésének döntő része magából az üveggyártási folyamatból ered.

4.5. Éghajlatváltozás vizsgálata

Az életciklus-értékelések leggyakrabban vizsgált kategóriája a GWP, amely globális felmelegedés, klímaváltozás, vagy éghajlatváltozásként szerepel. Mértékegysége a kibocsátás kg széndioxid egyenértékben mérve. Összehasonlítottam az összes scenario GWP eredményeit oly módon, hogy vizsgáltam a csupán a palackozás környezetterhelését a teljes termékrendszer (10. ábra) környezetterheléséhez képest, melyet a 30. ábra mutat.



30. ábra GWP vizsgálata az összes scenarioban 10 millió üvegre

- A 30. ábrán szintén az figyelhető meg, amit korábban megállapítottam, miszerint a környezetterhelés értékei akár 3-4 nagyságrenddel is nagyobbak az üveggyártás részéről, mint a palackozási technológiából adódóan.
- Az jól látható, hogy a különböző üvegtípusok is hatnak a környezetterhelési értékekre. Érdekes azonban, hogy ezeket a különbségeket felerősítik a visszagyűjtési és töltési arányok.
- A várakozások szerint az üveggyártásban történő széndioxid-kibocsátásnak a legkisebbnek a S8-S14-ig jelölésű scenarioknak kellene lenniük, mivel ezekhez a

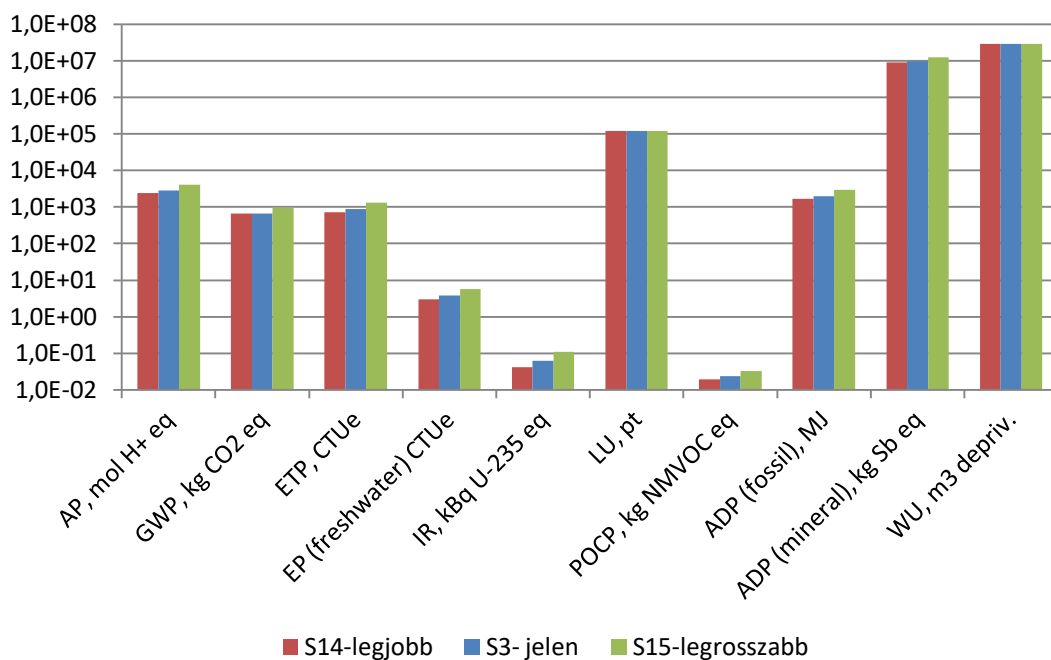
scenariókhoz a 84,8 % culettartalmú német gyártású üveget rendeltem hozzá. Ezt azonban nem lehet egyértelműen megállapítani.

- Az ábrán látható az is, hogy viszont a palackozás (beleértve az új üveg beszerzését, a mosást, töltést, felhasználást és a visszagyűjtést) CO₂ kibocsátása tekintetében a különböző scenariók közel ugyanazt az értéket adják.

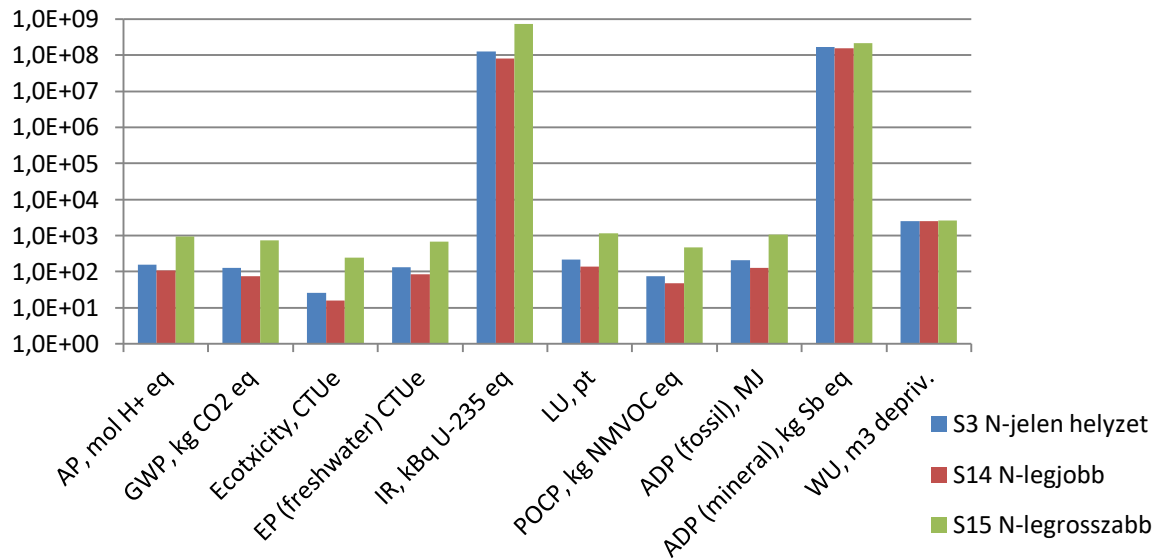
4.6. A három kiemelt scenario vizsgálata

A továbbiakban a három kiemelt scenariót vizsgálva érdekes következtetéseket lehet levonni. Számításokat végeztem a palackozásra és a teljes termékrendszerre nyers, normalizált és asúlyozott értékeket.

A savasodás hatáskategória változásáért nagy valószínűséggel a felhasznált kemikáliák, a földhasználatnál a hulladék üveg lerakása, míg a vízfelhasználásnál a mosás játszhat szerepet. A jelenlegi helyzetet mutató S3-ban a palackozás nagyobb részben járulnak hozzá a környezetterheléshez, mint az üveggyártás maga.



31.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 palackozásra történő értékelésének nyers eredményei 10 millió palackra

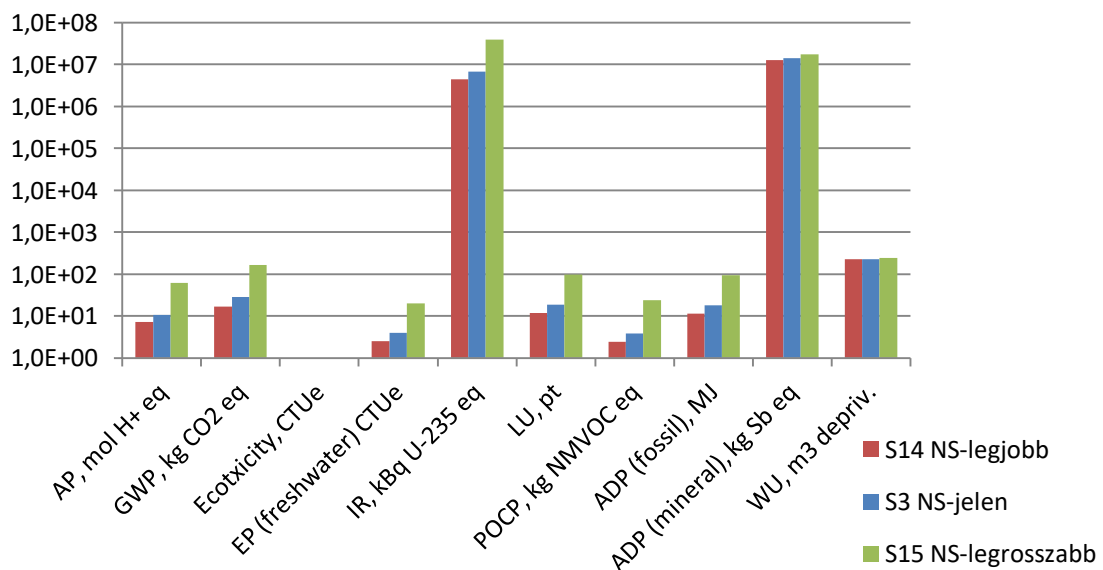


32.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 palackozásra történő értékelésének normalizált eredményei 10 millió palackra

A 32.ábrán a palackozás normalizált eredményei láthatók.

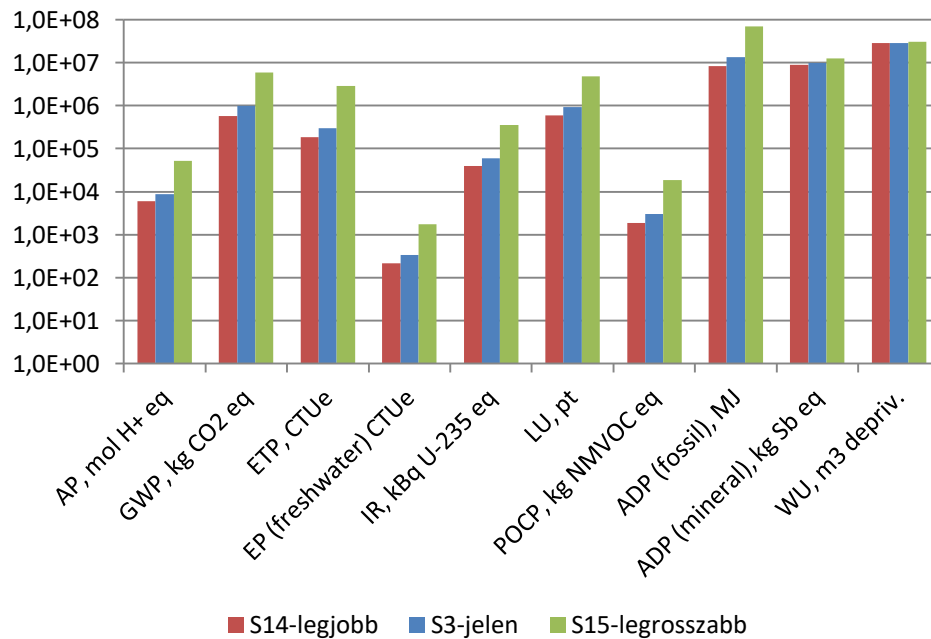
- Az ábrán látható, hogy az ADP mineral és az IR kategóriákban 10^8 és 10^9 nagyságrendek közötti eredményeket kaptunk. Ez igen magas és azt jelenti, hogy ezekben a hatáskategóriákban az üvegyártás és a palackozás együttes környezetterhelése több mint 1 milliárd európai átlagpolgár éves kibocsátásának felel meg. Ez aggasztó mérték.

A 33. ábrán az előbbi, 32 ábra eredményeit ábrázoltan súlyokkal kiszámítva.



33.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 palackozásra történő értékelésének normalizált és súlyozott eredményei 10 millió palackra

- A súlyozás ebben a hatásvizsgálati csomagban nagy jelentőséget tulajdonít a normalizálás során már említett RI és ADP mineral hatáskategóriáknak. Ez a fontosság a súlyozással még nagyobb hangsúlyt kapott.



34.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 teljes termékrendszerre számított nyers értékei 10 millió palackra

A 34.ábrán lévő két diagramot megvizsgálva jól látszik, hogy a teljes termékrendszerre nézve az üveg típusa, hogyan befolyásolja a környezetterhelési értékeket.

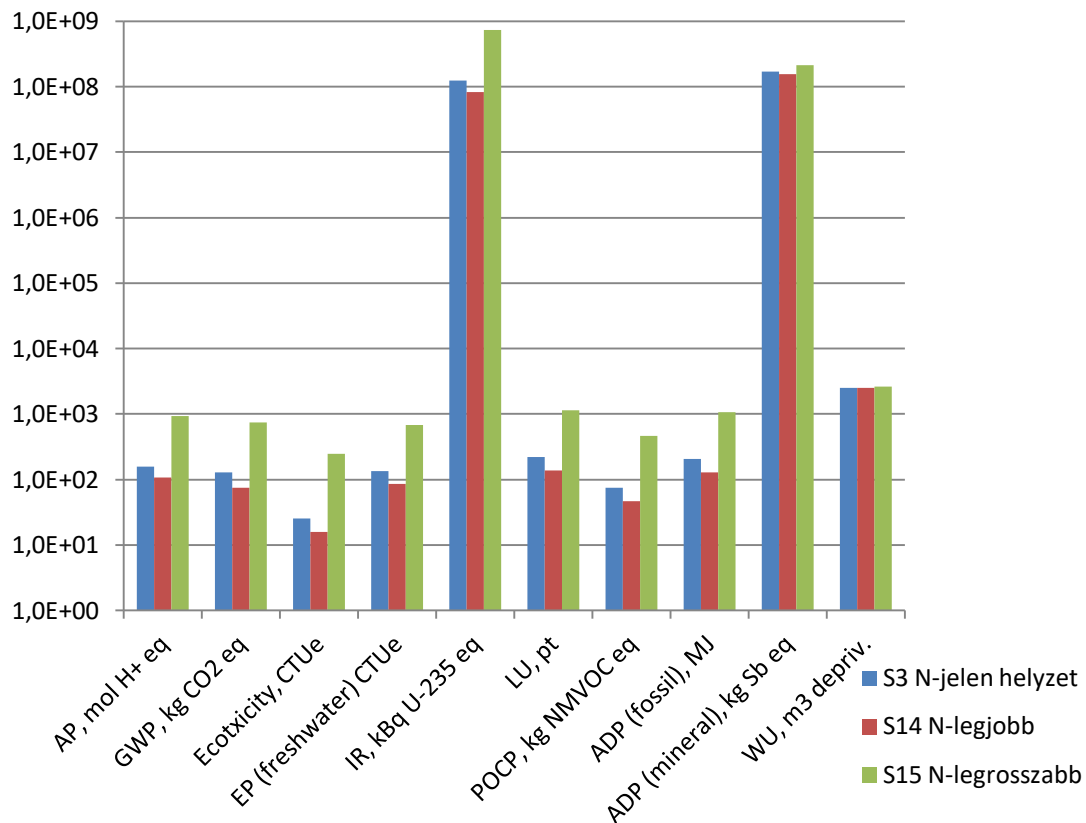
- Az S14-ben a 84,8 % cullet-tartalmú, az S3-ban a 62,5 % és az S15-ben 0 % cullet-tartalmú üvegekkel számoltam.
- Százalékos arányban az eltéréseket a 13. táblázat tartalmazza.

