



ÉLETCIKLUS SZEMLÉLET
A KÖRFORGÁSOS GAZDASÁGBAN

XI. LCA Konferencia Közlemények

www.lcacenter.hu

AZ „ÉLETCIKLUS SZEMLÉLET A KÖRFORGÁSOS
GAZDASÁGBAN” CÍMMEL 2016. NOVEMBER 22.-23-ÁN
BUDAPESTEN MEGRENDEZETT XI. ÉLETCIKLUS-ELEMZÉSI (LCA)
SZAKMAI KONFERENCIA KÖZLEMÉNYEI

A kötet lektorálták:

Gröller György

Sára Balázs

Szilágyi Artúr

Dr. Tóthné Dr. Szita Klára

Szerkesztette: Szilágyi Artúr

ISBN 978-963-12-6683-2 XI. Életciklus-elemzés Konferencia

© LCACenter Magyar Életciklus-elemzők Szakmai Egyesülete, Miskolc 2017

TARTALOM

Chrabák Péter – Garamvölgyi Ernő – Bodnárné Sándor Renáta: SMARTGROUND: Hulladéklerakók feltárásának környezeti, gazdasági és társadalmi hatásai	4
Fogarassy Csaba – Horváth Bálint – Böröcz Mária: A körkörös gazdasági rendszerfejlesztések vizsgálata benchmarking módszerrel	11
Kovács Viktória Barbara – Csurgó Marcell: Napelemcella környezetterhelésének vizsgálata LCA-val	25
Matecsik Alexis – Szilágyi Artúr: Hőszivattyú és fatüzelésű falazott kazán környezeti hatásainak összehasonlítása LCA módszerrel	35
Schön Bálint – Bornemissza Gáspár: Naphőerőművek életciklus elemzése	46
Somogyi Dóra – Mérőné Nótás Erika: Egy kozmetikai készítmény kétféle csomagolásának környezeti hatásvizsgálata az LCA módszerével.....	56
Farkasné Szőke-Kis Anita – Kovács Viktória Barbara: Mosható pelenka – egy környezetbarát megoldás?!	69
Tóthné Szita Klára: Nemzetközi és nemzeti LCA hálózatok és kutatási irányaik	80
Zajáros Anett – Tóthné Szita Klára – Matolcsy Károly – Horváth Dániel: Veszélyes hulladékból történő oldószer-visszanyerés életciklus szemléletű vizsgálata	93

SMARTGROUND: HULLADÉKLERAKÓK FELTÁRÁSÁNAK KÖRNYEZETI, GAZDASÁGI ÉS TÁRSADALMI HATÁSAI

Chrabák Péter¹ – Garamvölgyi Ernő² – Bodnárné Sándor Renáta³

Bay Zoltán Alkalmazott Kutatási Közhasznú Nonprofit Kft.

¹ tudományos munkatárs, peter.chrabak@bayzoltan.hu

² tudományos munkatárs, erno.garamvolgyi@bayzoltan.hu

³ tudományos munkatárs, renata.sandor@bayzoltan.hu

Összefoglaló: Az elsődleges nyersanyagok egyre fontosabbak az ipar számára, azonban készletük egyre csökken. Azonban az Európában található több százezer hulladéklerakó másodnyersanyag forrásként jelentős potenciállal bír. Jelenleg a rendelkezésre álló tudás, adatbázisok és technológiai eljárások hiányosnak tűnnek, egy racionálisabb hulladékgazdálkodási gyakorlattal azonban a nyersanyagok hatékonyabb felhasználása, egyúttal hulladékcsökkentés érhető el. Ezzel összefüggésben a másodnyersanyagokra vonatkozó információk hozzáférhetőségének és rendelkezésre állásának fejlesztése egy közös, Európai informatikai platform kialakításával javíthatja a másodlagos nyersanyagokkal kapcsolatos gazdasági és foglalkoztatási potenciált az EU-ban. A téma vizsgálatára indult 2015. októberében a nemzetközi SmartGround projekt, melynek célja a hulladéklerakókból kinyerhető másodnyersanyagok technológiai, gazdasági, környezeti, valamint szociális hatásainak a vizsgálata.

Kulcsszavak: másodnyersanyag, hulladéklerakó, adatbázis, platform

Háttér

A nyersanyagok egyre fontosabbak az EU gazdasága számára, de azok elérhetősége egyre fogytán van. Európában 150 ezer és 500 ezerre tehető a hulladéklerakók száma, így az EU-n belül jelentős lehet a másodlagos nyersanyagok (SRM) potenciálja. Míg a meglévő tudás, szabványok és leltár jelenleg elégtelennek tűnnek, egy racionálisabb hulladékgazdálkodási gyakorlat a nyersanyagok hatékonyabb felhasználásához és hulladékcsökkentéshez vezethet. Ebben az összefüggésben az SRM adatok és információk hozzáférhetőségének és rendelkezésre állásának fejlesztése Európai hálózat kialakításával javíthatja a másodlagos nyersanyagokkal kapcsolatos gazdasági és foglalkoztatási potenciált az EU-ban.

E problémakör vizsgálatára indult 2015 októberében a nemzetközi SmartGround (SMART data collection and inteGRation platform to enhance availability and accessibility of data and infORMation in the EU territory on SecoNDary Raw Materials)

projekt angol, olasz, spanyol, finn és magyar partnerek bevonásával, melyek a témakör három fő szereplőjét képviselik: hulladékgazdálkodási cégeket, mint végfelhasználókat; K+F és technológiai transzfer szervezeteket (kutatóközpontok, egyetemek); továbbá hatóságokat.

A projekt fő célja a kommunális, ipari és bányászati hulladéklerakók másodlagos nyersanyag tartalmára vonatkozó információk elérhetővé és hozzáférhetővé tétele, a tevékenységek közös összeurópai információs rendszerbe integrálásával. A SmartGround rendszer az adatok jellege szerint több részre osztható:

- Az azonosított nyersanyagokkal kapcsolatos információk nyíltan elérhetőek lesznek.
- A korlátozottan hozzáférhető rész a hulladékgazdálkodási cégek számára teszi lehetővé, hogy hasznosítható hulladékmennyiségekre vonatkozó adatokat (minőség, geoadat, stb.) rögzítsenek.

Ez összhangban van azzal az elképzeléssel, amely a lerakott hulladékot most, vagy akár a jövőben felhasználható, stratégiai tartaléknak tekinti. E másodlagos nyersanyag (SRM –Secondary Raw Material) potenciál elképzelés alapja a megfelelő szeparálási technikák elérhetősége. Az anyag hasznosítása akkor válik reálissá, mikor annak feldolgozása előnyösebb és gazdaságosabb lesz, mint a primér nyersanyagoké. Ezzel a koncepcióval az eddigi „4R” hulladékhierarchy bővül egy ötödik R-el: Reserve – tartalék - résszel. (1. ábra)

További konkrét célkitűzések:

- Mennyiségi és strukturális információk gyűjtése a meglévő másodnyersanyag forrásokról,
- kritikus pontok/szűk keresztmetszet azonosítása,
- nyersanyagokra és hulladékokra vonatkozó szabványok számbavétele, SRM-re vonatkozó legjobb gyakorlatok kifejlesztése, valamint annak érvényesítése egy pilot helyszínen,
- az SRM legígéretesebb piacának azonosítása,

- a különböző folyamatok által kiváltott hatások értékelése és elemzése.



1. ábra. Végző cél a rendelkezésre álló nyersanyagokkal kapcsolatos ismeretek növelése. A „4R” hulladékhiarchia (EK/2008/98), „5R” hulladékhiarchiára változik, a végző szakasz az „ártalmatlanítás” „tartalékra” történő cseréjével.

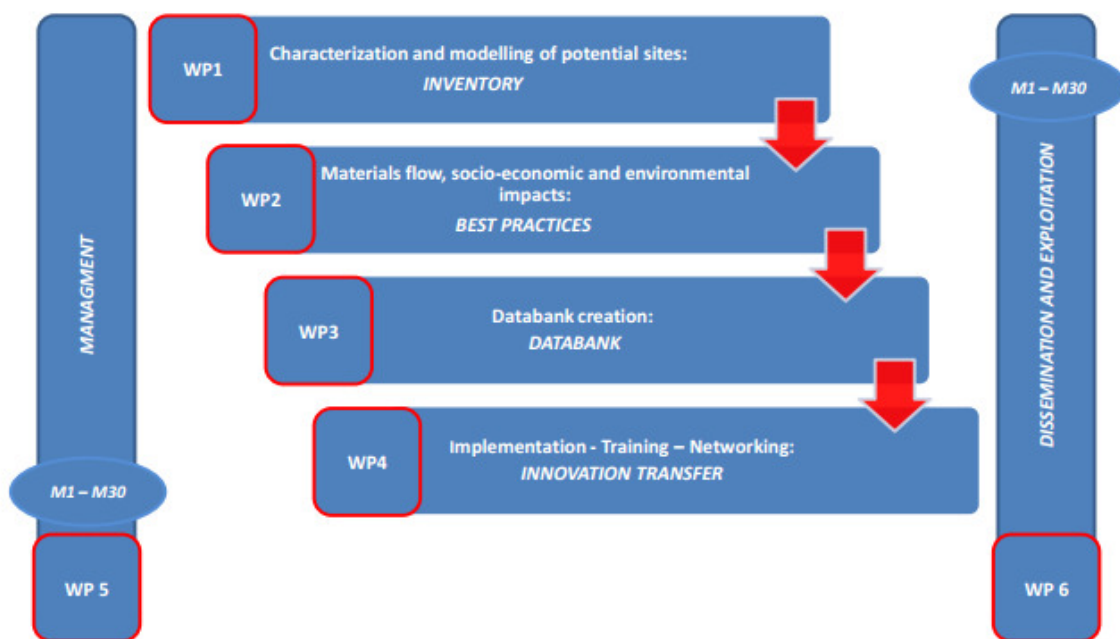
A Projekt fő feladatainak megfelelően bontható munkapontokra (2. ábra). Az első munkapont célja mennyiségi és strukturális adatok gyűjtése, az Európában legszükségesebb nyersanyagok meglévő és még nem ismert SRM erőforrásaiból és/vagy nyersanyagként és/vagy energiaként nyereségesen hasznosítható SRM-ből. Ebben a munkapontban a partnerek kijelölik azon kísérleti hulladéklerakókat, ahonnan a specifikus adatok gyűjtése és az SRM meghatározása történne, a különböző minőségi és mennyiségi információk integrálásával. Ez a SmartGround Adatbank alapja, amely lehetővé teszi a hulladéklerakó bányászat nyereségességének vizsgálatát, az SRM források és szükséges módszerek értékének és megvalósíthatóságának meghatározásához, figyelembe véve az azonosítási, szeparálási és dúsítási lehetőségeket.

Ezt a hulladékáramok és SRM fenntarthatósági kéréseinek meghatározása követi. Társadalmi-gazdasági elemzés készül (piaci, LCA, költség/haszon elemzés az irányítási és üzleti modellekre), a lerakott nyersanyag mennyiség hasznosításának potenciális lehetőségeinek értékelésére és a legígéretesebb piacok megtalálására.

A SmartGround projekt felépítése

E feladat:

- azonosítja a másodlagos nyersanyagok hasznosíthatóságának korlátait,
- a jövőbeli forgatókönyveket,
- anyagáramlási térképeket készít a vizsgált nyersanyagokból,
- meghatározza Európa országai közötti lehetséges szinergiákat (források, igények, együttműködések),
- vizsgálja a koncepció anyagi hasznát,
- elősegíti a legjobb stratégiák kidolgozását.



2. ábra. A SmartGround projekt munkapontjai

A további munkapontok az első kettőn alapulva hozzák létre a vonatkozó adatbázist, valamint a kifejlesztett platform kezelésével kapcsolatos gyakorlati alkalmazhatóság képzését.

A hulladéklerakók feltárásának környezeti, gazdasági és társadalmi hatásai

Ma már a fejlett országokban, így Európa szerte is természetesnek mondható a környezetet érintő emberi beavatkozások különféle szempontú hatásainak vizsgálata. A gazdasági célok bár továbbra is a fő motivátora és szempontja a beruházásoknak, de mára – a fenntarthatóság jegyében - a környezeti és legújabban a társadalmi hatások elemzése is egyre nagyobb hangsúlyt kap. A projektnek fontos részét jelenti a lerakók, mint potenciális másodnyersanyag források ezen szempontok szerinti elemzése.

A fenti tendencia mellett a hulladéklerakók bányászatának környezeti és társadalmi hatásvizsgálata a tevékenység jellegéből adódóan különösen indokolt: a hulladéklerakó testének megbontása, az ott lerakott hulladékok tág határok között változó összetétellel és fizikai-kémiai tulajdonsággal bíró anyagok kiszabadulása környezeti szempontból kockázatot jelentenek. Ezek a kockázatok csak abban az esetben kezelhetők, ha ezek feltárására és környezeti hatásainak értékelésére teljeskörűen sor kerül.

A felsorolt hatásterületek vizsgálatokor közös jellemző az értékelésekhez felhasznált kvantitatív indikátorok és mutatók nagyfokú bizonytalansága, amelynek oka elsősorban a hulladékok és a lerakók nagyfokú változatossága, valamint a témát érintő kutatások alacsony száma. Mindezekkel együtt a vizsgálatok elvégzése indokolt, mert eredményei rámutathatnak egyéb, nem kizárólag gazdasági szempontú externáliákra, amelyek hozzájárulnak egy szélesebb szempontrendszer figyelembe vevő, ezáltal megalapozottabb döntéshozáshoz.

Jelen cikk rövid bemutatást ad az egyes hatásokról, elsősorban szakirodalmi feldolgozások alapján.

A vizsgált területek közül a gazdasági elemzésnek (LCC) van a legnagyobb szakirodalmi és gyakorlati alátámasztottsága. A szakirodalmi kutatások [1] alapján a lerakók bányászata jellemzően gazdaságilag nem önfenntartó tevékenység, azonban bizonyos szempontok érvényesülése esetén a hatékonyság növelhető, mint pl. a logisztikai rendszer optimális megszervezése a szállítási távolságok minimalizálása révén, valamint a tárolási térfogatok kompaktálásával.

Az elvégzendő környezeti hatáselemzés (LCA) során összehasonlításra kerül a lerakók bányászatának vizsgálata szemben a lerakók változatlanul hagyásával; a

lerakókból származó másodnyersanyagforrások szemben az elsődleges (természeti) forrásokkal; a hulladékból származó biomassa tüzelőanyagok szemben a hagyományos, fosszilis tüzelőanyagokkal; valamint a hulladéklerakó bányászat általános környezeti hatása, tekintettel a tevékenység során felszabaduló szennyezőanyagokra. Szakirodalmi források [2] alapján megállapítható, hogy a hulladéklerakó bányászat nem minden esetben jelent pozitív környezeti hatást, ami tovább erősíti a környezeti elemzés jogosultságát.

A legnehezebb feladatot a társadalmi hatások elemzése (SLCA) jelenti: egyrészt a társadalmi hatás kevésbé modellezhető, nehezen számszerűsíthető folyamat, szemben a gazdasági, környezeti vizsgálatokkal szemben. Bár a vizsgálati folyamatát tekintve az LCA-hoz nagyon hasonló (ISO 14040-44), azonban a hatások jellemzően elsősorban leíró, kvalitatív jelleggel mutathatók be, aminek következménye, hogy pl. az LCA alapját jelentő funkcionális egység nehezen megalkotható, mivel az számos szubjektív szemponttal terhelt; a társadalomra gyakorolt hatások önmagukban nehezen vizsgálhatók, hiszen a társadalmat, mint közeget számos egyéb hatás is éri, amelyet ezek kölcsönhatása által kiváltott további hatások tovább formálják.

Magának az SLCA-nak a története is mindössze 20 évre nyúlik vissza, amikor O'Brien kutató és társai munkája során merült fel a különféle társadalmi indikátorok figyelembe vétele a környezeti elemzések mellett (Social and Environmental Life Cycle Assessment – SELCA). Ezt követően a tudományos élet is elismerte a társadalmi hatások vizsgálatát, így az első metodológia és gyakorlati alkalmazás leírását 2009-ben publikálták (Benoit és Mazijn).

Napjainkban már nem csak több metodológiai leírás, gyakorlati alkalmazási példa, sőt – az LCA-hoz hasonlóan – adatbázis is elérhető (pl. Social Hotspots Database [3], PSILCA [4]). Az SLCA bemutatás, valamint aktuális helyzetét összefoglaló tanulmány az EU Közös Kutatóközpontja (JRC: Joint Research Centre) adta ki 2015-ben [5].

A fenti szakirodalmak ellenére elmondható, hogy az SLCA még gyerekcipőben jár, metodológia és gyakorlati alkalmazás szempontjából egyaránt. Ez abból a szempontból jelent előnyt, hogy ma egy társadalmi elemzés elvégzéséhez meglehetősen szabad kezdet ad, azonban a még nem létező, a közös szakmai konszenzuson alapuló keretrendszert nélkülözve hordozza magában az esetleges hiányosság (hibázás) lehetőségét.