A táblázatban is összehasonlítottam a legkedvezőbb, a legkedvezőtlenebb és a jelenlegi helyzetet modellező scenariokat.

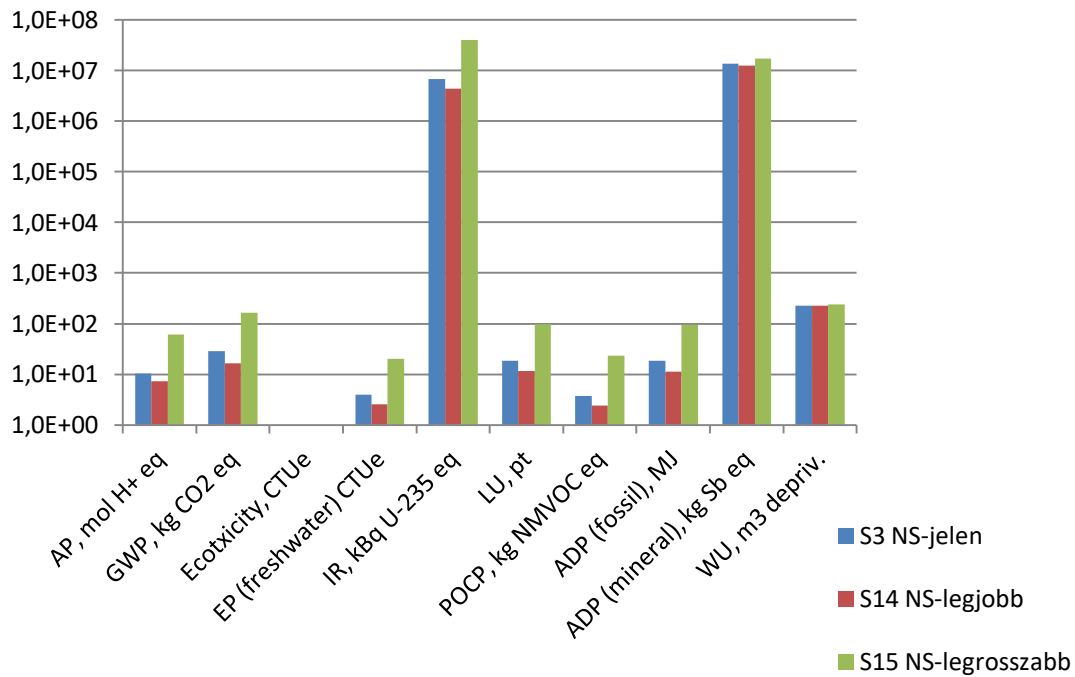
- Az AP, a GWP vagy az ETP értékeit vizsgálva megállapíthatjuk, bármilyen akár csekély cullet-tartalom jelentősen tudja csökkenteni a káros hatásokat.
- Vannak azonban olyan hatáskategóriák, ahol ezek a kedvező hatások lényegesen kisebb mértékűek, mint például a vízfelhasználás.

13.táblázat A három kiemelt scenario összehasonlítása 10 millió palackra teljes termék rendszerre

Hatáskategóriák	S3 S15-höz képest (%)	S14 S15-höz képest (%)
AP, mol H+ eq	17	12
GWP, kg CO ₂ eq	17	10
ETP, CTUe	10	6
EP (freshwater) CTUe	20	13
IR, kBq U-235 eq	17	11
LU, pt	19	12
POCP, kg NMVOC eq	16	10
ADP (fossil), MJ	19	12
ADP (mineral), kg Sb eq	80	73
WU, m ³ depriv.	95	94



35.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 teljes termékrendszerre számított normalizált értékei 10 millió palackra



36.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 teljes termékrendszerre számított normalizált és súlyozott értékei 10 millió palackra

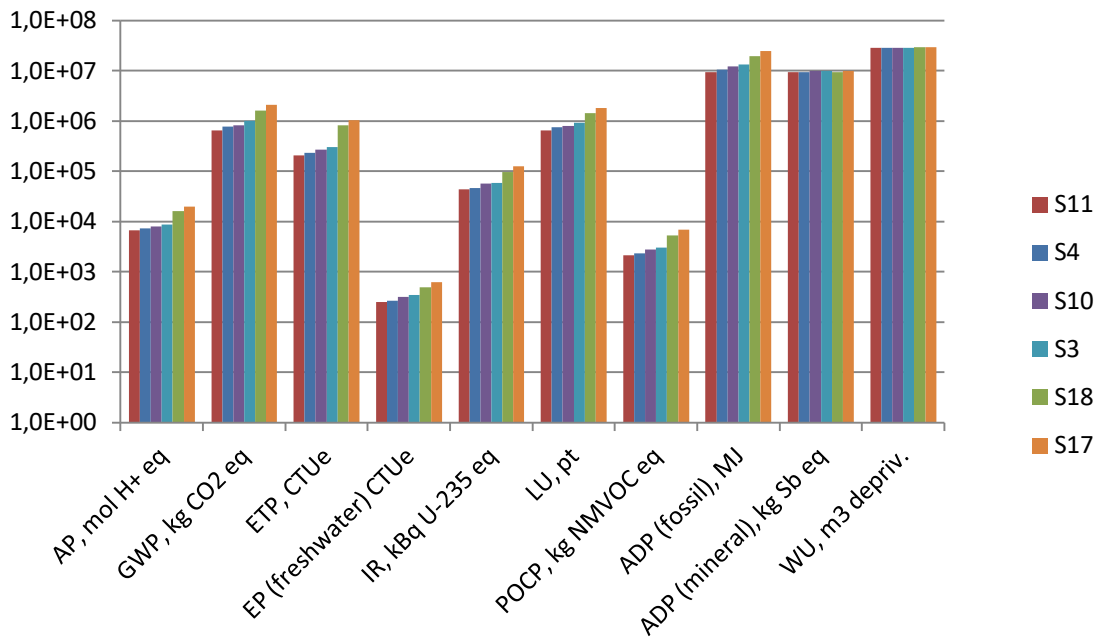
A 35. és 36. ábrán a teljes termékrendszerre vonatkoztatott normalizált és súlyozott eredményeket mutatom be.

- Az eredmények hasonló képet mutatnak, mint korábban a palackozás esetén kicsit kisebb, 10^7 és 10^8 nagyságrendben.
- Ebből azt állapítottam meg, hogy az IR és az ADP mineral kategóriának a normalizálás és a súlyozás után válik kiemelkedővé a fontossága. Ez azért érdekes, mert ennek a két hatáskategóriának az üvegyártás során való vizsgálatában csak 10^1 nagyságrendű eredményeket kaptam. Ezzel az igazolódik, hogy a normalizációs faktor megválasztása jelentősen befolyásolja a kapott eredményeket. Ennél még inkább szubjektívvé teszi a vizsgálatot a súlyozás, bár ebben az esetben ez egy nagyságrenddel való csökkenést jelentett.

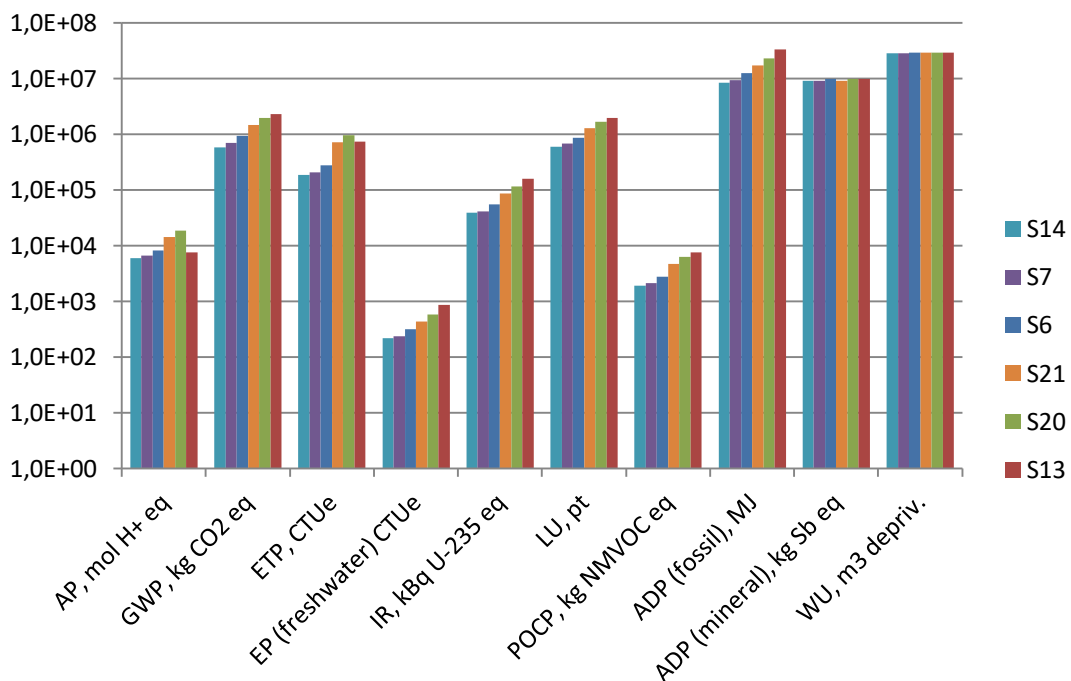
4.7. Visszagűjtési arányok és töltésszám változtatások

Arra, hogy a töltésszám növelése és/vagy a visszagyűjtési arány emelése milyen kedvező hatásokkal járhat a környezetterhelés szempontjából két vizsgálatot végeztem.

Megnéztem, hogy az ötszöri, illetve hatszori töltés és a 80, 90 %-os visszagyűjtési aránynak milyen hatása lehet az egyes hatáskategóriákban. A 37. és 38.ábrákon ezt mutatom be.



37.ábra Az 5 töltés és 80, illetve 90 % visszagyűjtési arányú scenariók összehasonlítása nyers eredmények 10 millió palackra (teljes termékrendszer)



38.ábra: A 6 töltés és 80, illetve 90 % visszagyűjtési arányú scenariók összehasonlítása nyers eredmények 10 millió palackra (teljes termékrendszer)

Mindkét változtatás egyenként is pozitívan hat a környezetterhelés eredményeire.

14.táblázat: A környezetterhelési értékek csökkenése a visszagyűjtési arány 80 %-tól 90 %-ra történő emelésekor 10 millió palackra számítva %-ban 5 töltés esetén

Hatáskategóriák	S4/S3	S11/S10	S18/S17
AP, mol H+ eq	83	83	80
GWP, kg CO ₂ eq	78	78	78
ETP, CTUe	78	78	78
EP (freshwater) CTUe	78	78	78
IR, kBq U-235 eq	78	78	78
LU, pt	81	82	79
POCP, kg NMVOC eq	78	78	78
ADP (fossil), MJ	78	78	78
ADP (mineral), kg Sb eq	96	96	96
WU, m ³ depriv.	100	100	99

A 14.táblázat számszerűsítve mutatja 100 %-ról hogyan csökken a környezetterhelés a visszagyűjtési arány 80 %-ról 90 %-ra történő emelésekor 5 töltés esetén.

- A táblázat adataiból látható, hogy a környezetterhelés mértéke a visszagyűjtés 10 %-kal történő emelésével minimum 1 %, de az esetek döntő többségében 22 % javulást mutat a különböző hatáskategóriákban.
- Az ADP és WU hatáskategóriákban csekély mértékben (0-4%) változik, többiben 18-22 % a környezetterhelés csökkenésének mértéke.

Vizsgáltam továbbá, hogy a töltésszám 5-ről 6-ra történő emelése miként hat a környezetterhelésre. Ennek eredményeit a 15.táblázat tartalmazza.

15. táblázat: A környezetterhelési értékek csökkenése a töltésszám 5-ről 6-ra történő emelése esetén 90 %-os visszagyűjtés mellett 10 millió palackra számítva %-ban teljes termékrendszerre

Hatáskategóriák	S7/S4	S14/S11	S21/S18
AP, mol H+ eq	90	90	90
GWP, kg CO ₂ eq	89	89	89
ETP, CTUe	89	89	89
EP (freshwater) CTUe	89	89	89
IR, kBq U-235 eq	89	89	89
LU, pt	91	91	90
POCP, kg NMVOC eq	89	89	89
ADP (fossil), MJ	89	89	89
ADP (mineral), kg Sb eq	95	95	95
WU, m ³ depriv.	100	100	100

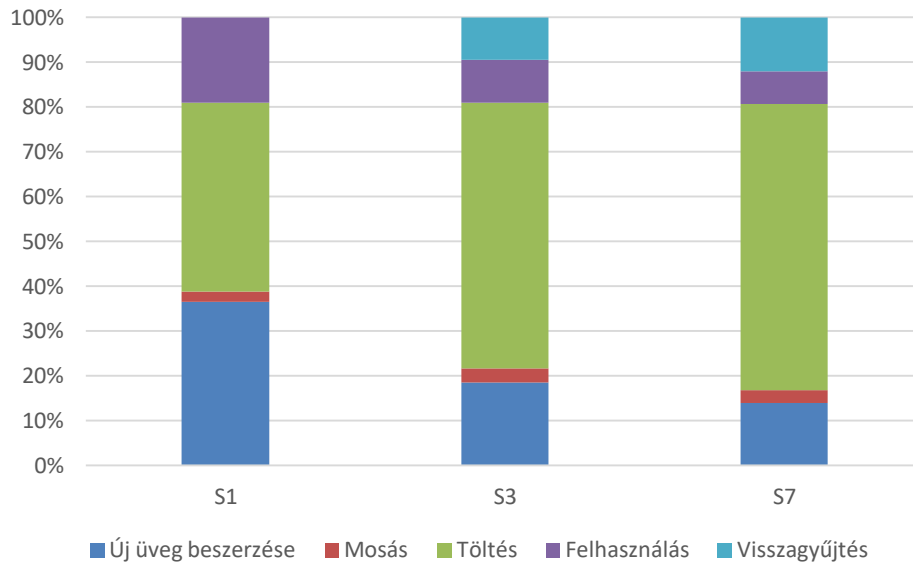
- Megállapítottam, hogy a töltésszám 5-ről 6-ra történő emelésével a 90 %-os visszagyűjtési arányt feltételezve a növeléssel a különböző hatáskategóriákban 5 % és 11 % közötti környezetterhelés csökkenés figyelhető meg. Kivétel a WU hatáskategória, ahol ez a töltésszám emelés nem változtat az eredményeken.

4.8. Az egyes palackozási részfolyamatok hatása az összes környezetterhelésre

A szoftveres elemzésben jó szolgálatot tesz a „Contribution tree”, a hatásfa.

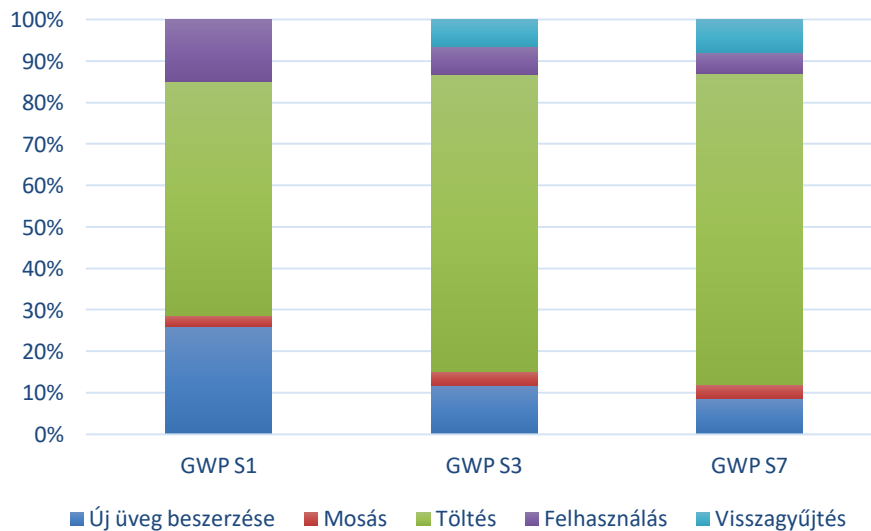
Ennek segítségével elemeztem öt kiválasztott hatáskategóriában három alap scenarióra melyik részfolyamat (új üveg beszerzése, mosás, töltés, felhasználás, visszagyűjtés) milyen mértékben járul hozzá a termelési folyamat környezetterheléséhez.

A vizsgált kategóriák az AP, a GWP, az ADP, az EP és a WU voltak.



39.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása az AP hatáskategóriában

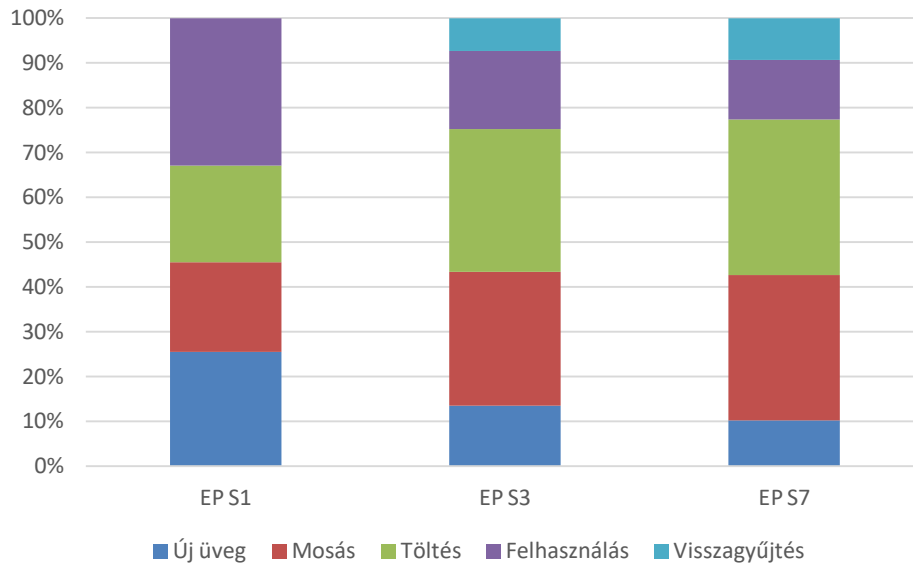
- A savasodás (AP) hatáskategóriára a számítások szerint (39.ábra) a töltés folyamata gyakorolja a legnagyobb hatást. A hatásfa adatai alapján ez valószínűleg az alumínium kapszula valamint a papír címke gyártásának tulajdonítható.
- Kismértékben hozzájárul még szállítás és csekély, de nem elhanyagolható mértékben az energiaellátó rendszer környezetterhelése is.



40.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása a GWP hatáskategóriában

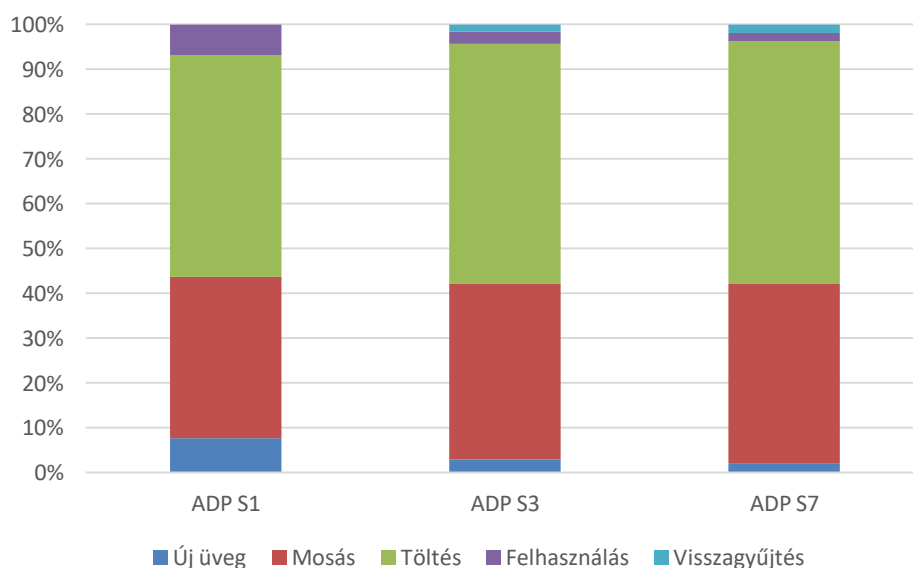
- A GWP kategóriában hasonló, a töltés során felhasznált alumínium kapszula és címke gyártásából eredő környezetterhelés adja a megnövekedett CO₂ mennyiséget. (40.ábra)

- Szintén hozzájárul még a szállításhoz szükséges fosszilis üzemanyagok elégetése és ha csekély mértékben, de az energia előállításából eredő környezetterhelés is.



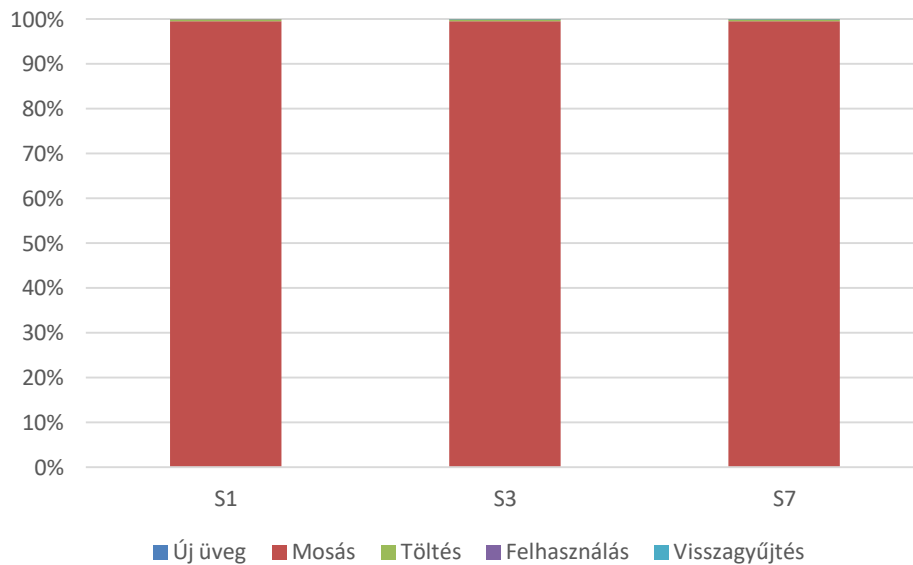
41.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása az EP hatáskategóriára

- Az eutrofizáció hatáskategóriájában minden fő palackozási részfolyamat jelentős befolyással bír.
- Ebben a hatáskategóriában számított eredményeket mutatja a 41.ábra. Itt minden olyan anyagnak, erőforrásnak jeletős hatása van, amit a palackozás során figyelembe kell vennünk. Itt a három legjelentősebb befolyásoló tényező a szállítás, a NaOH, illetve a kénsav előállításának folyamatai, valamint a hulladéküveg keletkezése, lerakása.



42.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása az ásványi anyagok kimerülésére

- Az ásványi anyagok kimerülése hatáskategóriában számított eredményeket szemlélteti a 42.ábra. Az ásványi anyagok kimerülésében a hatásfa alapján alapvetően az alumínium kapszula, és a NaOH játsza a főszerepet.
- Hozzájárul még a szállítás több folyamat részeként, valamint arányaikban kis mértékben, de nem alhanyagolhatóan a vízfelhasználás, a címkegyártás és az elektromos energia ellátás is. A felépített modell a „providerekben” tartalmazza ezeket a háttér adatokat, így a hatásértékelésnél ezek is hozzájárulnak az eredményekhez.



43.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása a vízkészletek csökkenésére

- A WU hatáskategóriában szinte csak a mosásnak van szerepe a kapott eredmények szerint.(43.ábra)
- Az általam vizsgált termékrendszer palackozási részében más folyamathoz valóban nem használnak vizet, a fajlagos vízfelhasználás pedig minden scenarióban azonos.

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Kutatásomban különböző scenariokat felépítve különböző üvegtípusokat, töltési számokat és visszagyűjtési arányokat vizsgáltam abból a szempontból, hogy hogyan és milyen mértékben változik a különböző hatáskategóriákban várható környezetterhelés.

A különböző cullet-tartamú üvegek életciklus-értékelését elvégezve megállapítottam, hogy jelentős különbségek adódnak az üvegek cullet-tartalmától és a gyártás régiójának függvényében. Megállapítottam, hogy néhány hatáskategóriának, például GWP, AP, ADP, WU és POCP kiemelkedő jelentősége van az üvegyártás környezetterhelésének bemutatásában. Vannak kategóriák, mint a LU, WU, RI, amelyek számottevő mértékben nem jelennek meg a környezetterhelésben, de ezt nagymértékben beolvasolhatja a gyártási régió is.

Továbbiakban vizsgáltam a különböző típusú üvegekkel kombinálva az újratöltési lehetőségeket és visszagyűjtési arányokat. Összességében megállapítottam, hogy mindegyik vizsgált tényező – üvegtípusok, töltési számok, visszagyűjtési arány – kisebb nagyobb mértékben befolyásolja a hatáskategóriákban várható környezetterhelés mértékét.

Az üvegek újratöltési számának akár csak eggyel történő emelése esetén is egyes hatáskategóriákban és egyes üvegtípusok esetén akár 11 %-s környezetterhelés csökkenést is okozhat, főleg nagy volumenű termelésnél. Természetesen vizsgálni kell az üveg fizikai, esztétikai kopását, elhasználódását. Míg egyes szakirodalmak akár tízszeres újratöltéssel - sőt elméleti szinten ennél többel is - számolnak egy borospalack újrahasználata során, a tapasztalat szerint, a vállalkozásnál jelenleg használt, kb. 50-60 % cullet-tartalmú újrahasznosított üveg, minőség- és esztétikai romlás nélkül öt alkalommal tölthető meg.

Hasonlóan kedvező irányban befolyásolja a környezetterhelési értékeket a visszagyűjtési arány 10 %-kal történő emelése.

Jelenleg Magyarországon a visszagyűjtési arány 50 % körül mozog, ezért a scenariók kialakítása során ez volt az egyik begyűjtési ráta. A vállalkozás esetében 80 %-os begyűjtési arányt értek el, és a jelenleg használt, 50-60 % cullet-tartalmú palackot figyelembe véve a jelenlegi helyzetet az S3 scenario példázza, amelyet több megközelítésben is vizsgáltam. A még kedvezőbb környezetterhelési eredmények elérése érdekében - mint ahogy az már néhány északi országban és Németországban is megvalósult -, 90 %-os visszagyűjtéssel és újrahasználattal is számoltam, hogy bemutassam a további kedvező lehetőségeket. Várakozásomnak megfelelően a visszagyűjtési ráta növelésével is jelentős káros anyag

kibocsátás csökkenés, ezáltal környezetterhelés csökkenés is elérhető. Ebben az esetben számos vizsgált hatáskategóriában akár 22 %-os javulás is elérhető.

Megállapítottam, hogy a termékrendszerben vizsgált folyamatok közül az üveg előállítása képviseli a környezetterhelésben a legnagyobb volument a GWP, AP, EP, ET, WU hatáskategóriákban.