A projekt keretein belül a bányászati szektorra korábban, a JRC tanulmánya által elvégzett szakirodalmi összesítés szolgált alapul. A hulladéklerakó-bányászat társadalmi hatásainak vizsgálata során az alábbi fő társadalmi indikátorok azonosítására és értékelésére kerül sor: háztartások gazdasági helyzete, bevétele; foglalkoztatás és képzés; demográfia; föld- és területhasználat; környezet és egészség; emberi jogok. A hatások felmérésére a projektben egy kérdőív került összeállításra, külön-külön az alábbi, beazonosított, a lerakók bányászata révén közvetlenül érintett célcsoportok felé: önkormányzatok, lakosság, lerakó üzemeltetők.

A társadalmi hatások szubjektivitásának mérséklése érdekében az összeállított kérdőív eldöntendő (igen/nem), valamint opcionális válaszlehetőségeket tartalmaz, amelyek a kiértékelés során különböző súllyal esnek számításba. Ezt követően a kiértékelés a célcsoportok, valamint a fő társadalmi indikátorok mentén kerülnek kiértékelésre. A fent bemutatott hatáselemzések első eredményei 2017. tavaszára várhatóak.

A SmartGround projekt hatásai

Az intelligens („Smart”) megközelítés egyik alappillére az erőforrások hatékony felhasználása. Ennek egyik legfontosabb pontja a hulladékok termelésbe történő visszavezetése, amely megköveteli a hulladékok erőforrásként történő megközelítését. Ez a jövő összeurópai hulladékgazdálkodásának kiindulópontja. A projekt eredményeképpen létrejövő tudás és az azt menedzselő platform támogatja az EU szintű és nemzeti döntési folyamatokat, átláthatóbbá teheti a nyersanyag-források helyzetét és felgyorsíthatja a szektort a kereslet és kínálat összehangolásával. Jelentősen hozzájárul a fenntartható erőforrásgazdálkodás megvalósításához intelligens megközelítések használatával.

Irodalomjegyzék

- [1] Feasibility and Viability of Landfill Mining and Reclamation in Scotland, 2013
- [2] <https://waste-management-world.com/a/landfill-mining-goldmine-or-minefield>
- [3] Life cycle analysis of enhanced landfill mining: case study for the remo landfill, 2013.
- [4] <http://socialhotspot.org/>
- [5] <http://www.psilca.net/>

A KÖRKÖRÖS GAZDASÁGI RENDSZERFEJLESZTÉSEK VIZSGÁLATA BENCHMARKING MÓDSZERREL

Fogarassy Csaba¹ – Horváth Bálint² – Böröcz Mária³

Klímagazdaságtan Elemző- és Kutatóközpont, Szent István Egyetem, Gödöllő

¹ egyetemi docens, fogarassy.csaba@gtk.szie.hu

² PhD hallgató, horvath@carbonmanagement.hu

³ egyetemi docens, borocz.maria@gtk.szie.hu

Összefoglaló: A fenntarthatóság gyakorlatilag egy olyan állapot, melyet a három pillér tart fenn és amennyiben változás következik be az egyik tényezőnél, az hatással van a másik kettőre is. A jelenleg működő gazdasági struktúrák a lineáris gazdasági szemléletet követik, mely szemlélet a „kitermel-gyárt-eldob” elven alapul, mely nem támogatja a természeti erőforrások fenntarthatóságának szempontrendszerét, az anyagkörforgás működtetését. Jelen kutatásban egy holland példa alapján elsősorban azt vizsgáljuk, hogy a fenntarthatóság érdekében, miként lehet elmozdulni a lineáris gazdasági rendszerektől a cirkuláris vagy körkörös rendszerek felé. A holland rendszerek elemzése alapján kialakítottunk egy olyan vizsgálati módszert, amely révén a hazai vállalkozások számára is kijelölhetők azok a stratégiák, melyek a lineáris termelési gyakorlatból a körkörös gazdaságba vezethetik át a hazai tejszektor szereplőit.

Kulcsszavak: Körkörös gazdaság, életciklus-elemzés, benchmarking, tejipar

Bevezetés

Napjainkban a környezetvédelem, a környezettudatos termelés egyre inkább központi szerepet játszik a mindennapi életünkben. Felértékelődik azon módszerek iránti igény, melyek segítik az előállított és elfogyasztott termékekkel összefüggésben megjelenő lehetséges környezeti, társadalmi és gazdasági hatások hiteles és pontos megismerését, illetve ezen rendszerek negatív hatásainak megelőzésére törekednek. Az életciklus elemzés és a körkörös gazdasági modell együttes alkalmazása által nyújtotta lehetőségekkel, a hosszú távú fenntarthatóság kritériumai egyértelműen vizsgálhatók jelenkorunk gazdaságának több szintjén is. Életciklus elemzés (Life Cycle Assessment) során az egyes környezeti tényezők és a potenciális környezeti hatások feltárása történik, melyet az egyes termékekre/ szolgáltatásokra nézve egészen „a bölcsőtől a sírig” vizsgálunk. Az életciklus elemzés a termék vagy szolgáltatás egész életútjának feltárását teszi lehetővé. A vizsgált területek közé tartozik az erőforrások felhasználása, emberi egészséget, ökológiai egyensúlyt veszélyeztető hatások feltárása is (Bakosné, 2016). Az

LCA modellezi a termék életciklusát, az egész termékrendszerre vonatkozóan. A termékrendszerek alapvető tulajdonsága, hogy funkcionálisan vannak meghatározva és nem csupán a végtermék szempontjából. Jelen vizsgálatunk esetében a B2B, azaz „business to business” típusú életciklus rendszerstruktúra felépítése válik szükségessé. Ezt az egyszerűsített életciklus rendszert a közbenső termékek, beszállított alapanyagok esetében szoktak kialakítani, melynek részei a következők (1. ábra):

- alapanyag előállítás
- gyártási folyamat
- elosztási folyamat



1. ábra: B2B típusú életciklus modell

A klímaváltozás és a mindinkább fenntarthatatlan folyamatok egyre sürgetőbb feladatok elé állítják korunk politikusait, döntéshozóit. Napjainkra a hétköznapi emberek életének is szerves részévé vált a klímaváltozással kapcsolatos problémák megélése, illetve kezelésük szükségessége. Ezen okokból kifolyólag –a hétköznapi emberek számára is - egyre növekszik az igény a fenntarthatóság kritériumainak figyelembe vételére, a kapcsolódó ismeretek elmélyítésére. Ennek lehet kiváló eszköze az életciklus elemzések elkészítése a legújabb fenntarthatósági koncepció, a „circular economy” vagy „körkörös gazdasági” modell ötvözésével, az élet számos területén. A fenntarthatóság és a fenntartható fejlődés talán a 21. Század egyik legismertebb és legtöbbet használt kifejezései közé tartoznak. Az ENSZ Környezet és Fejlődés Világbizottsága „Közös jövőnk” című, 1987-es jelentésében megfogalmazottak egyre több emberhez jutnak el a világon mely szerint „A fenntartható fejlődés olyan fejlődés, amely biztosítani tudja a jelen szükségleteinek kielégítését, anélkül, hogy veszélyeztetné a jövő generációk lehetőségeit saját szükségleteik kielégítésére” (Szlávik, 2005). Ha jobban meg akarjuk érteni a definíciót, komplexen kell értelmeznünk, hiszen számos tényezőt foglal magába. Ilyenek a társadalmi, környezeti és gazdasági dimenziók, melyeknek együttes egyensúlya révén jön létre a fenntarthatóság. Ezt a három dimenziót a fenntarthatóság pilléreinek nevezzük (2. ábra).

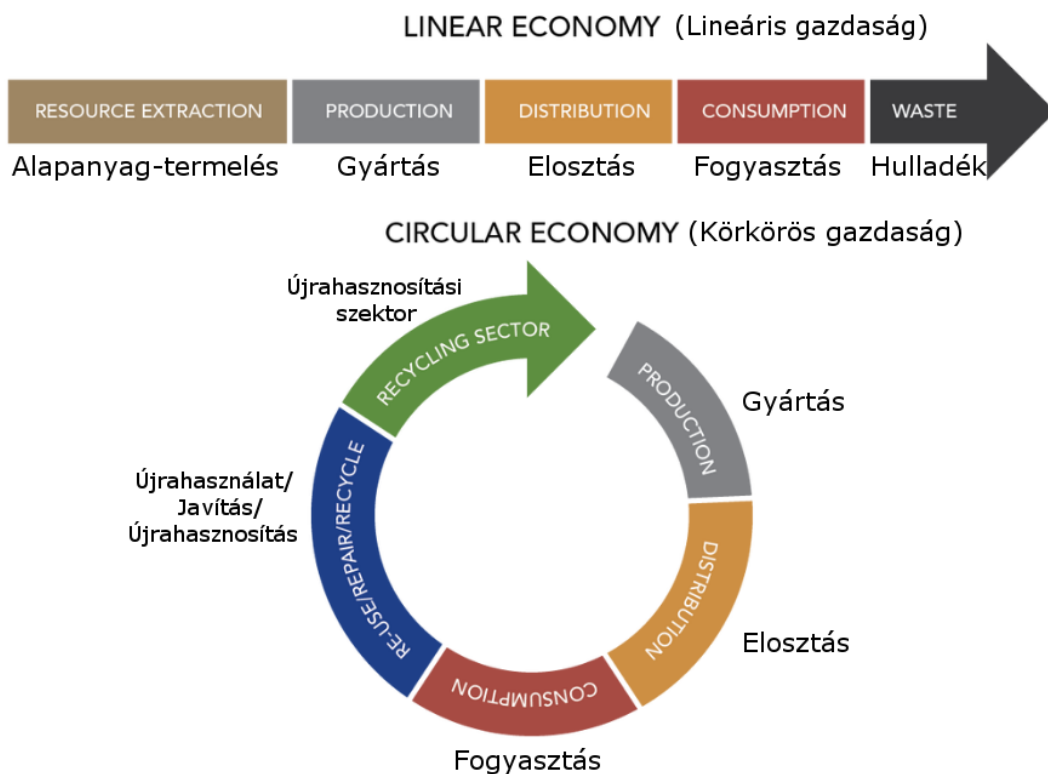


2. ábra: A fenntarthatóság pillérei. Forrás: Tóth, 2007

A fenntarthatóság gyakorlatilag egy olyan állapot, melyet a három pillér tart fenn és amennyiben változás következik be az egyik tényezőnél, az hatással van a másik kettőre is. A pillérek közötti hármas optimalizálás kiemelt jelentőségű a hosszú távú fenntarthatóság biztosítására.

Lehetőség az átalakulásra - Körkörös gazdasági modell

A jelenleg működő gazdasági struktúrák a lineáris gazdasági szemléletet követik, mely szemlélet a „kinyer-legyárt-fogyaszt-ártalmatlanít” vagy még rövidebben „kitermel-gyárt-eldob” elven alapul, mely nem támogatja az erőforrások fenntarthatóságának szempontrendszerét, az anyagkörforgás működtetését. A lineáris gazdaság azokon a lineáris folyamatokon alapul, melyek a nagy tömegű termékeket és az alacsony termelési költségeket preferálja, főként arra támaszkodik, hogy a szükséges alapanyagokat relatíve alacsony költségen érje el (Webster, 2015). A körkörös gazdaság minimális vagy zéró hulladéktermeléssel és erőforrás felhasználással forgatja vissza a megtermelt termékeket életciklusuk végén. A körforgásos rendszerek fő folyamatai a hulladékok teljes csökkentése, újra-felhasználása, újra használata, újragyártása, javítása.



3. ábra: Lineáris vs. körkörös gazdasági rendszerek alapstruktúrája. Forrás: Ellen MacArthur Foundation Team, 2016 alapján

A körforgásos gazdasági modell tulajdonképpen egy olyan ipari rendszer, mely az „end-of-life” (hasznos élettartam vége) koncepciót a helyreállítással váltja fel, ösztönzi a megújuló energiák felhasználását, valamint a hulladékot az anyagok, termékek, rendszerek -és ezen belül az üzleti modellek elsőrendű tervezésével kívánja megszüntetni (Tukker, 2015). A körkörös rendszerekben megjelenik, illetve kiemelkedik egy további aspektus, amely a XX. század második felében egyre kisebb szerepet kapott a nyugati termelési rendszerekben, a prevenció vagy megelőzés.

Az új, körkörös felfogás logikája elismeri azt, hogy bár a hulladékok rendszeren belüli forgatása elengedhetetlen, mégis felületi kezelést nyújt az alapvető problémára. Ez nem más, mint a hulladékok keletkezése. Az 1900-as évek második felében terjedt el a lineáris gazdasági szemlélet egy új irányzata, a megrövidített élettartamú termékek gyártása. Ez gyakorlatilag a termékek hasznos élettartamának mesterséges – termelési folyamatok során szabályozott – lerövidítését jelentette (Agrawal et al., 2015). A

„planned obsolescence” (tervezett avulás) fogalmának eredete az 1930-as évek elejéről származik. Egy amerikai közgazdász ekkor vetette fel a bevezetésének lehetőségét, megoldásként a gazdasági válság kezelésére. Bár széles körben akkor még nem terjedt el, 20 évvel később már bevett gyakorlatnak számított a termelési rendszerekben. Ez a szemlélet azóta is segíti a túltermelésre alapozott fogyasztói társadalom fenntartását.

Napjainkra azonban a döntéshozók számára is világossá vált, hogy az ilyen irányú folyamatok során keletkező hulladékok kezelése már nagyobb holtteher-veszteséggel jár, mint az általuk kiváltott gazdasági növekedésből adódó hasznok. A körforgásos gazdaság ezért nem csak arra törekszik, hogy elterjessze a hulladékok tőkeként való felfogásának szemléletét, hanem a folyamat elején tesz lépéseket a későbbi életciklus meghosszabbítására. Erre megoldás lehet a garanciális rendszerek olyan szintű módosítása, amellyel illeszkednek a hosszú életciklusú termékeket támogató gondolkodásmódba. Továbbá szorgalmazza olyan üzleti modellek kidolgozását (*sharing economy, refurbishing, re-manufacturing, upcycling etc.*), melyek kifejezetten arra ösztönzik a termelésért vagy értékesítésért felelős szereplőket, hogy az adott termék minél hosszabb hasznos élettartammal bírjon.

Elemzési módszer

A téma komplexitása, valamint a vizsgálandó témához rendelkezésre álló adatok időrendisége és sokszínűsége miatt, a benchmarking vizsgálati módszert választottuk elemzésünk elvégzéséhez. A benchmarking egy olyan szint-összehasonlítási módszer, mely alkalmazásával egy adott időben és térben jellemző állapotot összehasonlíthatóvá tesz egy meghatározott feltételrendszer mentén (Fogarassy-Böröcz, 2014). A benchmarking módszer alkalmazásával képesek lehetünk akár egy ágazat állapotát térben és időben összehasonlítani meghatározott paraméterek mentén. Egy olyan mechanizmussal dolgozhatunk benne, amely a jövőbeli állapotot értékeli a jelen viszonyokra kialakított feltételrendszer alkalmazásával. A módszertan kiválasztásának oka, hogy a benchmarking egy tetszőlegesen formálható és a vizsgálati célokhoz specifikusan alakítható elemzési forma (Camp, 1992). Az elemzés során egyszerűsített benchmarkot alkalmaztunk a holland tejtermelési rendszerek jellemzésére, majd a hazai

rendszerek vizsgálatához egy provizórikus keretrendszert adtunk meg a jövőbeli bechmarking elemzések kialakításához.

Eredmények, következtetések

Az Európai Unió a 2015-ös évtől kezdődően megszünteti az immáron 30 éve működő kvótarendszert a tejpiaci szabályozás esetében. Középtávú várakozások szerint ez a tejpiacra egy fokozottabb piaci versenyhelyzetet és ehhez kapcsolódó területi átrendeződést fog indukálni a szektorban. Ez a folyamat várhatóan azt eredményezni, hogy az alapanyag előállítás egy jelentős része költséghatékony termelési övezetekbe fog átkerülni, és az alapanyag előállítás paramétereinek racionalizálása elengedhetetlenné válik. Mindenképpen szükséges lesz a hazai szektor átrendeződése, melyhez hatékonyan járulhat hozzá egy Hollandiában már működő példa, ami a „*circular economy*” alapjain nyugszik, természetesen a hazai feltételrendszerekre optimalizálva. Jelen tanulmányunkban a Holland mintát követve állítunk fel egy, a körkörös gazdasági modellen alapuló – az életciklus- és a benchmarking elemzést ötvöző módszertani megoldást – segédletet, mely a „*circular economic value*” (CEV érték) meghatározásával segítheti a termelési rendszerek optimális egyensúlyi állapotának elérését.

A vizsgálatunk alapjául a cirkuláris gazdaságba való átmenetet modellező holland minta szolgált, melyet a hazai kritériumoknak is próbáltunk megfeleltetni első lépésben. A holland modellben három típusát különböztették meg az egyes tejtermelési technológiai módozatoknak, hozzárendelve őket a körkörös gazdaság kritériumrendszeréhez, elvárásaihoz.

A holland gyakorlatban alkalmazott „OPTIMALIZÁLT (1) – EXTENZÍV (2) – INTENZÍV (3)” legeltető tartásmód, illetve tejtermelési formák jellemzése:

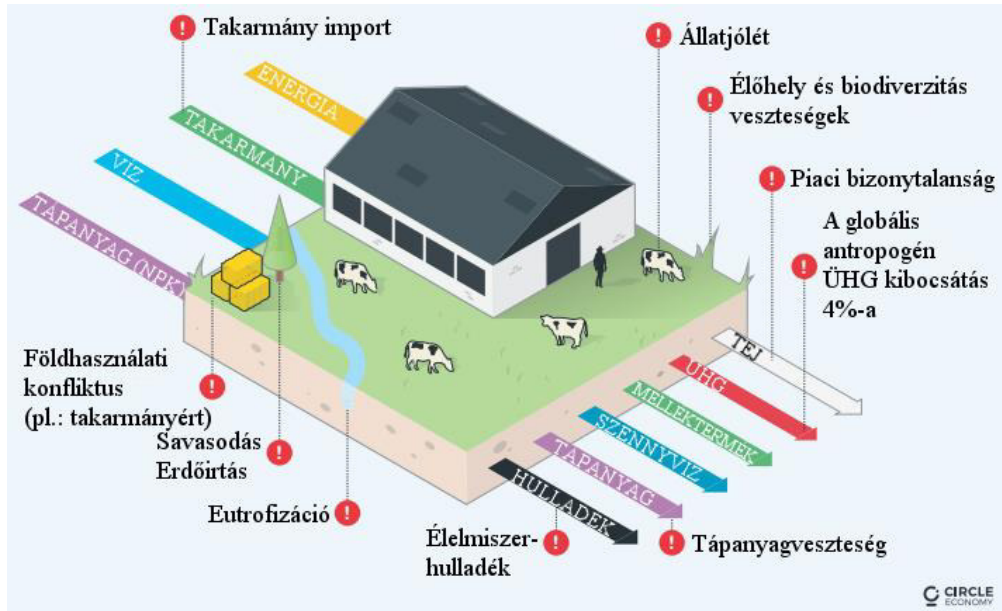
1. *Optimalizált tartásmód:* a technológia megpróbálja maximalizálni a termelést, összeegyeztetni a biológiai célokat a technológiai lehetőségekkel, úgy érve el a körköröséget. Ez a gazdálkodási forma a legjellemzőbb a holland tejtermelésben, de jelentős fejlesztési igénye van a körköröség eléréséhez.
2. *Extenzív tartásmód:* az ökológiai vagy biogazdálkodási gyakorlatra épít, nagyon szorosan a talaj-, növény- és állati takarmány ciklus preferálása mellett, a helyi

termelést részesíti előnyben. A teljes körkörösség eléréséhez legközelebb álló rendszer, de irányítási, szabályozási beavatkozásokat kell alkalmazni, és pénzügyi megtérülés modellt kialakítani hozzá. Állami támogatás nélkül nem működőképes.

3. *Intenzív high-tech tartásmód:* ebben a technológiában megtalálhatóak a körkörösség alapelvei a modern technológia alkalmazása mellett. A kulcsterületeken már körkörös a rendszer, előnyökkel jár a termelékenység és körkörösség tekintetében is. Kockázatokkal jár azonban az alkalmazkodóképesség és a társadalmi elfogadottság tekintetében. A nagy volumenű kibocsátás miatt, a lineáris rendszerek aktív szerepet kap a rendszer működtetésében.

A lineáris gazdasági rendszer működése tejtermelés esetében

A lineáris rendszer esetében, melyek jelenleg is működnek a Holland gazdaságban, gyakran használják a termelési inputokat úgy, hogy maximális hozamokra tegyenek szert. A csökkenő hozadék elve alapján, ezekben a termelési stratégiákban, az egységnyi termelésre jutó hozamnövekedés csökkenésével szemben, exponenciálisan növekszik a többlettermeléshez kapcsolódó környezetterhelés volumene, illetve a megjelenő környezeti externáliák felszámolásának költsége. A gyakorlatban ennek az az eredménye, hogy a tejciklushoz kapcsolódó negatív hatások tömegesen jelennek meg, a tápanyagok kimosódása, elszivárgása, az üveghatást okozó gázok fokozott emissziója (NO_x , CH_4 , CO_2), a vizek elszennyezése és túl használata lesz jellemző. A lineáris rendszerek esetében a piaci kapcsolatok rendszerint nem kooperáción alapulnak, melynek következtében a globális piaci kitétségek, az árak hektikus változása és a biztonságos termékek előállításához, fogyasztásához kapcsolódó körülmények folyamatos változása (takarmány árak változása, fertőzések, járványok, klimatikus hatások) általánosan, de kiszámíthatatlanul jellemző, és állandó fenyegetettség a jövedelembiztonság szempontjából. A lineáris termelési rendszerek esetében a tejhozamok rendkívül magasak lehetnek, de ugyanekkor a termeléshez kapcsolódó szennyezés kibocsátás (melléktermékek, hulladékok, ÜHG gázok, nitrogén, tápanyag kimosódás) is kiemelkedően magas szintet jelent (4. ábra).



4. ábra: Lineáris tejtermelési rendszer Holland minta alapján. Forrás: Marc de Wit et al., 2016 alapján

A lineáris rendszerek körkörösítése a holland gyakorlatban

A körkörös tejtermelési rendszerek a bezáródó ciklusok megvalósítására összpontosítanak, melyek a működtetés és a természeti erőforrások felhasználása során jelentenek leginkább újabb kihívásokat (5. ábra). A környezetterhelő hatások csökkentése révén pozitív hatást szeretnének elérni a tájak és az ökoszisztémák regenerálásának tekintetében (Marc de Wit et al., 2016).

Hollandiában az ÜHG kibocsátások, a tápanyag körforgás megvalósítása és a biodiverzitás fokozása tekinthető kulcsterületeknek a fenntarthatósági feltételek javítása során. Nyugodtan kijelenthető, hogy a talaj vagy tájmegőrzés, a víz és hulladékok kezelésének kérdése az ország általános környezettudatosságának köszönhetően, ma már nem jelent különösebb akadályt a farmerek számára sem.

A holland termelési rendszerek tekintetében a körkörös gazdaságba való átmenet lényegesen kevesebb elvárást fogalmazhat meg, mint például a volt szocialista országok, köztük hazánk tejtermelési rendszereinek vonatkozásában. A holland gazdaságok a talaj tápanyag ellátása, a hulladékok kezelése, a víz használat vagy szennyvízkezelés illetve a talaj minőségének megtartása, különböző minőségmegőrző technológiák alkalmazása

professzionális szinten elterjedt már a gyakorlatban. Az állati takarmányok és a műtrágyák tekintetében sikerült elérni, hogy a lehető legkisebb hatással legyenek a különböző anyaghasználatok a vizek és a levegő minőségére, miközben a talajminőséget is maximális szinten tudják tartani.

A tejtermelő gazdaságokból származó hulladékok mennyisége szinte nullának, vagy abszolút minimálisnak nevezhető a jelenlegi gyakorlatban.



5. ábra: Körkörös tejtermelési rendszer Holland minta alapján. Forrás: Marc de Wit et al., 2016 alapján

A jelenlegi holland gyakorlatban jellemző tartásmódokat három kategóriába sorolták a szakértők, melyek a következők: OPTIMALIZÁLT (1) – EXTENZÍV (2) – INTENZÍV (3). A holland tejtermelés gyakorlata egyértelműen a legeltető tartáshoz kapcsolódó technológiai rendszereket követi (6. ábra), melyek az európai gyakorlatban igen egyedinek tekinthetők. A besorolt tejtermelő tartástechnológiák esetében a holland szakértők meghatározták azokat a feladatokat, amelyek az egyes kategóriákon belül, a körkörös gazdaságba való átmenet folyamatát segíteni tudják.

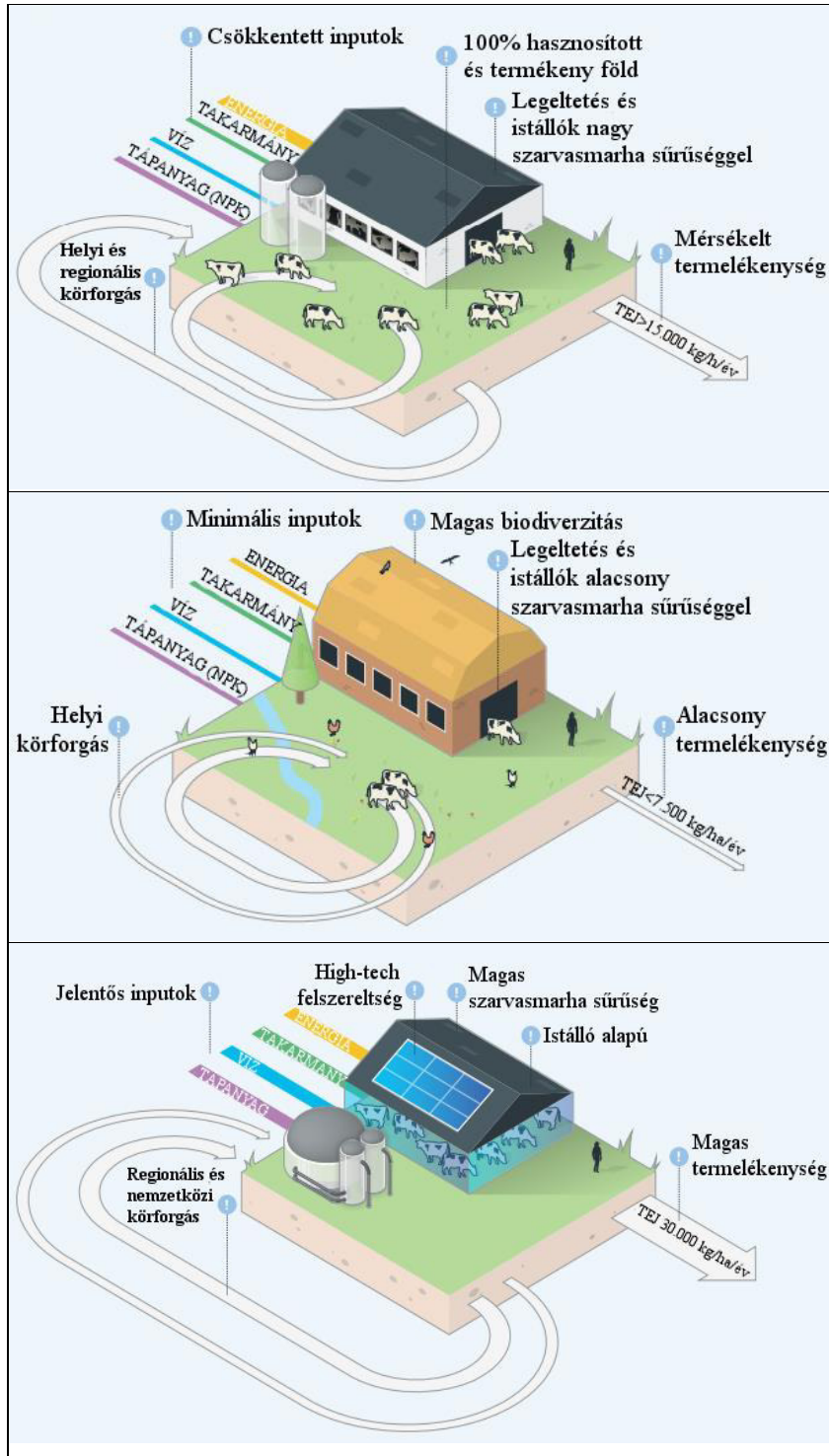
Az „optimalizált” termelési módszer esetében a hozamok maximalizálása a cél, de ez csak úgy valósulhat meg, ha a rendszer biológiai és technológiai körkörössége is maximálisan biztosítva van, illetve lesz a jövőben. Kiemelt feladatot jelent az inputok vagy import inputok beszerzésének kockázata, illetve a biodiverzitás mértékének növelése az „optimalizált” technológiai rendszer esetében (6. ábra).

Az „extenzív” technológia alkalmazása áll a legközelebb a körkörös gazdasági rendszertulajdonságok optimumához, mivel negatív externáliát nem állít elő a működése során. Jellemző viszont a nagy mennyiségű pozitív externália, mely révén a rendszer szintén abba a kategóriába soroljuk, amely a fenntarthatatlan rendszertulajdonságokat halmazza. Az extenzív legeltetés technológiája üzletileg nem fenntartható Hollandiában sem, tehát mint üzleti modellt nem ajánlott követni a körkörös gazdasági rendszerfejlesztésekkel sem.

Az „intenzív” legeltetés technológiai rendszere esetében azt mondhatjuk el elsősorban, hogy nagyon drága technológiai megoldásokkal működtethető, ezért csak kiemelkedő hozammal biztosítható az ésszerű megtérülési idő. A takarmánykörforgás biztosítása, azaz a ciklus lezárása szinte lehetetlen ekkora anyagáramlás esetében. Ez az intenzív folyamat mind az ÜHG gázok, mind a vízkörforgás esetében hatalmas kihívást jelent a körkörösség eléréséhez.

A lineáris tejtermelési rendszerek körkörösítése a Magyarországi gyakorlatban

A kutatásunk elsődleges célja az volt, hogy a holland példa alapján be tudjuk kategorizálni a hazai tejtermelő technológiákat, illetve a besorolások alapján meghatározhatóvá váljon a körkörös gazdasági fejlesztések felé vezető út a hazai tejtermelő gazdaságok számára. A rendelkezésre álló statisztikai adatok alapján, a holland rendszer indikátoraira kalkulálva hasonló gazdálkodási kategóriákat nem tudtunk meghatározni, melyek a rendelkezésre álló statisztikai adatok alapján csak igen széles spektrumban jellemző hozamokkal csoportosíthatók, illetve egységes szerkezeti jellemzőket egyértelműen nem lehet rájuk felírni. Az elvégzett előzetes vizsgálatok alapján azt tapasztaltuk, hogy sok esetben nem tudjuk az egyes kategóriákhoz kapcsolódó üzemeket jellemezni, mert a rendelkezésre álló adatok felhasználásával az összehasonlítás nem hozott kellő szignifikanciát.



6. ábra: A jelenlegi holland gyakorlatban jellemző tartásmódok. (Felülről lefelé: optimalizált, extenzív, intenzív) Forrás: Marc de Wit et al., 2016 alapján

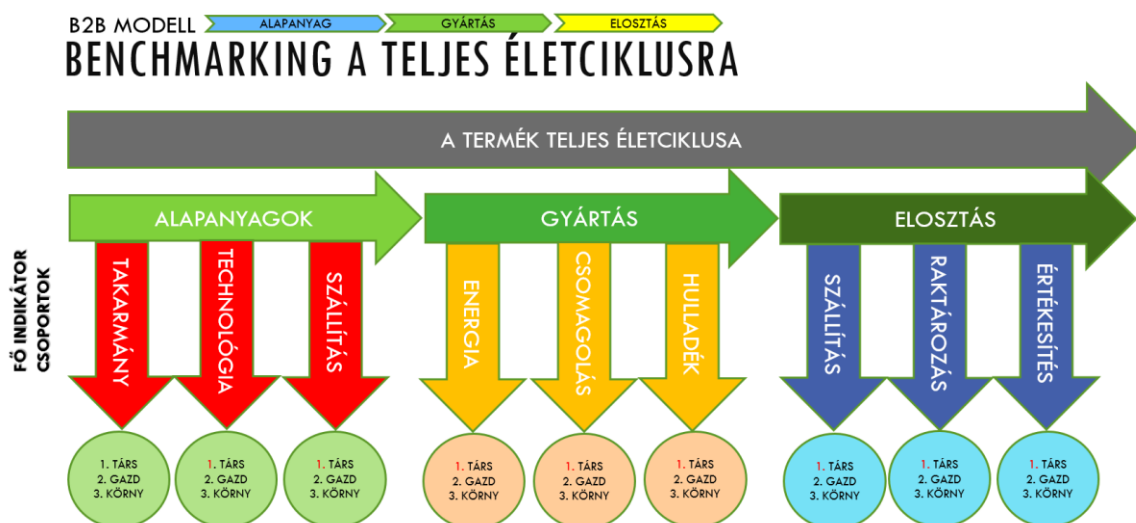
Gyakorlatban ez azt jelentette, hogy például méretük vagy az alkalmazott technológiák alapján előzetesen hasonlóknak ítélt gazdaságok jövedelmezősége, vagy hozammutatói teljesen eltérő képet mutattak, így egy halmazban történő kezelésükre nem volt lehetőségünk. A hazai termeléshez kapcsolt támogatási rendszerek sokrétűsége, a piaci helyzet és árviszonyok hektikus változása eltorzították vizsgálatainkat, így a holland rendszerben alkalmazott vizsgálati kategóriákkal nem tudjuk jellemezni hazai üzemünket.

Az életciklus elemzés és benchmarking együttes alkalmazása a vizsgálatokban

Annak érdekében, hogy mégis valamilyen, a körkörös gazdaság irányába kijelölhető utat meg tudjunk határozni a hazai termelés számára, arra a következtetésre jutottunk, hogy az egyes gazdaságok esetében célszerű az adott gazdasági egységre jellemző erőforrás-felhasználási, piaci és társadalmi körülmények sajátosságait bevonni a konkrét elemzésbe, mely szempontokhoz a cirkulárist fokozó eszközrendszerek szükségszerűen hozzárendelhetők.