A mosás lúgfelhasználása, a fertőtlenítés kiskoncentrációjú kénessav felhasználása szintén nem terheli súlyos mértékben a környezetet, mint ahogy az energiafelhasználás sem döntő mértékű. Itt azonban meg kell jegyezni, hogy a szennyvízkezelés a rendszer határain kívül esett.

A régió belüli adatok rendelkezésre állása szintén nagymértékben befolyásolja a kapott eredményeket. A számítások eredményei annál megbízhatóbbak lesznek, minél több pontos, hazai adatunk van.

Az üvegtípusok elemzése során megállapítottam, hogy az üveggyártás régiója, az üveggyártás technikai fejlettsége döntően befolyásolja a környezetterhelést.

Összességében megállapítottam, hogy mivel az üvegpalack várhatóan hosszútávon a legelfogadottabb és legnagyobb mértékben felhasznált csomagolóeszköz lesz a bor tekintetében, szorgalmazni kell az egyutas csomagolások csökkentését és ezzel egyidejűleg növelni az újrahasználatot és a visszagyűjtési hányadot. Egy megfelelő betétdíjas rendszer (újra) létrehozása jelentősen segítené a környezetre rótt terhek enyhítését.

5.1. Hipotéziseim verifikálása

H1: A nagyobb hányadban újrahasznosított üvegből készült palack környezeti terhelése kisebb.

Igaz. Ezt a kiválasztott kategóriák többségében sikerült igazolni.

Összehasonlítva a cullet-tartalom nélküli, az 57 %, a 62,5 %, 68,9% és a 84,8 % (utóbbi három német gyártású) cullet-tartalmú üvegeket megállapítottam, hogy a német üvegek környezetterhelése az összes hatáskategória tekintetében 26-54 %-a a cullet nélküli a világ összes átlagos adataiból számolt átlagértékekhez képest. A GWP hatáskategóriában, amely a szakirodalomban a leggyakrabban vizsgált hatáskategória, 50 % a német üvegek környezetterhelése a cullet nélkülihez képest. Hasonló pozitív eredmény tapasztalható a ökotoxicitás hatáskategória tekintetében is, ahol csupán 30 % alatti környezetterhelés mértéke a culletmentes üveghez képest. Az 57 %-os cullet-tartalmú üveg esetében a környezetterhelés mértéke is igazolja a cullet minél nagyobb arányú felhasználását, azonban itt – feltehetően a gyártás helyszínének földrajzi és légköri viszonyainak következményeként például a POCP és az AP kategóriákban majdnem azonos környezetterhelést mutat, mint a cullet nélküli.

H2: A visszagyűjtési arány 10 %-kal való növelése jelentős mértékben csökkenti a fajlagos környezetterhelést.

Igaz. Az egyutas palackokhoz képest egyes kategóriákban akár 80 %-os környezetterhelési csökkenés is elérhető. A három kiemelt sceneriot, amely a töltési szám és a visszagyűjtési ráta alapján a jelenlegi helyzetet, a legjobb, illetve a legrosszabb scenariokat jelenti megállapítottam, hogy az AP kategóriában a környezetterhelés a legrosszabb esethez a legjobbat viszonyítva 12 %-ra esik vissza ez az érték. Ebben a vizsgálatban a többi hatáskategóriában is kivétel nélkül pozitív változások láthatók, melyeknek az előbbi viszonyítás alapján 6 % és 94 % között volt az értéke.

Vizsgáltam külön az 5 töltés esetében a 80 %-os és a 90 %-os visszagyűjtési arányok eredményeit. Megállapítottam, hogy a környezetterhelés mértéke a visszagyűjtés 10 %-kal történő emelésével 1 % csökkenést mutat a WU hatáskategóriában. A többi hatáskategóriában lényegesen jobb eredmény volt kimutatható. Az ADP, mineral-ban 4 %, míg többi hatáskategóriákban 19-22 % környezetterhelés csökkenés jelentkezett.

H3: Az újrahasználat során az újratöltések számának növelése egyértelműen kedvezően befolyásolja a környezetterhelés mértékét.

Igaz. Az egyutas palackokhoz képest a töltésszám és visszagyűjtési arány növelése akár 75 %-os környezetterhelési csökkenést is elérhet. Vizsgáltam azokat az eseteket, amikor töltések számát jelenlegi 5 töltésben határoztam meg és 80 % illetve 90 % visszagyűjtési rátával számoltam. Ennek azért tulajdonítottam jelentőséget, mivel a jelenlegi helyzetben 5-ször töltenek egy üveget és 80 % a visszagyűjtési ráta, tehát a 10 %-kal történő visszagyűjtési ráta emelés akár meg is valósulhatna és a számítások eredményeként kapott kedvező eredmény bekövetkezhetne.

Itt is igazolható, hatáskategóriáktól függően 4 % és 22 % javulás következett be. Ez a hatáskategóriák döntő többségében 20-22 % volt. Ez a GWP, az ETP, EP, az AP, a POCP, az ADP (fossil), az LU és a IR hatáskategóriákban volt tapasztalható. Az ADP (mineral) tekintetében csupán 4 % javulást tudtam kimutatni.

A töltésszám 5-ről 6-ra történő emelésével a 90 %-os visszagyűjtési arányt feltételezve a növeléssel a különböző hatáskategóriákban 5 % és 11 % közötti környezetterhelés csökkenés figyelhető meg. A legtöbb kategóriában ez az érték 11 % volt. Kivétel a WU hatáskategória, ahol ez a töltésszám emelés nem változtat az eredményeken.

H4: Vannak olyan környezeti hatáskategóriák, amelyekben nincs számottevő jelentősége az üvegyártás környezetterhelésének.

Részben igaz. A vizsgált hatáskategóriák tekintetében az üvegek összehasonlítása során az összes hatáskategóriában kaptam értékelhető nyers eredményt. Ezek a várakozásoknak megfelelően azt bizonyították, hogy a magasabb cullet-tartalom minden kategóriában kedvezően csökkenti a környezetterhelést. Ha csak a számszerű értékeket tekintjük, van olyan hatáskategória, ahol elhanyagolhatónak tűnik a kibocsátott mennyiség. Ezért az egyes hatáskategóriák fontosságának alátámasztására ezeket súlyokkal ellátva kell vizsgálni, mert az itt kibocsátott kis mennyiségű anyagok hatása már akár alacsony dózisban is egészségkárosodást okozhat.

Ezért az eredmények további értelmezéséhez normalizáltam és súlyoztam a nyers környezetterhelési eredményeket.

A súlyozott eredményeket elemezve látható volt, vannak kategóriák, amelyek hanyagolhatók, míg néhány hatáskategória, mint például az ökotoxicitás súlyozó faktort sem kapott. Az EF (Mid-point) hatásértékelő módszerben szintén nem rendelkeznek súlyfaktorial például az emberi toxicitás hatáskategóriái sem.

Vizsgáltam, hogy az egyes hatáskategóriák milyen mértékben járulnak hozzá a termékrendszerem összes környezetterheléséhez.

Ide az 5 % alatti hozzájárulással rendelkező kategóriákat soroltam. Ez egy szubjektív választás volt, ennek a hipotézisnek a vizsgálatára állapítottam meg.

Megállapítottam, hogy POCP hatáskategória értékei minden üvegtípusnál egyformán 5 %-ot mutattak, az üveg összetétele nem befolyásolta az eredményt.

Az ADP mineral értéke 4-5 %, az EP freshwater 2-5 %, az EP terrestrial 3-4 %, a WU 2-3 % az EP marine 1-2 %.

Megállapítottam azt is, hogy az ODP, IR és a LU hatáskategóriáknak 1 % alatti a hozzájárulása minden üvegtípus esetében.

Az általam vizsgált üvegek tekintetében az üveggyártás környezetterhelésében elhanyagolható szerepük van.

H5: Meghatározhatók olyan hatáskategóriák, amelyekben egyértelműen számottevő az üveggyártás környezetterhelése.

Igaz. A normalizált és súlyozott eredmények összehasonlításával vizsgáltam, melyek lehetnek ezek a hatáskategóriák. Az itt számított eredmények alapján megállapítottam, hogy az életciklus-értékelésben az általam kiválasztott hatáskategóriák közül az AP, ADP fossil és ADP mineral, a GWP, az LU, az RI és a POCP hatáskategóriákban volt látható jelentősebb eredmény.

Számításaim azt igazolták, hogy a legfontosabb hatáskategória a GWP, amely az üveggyártás összes környezetterhelését tekintve 31-36 %-ban járul hozzá. Ez a magas részarány a szállítás és az üveggyártási technológiából adódó CO₂ kibocsátásából ered.

Szintén jelentős az ADP fossil hatáskategória 18-24 %-kal történő hozzájárulása az össz környezetterheléshez. Ezt a magas hányadot az energia előállítási folyamatok és a szállítás környezetterhelései adják.

A nem Európában gyártott üvegeknél magasabb (17-18 %) az RI értéke, mint az európai termékekénél (7-8%). Így ennek a hatáskategóriának a fontossága régióként nagymértékben eltérhet. Ez valószínűleg a technológia korszerűségét vagy korszerűtlenségét mutatja.

Az AP hatáskategóriának is viszonylag jelentős, 9-12 % közötti környezetterheléshez való hozzájárulás igazolható, amely az üveggyártás emisszióinak tulajdonítható.

5.2. Új eredmények

Új és újszerű tudományos eredménynek tekintem, hogy

1. Ez az első magyar nyelvű, gyártói adatokon alapuló tanulmány ebben a tárgykörben.
2. Elsőként készítettem életciklus-értékelést Magyarországon a borospalackra.
3. Dolgozatomban számszerűsítve bizonyítom, hogy a borospalackok többszöri utántöltésének, és/vagy a visszagyűjtési arány növelésének kedvező, környezetterhelést csökkentő hatása van.
4. Meghatároztam azokat a hatáskategóriákat, ahol az üveggyártásnak illetve a palackozásnak jelentős környezetterhelése van.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Értekezésemben egy magyarországi vezető borászati vállalkozástól kapott adatok alapján végeztem életciklus-értékelést három féle 0,75 literes borospalackra.

A vizsgálatokat az életciklus-értékelés (Life Cycle Assessment, LCA) módszerével az openLCA 1.10 nyílt forráskódú szoftverrel végeztem, felhasználva az openLCA EF_secondary_201908 és az ecoinvent 3.4. adatbázisát. Az életciklus-értékelésben összehasonlítottam öt, gyártási régiójában és cullet-tartalmában különböző csomagoló üveg környezeti hatásait. Majd ezek közül hármat kiválasztva scenariokat építettem fel oly módon, hogy a töltések számát 1, 5 és 6 értékben határoztam meg. Emellett háromféle visszagyűjtési arányt feltételeztem. 50 %, megfelelően a jelenlegi, magyarországi rátának, 80 %, a gyártó visszagyűjtésének adata alapján és 90 %, mint a jövőben elérni kívánatos visszagyűjtési arány. A 21 scenariót különböző szempontok alapján hasonlítottam össze. Vizsgáltam az azonos üvegtípussal rendelkező, különböző töltésszámú és különböző visszagyűjtési arányokkal rendelkező eseteket. Összehasonlítottam különböző üvegtípusok esetén kialakuló környezetterhelést a töltésszám és a visszagyűjtés függvényében.

A vizsgálatokat az openLCA nyílt forráskódú szoftver segítségével végeztem annak érdekében, hogy példaként szolgáljon az életciklus-értékeléshez mint könnyen, ingyenesen elérhető módszer.

Adatbázisként egyrészt a gyártó adatait használtam, másrészt az openLCA-ban ingyenesen elérhető, releváns adatbázisokat, valamint az ecoinvent adatbázisát.

Vizsgálataim során megállapítottam, hogy a szoftver, megfelelő adatokkal és némi gyakorlattal jól alkalmazható eszköz az életciklus-értékelés elvégzésére.

Elvárásaim között szerepelt, hogy látványosan kedvező értéket kapjak az újrahasználat és az újrahasznosítás előnyeinek alátámasztására.

A várakozásoknak megfelelően részben sikerült bizonyítani az újrahasznosított anyagok minél nagyobb arányú felhasználásával készült üvegtípusok kedvező hatását bizonyos hatáskategóriákban. A számítások alátámasztják, az újratöltések számának akár csak eggyel történő növelése legalább 10 %-s csökkenést jelenthet a környezetterhelést tekintve. Ugyanez elmondható a visszagyűjtési arány 80 %-ról 90 %-ra történő emelése esetében is. Az életciklus-értékeléssel kapott eredmények alapján megállapítottam, hogy a normalizálás és súlyozás ugyan opcionális és szubjektív értékrenden alapuló lehetőség, azonban alkalmazása nagy mértékben pontosíthatja a termék, vagy termékrendszer környezetre gyakorolt hatását.

A dolgozat valós adatokon alapuló elemzés. Az adatok pontossága, hitelessége alapjaiban határozza meg az életciklus-értelmezés pontosságát, hihetőségét. A nehézséget az jelenti, hogy a gyártók – joggal – nem osztanak minden gyártási adatot.

Összességében megállapítottam, hogy az üvegpalack mennyiségét és vevői elfogadását tekintve jelentős mennyiségű csomagolóeszközt képvisel a borászatban mint ágazatban, egy megfelelő betétdíjas rendszer és egy egységesebb palackkínálat kialakításával ösztönözni kell a palackozókat az egyutas csomagolások mennyiségének visszaszorítására és ezzel egyidőben újrahasználati és a visszagyűjtési ráta növelésére.

7. SUMMARY

In my dissertation, I examined the life cycle assessment of three type of 0,75 liter wine bottles based on data from a leading Hungarian wine company. The Life Cycle Assessment was conducted with the openLCA 1.10 software using openLCA EF secondary 201908 and ecoinvent 3.4. datasets. In the life cycle interpretation, I compared the environmental impacts of packaging glass made using different glass cullet, respectively, and without the use of cullet, which is characterized by world average glass production emission data. When compiling the scenarios, I specified the number of charges at 1, 5, and 6. In addition, I assumed three recovery rates. 50%, according to the current Hungarian rate, 80%, the manufacturer's collection data, 90% as the desired collection rate in the future. I compared the 21 scenarios based on different aspects. I investigated cases with the same glass type, different refill numbers, and different recycling rates. I compared the emissions for different types of glass as a function of charge number and collection. The studies were performed using openLCA open source software in order to serve as an example for life cycle analysis as an easy, free method. As a database, I used the manufacturer's data on the one hand, and the relevant above mentioned databases. In my research, I have found that the software, with the right data and some practice, is a good tool to perform life cycle assessment. One of my expectations was to get spectacularly favorable value to support the benefits of reuse and recycling. As expected, the beneficial effects of glass types made using as much recycled material as possible in certain impact categories have been partially demonstrated. The calculations support that an increase in the number of recharges, as well as one, could mean a reduction in emissions of more than 10%. The same can be said for raising the recovery rate from 80% to 90%. Based on the data obtained with the help of the analysis, I concluded that although normalization and weighting are optional and subjective value-based options, their application can greatly clarify the impact of a product or product system on the environment. The dissertation is an analysis based on real data. The accuracy and credibility of the data basically determine the accuracy and credibility of the life cycle analysis. The difficulty is that manufacturers - rightly - do not share all production data. Overall, I found that in terms of volume and customer acceptance of glass bottles represents a significant amount of packaging in the wine sector as a whole, bottlers should be encouraged to reduce the volume of one-way packaging and at the same time increase reuse and collection rates by developing an appropriate deposit system.

8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik segítségükkel hozzájárultak kutatómunkámhoz és PhD dolgozatom megírásához.

Köszönettel tartozom Dr. Lakner Zoltán professzor úrnak, aki elindított ezen az úton.

Köszönöm kolléganőmmel, Dr. Fehér Orsolya docens asszonynak a biztatást és a sok hasznos tanácsot.

Hálás vagyok a tanszék minden munkatársának, akik türelmükkel, hasznos tanácsaikkal segítették munkámat.

Ezúton szeretném megköszönni Szilágyi Artúrnak, a BME PhD hallgatójának amiért segítségemre volt az életciklus-értékelés szoftverének használata során és segített hasznos tanácsaival.

Köszönöm opponenseinek Dr. Kovács Viktóriának és Mérőné dr. Nótás Erikának a műhelyvitában nyújtott segítségüket, tanácsaikat.

Külön köszönöm férjemnek és gyermekeimnek a biztató szavakat, a türelmüket és operatív segítségüket.

9. MELLÉKLETEK

9.1. M1 IRODALOMJEGYZÉK

- ALBRECHT S, BRANDSTETTER P, BECK T, et al (2013) An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1549–1567. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0590-4>
- AMIENYO D, AZAPAGIC A (2016) Life cycle environmental impacts and costs of beer production and consumption in the UK. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21:492–509. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1028-6>
- ASDRUBALI F, COTANA F, ROSSI F, et al (2015) Life Cycle Assessment of New Oxy-Fuels from Biodiesel-Derived Glycerol. *Energies* 8:1628–1643. <https://doi.org/10.3390/en8031628>
- BAKOSNÉ BÖRÖCZ M (2016) AZ ÉLETCIKLUSLEMZÉS MÓDSZERÉNEK HASZNÁLATA ÉS KARBONLÁBNYOM SZÁMÍTÁS ALAPJAI. Szent István Egyetem Szaktanácsadási és Továbbképzési Központ, Gödöllő
- BANAR M, ÇOKAYGIL Z (2010) Life cycle assessment of electricity production from natural gas combined cycle. *Chemical Engineering Transactions* 21:159
- BÁNDI G Az Európai Unió környezetvédelmi szabályozása. KJK-KERSZÖV Jogi és Üzleti Kiadó, Budapest 2004
- BARBER N (2010) “Green” wine packaging: targeting environmental consumers. *International Journal of Wine Business Research* 22:423–444. <https://doi.org/10.1108/17511061011092447>
- BECK T, BOS U, Wittstock B, al et (2010) LANCA® - Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment. Fraunhofer Verlag, Stuttgart
- BETTENS F, BAGARD R (2016) Life Cycle Assessment of Container Glass in Europe. 76
- BHANDER GS, HAUSCHILD M, McALOONE T (2003) Implementing life cycle assessment in product development: Implementing Life Cycle Assessment in Product Development. *Environmental Progress* 22:255–267. <https://doi.org/10.1002/ep.670220414>
- BOGÓ-TÓTH Zs, LAKNER Z (2014) Multicriterial optimization of liquid food packaging systems. *Acta Alimentaria* 43:29–35. <https://doi.org/10.1556/AAlim.43.2014.Suppl.5>
- BOGÓNÉ TÓTH, Zs, SZILÁGYI A: *Csomagoló üvegek környezeti hatásvizsgálata*. Eco-Matrix 8 (2020) 22-30.
- ECO-MATRIX: AZ LCA CENTER EGYESÜLET ONLINE FOLYÓIRATA, LCA Center Egyesület, Miskolc, 2020, ISSN: 2061-344X

- BONAMENTE E, SCRUCCA F, ASDRUBALI F, et al (2015) The Water Footprint of the Wine Industry: Implementation of an Assessment Methodology and Application to a Case Study. *Sustainability* 7:12190–12208. <https://doi.org/10.3390/su70912190>
- BORDÁS L (2017) Mascarpone karbonlábnyom elemzése. Szent István Egyetem Élelmiszertudományi Kar
- BOROS P, TOTH ZB, FEHÉR O (2013) The Economic and Marketing Importance of Local Food Products in the Business Policy of a Hungarian Food Retail Chain. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 81:589–594. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.06.481>
- BOS HL, MEESTERS KPH, CONIJN SG, et al (2016) Comparing biobased products from oil crops versus sugar crops with regard to non-renewable energy use, GHG emissions and land use. *Industrial Crops and Products* 84:366–374. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.02.013>
- BOULAY A-M, BARE J, BENINI L, et al (2017) The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int J Life Cycle Assess* 23:368–378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- BOURHIS EL (2014) *Glass: Mechanics and Technology*. John Wiley & Sons
- BOUSTEAD I, HANCOCK GF (1979) *Handbook of industrial energy analysis*. Ellis Horwood Limited, Chichester, England;
- BREZET H, STEVELS A, ROMBOUTS J (1999) LCA for ecodesign: the Dutch experience. In: *Proceedings First International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing*. IEEE, Tokyo, Japan, pp 36–40
- BUIATTI S, CELOTTI E, FERRARINI R, ZIRONI R (1997) Wine Packaging for Market in Containers Other than Glass. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 45:2081–2084. <https://doi.org/10.1021/jf960826d>
- BUTLER JH, HOOPER PD (2019) Glass waste. In: *Waste*. Elsevier, pp 307–322
- CABEZA LF, RINCÓN L, VILARIÑO V, et al (2014) Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 29:394–416. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.037>
- CARPENTER SR (1981) Submersed Vegetation: An Internal Factor in Lake Ecosystem Succession. *The American Naturalist* 118:372–383. <https://doi.org/10.1086/283829>
- CHERUBINI F, BARGIGLI S, ULGIATI S (2009) Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* 34:2116–2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>
- CHIU M-C, CHU C-H (2012) Review of sustainable product design from life cycle perspectives. *International Journal of Precision Engineering and Manufacturing* 13:1259–1272. <https://doi.org/10.1007/s12541-012-0169-1>

- CLEARY J (2013) Life cycle assessments of wine and spirit packaging at the product and the municipal scale: a Toronto, Canada case study. *Journal of Cleaner Production* 44:143–151. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.01.009>
- CORDELLA M, TUGNOLI A, SPADONI G, et al (2008) LCA of an Italian lager beer. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13:133–139. <https://doi.org/10.1065/lca2007.02.306>
- CROWSON PCF (2011) Mineral reserves and future minerals availability. *Mineral Economics* 24:1–6. <https://doi.org/10.1007/s13563-011-0002-9>
- DAY GS *The Product Life Cycle: Analysis and Applications Issues*. 1981
- DEL BORGHI A, GALLO M, MAGRASSIF (2016) Glass Packaging Design and Life Cycle Assessment: Deep Review and Guideline for Future Developments. In: Reference Module in Food Science. Elsevier
- DEL BORGHI A, GALLO M, STRAZZA C, DEL BORGHI M (2014) An evaluation of environmental sustainability in the food industry through Life Cycle Assessment: the case study of tomato products supply chain. *Journal of Cleaner Production* 78:121–130. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.083>
- DICKEY F GALE *Researcher Guide for: T. S. Eliot's The Waste Land*. Gale, Cengage Learning
- DOMBRE C, RIGOU P, WIRTH J, CHALIER P (2015) Aromatic evolution of wine packed in virgin and recycled PET bottles. *Food Chemistry* 176:376–387. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.12.074>
- EISTED R, LARSEN AW, CHRISTENSEN TH (2009) Collection, transfer and transport of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research* 27:738–745. <https://doi.org/10.1177/0734242X09347796>
- EUROPEN and ECR Europe, *Packaging in the Sustainability Agenda: A Guide for Corporate Decision Makers*, 2009
- FANTKE P, JOLLIET O, EVANS JS, et al (2015) Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20:276–288. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0822-2>
- FARGNOLI M, KIMURA F *Sustainable Design of Modern Industrial Products*. 6
- FAVA J.A., DENISON R., JONES B., CURRAN, M.A., VIGON, B., SELKE, S. and BARNUM .I. (Eds) 'A technical framework for life-cycle Assessments' Report of the workshop organised by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Smugglers Notch Vermont, 1823 August 1990, Published, in 1991. 134 pp
- FAZEKAS G, KOVÁCS VB (2015) Life Cycle Assessment of a District Heating Plant in Veszprém. In: *Proceedings of the 12th International Conference on Heat Engines and Environmental Protection* pp. 123-127. Budapest University of Technology and Economics, Department of Energy Engineering, Budapest

- FELLOWS PJ (2017) Packaging. In: Food Processing Technology. Elsevier, pp 949–1044
- FERREIRA S, CABRAL M, De JAEGER S, et al (2017) Life cycle assessment and valuation of the packaging waste recycling system in Belgium. *J Mater Cycles Waste Manag* 19:144–154. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0383-x>
- FINKBEINER M (2016) Special Types of Life Cycle Assessment. Springer
- FLINT DJ, GOLICIC SL, SIGNORI P (2016) Contemporary Wine Marketing and Supply Chain Management: A Global Perspective. Springer
- GADEMA Z, OGLETHORPE D (2011) The use and usefulness of carbon labelling food: A policy perspective from a survey of UK supermarket shoppers. *Food Policy* 36:815–822. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2011.08.001>
- GAZULLA C, RAUGEI M, FULLANA-I-PALMER P (2010) Taking a life cycle look at crianza wine production in Spain: where are the bottlenecks? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15:330–337. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0173-6>
- GHIDOSI R, POUPOT C, THIBON C, et al (2012) The influence of packaging on wine conservation. *Food Control* 23:302–311. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2011.06.003>
- GIRLING R (2011) Rubbish!: Dirt On Our Hands And Crisis Ahead. Transworld
- GRANT 1930 Blue Survival
- GOEDKOOOP M, SPRIENSMA R (2000) The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Annex: PRé Consultants
- GOLDSTEIN R, ALMENBERG J, DREBER A, et al (2008) Do more expensive wines taste better? Evidence from a large sample of blind tastings. *Journal of Wine Economics*, 3, 1-9
- GOLDSMITH E (1972) A Blueprint for Survival. Penguin
- GÓMEZ G, MENESES M, BALLINAS L, CASTELLS F (2009) Seasonal characterization of municipal solid waste (MSW) in the city of Chihuahua, Mexico. *Waste Management* 29:2018–2024. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.006>
- GRAYHURST P, GIRLING PJ (2011) Packaging of Food in Glass Containers. In: COLES R, KIRWAN M (eds) Food and Beverage Packaging Technology. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp 137–156
- GUINÉE JB (ed) (2002) Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht ; Boston
- GUINÉE JB, HEIJUNGS R, HUPPES G, et al (2011) Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future †. *Environmental Science & Technology* 45:90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- HAUSCHILD MZ, ROSENBAUM RK, OLSEN SI (2017) Life Cycle Assessment: Theory and Practice. Springer

- HAUSCHILD MZ, WENZEL H (2001) The European Person Equivalent: Measuring the personal environmental space. In: Annual report NATO/CCMS Pilot Study, Clean Products and Processes (Phase I). Report no. 242. U.S. En. United States Environmental Protection Agency
- HEIJUNGS R, GUINÉE JB (eds) (1992) Environmental life cycle assessment of products. Centre of Environmental Science, Leiden
- HISCHIER R, ALTHAUS H-J, WERNER F (2005) Developments in Wood and Packaging Materials Life Cycle Inventories in ecoinvent (9 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment 10:50–58. <https://doi.org/10.1065/lca2004.11.181.6>
- HONG J, LI X, ZHAOJIE C (2010) Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. Waste Management 30:2362–2369. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.038>
- HUANG C, MA H (2004) A multidimensional environmental evaluation of packaging materials. Science of The Total Environment 324:161–172. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.10.039>
- International Organization for Standardization ISO 14040:2006
- IPCC (2001) Climate Change 2001, Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK .
- IPCC (1995) Greenhouse Gas Inventory Reporting Instructions, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IPCC, Bracknell, U.K.,. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Bracknell, U.K.
- IPP, RUBIK F, SCHOLL G (2002) Integrated Product Policy (IPP) in Europe—a development model and some impressions. Journal of Cleaner Production 10:507–515. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00016-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00016-1)
- IRIBARREN D, HOSPIDO A, MOREIRA MT, FEIJOO G (2010) Carbon footprint of canned mussels from a business-to-consumer approach. A starting point for mussel processors and policy makers. Environmental Science & Policy 13:509–521. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.05.003>
- ISSV (2019) PET WINE PACKAGING: French study asserts that white wine in PET bottles starts to oxidise within six months / Red wine unaffected / Further analysis in September | Plasteurope.com. https://www.plasteurope.com/news/PET_WINE_PACKAGING_t216267/. Accessed 5 Apr 2019
- ISTVÁN Z, TÓTH N, LADÁNYI R, et al (2012) A MAGYARORSZÁGI BETÉTDÍJAS CSOMAGOLÁSI RENDSZER BŐVÍTÉSÉNEK VIZSGÁLATA. 146
- ISZAK N, LÜKŐ I, PÁNOVICS A (2014) Zöld gazdaság kialakítása. Kémia és Vegyészmérnöki Kara, Maribor