Az újszerű, holisztikus megközelítés révén akár az előállított termék vonatkozásában, akár a rendszer egésze szempontjából is meghatározhatók a cirkularitás jellemző paraméterei és feltárhatók a fenntarthatósági fokot csökkentő rendszerhiányosság. A tejtermelési folyamatok jellemzésére tehát egy olyan elméleti modellt állítottunk fel, amely a teljes életciklust vizsgálja, de az egyes szakaszokat homogenitásuk alapján mégis külön-külön tudja kezelni. Erre jól alkalmazható az életciklus elemzés (LCA) módszere, melyet üzemi szinten is megnyugtató biztonsággal alkalmazhatunk. A körkörös rendszerekhez való illeszkedés fokát az LCA szakaszok alapján (*Alapanyagok – Gyártás - Elosztás*), illetve a szakaszokhoz rendelt fő és alcsoportos indikátorokkal vizsgálhatjuk meg (6. ábra). A fő indikátorcsoportok meghatározása szakértői döntés alapján, három kiemelt termelési elem körül fogalmazódik meg. A fő indikátorokat további három alcsoportra bontjuk, melyeken belül technológiai, gazdasági és környezeti indikátorokat határozunk meg. Az LCA vizsgálatokat benchmarking módszerrel bővítve végezzük el, melynek során a rendszer alapállapota és célállapota kerül meghatározásra. A két állapot által meghatározott eltérés jelenti majd a körkör gazdasági állapot felé

vezető fejlesztések jellegének keretfeltételét. A kialakított modell adatokkal való feltöltése, illetve működésének vizsgálata a kutatás következő fázisának eredménye lesz.



7. ábra Tejtermeléshez kapcsolódó élelmiszerek lehetséges életciklusa

Összefoglalás

A holland körkörösítési modellek alapján megállapíthatjuk, hogy a lineáris termelési modellek, a fenntarthatóságot támogató cirkuláris rendszerbe történő áttérrelése jól leírható azokban az országokban, amelyekben a keresleti és kínálati összefüggések világosan értelmezhetők, az egyes erőforrások felhasználását nem befolyásolják intervenciós folyamatok. A holland példa alapján jól látható az is, hogy a körkörös gazdasági alapelvek segíthetnek összeegyeztetni a versenyképességet és a fenntarthatóságot. Ennek oka, hogy a körkörös gazdaság segít szétválasztani a gazdasági növekedést az erőforrások korlátlan fogyasztásától, ezzel nettó pozitív hatást tud elérni azok megújuló képességre. A holland vizsgálatok elemzése során világossá vált, hogy sem a nagyarányú negatív sem a nagyarányú pozitív externáliák nem tarthatók meg a körkörös rendszerekben. A túl sok pozitív externália jelenléte rontja pénzügyi fenntarthatóságot, amint azt az extenzív holland modell esetében láttuk, a túl sok negatív externália (lényegében import tartalom) bár olcsóbb terméket jelent a piacon, de társadalmilag mégsem elfogadható. A hazai tejtermelési rendszereket a holland indikátorok alapján - a technológiai eltérések miatt - nem tudtuk kategorizálni, ezért

javasoljuk a körkörösség fokának megállapítására a LCA rendszereken keresztül történő vizsgálatok elvégzését, melyeket benchmarking vizsgálatokkal szükséges kiegészíteni a pontos eredmények elérése érdekében.

Irodalomjegyzék

- Agrawal V. V., Kavadias S., Toktay L. B. (2015): The limits of planned obsolescence for conspicuous durable goods. *Manufacturing & Service Operations Management*, Vol 18., Issue 2, pp. 216-226. DOI: 10.1287/msom.2015.0554
- Bakosné B. M. (2016): Az életciklus-elemzés módszerének használata és karbonlábnyom számítás alapjai. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó, pp. 40.
- Camp R. C. (1992): Learning from the best leads to superior performance, *Journal of Business Strategy*, Vol. 13. Issue 3, pp. 3-6.
- Duastin Benton, Jonny Hazel, Julie Hill (2016): *The Guide to the Circular Economy*. Greenleaf Publishing Limited, UK, 2014
- Ellen MacArthur Foundation Team (2014) *Towards the Circular Economy: Accelerating the scale-up across global supply chains*. World Economic Forum Report, 2014
Link:
http://www3.weforum.org/docs/WEF_ENV_TowardsCircularEconomy_Report_2014.pdf
- Fogarassy Cs., Böröcz M. (2014): Externality analysis of sustainable cattle breeding systems. *Hungarian Agricultural Engineering*. Vol. 26. pp. 5-10
- Ken Webster (2015): *The Circular Economy – A Wealth of flows*. Ellen MacArthur Foundation, UK, 2015
- Kraaijenhagen, Cecile van Open, Nancy Bocken (2016): *Circular Business – Collaborate and Circulate*. Ecodrukkers, Holland, 2016
- Marc de Wit, Matthieu Bardout, Shyaam Ramkumar, Ben Kubbinga (2016): *The Circular Dairy Economy - Exploring the business case for a farmer led, 'net-positive' circular dairy sector*. Publisher: Circle Economy / FrieslandCampina in Holland, 2016
- Szlávik J. (2005): *Fenntartható környezet- és erőforrásgazdálkodás*, KJK-Kerszöv Jogi és Üzleti Kiadó Kft., Budapest, pp. 24.
- Tóth G. (2007): A valóban felelős vállalat, A fenntarthatatlan fejlődésről, a vállalatok társadalmi felelősségének (CSR) eszközeiről és a mélyebb stratégiai megközelítésről, pp. 23.
- Tukker A. (2015): Product services for a resource-efficient and circular economy – a review. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 97., pp. 76-91. DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.11.049

NAPELEMCELLA KÖRNYEZETTERHELÉSÉNEK VIZSGÁLATA LCA-VAL

Kovács Viktória Barbara¹ – Csurgó Marcell²

BME Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék

¹ egyetemi adjunktus, kovacs@energia.bme.hu

² MSc hallgató, marcell21@freemail.hu

Összefoglaló: Kérdéses, hogy a napelemcellák előállításának környezetterhelése, kiemelten vizsgálva a villamosenergia-igény okozta környezetterhelést, milyen viszonyban áll a cella élettartama alatt megtermelt villamos energia segítségével elkerült környezetterheléssel. Az elemzés célja a napelemcellás rendszerek környezetterhelésének összehasonlítása a villamosenergia-forrás és a cella típus függvényében, 25 éves élettartamot feltételezve egy családi ház villamosenergia-igényére tervezett napelemcellás rendszer példáján keresztül, elemezve a globális felmelegedési, savasodási és fotokémiai ózon képző potenciált, illetve a rendszerek energiaigényét és energia megtérülési idejét. A vizsgált cella típusok: polikristályos szilícium, cadmium-tellurid és réz-indium-gallium-diszelenid vékonyfilmes panelek. A vizsgált villamosenergia-mixek: EU átlag és magyar, illetve a megújuló alapú norvég, a fosszilis alapú lengyel és a fisszilis alapú francia.

Kulcsszavak: napelemcella, LCA, PED, EPBT, GWP, AP, EP, POCP

Bevezetés

Hagyományos energiatermeléssel szemben a megújuló energiaforrások létjogosultságát a fenntartható fejlődés által fogalmazhatjuk meg a legjobban. A két legfontosabb pillér ez esetben az ellátásbiztonság és a környezetvédelem. Előbb meg kell vizsgálni, hogy a technológia vajon teljesíti-e vele szemben támasztott elvárásokat, és csak miután erről meggyőződünk lehet a régi, környezetszennyező technológiák lecserélését megkezdeni.

A napelemcellák esetében különösen érdekes a cellák gyártása során befektetett energia megtérülési ideje, illetve az, hogy a napelemcellák előállításának környezetterhelése, milyen viszonyban áll a cella élettartama alatt megtermelt villamos energia segítségével elkerült környezetterheléssel, kiemelten vizsgálva az előállítás villamos energia igényének energiamix függő környezetterhelését.

Három eltérő típusú panelből felépülő, de mindhárom esetben a lakossági villamosenergia-hálózatra tápláló napelemes rendszerek bölcsőtől a síríg terjedő

életciklus értékeléséhez szükséges adatokat a német Umweltbundesamt (UBA) adatbázisaiból nyertük. A rendszerek környezetterhelése mellett vizsgáltuk a primer- és villamosenergia-igényt, továbbá ezek megtérülési idejét.

Az életciklus értékelést (Life Cycle Assessment, LCA) az LCA Alapelvek és keretek MSZ ISO 14040:2006 és az LCA Követelmények és útmutatók MSZ ISO 14044:2006 magyar szabványok útmutatásai alapján készítettük.

Vizsgált napelemcella rendszerek

A tervezett hálózatra termelő napelemes rendszerek kialakításával szembeni elvárás az volt, hogy fedezze egy családi ház éves villamosenergia-igényét, ami az elmúlt évek fogyasztásának átlagából 3 690 kWh-ra adódott [1].

A számításokat három különböző típusú napelemcella rendszerekre végeztük el: svájci gyártású, Magyarországon összeszerelt polikristályos szilícium (továbbiakban Si), az Egyesült Államokban gyártott cadmium-tellurid (CdTe), illetve szintén az Egyesült Államokban gyártott réz-indium-gallium-diszelenid vékonyfilmes napelemekkel (CIGS) felszerelt rendszerekre. Az éves megtermelt villamos energia kismértékű eltérése a különböző panelekből álló rendszerek különböző adottságaiból következik, mivel a piacról csak meghatározott teljesítményű panelek szerezhetőek be, így nem volt lehetőség megegyező villamos energia előállításra képes rendszereket felépíteni. Az adott földrajzi helyen várható éves villamosenergia-termelésre vonatkozó adatokat az interneten ingyenesen elérhető PVGIS program segítségével határoztuk meg. Az 1. táblázat tartalmazza a rendszerekben beépítésre kerülő napelem típusokat, az összesen beépítésre kerülő teljesítményt a rendszerek teljes beruházási költségét és az ezen felüli bevételt.

A különböző típusú napelemcella rendszerek költsége közel megegyezik, a közel azonos beépített teljesítménynek köszönhetően a várható megtérülési idő is hasonló, 15 év körül van. A beruházási költségen felüli bevétel – a nem vételezett hálózati villamos energia költsége – is hasonló, köszönhetően annak, hogy a kisebb beépített teljesítményű rendszer beruházási költsége alacsonyabb.

1. táblázat: A különböző vizsgált napelemcella rendszerek

Napelemek típusa	Teljes költség [MFt]	Beépített teljesítmény [kW]	Megtérülés éve	Teljes költségen felüli bevétel [MFt]
Si: AS-60P 250	2,39	3,25	16	2,00
CdTe: FS 390	1,93	2,88	14	2,33
CIGS: STO- 140	2,09	3,22	15	2,28

A napelem rendszerek életciklus elemzése

Az elmúlt években a környezetvédelem fontossága mind jobban előtérbe helyeződött. Környezeti hatástanulmányok nélkül ma már nem készülhet el szinte semmilyen beruházás. Az energiaszektorban ez a tendencia még élesebben látható. A minél magasabb hatásfokú technológiák alkalmazása és fejlesztése az erőforrások – elsősorban a fosszilis energiaforrások – véges készletei mellett az egyre kisebb környezetterhelést okozó folyamatok irányába mutatnak.

A napelemcellák alkalmazásának legnagyobb előnyei, hogy működésük során nem termelnek környezetszennyező anyagokat, valamint a működéshez szükséges napfény korlátlan mennyiségben és ingyenesen rendelkezésre áll. A napelem panelek és a rendszer egyéb elemeinek gyártása során vannak nagy energiaigényű, vagy az egészségre és környezetre súlyosan káros anyagokat felhasználó eljárások. Ezeket egyelőre nem tudjuk elkerülni, ezért szükséges a napelemcellás rendszerek életciklus értékelését elvégezni. Az elemzés során kapott eredményeket össze tudjuk hasonlítani más villamosenergia-termelő technológiák szennyezőanyag kibocsátásával és más energetikai mutatóival.

A német Umweltbundesamt (UBA, Szövetségi Környezetvédelmi Hivatal) adatbázisát használtuk fel az elemzéshez [2]. Az UBA adatbázisa az ISO 14042 és 14043 szabványokra támaszkodik, az elemzés lényegében megegyezik a mai életciklus értékelő szoftverek által használt algoritmusokkal. Az egyetlen hátránya, hogy újrahasznosítás folyamatát nem építették bele a számításokba. Tételelesen megadják a teljes leltárelemzés

eredményeit, mindemellett megadják a globális felmelegedési potenciál (GWP), a savasodási potenciál (AP), a fotokémiai ózonképződési potenciál (POCP), valamint a gyártás és üzemidő alatti primerenergia felhasználás (PED) értékét is. Ez utóbbi segítségével ki lehet számítani a szintén fontos, és manapság közkedvelt mutatószámot az energia megtérülési időt (Energy Pay-Back Time, EPBT).

Az UBA adatbázisából a szintén német, non-profit, környezetvédelmi kutatóintézet, az Öko-Institut által összeállított napelem adatbázisokat használtuk fel a polikristályos Si [3], a CdTe [4] és CIGS vékonyfilm napelemek [5] elemzéséhez.

A további elemzést az UBA adatait felhasználva a GaBi 6.0 Professional szoftverben készítettük, a hatásvizsgálathoz a CML 2001 – 2015 áprilisi karakterizációs faktorokat [6] használtuk. A vizsgált energiamixek a GaBi adatbázisában rendelkezésre álltak, a 2012. évi összetételekkel.

Először az UBA adatbázisban megtalálható napelemes rendszerek és néhány más villamosenergia-termelő folyamat környezetterhelő kibocsátásait hasonlítottuk össze. A három vizsgált napelem típuson kívül a magyar és az EU-27 energiamix, valamint a norvég vízenergia alapú, a lengyel szén alapú és a francia atomenergia alapú energiamixekkel is összehasonlítottuk a napelemeket. Az adatokat a 2. táblázat tartalmazza. A kapott eredmények 1 TJ megtermelt villamos energiára vonatkoznak.

2. táblázat: Környezeti hatások 1 TJ villamos energiára vonatkoztatva

Villamosenergia-előállítás típusa	GWP [kgCO₂-eq]	AP [kgSO₂-eq]	POCP [kgC₂H₂-eq]
Si napelem	17,1	36,9	67,4
CdTe napelem	5,4	19,6	16,9
CIS napelem	8,5	18,9	16,7
HU Emix	135,0	467,0	34,0
EU-27 Emix	130,0	359,0	24,7
NO Emix	8,0	6,7	0,7
PL Emix	289,8	980,8	68,1
FR Emix	26,7	82,5	6,2

Látható, hogy a magyar és EU átlagos energiamixeknél a napelemcellák jóval kedvezőbbek. A több mint 96%-ban vízenergia alapú Norvég energiamix savasodási és eutrofizációs potenciálját egy, illetve két nagyságrenddel meghaladja mindhárom vizsgált napelemcella rendszer, a globális felmelegedési potenciál esetén mutat csak hasonló értéket CIS rendszer és hozzávetőlegesen 30%-al kedvezőbbet a CdTe rendszer. A több mint 83% szén alapú lengyel energiamix környezeti hatása még a magyar energiamixnek is a duplája minden vizsgált hatáskategória esetén. A több mint 75% atomenergia alapú francia mix egyedül a fotokémiai ózon képző potenciál esetén mutat kedvezőbb értékeket a napelemcellákkal összehasonlítva.

A 3. táblázat a vizsgált napelemcella rendszerek által 25 év alatt termelt villamos energiát, illetve a rendszerek fajlagos környezetterhelését mutatja. Más, hasonló tanulmányokkal összehasonlítva az adatokat nem kapunk jelentős eltéréseket egyik esetben sem [7, 8].