- JAIME SBM, ORTIZ SA, DANTAS TB, DAMASCENO CF (2002) A comparison of the performance of lightweight glass containers manufactured by the P&B and B&B processes. *Packaging Technology and Science* 15:225–230. <https://doi.org/10.1002/pts.580>
- JOLLIET O, MÜLLER_WENK R, BARE J, et al (2004) The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9:394–404. <https://doi.org/10.1007/BF02979083>
- JOLLIET O, SAADE-SBEIH M, SHAKED S, et al (2015) *Environmental Life Cycle Assessment*. CRC Press
- KLÖPPFFER W (1997) Life cycle assessment: From the beginning to the current state. *Environmental Science and Pollution Research* 4:223–228. <https://doi.org/10.1007/BF02986351>
- KLÖPPFFER W (2003) Life-Cycle based methods for sustainable product development. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8:157–159. <https://doi.org/10.1007/BF02978462>
- KLÖPPFFER W, GRAHL B (2009) *Ökobilanz (LCA) Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim
- KLÖPPFFER W, GRAHL B (2014) *Life cycle assessment (LCA): a guide to best practice*. John Wiley & Sons
- KOELLNER T, GEYER R (2013) Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1185–1187. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0580-6>
- KORONEOS C, ROUMBAS G, GABARI Z, et al (2005) Life cycle assessment of beer production in Greece. *Journal of Cleaner Production* 13:433–439. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.09.010>
- KRUPPA V (2018) Főtt tojás gyártásának karbonlábnyom elemzése különböző tartásból származó tojások esetén. In: MSc diplomamunka. p 49
- LABOUZE E, HONORÉ C, MOULAY L, et al (2004) Photochemical ozone creation potentials: A new set of characterization factors for different gas species on the scale of western Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9:187–195. <https://doi.org/10.1007/BF02994193>
- LADARU RG, BECIU S (2014) *MARKETING RESEARCH ON WINE CONSUMERS PREFERENCES IN ROMANIA*. Scientific Papers Series Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development 14:4
- LARSEN AW, MERRILD H, CHRISTENSEN TH (2009) Recycling of glass: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* 27:754–762. <https://doi.org/10.1177/0734242X09342148>
- LAURENT A, CLAVREUL J, BERNSTAD A, et al (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management* 34:589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>

- LEE P, BAKER K Raise the Glass - Summary. FEVE09 461-2 Summary.docx 2018
- LENCSEÉS J, KOVÁCS VB (2017) LCA of different waste management scenarios in Budapest, 2018th edn. Version 2018. BME Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék, Heat Engines and Environmental Protection Proceedings of the 13th Conference. 202 p.
- LHOTELLIER J (2016) Life Cycle Assessment of Container Glass in Europe. 76
- LIGHTHART TN, JONGBLOED RH, TAMIS JE (2010) A method for improving Centre for Environmental Studies (CML) characterisation factors for metal (eco)toxicity — the case of zinc gutters and downpipes. *Int J Life Cycle Assess* 15:745–756. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0208-z>
- LJUNGBERG LY (2007) Materials selection and design for development of sustainable products. *Materials & Design* 28:466–479. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2005.09.006>
- LŐRINCZ Gy, NAGY Á, KÁLLAY M Védőgázok a borászatban sz. 2007. Borászati Füzetek
- MADIVAL S, AURAS R, SINGH SP, NARAYAN R (2009) Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production* 17:1183–1194. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.015>
- MANFREDI S, Allacker K, Pelletier N, et al (2012) Product Environmental Footprint (PEF) Guide
- MARIANI A, POMARICI E, BOATTO V (2012) The international wine trade: Recent trends and critical issues. *Wine Economics and Policy* 1:24–40. <https://doi.org/10.1016/j.wep.2012.10.001>
- MARSH K, BUGUSU B (2007) Food Packaging—Roles, Materials, and Environmental Issues. *Journal of Food Science* 72:R39–R55. <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2007.00301.x>
- MARTINEZ-CARRIÓN JM, MEDINA-ALBALADEJO FJ (2010) Change and Development in the Spanish Wine Sector, 1950–2009. *Journal of Wine Research* 21:77–95. <https://doi.org/10.1080/09571264.2010.495856>
- MATTILA T, HELIN T, ANTIKAINEN R (2012) Land use indicators in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 17:277–286. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0353-z>
- MCCORMICK K, MONT O, RODHE H, et al (2014) Strategies for sustainable solutions: an interdisciplinary and collaborative research agenda. *Journal of Cleaner Production* 83:5–6. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.086>
- MEADOWS DH, MEADOWS DI, RANDERS J, BEHRENS WW (1972) The Limits to Growth. 9
- MEIER MS, STOESSEL F, JUNGBLUTH N, et al (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149:193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.041>

- MÉRŐNÉ NÓTÁS E, PÁLFI O (2009) Két polietilén palack életciklusának összehasonlítása. In: 5. Életciklus-elemzés Szakmai Konferencia. Konferencia 2009. pp. 16-17.(poster), Budapesti Műszaki Főiskola Kandó Kálmán Villamosmérnöki Kar. Budapest
- MESTRE A, VOGTLANDER J (2013) Eco-efficient value creation of cork products: an LCA-based method for design intervention. *Journal of Cleaner Production* 57:101–114. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.023>
- MEYLAN G, AMI H, SPOERRI A (2014) Transitions of municipal solid waste management. Part II: Hybrid life cycle assessment of Swiss glass-packaging disposal. *Resources, Conservation and Recycling* 86:16–27.
- MILÁ I CANALS L, BAUER C, DEPESTELE J, et al (2007) Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12:5–15. <https://doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- MOURAD AL, GARCIA EEC, VILELA GB, VON ZUBEN F (2008) Environmental effects from a recycling rate increase of cardboard of aseptic packaging system for milk using life cycle approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13:140–146. <https://doi.org/10.1065/lca2007.06.340>
- NOTARNICOLA B, SALA S, ANTON A, et al (2017) The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production* 140:399–409. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071>
- NOTARNICOLA B, TASSELI G, NICILETTI GM (2003) Life cycle assessment (LCA) of wine production. In: *Environmentally-Friendly Food Processing*. Elsevier, pp 306–326
- NUCCI B, PUCCINI M, PELAGAGGE L, et al (2014) Improving the environmental performance of vegetable oil processing through LCA. *Journal of Cleaner Production* 64:310–322. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.049>
- Organization (WMO) WM, Congress 13th session World Meteorological, World Meteorological Organization (WMO) (1999) Thirteenth World Meteorological Congress : abridged final report with resolutions. WMO, Geneva
- PAINE AF (1987) *Modern Processing, Packaging and Distribution Systems for Food* Szerkesztette: Frank A. Paine
- PASQUALINO J, MENESES M, CASTELLS F (2011) The carbon footprint and energy consumption of beverage packaging selection and disposal. *Journal of Food Engineering* 103:357–365. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2010.11.005>
- PIQUERAS-FISZMAN B, SPENCE C (2012) The weight of the bottle as a possible extrinsic cue with which to estimate the price (and quality) of the wine? Observed correlations. *Food Quality and Preference* 25:41–45. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2012.01.001>
- POSCH M, SEPPÄLÄ J, HETTELINGH J-P, et al (2008) The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *Int J Life Cycle Assess* 13:477. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0025-9>

- PRATIWI A, RAVIER G, GENTER A (2018) Life-cycle climate-change impact assessment of enhanced geothermal system plants in the Upper Rhine Valley. *Geothermics* 75:26–39. <https://doi.org/10.1016/j.geothermics.2018.03.012>
- PRYSHLAVSKY J, SEARCY C (2013) Fifteen years of ISO 14040: a review. *Journal of Cleaner Production* 57:115–123. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.038>
- PYLE JA, WUEBBLES D, SOLOMON S, ZVENIGORODSKY S (1991) Scientific assessment of ozone depletion, World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project--Report. Version World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project--Report. World Meteorological Organization., Geneva
- RECANATI F, BUNSEN J Environmental Footprints (EFs) in openLCA. 28
- RINALDI S, BONAMENTE E, SRUCCA F, et al (2016) Water and Carbon Footprint of Wine: Methodology Review and Application to a Case Study. *Sustainability* 8:621. <https://doi.org/10.3390/su8070621>
- RIO M, REYES T, ROUCOULES L (2011) A FRAMEWORK FOR ECODESIGN: AN INTERFACE BETWEEN LCA AND DESIGN PROCESS. *International Journal Of Engineering* 7
- ROBERTSON GL (2009) Sustainable food packaging. In: *Handbook of Waste Management and Co-Product Recovery in Food Processing*. Elsevier, pp 221–254
- ROCCHI B (2006) Consumers' perception of wine packaging: a case study. *International Journal of Wine Marketing* 18:33–44. <https://doi.org/10.1108/09547540610657669>
- ROSENBAUM RK, BACHMAN TM, GOLD LS, et al (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13:532. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- ROSSI M, CHARON S, WING G, EWEL J (2008) Design for the Next Generation: Incorporating Cradle-to-Cradle Design into Herman Miller Products. *Journal of Industrial Ecology* 10:193–210. <https://doi.org/10.1162/jiec.2006.10.4.193>
- ROY P, NEI D, ORIKASA T, et al (2009) A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>
- SANTINI C, CAVICCI A, ROCCHI B (2007) Italian wineries and strategic options: the role of Premium Bag in Box. *International Journal of Wine Business Research* 19:216–230. <https://doi.org/10.1108/17511060710817249>
- SCHINDLER DW (2006) Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51:356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- SCHOTT ABS, ANDERSSON T (2015) Food waste minimization from a life-cycle perspective. *Journal of Environmental Management* 147:219–226

- SEPPÄLÄ J, HÄMÄLÄINEN RP (2001) On the meaning of the distance-to-target weighting method and normalisation in Life Cycle Impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6:211–218. <https://doi.org/10.1007/BF02979376>
- SEPPÄLÄ J, POSCH M, JOHANSSON M, HETTELINGH J-P (2006) Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp). *Int J Life Cycle Assessment* 11:403–416. <https://doi.org/10.1065/lca2005.06.215>
- SEVIGNÉ-ITOIZ E, GASOL CM, RIERADEVALL J, GABARREL X (2015) Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain. *Waste Management* 46:557–567. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.007>
- SIMON B, AMOR MB, FÖLDÉNYI R (2016) Life cycle impact assessment of beverage packaging systems: focus on the collection of post-consumer bottles. *Journal of Cleaner Production* 112:238–248. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.008>
- SLEESWIJK AW, VAN OERS LFCM, GUINÉE JB, et al (2008) Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of The Total Environment* 390:227–240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.040>
- SONG G, LI M, SEMAKULA HM, ZHANG S (2015) Food consumption and waste and the embedded carbon, water and ecological footprints of households in China. *Science of The Total Environment* 529:191–197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.068>
- STEENWERTH KL, STRONG EB, GREENHUT RF, et al (2015) Life cycle greenhouse gas, energy, and water assessment of wine grape production in California. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20:1243–1253. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0935-2>
- STRUIJS J, BEUSEN A, VAN JAARVELD H, HUIJBREGHTS (2009) Aquatic eutrophication. In: *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*.
- SZITA-TÓTH K, ISTVÁN Z, MOLNÁR-SIPOS T (2004) Environmental impacts of the Hungarian energy-sector
- TABATABAIE SMH, MURTHY GS (2016) Cradle to farm gate life cycle assessment of strawberry production in the United States. *Journal of Cleaner Production* 127:548–554. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.175>
- TABATABAIE SMH, MURTHY GS (2017) Effect of geographical location and stochastic weather variation on life cycle assessment of biodiesel production from camelina in the northwestern USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22:867–882. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1191-9>
- TAMASKA L A tej életciklus elemzése. (2009)
- TAMASKA L, RÉDEY Á, VIZI S Életciklus elemzés készítése
- TERZI S, BOURAS A, DUTTA D, et al (2010) Product lifecycle management – from its history to its new role. *International Journal of Product Lifecycle Management* 4:360. <https://doi.org/10.1504/IJPLM.2010.036489>

- TIEFBRUNNER A (2010) Csomagolás - Trendek és kérdések. COMPLEX KIADÓ KFT., Budapest
- TOLLE D, VIGON B, SALEM M, et al (1994) Development and assessment of a Pre-LCA tool. In: Proceedings of 1994 IEEE International Symposium on Electronics and The Environment. IEEE, San Francisco, CA, USA, pp 201–206
- TONINI D, ASTRUP T (2012) LCA of biomass-based energy systems: A case study for Denmark. *Applied Energy* 99:234–246. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.03.006>
- TONIOLO S, MAZZI A, NIERO M, et al (2013) Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging. *Resources, Conservation and Recycling* 77:61–68. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.003>
- TÓTHNÉ SZITA K ÉLETCIKLUS-ELEMZÉS, ÉLETCIKLUS HATÁSÉRTÉKELÉS. 185
- TÓTHNÉ-SZITA K ÉLETCIKLUS ELEMZÉS AZ ELMÉLETI ALAPOKTÓL A GYAKORLATIG. Miskolci Egyetemi Kiadó 2008
- TRAVERSO M, ASDRUBALI F, FRANZIA A, FINKBEINER M (2012) Towards life cycle sustainability assessment: an implementation to photovoltaic modules. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17:1068–1079. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0433-8>
- United Nations Environment Programme (2016) UNEP frontiers 2016 report: Emerging issues of environment concern.
- VARUN, PRAKASH R, BHAT IK (2009) Energy, economics and environmental impacts of renewable energy systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13:2716–2721. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.05.007>
- VÁZQUEZ-ROWE I, REGE S, MARVUGLIA A, et al (2014) Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1593–1604. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0604-2>
- VELLINI M, SAVIOLI M (2009) Energy and environmental analysis of glass container
- WEIDEMA BP, WENZEL H, PETERSEN C, HANSEN K (2004) The Product, Functional Unit and Reference Flows in LCA. *Environmental News*
- WEIDEMA BP, WESNAES MS (1996) Data quality management for life cycle inventories— an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 4:167–174.
- WIKSTRÖM F, WILLIAMS H, VERGHESE K, CLUNE S (2014) The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies - a neglected topic. *Journal of Cleaner Production* 73:100–108. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.042>
- WOODWARD LJ WINE PACKAGING: ALTERNATIVES TO TRADITIONAL GLASS. 82 WINE PACKAGING:ALTERNATIVES TO TRADITIONAL GLASS Jessica Woodward JANUARY 2010 <http://www.capewineacademy.co.za>

YILMAZ O, ANCTIL A, KARANFIL T (2015) LCA as a decision support tool for evaluation of best available techniques (BATs) for cleaner production of iron casting. *Journal of Cleaner Production* 105:337–347. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.022>

ZAKERI B, SYRI S (2015) Electrical energy storage systems: A comparative life cycle cost analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42:569–596. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.011>

ZHANG Y, REN S, LIU Y, SI S (2016) A big data analytics architecture for cleaner manufacturing and maintenance processes of complex products. *Journal of Cleaner Production* 142:626–641. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.123>

ZSOLT I, TÍMEA SM, KLÁRA TS Hazai on-line LCA adatrendszer – vállalkozások környezetbarát fejlesztésének támogatására. 9

Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice. In: ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/285947771_Life_Cycle_Assessment_LCA_A_Guide_to_Best_Practice. Accessed 24 Apr 2020c

2011. évi LXXXV. törvény a környezetvédelmi termékdíjról - Hatályos Jogszabályok Gyűjteménye. <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A1100085.TV>. Accessed 5 Apr 2019

Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2018/ irányelve (2018. május 30.) a hulladékokról szóló 2008/98/EK irányelv módosításáról. 32p

Internetes források:

internet 1 <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained> (2019.04.02.)

internet 2 www.consilium.europa.eu.hu (2019.04.02)

internet 3 <https://www.consilium.europa.eu/hu> (2019.04.02)

internet 4 <http://www.waste360.com> (2019.04.02)

internet 5 <https://ec.europa.eu> (2019.04.02)

internet 6 <https://www.bor.mandiner.hu> (2019.04.02)

internet 7 <https://www.szelektinfo.hu> C

internet 8 www.boraszportal.hu (2019.04.02)

internet 9 <http://www.o-i.com> (2019.06.12)

internet 10 <http://kornyeztbarat.hulladekboltermek.hu> (2019.06.12)

internet 11 <http://ippc.kormany.hu> (2019.04.02)

internet 12 <https://feve.org> (2019.04.02)

internet 13 <https://fr.verallia.com> (2019.04.02)

internet 14 <http://www.wrap.org.uk> (2019.04.02)

internet 15 www.feve.org (2019.04.02)

- internet 16 www.theguardian.com (2019.04.02)
- internet 17 www.gabi-software.com (2019.02.20)
- internet 18 www.europarl.europa.eu (2019.04.02)
- internet 19 www.lcacenter.hu (2020.05.02)
- internet 20 www.iso.org (2019.04.02)
- internet 21 https://www.researchgate.net/profile/Erwan_Saouter (2020.04.29)
- internet 22 www.eea.europa.eu (2019.04.02)
- internet 23 www.ipcc.ch (2019.04.02)
- internet 24 www.opten.hu (2019.03.20)
- internet 25 www.openlca.org (2020.04.29)
- internet 26 <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EnviromentalFootprint.html> (2020.04.29)
- internet 27 www.pre-sustainability.com(2020.04.10)

9.2. M2 Fogalommeghatározások az ISO 14040 alapján

Életciklus: a termékrendszer egymást követő és egymással összefüggő szakaszai, a nyersanyag beszerzésétől vagy a természeti erőforrásokból való kinyerésétől a hulladék végleges elhelyezéséig

Életciklus-értékelés, LCA: Egy termékrendszer egész életciklusa alatti lehetséges környezeti hatásainak értékelése a bemeneti és kimeneti áramainak alapján

Életciklus-leltárelemzés, LCI: Az életciklus-értékelés azon fázisa, amikor a termék életciklusához számszerűsítve hozzárendeljük a termék bemeneti és kimeneti áramait

Életciklus-hatásvizsgálat, LCIA: Az életciklus értékelésének azon fázisa, amelynek célja a termékrendszer lehetséges környezeti hatása nagyságának és jelentőségének megismerése és értékelése

Életciklus-értelmezés: az elemzés azon része, amelyben a leltárelemzés vagy hatásértékelés megállapításait az adott célhoz rendelik a következtetések és ajánlások megfogalmazása érdekében

Összehasonlító állítás: Egy terméknek egy másik versenyképes, hasonló funkciót betöltő termékhez való viszonyítása környezeti teljesítmény szempontjából

Átláthatóság: nyílt, átfogó és érthető bemutatás

Környezetvédelmi szempont: A szervezet tevékenységei, termékei vagy szolgáltatásai, amelyek kölcsönhatásba léphetnek a környezettel az ISO 14001: 2004 szabvány szerint

Termék: Bármely produktum és szolgáltatás (figyelembe véve az ISO 14040:2006 megjegyzéseit)

Ikertermék: Két vagy több olyan termék, amely ugyanabból a folyamatból vagy termékrendszerből származik

Folyamat: egymással összefüggő vagy kölcsönhatásba lépő tevékenységek, amelyek a bemeneteket kimenetekké alakítják

Elemi áram: A vizsgált rendszerbe belépő, a környezetből származó, korábbi emberi átalakítás nélküli anyag vagy energia, amely emberi átalakítás nélkül lép ki a környezetbe

Energia-áramlás: A folyamat bemeneti vagy kimeneti értéke energiaegységekben kifejezve

Megjegyzés: Az energiaáram lehet bemeneti áram és lehet egy kimeneti energiatermelés

Nyersanyag: Elsődleges vagy másodlagos anyag, amelyet egy termék előállítására használnak

Megjegyzés: A másodlagos anyag újrahasznosított anyagot tartalmaz.

Nyersanyag-energia: A termékrendszerbe bemenő nyersanyag éghője, amelyet nem használnak fel a termékrendszer energiaforrásaként, megnevezésük lehet magasabb fűtési értékű és alacsonyabb fűtési értékű.

Megjegyzés: Gondoskodni kell arról, hogy a nyersanyagok energiatartalmát ne számítsuk kétszer.

Segédanyagok: Olyan anyagok, amelyeket a termék előállításához szükségesek, de nem kerülnek bele a termékbe.

Allokáció: A folyamat vagy termékrendszer bemeneti és kimeneti áramainak megosztása az tanulmányozott termékrendszerben vagy megosztása több termékrendszer között.

Elhagyás, egyszerűsítés: Az anyag vagy energiaáram mennyiségének vagy a környezeti jelentőséggel bíró szintjének meghatározása, amelyen kívüli értékek a tanulmányból kizárhatók.

Adatminőség: Az adatok valódisága és az elvárásoknak való megfelelése

Funkcionális egység: A termékrendszerben meghatározott, amelyet referenciaegységként alkalmaznak.

Bemenet: A folyamatba belépő termék-, anyag- vagy energiaáram

Megjegyzés: A termékek és anyagok közé tartoznak a nyersanyagok, a köztestermékek és a melléktermékek.

Közbenső áramlás: Termék, anyag vagy energiaáramlás a vizsgált termékrendszer egységfolyamatai között.

Köztes termék: Egy folyamat kimenete, amely további folyamatba bemenetként belépve átalakításra kerül a rendszerben.

Életciklus-készlet-elemzés eredménye (LCI eredmény): az életciklus-készlet elemzésének eredménye, amely katalizálja a rendszerhatárt átlépő áramlatokat és az életciklus-hatásvizsgálat kiindulópontja

Kibocsátás: termék-, anyag- vagy energiaáramlás, amely egy egység folyamatot hagy
MEGJEGYZÉS A termékek és anyagok közé tartoznak a nyersanyagok, a közbenső termékek, a melléktermékek és a kibocsátások.

Folyamat energia: a folyamat vagy berendezés működtetéséhez szükséges energiabevitel egy egységfolyamaton belül, kivéve az energiafelhasználást az energia előállítása és szállítása

Termékáramlás: más termékrendszerbe belépő vagy onnan távozó termékek

Termékrendszer: az elemi és termékáramlással rendelkező egységek folyamatainak összegyűjtése, egy vagy több meghatározott funkció végrehajtása, és amely a termék életciklusát modellezi.

Referenciaáramlás: az adott termékrendszer folyamataiból származó kimenetek mértéke, amely a funkcionális egység által meghatározott funkció betöltéséhez szükséges

Kibocsátások: levegőbe és vízbe és talajba történő kibocsátás

Érzékenységvizsgálat: szisztematikus eljárások a módszerekre és adatokra vonatkozó döntések hatásainak becslésére tanulmány eredményét

Rendszerhatár: olyan kritériumok halmaza, amelyek meghatározzák, hogy mely egységfolyamatok egy termékrendszer részét képezik

MEGJEGYZÉS A "rendszerhatár" kifejezést nem használják ebben a nemzetközi szabványban az LCIA vonatkozásában.

Bizonytalansági elemzés: rendszeres eljárás az életciklus-készlet elemzés eredményeinek bizonytalanságának számszerűsítésére, a modell pontatlanságának, a bemeneti bizonytalanságnak és az adatok változékonyságának kumulatív hatására

MEGJEGYZÉS Az eredmények bizonytalanságának meghatározására a tartományok vagy a valószínűségi eloszlások használhatók.

Egység folyamat: az életciklus-készlet elemzésben figyelembe vett legkisebb elem, amelyre a bemeneti és kimeneti adatokat számszerűsítik

Hulladék: anyagok vagy tárgyak, amelyeket a birtokos szándékozik vagy köteles ártalmatlanítani

MEGJEGYZÉS Ez a meghatározás a veszélyes anyagok határokon átnyúló szállításának ellenőrzéséről szóló bázeli egyezményből származik

Hulladékok és ártalmatlanításuk (1989. március 22.), de nem korlátozódik a nemzetközi szabványra a veszélyes hulladékokra.

Hatáskategória végpontja: a természeti környezet, az emberi egészség vagy az erőforrások attribútuma vagy aspektusa, azonosítva a környezeti problémát, amely aggodalomra ad okot

Jellemző tényező: egy olyan jellemzési modellből származó tényező, amelyet egy adott életciklus-készlet átalakítására alkalmaznak elemzési eredmény a hatáskategóriamutató közös egységéhez

MEGJEGYZÉS A közös egység lehetővé teszi a hatáskategória indikátor eredményének kiszámítását.

Környezetvédelmi mechanizmus: fizikai, kémiai és biológiai folyamatok rendszere egy adott hatáskategóriában, összekapcsolva az életciklusta leltárelemzés eredményei a hatáskategóriamutatókhoz és a kategóriák végpontjaihoz

Hatáshatáskategória: osztály, amely olyan környezetvédelmi kérdéseket képvisel, amelyek aggasztóak az életciklus-készlet-elemzés eredményei kijelölt

Hatáshatáskategória mutató: egy hatáshatáskategória számszerűsíthető ábrázolása

MEGJEGYZÉS A rövidebb kifejezés "hatáskategóriaajelő" ebben a nemzetközi szabványban a jobb olvashatóság érdekében használható.

A teljesség ellenőrzése: annak ellenőrzése, hogy az életciklus-értékelés fázisaiból származó információ elegendő-e ahhoz, hogy elérje következtetéseket a cél- és hatókör-meghatározással összhangban

Konzisztencia-ellenőrzés- annak ellenőrzése, hogy a feltételezések, módszerek és adatok következetesen alkalmazandók-e a vizsgálat során és összhangban vannak a következtetések elérése előtt végrehajtott cél- és hatókör-meghatározással

Érzékenységi vizsgálat: annak ellenőrzése, hogy az érzékenységi elemzésből nyert információ releváns-e a következtetések és ajánlások megadására

Értékelés: az életciklus-értelmezési szakaszon belül az életciklus eredményei iránti bizalom megteremtésére szolgáló elemértékelés

MEGJEGYZÉS Az értékelés magában foglalja a teljesség ellenőrzését, az érzékenységi ellenőrzést, a konzisztencia-ellenőrzést és minden más érvényesítést szükséges lehet a vizsgálat céljának és hatókörének meghatározása szerint

Kritikus felülvizsgálat: az életciklus-értékelés és az elvek és követelmények közötti összhang biztosítása életciklus-értékelésre vonatkozó nemzetközi szabványok

1. MEGJEGYZÉS Az alapelveket a jelen nemzetközi szabvány írja le (lásd 4.1 pont).
2. MEGJEGYZÉS A követelményeket az ISO 14044 írja le.

Érdeklődők: Egyén vagy csoport, akik érdeklődnek a termékrendszer környezeti teljesítménye vagy az életciklus-értékelés eredménye iránt.