3. táblázat: 25 éves élettartam alatt előállított villamos energia és környezeti hatások

Napelem típus	Termelt villamos energia [kWh]	GWP [gCO₂-eq/kWh]	AP [(gSO₂-eq/kWh)]	POCP [(gC₂H₂-eq/kWh)]
Si	80 676	61,5	0,13	0,24
CdTe	78 211	19,5	0,07	0,06
CIGS	80 075	30,1	0,07	0,06

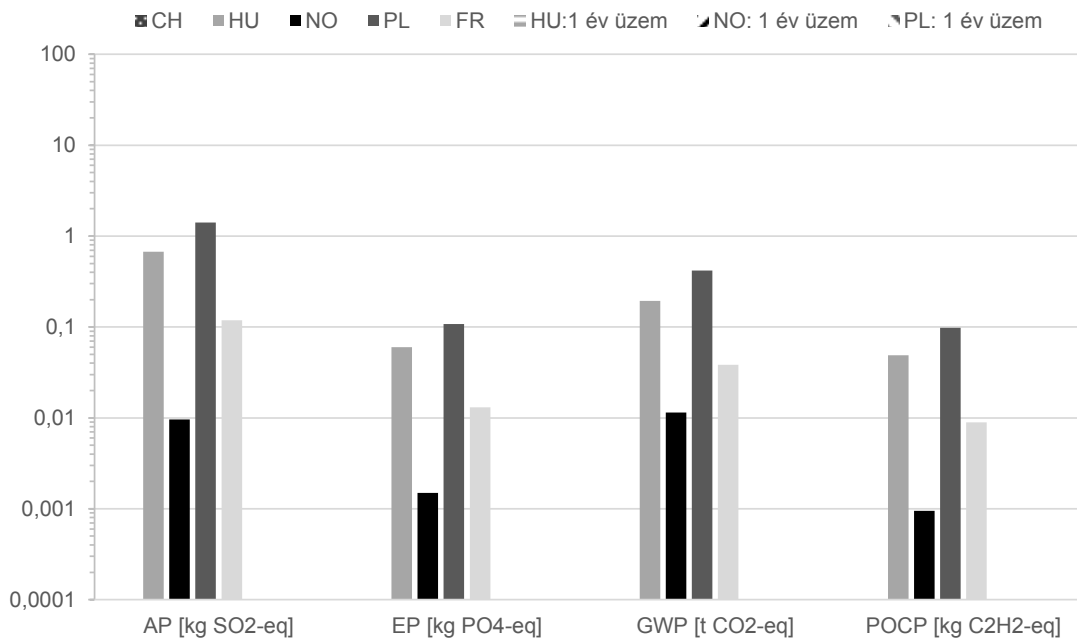
Kiemelten vizsgáltuk a panelek előállításának villamosenergia-igényét, megtérülési idejét, illetve az abból adódó környezetterhelést. A villamos energia igényeket az UBA adatbázisából gyűjtöttük ki végig kísérve a három vizsgált paneltípus gyártási folyamatának hierarchikus modelljét [9, 10, 11]. Az értékek 1kg cellára vonatkoztak, így ismerve a vizsgált panelek tömegét és beépített darabszámát megkaptuk a gyártás teljes villamosenergia-igényét. Az eredmények a 4. táblázatban áthatók.

4. táblázat A különböző vizsgált napelemcella rendszerek

Napelem típus	Panelek száma [db]	Panelek összömege [kg]	Gyártás teljes villamosenergia-igénye [kWh]	Várható éves energiatermelés [kWh]	Megtérülési idő [nap]	Termelt villamos energia	
						1. év	25 év
Si	13	243,1	399,6	3 554	41	9x	202x
CdTe	32	435,5	155,0	3 523	16	23x	502x
CIGS	23	386,4	585,8	3 607	59	6x	137x

Látható, hogy a gyártás villamosenergia-igénye nagyon hamar, még a nagy beépített tömeg és magas fajlagos villamosenergia-igényű CIGS rendszer esetén is közel 2 hónap alatt megtérül, tehát elmondható, hogy a napaelem cellákkal kapcsolatos aggályok, miszerint nem képesek az élettartamuk alatt megtermelni a befektetett villamos energiát, alaptalanok. Már az első évben többszörösét termelik, teljes élettartamuk alatt, pedig akár több százszorosát.

A napelemcellákkal kapcsolatos aggályok között az is szerepel, hogy esetleg a cella gyártása okozta környezetterhelés sokkal nagyobb, mint a cella használatával elkerült. A panelek gyártása okozta, és az üzemeltetés következtében elkerült környezetterhelés jelentősen függ az előállítás, illetve a használat helyétől, vagyis az ott jellemző energiamixtól. A legnagyobb fajlagos villamosenergia-igényű svájci Si panelek mintáján vizsgáltuk a kérdést, miszerint a svájci energiamix kibocsátása milyen viszonyban áll a beépítés helyén lévő energiamix elkerült kibocsátásával. Az eredmények az 1. ábrán láthatók. A hatáskategóriák első oszlopa a svájci gyártás okozta környezetterhelés. A 2-5. oszlopok a lehetséges környezetterhelést mutatják, amennyiben a paneleket Magyarországon, Norvégiában, Lengyelországban, vagy Franciaországban gyártották volna. Az utolsó három sávozott oszlop azt mutatja, mekkora az elkerülhető környezetterhelés, ha a vizsgált Si napelem rendszert Magyarországon, Norvégiában, vagy Lengyelországban 1 éven át üzemeltetjük.



1. ábra: Si napelem rendszer gyártásának környezetterhelése, illetve az üzemeltetés kapcsán elkerült környezetterhelés különböző energiamixek esetén

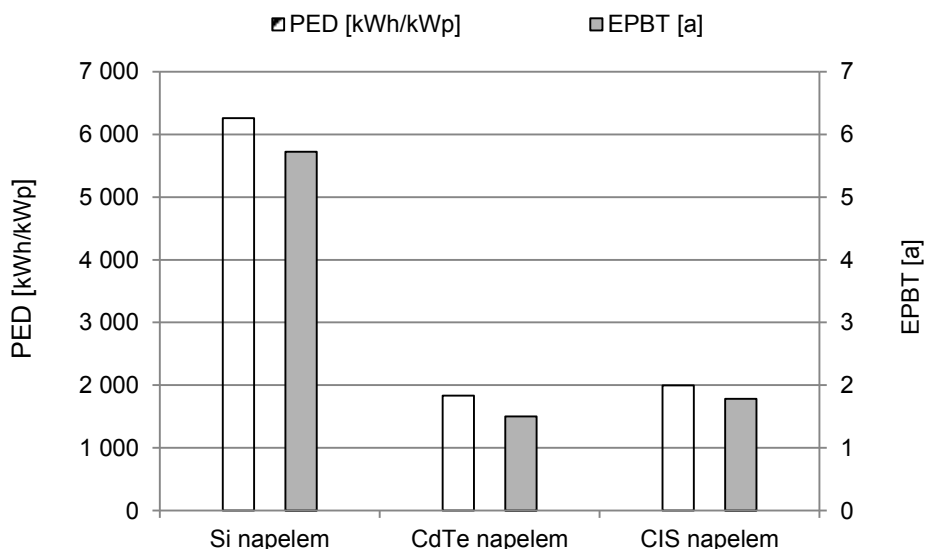
Látható, hogy a közel 60% vízenergia és több mint 35% atomenergia alapú svájci Si panel gyártás környezetterhelése nagyon alacsony összevetve a többi feltételezett gyártási helyen található energiamixekével. Hatáskategóriától függően legalább egy, de akár két nagyságrenddel nagyobb környezetterhelés is adódhat, ha kevésbé környezetbarát módon állítjuk elő a villamos energiát. Csak a norvég gyártás lenne kedvezőbb.

Köszönhetően a cellák magas hatásfokának a Si cellák már az első évben 9-szeresét termelik befektetett villamos energiának. Az üzemeltetés helyét vizsgálva, látható, hogy, nem csak a tervezett magyar beépítési helyen elkerült környezetterhelés haladja meg két nagyságrenddel a svájci gyártás környezetterhelését, de még a nagyon kedvező környezeti mutatójú norvég energiamix kiváltásával is megspórolható a gyártás környezetterhelésének 2-6-szorosa már az első évben. Természetesen, ha egy sokkal környezetterhelőbb energiamixet váltunk ki, a helyzet még kedvezőbb. Lengyel beépítés esetén a svájci gyártás környezetterhelésének több százszorosa kerülhető el.

Megvizsgáltuk a legkedvezőtlenebb helyzetet is: rossz környezeti mutatójú lengyel gyártás és norvég felhasználás. Ebben az esetben az első évben az Si napalem cella rendszer a gyártás környezetterhelésének hatáskategóriától függően mindössze 6-25%-át tudja megspórolni. Azonban, ha a Si rendszer teljes élettartama alatt feltételezett 202-szeres többlet villamos energiát vizsgáljuk hatáskategóriától függően a lengyel gyártás környezetterhelésének mindössze 1,3-5,6-szorosa spórolható meg. Ez a hosszútávon adódó jelentős bizonytalanságok miatt nem mondható egyértelműen kedvezőnek.

A gyártás villamosenergia-igénye mellett, természetesen az adott rendszerek primerenergia-igényét (PED) és annak energia megtérülési idejét (EPBT) is meg kell vizsgálni, hiszen a teljes életciklus alatt nem csak villamosenergia-befektetésre van szükség. A vizsgált rendszerek 25 éves üzemidejük alatt 0,28-0,29 TJ energiát állítanak elő. A PED értékeket az UBA adatbázisában vizsgált folyamatoknál rendelkezésre álló 1 TJ-ra vonatkoztatott adatok alapján határoztuk meg. Ezek alapján meghatároztuk, hogy mikor szolgáltatják vissza a vizsgált napalemcella rendszerek a befektetett teljes primer energia igényüket. Az eredményeket a 2. ábra mutatja.

A rendszerek hasonló mennyiségű villamos energiát állítanak elő, ezért az energia megtérülés a primerenergia igény jellege szerint alakul. Legnagyobb primerenergia igényű a Si rendszer, ezt követi a sokkal kisebb igényű CIGS, majd a CdTe rendszer, aminek a primerenergia igénye mindössze negyede a Si rendszerének. Ez abból következik, hogy a polikristályos, de főként a monokristályos Si panelek előállításuk rendkívül energiaigényes. Emellett a Si napalemeknél a cellák anyagfelhasználása is jelentősen nagyobb, mint a vékonyfilmes technológiák esetén. Látszik, hogy az EPBT ugyanúgy alakul, mint a PED. A legrövidebb megtérülési idejű a CdTe rendszer, ez már másfél év alatt megtermeli a primerenergia igényét, és a CIGS rendszernek is kevesebb, mint 2 év kell ehhez. A Si rendszer közel 6 éves megtérülése előbbiekhöz képest sok, de összességében ez sem mondható magasnak. Hasonló elemzések adataival összehasonlítva a kapott értékeket nincs jelentős eltérés az azokban kapott eredményekhez képest [7, 8]. Egyedül a Si napalem rendszer energia megtérülési ideje magasabb 1-2 évvel esetünkben.



2. ábra A napelem rendszerek primerenergia igénye és energia megtérülési ideje

Összegzés

A vizsgált napelemcella rendszerekkel történő villamosenergia-termelés környezetterhelése 25 éves élettartamot felételezve kedvezőbb a hagyományos energiatermeléshez képest, egyedül a szinte teljes mértéken vízenergia alapú villamosenergia-termelés rendelkezik alacsonyabb környezetterheléssel.

Elmondható, hogy a napelem cellákkal kapcsolatos aggályok, miszerint nem képesek az élettartamuk alatt megtermelni a befektetett primerenergiát, de még a villamos energiát sem, illetve a gyártásuk okozta környezetterhelés esetleg sokkal magasabb, mint az üzemeltetésükkel elkerült alaptalannak mondhatók. Ugyanis már az első évben többszörösét, teljes élettartamuk alatt, pedig akár több százszorosát is megtermelik a befektetett villamos energiának, ezáltal gyártási és üzemeltetési helytől függően képesek a gyártás villamos energia felhasználás okozta környezetterhelésnek akár több százszorosát is megspórolni. A befektetett primerenergia igény is 1,5-6 év alatt megtérül.

A jövőben a napelemcella rendszerek még kedvezőbb környezeti mutatókkal fognak rendelkezni, ugyanis a gyártási technológiák folyamatosan fejlődnek, így még gazdaságosabban és energiatakarékosabban állíthatók elő a panelek. Ennek köszönhetően

az elmúlt években a napelemcella rendszerek beruházási költsége is jelentősen csökkent és még jelenleg is csökkenő tendenciát mutat, így a jelenlegi hozzávetőlegesen 15 éves megtérülési idő is várhatóan tovább javul.

Irodalomjegyzék

- [1] Csurgó Marcell: Hálózatra kapcsolt napelemes energiatermelés családi ház esetében, szakdolgozat, 2014
- [2] Schmitz S., Paulini I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen, Umweltbundesamt
- [3] [Solar-PV-multi-Rahmen-mit-Rack-DE-2010](#)
- [4] [Solar-PV-CdTe-DE-2010](#)
- [5] [Solar-PV-CIGS-DE-2010](#),
- [6] „CML-IA database”, (Institute of Environmental Sciences, Leiden University, 2015)
- [7] Peng J., Hu L., Yang H. (2012): Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic system, Elsevier B. V.
- [8] Raugai M., Bargigli S., Ulgiati S. (2006): Life cycle and energy pay-back time of advanced photovoltaic modules: CdTe and CIS compared to poly-Si, Elsevier B. V.
- [9] [FabrikSilizium-Modul-multi-DE-2010](#)
- [10] [FabrikCdTe-Modul-DE-2010](#)
- [11] [FabrikCIS-Modul-DE-2010](#)

HŐSZIVATTYÚ ÉS FATÜZELÉSŰ FALAZOTT KAZÁN KÖRNYEZETI HATÁSAINAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA LCA MÓDSZERREL

Matejcsik Alexisz¹ – Szilágyi Artúr²

BME Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék

¹ tanszéki mérnök, matejcsik@energia.bme.hu

² doktorandusz, szilagyi@energia.bme.hu

Összefoglaló: Manapság egyre elterjedtebbek az alternatív fűtési megoldások, egyre több ember használ gáz helyett más energiaforrást. A leggyakrabban biomasszát, tűzifát használnak, de terjed a hőszivattyúk használata is. Ezek környezeti hatásait jellemzően a gáztüzeléshez viszonyítják, és egy tanulmányban csak az egyik alternatívát vizsgálják. Így a gáztüzelést helyettesítő két fő technológiát környezeti hatások szempontjából egymással nem hasonlítják össze. Ez az elemzés ezt a hiányt szeretné pótolni, hiszen a hőszivattyús és a fatüzeléses fűtés környezeti hatásait hasonlítja össze az életciklus értékelés (LCA) módszerével. Az elemzés azt mutatja, hogy a globális felmelegedési potenciál (GWP, karbon lábnyom) és primer energia felhasználás szempontjából a hőszivattyú a rosszabb.

Kulcsszavak: Hőszivattyú, Fatüzelés, Biomassza, LCA, GWP

Bevezetés

A kutatás célja két azonos fűtési célt szolgáló berendezés környezeti hatás szempontú összehasonlítása volt. Az egyik berendezés egy levegő-víz hőszivattyú, a másik egy fatüzeléses falazott kazán. Manapság egyre népszerűbbek az alternatív fűtési rendszerek, ezek közül is a fatüzelés mellett egyre népszerűbbek a hőszivattyúk is. Ennek oka, hogy a fatüzelés és - megfelelő körülmények között - a hőszivattyúval való fűtés is gazdaságosabb a gáztüzelésnél. A szakirodalomban vannak elemzések, amelyek vizsgálják e két rendszer környezeti hatásait, viszont azokat csak a gáztüzeléssel vetik össze, egymással nem.

Módszer

A vizsgálat az LCA (életciklus elemzés) módszertana szerint történt. E szerint a környezeti hatások meghatározása a teljes életútra történik, a nyersanyagok

kitermelésétől a gyártáson és használaton át a hulladékkezelésig. Az elemzés a GaBi ts Education szoftverrel készült.

Cél és hatókör

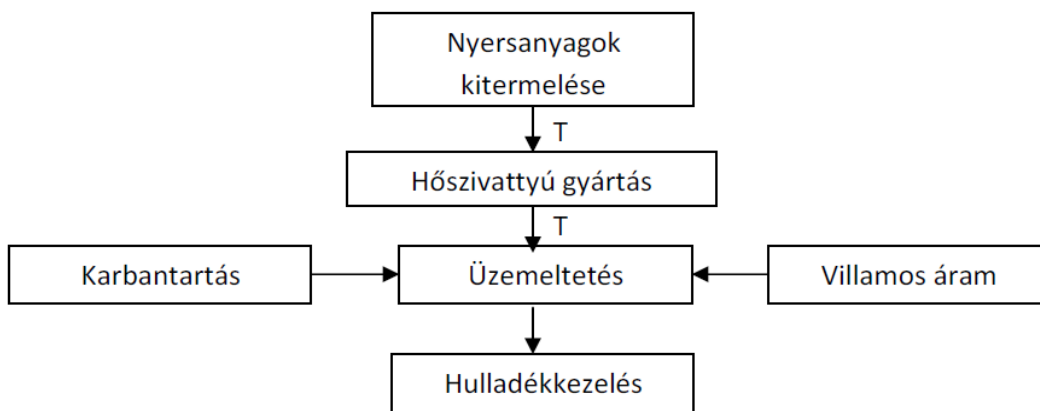
Mivel fűtési hőszolgáltató berendezéseket vizsgáltunk, ezért a funkcionális egység az egy fűtési szezon hőigénye GJ/évben. Ezt 62,5 GJ/évben állapítottuk meg, 45°C előremenő víz hőmérséklet mellett [5]. A hőszivattyúhoz és a fatüzeléses kazánhoz is egyforma, alacsony hőmérsékletű fűtési rendszerre van szükség, ezért a fűtési rendszer kiépítése a rendszerhatáron kívül esik az összevetésben.