9.3. M3 ÁBRAJEGYZÉK

- 1.ábra: Csomagolási hulladék mennyiségének alakulása az Európai Unióban 2007 és 2016 között (tonna) (Forrás:EUROSTAT)
- 2.ábra: AZ EU 28 tagállamában keletkezett csomagolási hulladékok anyagfajtánként 2007-2017 között (millió tonna) (Forrás:EUROSTAT)
- 3.ábra: Csomagolásból származó hulladék anyagonkénti megoszlása Európában 2016 (EUROSTAT adatai alapján saját szerkesztés)
- 4.ábra: Csomagolási hulladék újrahasznosítási aránya (%) Európában 2017 évi adatok alapján (Forrás:EUROSTAT)
- 5.ábra: Az üvegyártás lépései nyersanyagokból (Saját szerkesztés)
- 6.ábra: Az üvegyártás lépései újrahasznosítással (Saját szerkesztés)
- 7.ábra. A termék teljes életciklusa (Forrás: saját szerkesztés)
- 8.ábra: Az életciklus-értékelés szakaszai (Forrás:ISO 14040:2006)
- 9.ábra: Példa a termékrendszer kialakítására (ISO 14040:2006 alapján saját szerkesztés)
- 10.ábra: A vizsgált termékrendszer folyamatábrája
- 11.ábra: Az összes üveg összes kategóriában vizsgált nyers értéke 10 millió palackra
12. ábra: A különböző típusú üvegek környezeti terhelése a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra a cullet nélküli üvegre vonatkoztatva
- 13.ábra: Az ötféle üveg vizsgálatának normalizált eredményei a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra
- 14.ábra: Az ötféle üveg vizsgálatának normalizált és súlyozott eredményei a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra
15. ábra: Az egyes hatáskategóriák hozzájárulása az üvegyártás összes környezetterheléséhez
- 16.ábra: Az termék áramlások (Product flows) és a folyamatok (Processes) az S3-ban
- 17.ábra: Leltáradatok megjelenítése a „Mosas_3” folyamatban
- 18.ábra S3 „Modelgraph”-ja az openLCA szoftverben
- 19.ábra Hatásértékelés számítása – jellemzők kiválasztása
- 20.ábra S3 scenario nyers adatai a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra
- 21.ábra: S3 scenario normalizált adatai a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra
- 22.ábra: S3 scenario normalizált és súlyozott adatai a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra
- 23.ábra: „Contribution Tree” (hatásfa) a szoftverben
- 24.ábra: Az S1-S7 alapszenariók környezetterhelése üvegyártás nélkül 10 millió palackra

- 25.ábra: S1-S7 scenariók üvegyártással együtt vizsgált nyers környezetterhelési értékei 10 millió palackra (teljes termékrendszer)
- 26.ábra: Az S1-S7 scenariók normalizált környezetterhelése 10 millió palackra üvegyártással együtt (teljes termékrendszer)
- 27.ábra: S1-S7 scenario normalizált és súlyozott eredményei a kiválasztott hatáskategóriákban 10 millió palackra (teljes termékrendszer)
- 28.ábra: Az S1 scenarióban az üvegyártás és a palackozás általi környezetterhelés arányának összehasonlítása 10 millió palackra
- 29.ábra: Az S7 scenarióban az üvegyártás és a palackozás általi környezetterhelés arányának összehasonlítása 10 millió palackra
- 30.ábra GWP vizsgálata az összes scenarióban 10 millió üvegre
- 31.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 palackozásra történő értékelésének nyers eredményei 10 millió palackra
- 32.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 palackozásra történő értékelésének normalizált eredményei 10 millió palackra
- 33.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 palackozásra történő értékelésének normalizált és súlyozott eredményei 10 millió palackra
- 34.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 teljes termékrendszerre számított nyers értékei 10 millió palackra
- 35.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 teljes termékrendszerre számított normalizált értékei 10 millió palackra
- 36.ábra: A három kiemelt scenario S3, S14, S15 teljes termékrendszerre számított normalizált és súlyozott értékei 10 millió palackra
- 37.ábra Az 5 töltés és 80, illetve 90 % visszagyűjtési arányú scenariók összehasonlítása nyers eredmények 10 millió palackra (teljes termékrendszer)
- 38.ábra: A 6 töltés és 80, illetve 90 % visszagyűjtési arányú scenariók összehasonlítása nyers eredmények 10 millió palackra (teljes termékrendszer)
- 39.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása az AP hatáskategóriában
- 40.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása a GWP hatáskategóriában
- 41.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása az EP hatáskategóriára
- 42.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása az ásványi anyagok kimerülésére
- 43.ábra: A palackozás részfolyamatainak hatása a vízkészletek csökkenésére

9.4. M4 TÁBLÁZATJEGYZÉK

- 1.táblázat: A csomagolóanyagok újrafeldolgozásának Európa Tanács által 2018-ban meghatározott célértékei
- 2.táblázat: Csomagolóüveg jellemző összetétele
- 3.táblázat: Az életciklus-értékelés széleskörű felhasználása néhány példával
- 4.táblázat: Az ISO 14040 szabványcsalád érvényben lévő tagjai
- 5.táblázat: Az Environmental Footprint (Mid-point) hatásértékelő módszer hatáskategóriái
- 6.táblázat: A végponti (endpoint) és középpont (midpoint) kategóriák csoportosítása
- 7.táblázat: Scenariók
- 8.táblázat: Leltár adatok
- 9.táblázat: Számított adatok
- 10.táblázat: A vizsgált üvegfajták környezetterhelési eredményei az összes hatáskategóriában (nyers adatok) 10 millió palackra
- 11.táblázat: Az egyes hatáskategóriák hozzájárulása az összes környezetterheléshez az üvegyártásban a kiválasztott kategóriákban 10 millió palackra normalizált és súlyozott értékek alapján %-ban
- 12.táblázat: Az S1-S7 alapszenariók környezetterhelésének vizsgálata S1-hez viszonyítva %-ban
- 13.táblázat: A három kiemelt scenario összehasonlítása 10 millió palackra teljes termék rendszerre
- 14.táblázat: A környezetterhelési értékek csökkenése a visszagyűjtési arány 80 %-tól 90 %-ra történő emeléskor 10 millió palackra számítva %-ban 5 töltés esetén
15. táblázat: A környezetterhelési értékek csökkenése a töltésszám 5-ről 6-ra történő emelése esetén 90 %-os visszagyűjtés mellett 10 millió palackra számítva %-ban teljes termékrendszerre
- 16.táblázat: Összes scenario üvegekkel együtt számított nyers eredménye
- 17.táblázat: Összehasonlított üvegek nyers eredménye
- 18.táblázat: Az Environmental Footprint (Mid-point) hatáselemző módszer normalizációs és súlyozási faktorai

16.táblázat: Összes scenario üvegekkel együtt számított nyers eredménye

Hatáskategóriák	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
AP, mol H+ eq	2,0419E+04	1,3133E+04	8,7608E+03	7,2656E+03	1,2791E+04	8,2371E+03	6,5392E+03
GWP, kg CO ₂ eq	2,7859E+06	1,6718E+06	1,0033E+06	7,8051E+05	1,6254E+06	9,2907E+05	6,9692E+05
ETP, CTUe	8,2992E+05	4,9819E+05	2,9916E+05	2,3281E+05	4,8437E+05	2,7704E+05	2,0788E+05
EP (freshwater) CTUe	9,3786E+02	5,6383E+02	3,3941E+02	2,6460E+02	5,4824E+02	3,1447E+02	2,3610E+02
IR, kBq U-235 eq	1,6407E+05	9,8442E+04	5,9065E+04	4,5940E+04	9,5707E+04	5,4690E+04	4,1017E+04
LU, pt	2,3508E+06	1,4581E+06	9,2248E+05	7,4756E+05	1,4245E+06	8,6658E+05	6,8026E+05
POCP, kg NMVOC eq	8,3654E+03	5,0193E+03	3,0116E+03	2,3423E+03	4,8798E+03	2,7885E+03	2,0914E+03
ADP (fossil), MJ	3,7128E+07	2,2277E+07	1,3367E+07	1,0397E+07	2,1658E+07	1,2377E+07	9,2828E+06
ADP (mineral), kg Sb eq	1,2347E+07	1,0804E+07	9,8778E+06	9,4874E+06	1,0658E+07	9,6932E+06	8,9686E+06
WU, m ³ depriv.	2,9224E+07	2,8904E+07	2,8712E+07	2,8651E+07	2,8893E+07	2,8693E+07	2,8624E+07
Hatáskategóriák	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14
AP, mol H+ eq	1,8326E+04	1,1877E+04	8,0073E+03	6,6796E+03	1,1570E+04	7,5395E+03	6,0160E+03
GWP, kg CO ₂ eq	2,3043E+06	1,3828E+06	8,2989E+05	6,4567E+05	1,3445E+06	2,3041E+06	5,7652E+05
ETP, CTUe	7,4133E+05	4,4504E+05	2,6727E+05	2,0801E+05	4,3269E+05	7,4085E+05	1,8573E+05
EP (freshwater) CTUe	8,7026E+02	5,2327E+02	3,1507E+02	2,4568E+02	5,0881E+02	8,6836E+02	2,1920E+02
IR, kBq U-235 eq	1,5644E+05	9,3862E+04	5,6317E+04	4,3802E+04	9,1255E+04	1,5644E+05	3,9109E+04
LU, pt	1,9751E+06	1,2327E+06	7,8724E+05	6,4238E+05	1,2054E+06	1,9775E+06	5,8635E+05
POCP, kg NMVOC eq	7,6040E+03	4,5624E+03	2,7374E+03	2,1291E+03	4,4357E+03	7,6040E+03	1,9010E+03
ADP (fossil), MJ	3,3444E+07	2,0067E+07	1,2041E+07	9,3653E+06	1,9509E+07	3,3443E+07	8,3619E+06
ADP (mineral), kg Sb eq	1,2347E+07	1,0804E+07	9,8778E+06	9,4874E+06	1,0658E+07	9,6932E+06	8,9686E+06
WU, m ³ depriv.	2,9021E+07	2,8782E+07	2,8639E+07	2,8594E+07	2,8775E+07	2,9013E+07	2,8573E+07
Hatáskategóriák	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21
AP, mol H+ eq	5,1256E+04	5,0535E+04	1,9862E+04	1,5900E+04	3,0779E+04	1,8516E+04	1,4248E+04
GWP, kg CO ₂ eq	5,7880E+06	5,7878E+06	2,0840E+06	1,6211E+06	3,3766E+06	1,9297E+06	1,4474E+06
ETP, CTUe	2,8917E+06	2,8914E+06	1,0414E+06	8,1011E+05	1,6871E+06	9,6430E+05	7,2332E+05
EP (freshwater) CTUe	1,7361E+03	1,7349E+03	6,2677E+02	4,8811E+02	1,0139E+03	5,8055E+02	4,3566E+02
IR, kBq U-235 eq	3,4835E+05	3,4835E+05	1,2541E+05	9,7539E+04	2,0321E+05	1,1612E+05	8,7089E+04
LU, pt	4,8094E+06	4,8087E+06	1,8076E+06	1,4360E+06	2,8587E+06	1,6861E+06	1,2949E+06
POCP, kg NMVOC eq	1,8839E+04	1,8839E+04	6,7820E+03	5,2749E+03	1,0989E+04	6,2797E+03	4,7098E+03
ADP (fossil), MJ	6,9036E+07	6,9035E+07	2,4854E+07	1,9331E+07	4,0271E+07	2,3013E+07	1,7260E+07
ADP (mineral), kg Sb eq	1,2347E+07	1,0804E+07	9,8778E+06	9,4874E+06	1,0658E+07	9,6932E+06	8,9686E+06
WU, m ³ depriv.	3,0315E+07	3,0309E+07	2,9105E+07	2,8956E+07	2,9529E+07	2,9057E+07	2,8897E+07

17.táblázat: Összehasonlított üvegek nyers eredménye

Hatáskategóriák	Cullet nélküli zöld-világ átlag mod (0%)	Európán kívül gyártott zöld (57 %)	Német fehér (62,5 %)	Német barna (68,9 %)	Német zöld (84,8 %)
AP, mol H+ eq	4,7250E+04	4,3663E+04	1,6413E+04	1,5847E+04	1,4320E+04
GWP, kg CO ₂ eq	5,7870E+06	4,9154E+06	2,7850E+06	2,6750E+06	2,3034E+06
Ecotoxicity, CTUe	2,8904E+06	2,7108E+06	8,2859E+05	8,1581E+05	7,4000E+05
EP (freshwater) CTUe	1,7305E+03	8,7502E+02	9,3223E+02	9,1450E+02	8,6463E+02
IR, kBq U-235 eq	3,4835E+05	2,4432E+05	1,6407E+05	1,6255E+05	1,5644E+05
LU, pt	4,6885E+06	4,0928E+06	2,2299E+06	2,1593E+06	1,8542E+06
POCP, kg NMVOC eq	1,8839E+04	1,8763E+04	8,3654E+03	8,1789E+03	7,6039E+03
ADP (fossil), MJ	6,9033E+07	6,1600E+07	3,7125E+07	3,6503E+07	3,3441E+07
ADP (mineral), kg Sb eq	1,5465E+01	1,1795E+01	8,3206E+00	8,0079E+00	7,0564E+00
WU, m ³ depriv.	1,8751E+06	1,3072E+06	7,8473E+05	7,3026E+05	5,8166E+05

18.táblázat Az Environmental Footprint (Mid-point) hatáselemző módszer normalizációs és súlyozási faktorai

EF (Mid-Point Indicator)			
Name	Reference unit	Normalization factor	Weighting factor
Acidification	mol H ⁺ eq	55,5000000	0,0664000
Climate change	CTUh	7760,0000000	0,2219000
Climate change-Biogenic	kg CO ₂ eq	-	-
Climate change-Fossil	kg CO ₂ eq	-	-
Climate change-Land use and land use change	kg CO ₂ eq	-	-
Ecotoxicity, freshwater	kg CO ₂ eq	11800,0000000	-
Eutrophication marine	CTUe	43918,0000000	0,0312000
Eutrophication, freshwater	kg P eq	2,5500000	0,0295000
Eutrophication, terrestrial	kg N eq	177,0000000	0,0391000
Human toxicity, cancer	mol N eq	0,0000385	-
Human toxicity, non-cancer	kBq U-235 eq	0,0004750	-
Ionising radiation, human health	Pt	4220,0000000	0,0537000
Land use	CTUh	1330000,0000000	0,0842000
Ozone depletion	kg CFC11 eq	0,0234000	0,0675000
Particulate Matter	kg NMVOC eq	0,0006370	0,0954000
Photochemical ozone formation - human health	MJ	14763,0000000	0,0510000
Resource use, fossils	kg Sb eq	65300,0000000	0,0892000
Resource use, minerals and metals	disease inc.	0,0579000	0,0808000
Water use	m ³ depriv.	11500,0000000	0,0903000