Az elemzés a következő hatáskategóriák figyelembevételével történt:

- Globális felmelegedés potenciál (GWP), [kg CO₂ egyenérték]
- Savasodási potenciál (AP) [kg SO₂ egyenérték]
- Eutrofizációs potenciál (EP) [kg foszfát egyenérték]
- Fotokémia ózonképző potenciál (POCP) [kg etilén egyenérték]
- Primer energia felhasználás (PED) [MJ primer energia]

Életciklus leltár

Hőszivattyú: a hőszivattyú életciklusát a 2. ábra szemlélteti. Az ábrán a "T" a figyelembe vett szállításokat jelöli. A nyersanyagok kitermelése és a gyártás között 150 km-t, a gyártás és az üzemeltetés között 700 km-t feltételeztünk.



1. ábra Hőszivattyú folyamatábra

Az elemzés alapjául egy Mitsubishi Electric PUAZ-SHW80VHA 032 típusú levegő-víz hőszivattyút választottunk. Ez méretben és teljesítményben megfelel a hőigényeknek. A gép legfőbb adatai a kereskedő oldalán [1] nyilvánosan elérhető. Ez alapján ismert a használt hűtőközeg (R410a) és a hőmérsékletviszonyoktól függő hatékonyság (teljesítmény tényező - coefficient of performance, COP). A fellelhető adatok nem tartalmaztak információt a berendezésben felhasznált anyagok mennyiségére, ezért a leltárt a Manchesteri Egyetemen elvégzett életciklus elemzés [2] alapján állítottuk össze. A hűtőközeg típusát a Mitsubishiben használnak típusúnak és tömegűnek vettük. A leltár a 2. táblázatban látható. Az általunk és a korábbi elemzés által választott berendezés tömege közel azonos, ezért jó közelítésnek tekinthető. A berendezés élettartama 20 év, ez figyelembe lett véve az allokáció során.

1. táblázat Anyagok és a felhasznált GaBi process-ek

Anyag	GaBi process
Acél	RER: Steel plate worldsteel
Réz	DE: Copper mix
Polietilén	EU-27: Polyethylene Linear Low Density
PVC	RER: Polyvinyl chloride film (PVC)
Kenőolaj	RER: Aromatic Polyester polyol (APP)
HDPE	DE: Polyethylene High Density Granulate
Hűtőközeg	RER: Dichloroethane (ethylene dichloride) - GWP-je megegyezik az R410a-éval
Gyártási villamos energiaigény	EU-27: Electricity mix
Gyártási földgázigény	EU-27: Natural gas mix
Gyártáshoz szükséges szállítás	EU-27: Articulated lorry transport
Üzemeltetési áramhasználat	HU: Electricity grid mix
Szállítás	EU-27: Small lorre transport
Acél hulladékkezelés	Mixed iron & steel scrap credit
Műanyag hulladékkezelés	EU-27: Plastic waste on landfill
Műanyag hulladékégetés	EU-27: Waste incineration of plastics

A működéshez szükséges villamos energia meghatározásához igyekeztünk egy szezonális hatékonyságot meghatározni.

2. táblázat Felhasznált anyagok mennyiségei

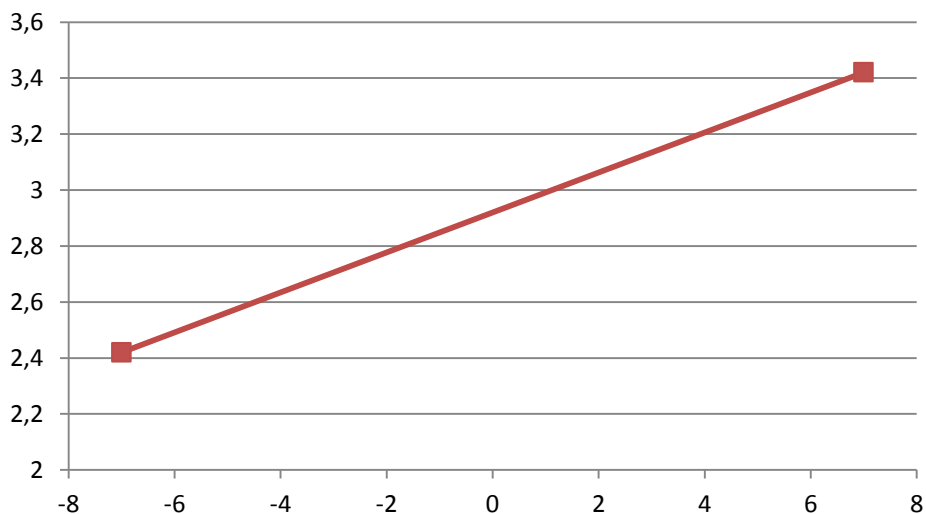
Anyag	Felhasznált mennyiségek
Acél	32 kg alacsony ötvözöttségű, 120 kg tartó/váz acél
Réz	35,2 kg + 1,4 kg a ventilátorban
Polietilén	16 kg elasztomer kis sűrűségű csőszigetelés
PVC	1,6 kg vezetékiszigetelés
Kenőolaj	2,7 kg
HDPE	0,5 kg (ventilátor lapát)
Hűtőközeg	5,5 kg R410a (Mitsubishi adat); 3% veszteség gyártáskor; 6%/év veszteség üzem során; 0,3 kg/év betöltés karbantartásként
Gyártási villamos energiaigény	504 MJ
Gyártási földgázigény	1400 MJ (50 MJ/kg fűtőértékkel számolva 28 kg)
Gyártáshoz szükséges szállítás	150 km 40t kamion
Üzemeltetési áramhasználat	5790 kWh/év (a számolt COP-val)
Szállítás	700 km 7,7t kamion
Acél hulladékkezelés	61,7% újrahasznosítás, 38,3% lerakás
Műanyag hulladékkezelés	18 kg
Műanyag hulladékégetés	2 kg

Tekintettel arra, hogy ennek meghatározása bonyolult művelet [7] és pontos adatokat igényel, megelégedtünk egy közelítő érték meghatározásával. Az adatok között az általunk felvett előremenő víz hőmérséklet mellett két hatékonyság adat volt a külső levegő hőmérséklet függvényében, ami a 3. táblázatban van összefoglalva. Ezekre görbét illesztettünk (3. ábra), majd a havi átlaghőmérsékletekre [3] interpoláltuk a hatékonyság értékét a görbe segítségével (4. táblázat). A fűtési szezont a távfűtés időszakára vettük fel, október 15-től április 15-ig. Havi hőigény adatok ismerete nélkül csak számtani átlagot tudtunk képezni, az így kapott COP értéket 0,95-tel szoroztuk, hogy a januári COP-hoz közelebbi értéket kapjunk. hiszen akkor a legnagyobb a hőigény és a legkisebb a hatékonyság.

3. táblázat COP adatok

Levegő (A) és víz (W) hőmérséklet Celsius fokban	COP
A7/W45	3,42
A-7/W45	2,42

Az ezekre illesztett görbe és egyenlete a 3. ábrán látható.



2. ábra A választott hőszivattyú COP értéke a külső hőmérséklet függvényében

A havi átlag hőmérsékleteket és az a kalkulált havi teljesítménytényezőket a 4. táblázat tartalmazza az alábbi egyenlet alapján:

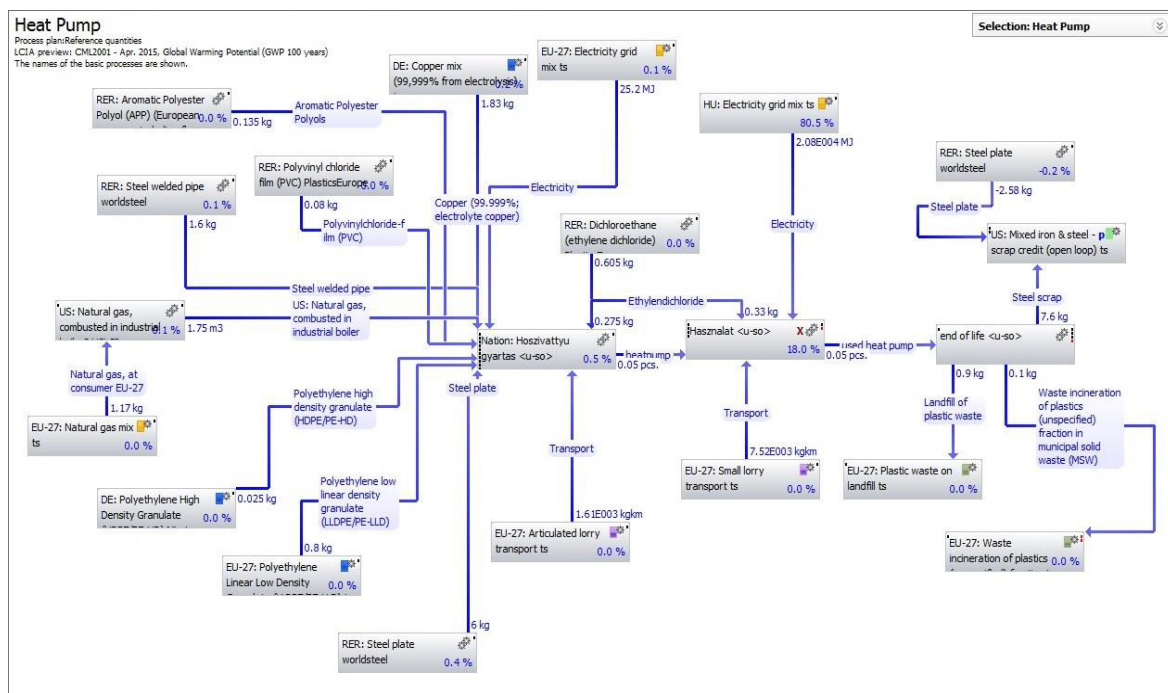
$$y=0,0714x + 2,92 \quad (1)$$

A szezonális hatékonyság a fenti módszerrel való számítással 2,9-re adódott. Ennek segítségével a szezonális villamos energiaigény 5790 kWh/év.

4. táblázat Havi átlag COP-k

Hónap	október + április (félhónapok)	november	december	január	február	március
Átlag hőmérséklet	10	4	1	-1	1	5
COP	3,63	3,204	2,991	2,849	2,991	3,275

Az elemzéshez készített GaBi leltár az 1. táblázatban, a folyamatábra a 4. ábrán látható.

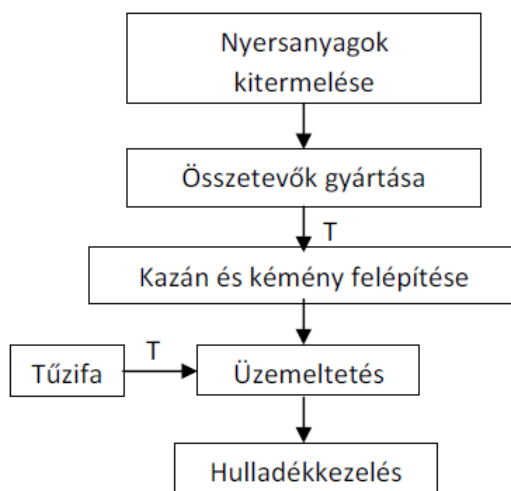


3. ábra Hőszivattyú GaBi modell

Biomassza tüzelésű kazán

A vizsgált kazán konstrukció egy téglából rakott, kemencéhez hasonló berendezés amibe egy acélból készült vízhevíítő van beépítve. A biomassza tüzelés életciklusának folyamatábrája a 5. ábrán látható. A "T" jelölések a figyelembe vett szállítást jelölik, mindkét szállításra 100-100 km-t feltételeztünk. A kazán leltárjának alapját egy családi ház fűtését ellátó berendezés képezte. Az adatokat az üzemeltető bocsátotta rendelkezésünkre [5]. A komponensek gyártási folyamatairól nem álltak rendelkezésünkre pontos adatok, ezért a The Athena Sustainable Materials Institute által készített életciklus elemzés [4] adatait használtuk fel. A leltárt a 6. táblázat tartalmazza. A berendezés élettartama 60 év, ezt alakítottuk az egy évre jutó hatásokban.

A GaBi-ban felhasznált process-ek listája az 5. táblázatban látható.



4. ábra Biomassza kazán folyamatára

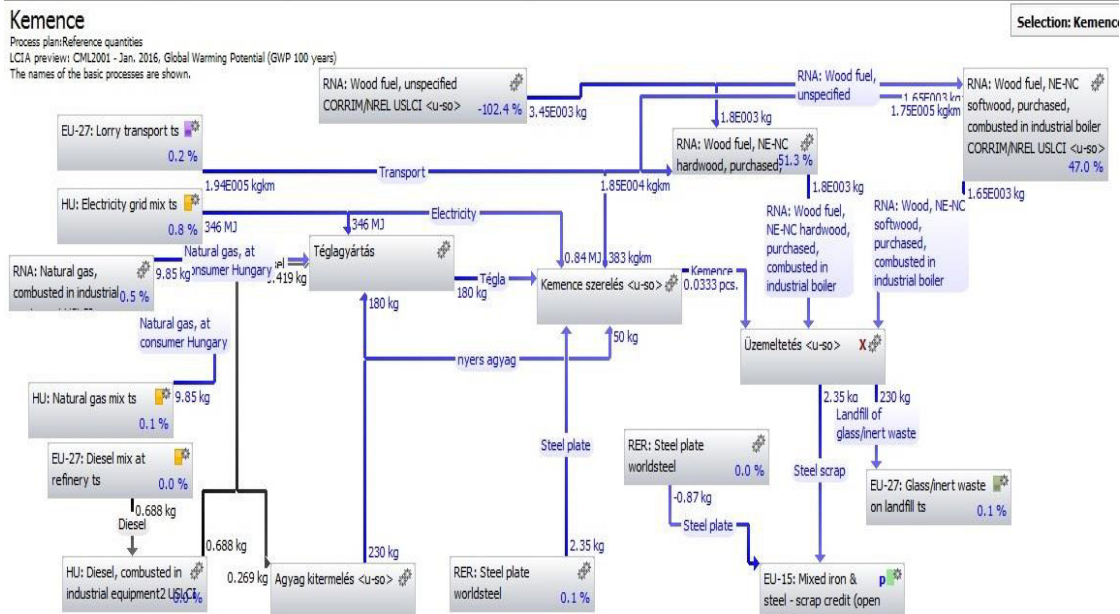
5. táblázat: Biomassza kazán GaBi-ban használt process-ei

Anyag	GaBi process
Agyag kitermeléshez szükséges üzemanyag	HU: Diesel, in industrial equipment
Agyagégetéshez szükséges földgáz	RNA: Natural gas, combusted in industrial
Agyaggyártáshoz szükséges villamos áram	HU: Electricity grid mix
Téglák szállítása	EU-27: Lorry transport
Építés villamos energiaigénye	HU: Electricity grid mix
Acél víztér	RER: Steel plate worldsteel
Tűzifa igény (puhafa)	RNA: Wood fuel, NE-NC softwood
Tűzifa igény (keményfa)	RNA: Wood fuel, NE-NC hardwood
Acél hulladékkezelés	EU-15: Mixed iron & steel-scrap credit
Tégla hulladéklerakás	EU-27: Glas/inert waste on landfill

6. táblázat Biomassza kazán felhasznált anyagmennyiségei

Anyag	Felhasznált mennyiség
Agyag	4500 kg téglához, 1500 kg kötőanyagként
Földgáz	15,35 GJ
Üzemanyag	0,6 GJ
Villamos áram	11,52 GJ
Szállítás	100 km
Építés villamos energiaigénye	0,84 MJ
Rozsdamentes acél	~1,5 m ² , 6mm lemez = 70,65 kg
Tűzifa (keményfa)	1800 kg
Tűzifa (puhafa)	1645 kg

Az elemzéshez készített GaBi folyamatára a 6. ábrán látható.



5. ábra A kazán GaBi folyamatábrája

Hatáselemzés

A környezeti hatások értékeléséhez a CML2001 módszer 2015. áprilisi adatbázisát használtuk. A kapott eredményeket a 7. táblázat tartalmazza.

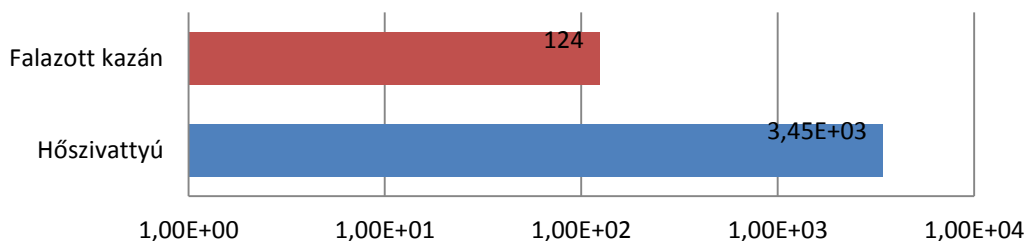
7. táblázat Hatáselemzés eredmények

Hatáskategória	Hőszivattyú	Fatüzelésű kazán
Globális felmelegedési potenciál (GWP) - kg CO ₂ egyenérték	3,46*10 ⁴	124
Savasodási potenciál (AP) - kg SO ₂ egyenérték	9,82	6,65
Eutrofizációs potenciál (EP) - kg foszfát egyenérték	0,878	2,64
Fotokémiai ózonképző potenciál (POCP) - kg etilén egyenérték	0,718	0,949
Primer energia felhasználás (PED) - MJ	6,88*10 ⁴	4,92*10 ⁴

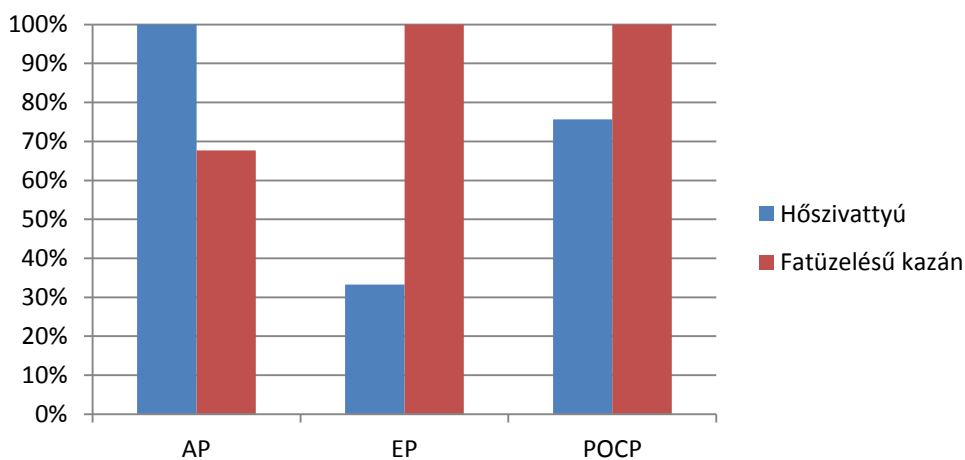
Eredmények és értékelés:

A 7. ábrán látható, hogy a hőszivattyú globális felmelegedési potenciálja egy nagyságrenddel nagyobb, mint a fatüzelésű kazánnak. A hőszivattyú esetében a villamos energia fogyasztás a felelős a teljes kibocsátás körülbelül 80%-áért, míg a hűtőközeg

szivárgása teszi ki a maradék GWP körülbelül 20%-át. Tehát az energiamix összetétele nagyban befolyásolja az üvegházhatású gázok kibocsátását, így az kedvezőbb energiamixszel vagy megújuló energiaforrással csökkenthető lehet. A fatüzelés esetén a fa növekedése közben megköti azt a széndioxid mennyiséget, ami az égetés során felszabadul. A keletkező kibocsátás a téglagyártás és szállítás, illetve a tüzipfa szállításának eredménye.



6. ábra A vizsgált berendezések globális felmelegedés potenciálja



7. ábra: Savasodási, eutrofizációs és fotokémiai ózonképző potenciálok

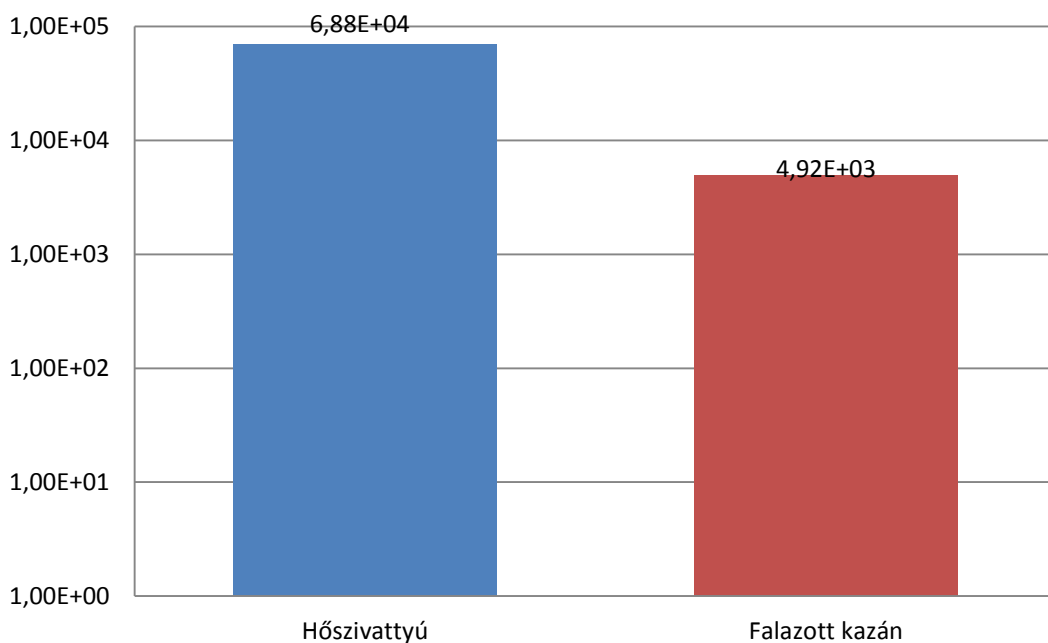
A 8. ábra összefoglalja a savasodási, eutrofizációs és fotokémiai ózonképző potenciálokat. Az oszlopdiagramok közül a 100% érték mindig a nagyobb kibocsátás értéke és ahhoz viszonyítjuk a kisebb értéket.

A savasodási potenciálban a hőszivattyú a rosszabb. Ugyanakkor az is látható a 8. ábrán, hogy bár a hőszivattyúnak másfélszer akkora a savasodási potenciálja, abszolút értékben nem nagy a különbség, 3 kg SO₂ egyenérték éves szinten.

Az eutrofizációs potenciálban, vagyis a növényi tápanyag feldúsulásában viszont a fatüzelés egy nagyságrenddel rosszabb, ahogy a 8. ábrán is látható. Ez valószínűleg az égés során keletkező hamu ásványianyag tartalma miatt lehet.

A fotókémiai ózontképző potenciálban a fatüzelés valamivel rosszabb, 0,2 kg etilén egyenértékkel. A különbség is és az értékek nagyságrendje is kicsi, nem éri el az 1 kg etilén egyenérték/szezont, ahogy az a 8. ábrán is látható.

A fatüzeléses kályha esetén a jövőben érdemes lehet a szmogképző és savasodást okozó anyagok kibocsátásait laboratóriumi mérésekkel pontosítani, hiszen ezek nagyban meghatározzák a két vizsgált rendszer közti különbség mértékét.



8. ábra Primer energia felhasználás

Az utolsó vizsgált hatáskategória a primerenergia felhasználás, amit a 11. ábra szemléltet. Mint látható, a hőszivattyú egy nagyságrenddel, összesen 20 GJ-lal több primerenergiát használ fel egy fűtési szezonra vonatkoztatva. Ugyanakkor az is látszik, hogy a hőszivattyú esetében a primerenergia felhasználás nagy része a villamos energia előállításából adódik. Ezt is lehetne csökkenteni megújuló energiaforrások bevonásával.

Összefoglalás

Nehéz eldönteni, hogy melyik berendezést érdemes választani környezetvédelmi szempontból, mivel az eredmények vegyesek, egyik kategóriában az egyik, míg a másikban a másik bizonyult kedvezőbbnek. A legnagyobb hatása talán a GWP-nek és a primerenergia felhasználásnak van, a többi vizsgált hatáskategóriában a kibocsátási értékek alacsonyak. Ezt figyelembe véve a biomassa tüzelés tűnik a jobb választásnak. Ugyanakkor a hőszivattyú üvegházhatást okozó gázkibocsátása csökkenthető lehet például fotovoltaikus elemekkel termelt áram felhasználásával. Ez további vizsgálatok témája lehet.

Irodalomjegyzék

- [1] A hőszivattyú kereskedő: zubadan.info.hu
- [2] Benjamin Greening, Adisa Azapagic: Domestic heat pumps: Life cycle environmental impacts and potential implications for the UK, The University of Manchester, 2012
- [3] Országos havi középhőmérsékletek, OMSZ
- [4] The Athena Sustainable Materials Institute: Life cycle analysis of brick and mortar products, Ottawa, Canada, 1998
- [5] Juhász Péter: Családi ház hőszivattyús rendszer tervezése, szakdolgozat
- [6] Dr. Thomas Afjei, Heinrich Huber: Calculation method for the seasonal performance of heat pump units and validation,, 2007

NAPHŐERŐMŰVEK ÉLETCIKLUS ELEMZÉSE

Schön Bálint¹ – Bornemisza Gáspár²

BME Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék

¹ MSc hallgató, schonbalint@gmail.com

² MSc hallgató, gaspar.bornemisza@gmail.com

Összefoglaló: A naphőerőművek jelentik a megújuló energetika egyik új, felfelé ívelő ágazatát napjainkban, az elmúlt tíz év a technológia dinamikus növekedését hozta. A naphőerőmű alapkoncepciója, hogy a napsugárzás hőjét hasznosítva melegít egy hőszállító közeget, mely egy víz közegű szekunderkör segítségével gőzturbinán keresztül villamos áramot termel. A naphőerőműveknek két nagy altípusa létezik jelenleg, ezek a parabolavályús és a naptornyos kialakítású naphőerőművek. Ezen életciklus elemzés egy-egy ilyen erőmű életciklusának környezetre gyakorolt hatását vizsgálta Spanyolország, illetve Kína energiamixének tekintetében.

Kulcsszavak: parabolavályús naphőerőmű, naptornyos naphőerőmű

Célkitűzések

Jelen dolgozat célja, hogy bemutassa a naphőerőművi villamosenergia-termelést életciklus-szemlélettel az építés fázistól kiindulva az üzemeltetésen át a leszerelésig, és összegezze a környezetre gyakorolt hatásokat, ahhoz mérőszámokat rendelve. A kiválasztott technológia - mint a megújuló energiaforrások kihasználásának egy ígéretes energiatermelési módszere - a fosszilis energiahordozókat használó erőművi körfolyamatokhoz képest a környezetre nézve látszólag semleges hatású. A megújuló reális értékelése miatt nagy jelentősége van az életciklus-elemzéseknek, hogy pontosan kifejezzük a technológiákhoz tartozó, környezetre gyakorolt lehetséges hatások mértékét. A cél ezen értékek összehasonlítása a technológián belüli típusok és telepítési helyek alapján, hogy választ adhassunk azon egyszerű kérdésekre, hogy mely típust és hova érdemes telepíteni a valóban alacsony környezetterhelésű villamos energia előállítás érdekében. A naptornyos (Solar Tower - ST) és parabolavályús (Parabolic Trough - PT) konstrukciók a legelterjedtebbek mind működési, mind tervezési fázisban lévő erőművek tekintetében. Spanyolország rendelkezik a legmagasabb beépített teljesítménnyel (2,3 GW) [5] és Kínában tervezik a legnagyobb fejlesztéseket ebben az évtizedben (2,5 GW) [5]. Ezen okok miatt a cél e két típus és helyszín összevetése.

Elvek és módszerek

Az elemzés elvégzése előtt irodalom kutatást végeztünk egyrészt azért, hogy input adatokat szerezzünk a modellhez, másrészt hogy a fellelhető eredményeket összevetve a sajátjainkkal ellenőrizhessük annak realitását.

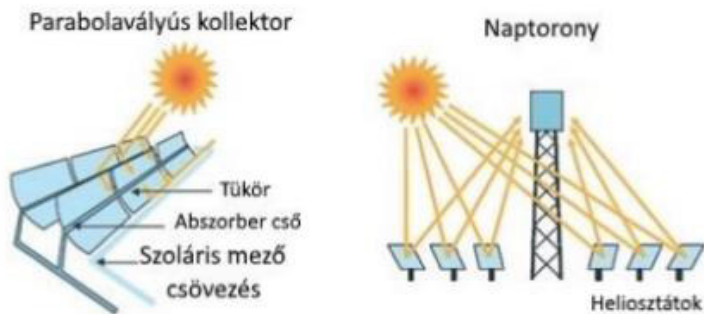
Az életciklus elemzést egy e célból létrehozott, mindenki számára elérhető szoftver segítségével (openLCA) végeztük, az 1.5-ös verzióját használva, CML 2001 hatáselemző módszerrel, és az ecoinvent 3.2 adatbázissal dolgozva.

Az előző alpontban meghatározott négy eset vizsgálatokor két szempontból volt eltérés. Az egyik logikusan a technológiai eltérésekből adódó input alapanyag adatok, a másik a két ország különböző villamosenergia-termelés energiamixe, és eltérő ipari fejlettségi szintje (gyártás, szállítás, kivitelezés), mely az egyes anyagok életpályájában mutatkozik meg.

A naphőerőművek rövid bemutatása

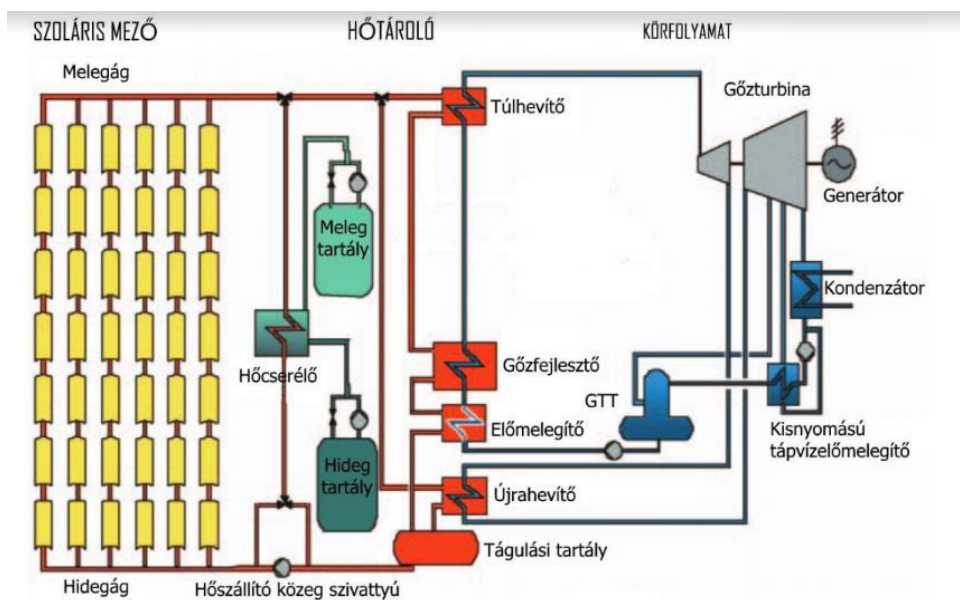
A naphőerőművek a közvetett villamos energia termelés eszközei. Működésük alapja a direkt napsugárzás koncentrációja, az így nyert hőenergia hasznosítása. Az összegyűjtött energiát a hőszállító közeg hőcserélőn keresztül továbbítja, és egy termodinamikai vízgőz körfolyamatban (ún. Rankine-körfolyamat) hasznosul, majd gőzturbinán expandál, így mechanikai, majd generátoron keresztül villamos energiát előállítva. Erőművi viszonylatban még mindig új technológiának nevezhető, kevesebb mint harminc éve hozták létre az első naphőerőművet 1988-ban a Mojave-sivatagban (Barstow, CA). A rendkívül magas beruházási költség erősen gátat szab a terjedésüknek, azonban az energiatárolóval ellátott konstrukciók által biztosított szabályozási lehetőségekből fakadó előnyök miatt széleskörű elterjedésük várható. A tárolás a rendelkezésre állást és a szabályozhatóságot növeli, képessé válik az erőmű menetrendtartásra, sőt a szabályozási tartalékképzésre is, ezáltal óriási versenyelőnyt szerezve más megújuló alapon üzemelő erőművekkel szemben. A technológia működés közben szinte jelentéktelen környezeti hatással jár, hiszen nagy mennyiségben egyedül vízre van szükség az üzemeléshez.

A naphőerőműveknek számos fajtája ismert, de energiaértékesítés szempontjából gazdaságilag önálló lábakon álló típusnak csak az általunk vizsgált PT és ST tekinthető.

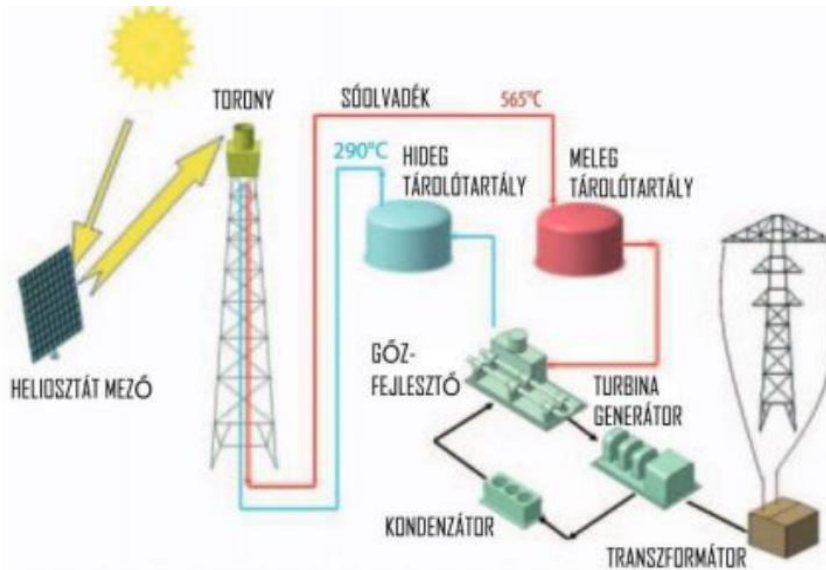


1. ábra: A PT és ST típusok napenergia hasznosítása [2]

Az egyéb típusok (Stirling motoros, napkémény stb.) kutatási és fejlesztési fázisban vannak. A ST egy mozgatható síktükör parkkal rendelkező abszorber felülettel ellátott torony. A PT pedig parabola vonalban hajlított tükörlapokból áll, a tükrök fókuszvonalában végigvezetett abszorbercsővel. A csövekben keringetett, illetve a toronyba felszivattyúzott közvetítő közeg továbbítja a hőenergiát a tárolók felé. A két napsugárzást koncentráló és hasznosító megoldás a 1. ábrán, az ehhez kapcsolt, egymáshoz rendkívül hasonló körfolyamat pedig a 2. és 3. ábrán látható.



2. ábra: PT erőmű kapcsolási vázlat [2]



3. ábra: ST erőmű kapcsolási vázlat [2]

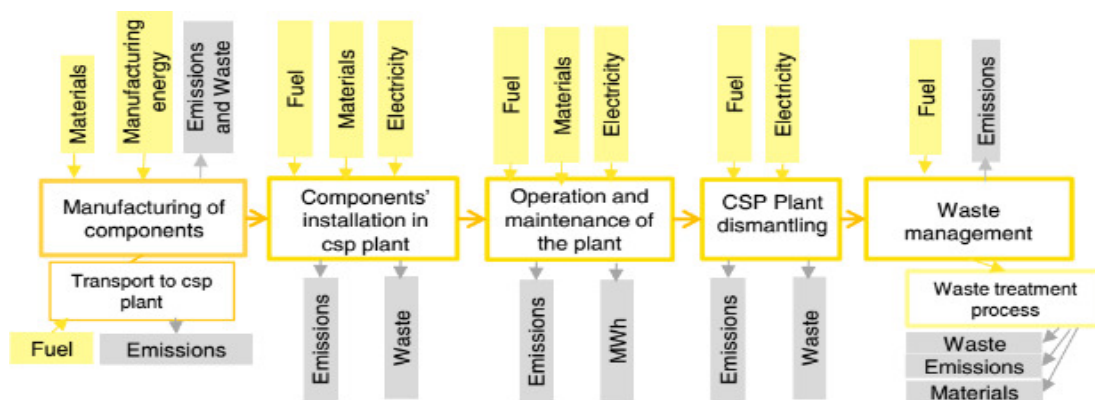
Az elemzés alapjai

Az elemzéshez funkcionális egységnek az 1 MWh termelt villamos energiát választottuk. Erre fajlagosítva vizsgáltuk a négy esetet, a négy energetikailag releváns hatáskategória tekintetében, 0% „cutoff-al”, azaz adatbázison belüli elhanyagolások nélkül. A négy kategória a következő: globális felmelegedési potenciál (kg CO₂ egyenértékben), savasodási potenciál (kg SO₂ egyenértékben), fotokémiai oxidációs potenciál (kg etilén egyenértékben), és az összes felhasznált fosszilis energia (MJ-ban).

A modell alkotás során az 4. ábrán látható - egy naphőerőműves tanulmányban publikált - folyamatábrából indultunk ki, melyet bizonyos szempontok alapján egyszerűsítettünk. A szoftverben az üzemelés megkezdése előtti (operation and maintenance) folyamat csoportokat összevontuk egy építési, az azt követőket pedig egy lebontási fázissá, ezekbe építve az összes szükséges anyag- és energiaáramot. Az adatbázisból kiválasztott anyagáramok tekintetében, ha nem volt kifejezetten spanyol, vagy kínai adat, akkor az előbbinél RER (Rest of Europe), az utóbbinál RoW (Rest of the World) adatokat használtuk fel.

Életciklus leltár

Az elemzésünkhöz felhasznált, az 1. táblázatban található adatok egy - a National Renewable Energy Laboratory (NREL) által készített - tanulmányban szerepelnek ahol egy 103 MWe beépített teljesímenyű 6 órás energiátárolóval rendelkező rendszerek adatai olvashatóak.



4. ábra: Az elemzés alapjául vett életciklus-modell [3]

1. táblázat: Felhasznált alapanyagok [4]

Material (metric tonnes)	Oil-HTF Trough	Salt-HTF Trough	Salt Power Tower
Carbon Steel, Iron and Zinc	30,804	26,367	28,107
Stainless Steel	1,918	2,283	1,010
Alloy Steel	1	261	335
Copper	140	334	427
Silver	1	1	1
Ferronickel	11	10	-
Aluminum	441	333	287
Insulation	2,755	2,169	1,277
Glass	12,211	11,261	10,055
Plastics	508	400	617
Glue	12	11	-
Paint	233	215	-
Oils and lubricants	4,600	95	95
Sodium nitrate (solar salt)	40,100	16,301	10,451
Potassium nitrate (solar salt)	26,700	10,867	6,967
Nitrogen	18	-	-
Concrete and brick	66,661	59,088	78,829
Cement	49	-	-
Asphalt	7,960	7,347	3,879
Crushed Stone and Gravel	53,081	49,087	46,889
System Total	248,204	186,431	189,227

A feladat szempontjából az első, a harmadik és a negyedik oszlopok voltak relevánsak, mert a parabolikus technológiából a sóolvadékos hűtőközegű megoldást választottuk, hiszen ez korszerűbbnek tekinthető.

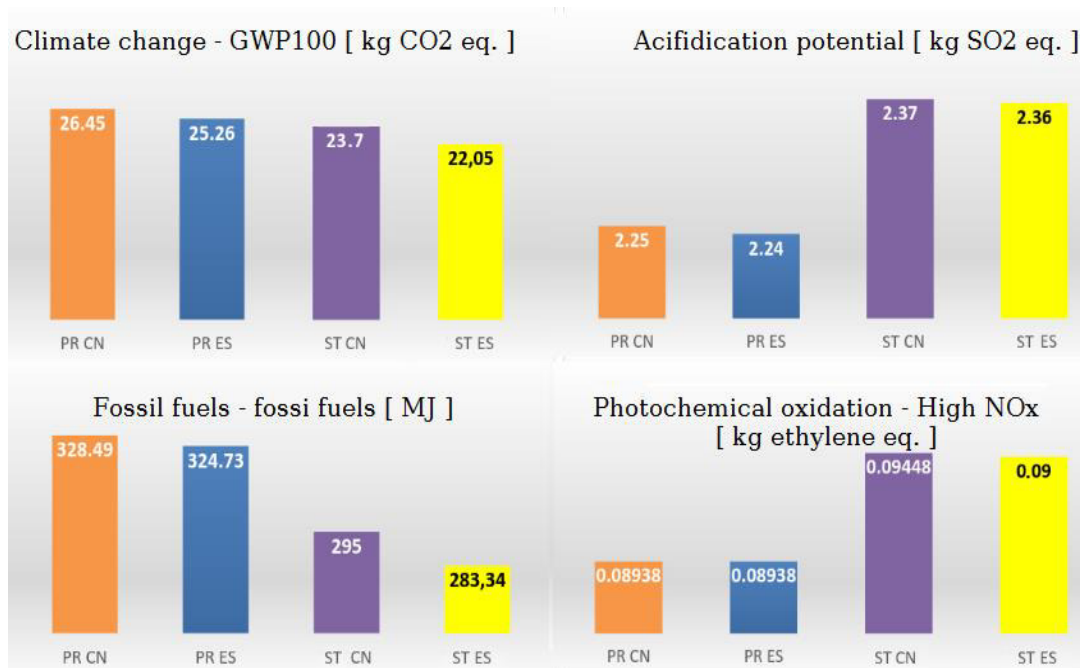
A technológiák közötti konstrukciós különbségekből adódóan van néhány alapanyag, melyben nagy differencia mutatkozik a felhasznált mennyiségeket illetően. A PT rendszerek esetén a vályús kialakítás miatt erős szélterhelésekkel szembeni ellenállóság fokozására masszív, rozsdamentes acél tartószerkezetet hoznak létre. Azonban a sík tükrök stabilitásához kisebb mennyiségű, körülbelül fele annyi acél is elegendő. Mivel a PT esetén, a kollektorok által elfoglalt teljes területen végig megy a közvetítő közeg, a felhasznált só egyharmadával nagyobb, a szigetelő anyag pedig majdnem a kétszerese. Betonból és téglából 15%-al többre van szükség a tornyosnál. Ennek oka maga a torony melynek tetején helyezik el az abszorbert.

Eredmények

Az elemzések az 1. pontban megnevezett négy esetet vizsgáltunk a 2.2. alpontban megjelölt négy energetikai szempontból különösen fontos hatáskategóriában. Először összehasonlítottuk ezek környezeti hatásainak mértékét, majd az egyes hatások alapanyagok szerinti eloszlását vizsgáltuk. Fontos megjegyezni azonban, hogy a tároló leszereléséhez kapcsolódó anyagáramok nincsenek benne a számításba, mivel azt feltételezzük, hogy a sóolvadék a tengerbe fog kerülni. Egyéb tárolóhoz kapcsolódó anyagáramok körülbelül 1%-ot tesznek ki a környezeti hatások tekintetében.

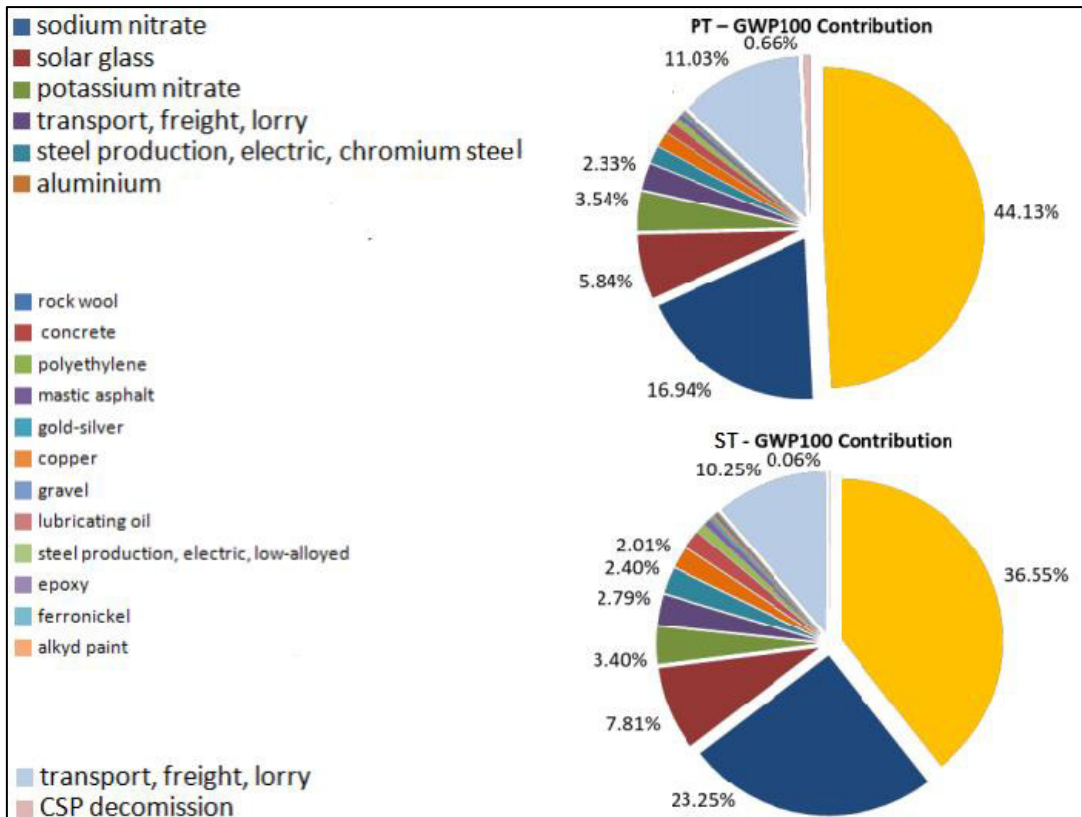
Az 5. ábráról leolvasható, hogy a globális felmelegedés és a fosszilis energiahordozó felhasználás szempontjából a tornyos megoldás az előnyösebb. Ennek oka, hogy a TW magasabb frissgőz hőmérsékletek esetén magasabb hatásfokkal képes üzemelni, tehát egységnyi előállított villamos energia mennyiséghez kevesebb felhasznált alapanyag és így kisebb káros hatás tartozik. Ezenkívül az előző alpontban részletezett alapanyag különbségek miatt (pl. az előállítás során nagy energiaigényű rozsdamentes acéltöbblet a TW javára) a PT rosszabb értékeket mutat. Megállapítható, hogy általában Kínához nagyobb hatásértékek tartoznak, hiszen Kína sok fosszilis erőművet működtet és kevésbé környezettudatos, Spanyolország energiamixében pedig jelentős megújuló részarány van jelen, és ipari, valamint környezetvédelmi szempontokat

hangsúlyosabbnak tekintő hozzáállást mutat. A savasodásnál és a fotokémiai oxidációnál láthatjuk, hogy mindkét esetben milyen alacsony értékek szerepelnek, hiszen az üzemeltetés során a hagyományos erőművekkel ellentétben itt a fosszilis energiahordozók elégetése nem része a technológiáknak. A számok azt is mutatják, hogy a négy eset egymáshoz képest elhanyagolható, alig 5%-os eltéréseket mutat.



5. ábra: A négy hatáskategória a négy vizsgált esetre (PR - parabolavályús, ST - torony, CN - Kína, ES - Spanyolország)

Az 6. ábrán látható, hogy a globális felmelegedés szempontjából az acél 44%-os (PT), illetve 36%-os (ST) részesedést képez. Ezután a nátrium-nitrát és a tükrök következnek, a ST-nál valamivel magasabb arányban. Kardinális még a magas vízfogyasztás és ehhez kapcsolódóan a víz helyszínre szállítása, ami magas ÜHG kibocsátást von maga után. Ez a tükrök tisztításához szükséges és mivel a parabola vályúk gyakoribb és intenzívebb takarítást igényelnek, a PT-nél ez a részarány magasabb. A 7. és 8. ábrán látható, hogy savasodás és a fotokémiai oxidációs potenciál szempontjából egyértelműen az acél előállítása és lebontása a domináns, ehhez képest minimális az egyéb anyagok jelentősége, nagyság szerinti sorrendjüket tekintve az előzőhöz hasonlóak.

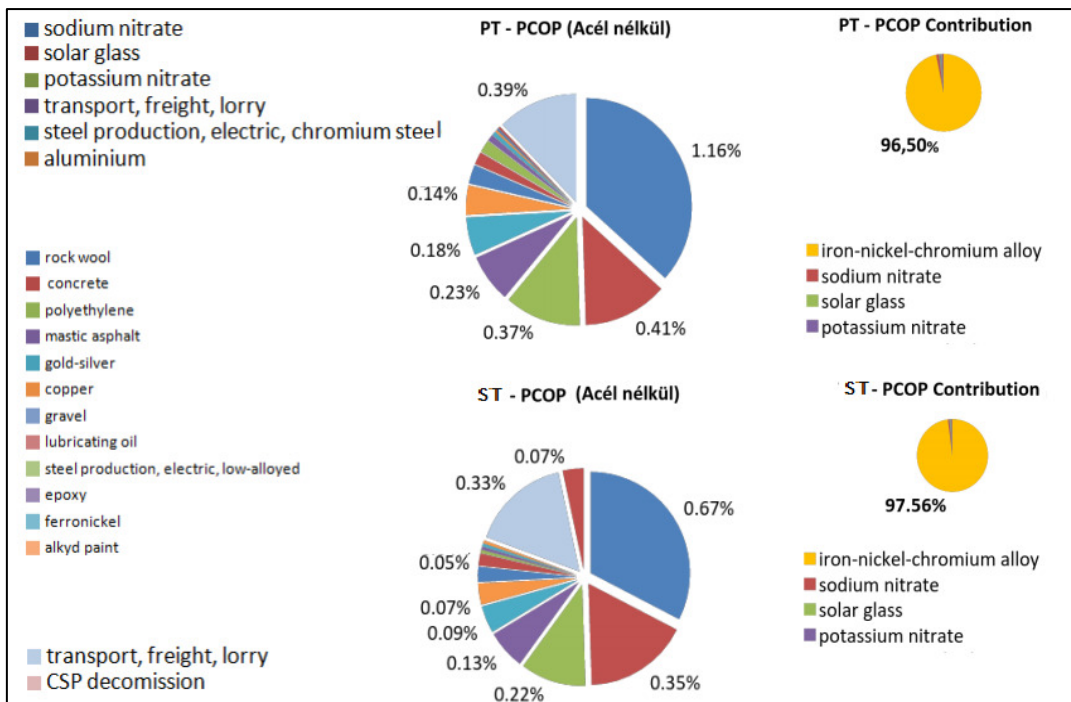


6. ábra: Globális felmelegedés alapanyag szerinti megoszlása

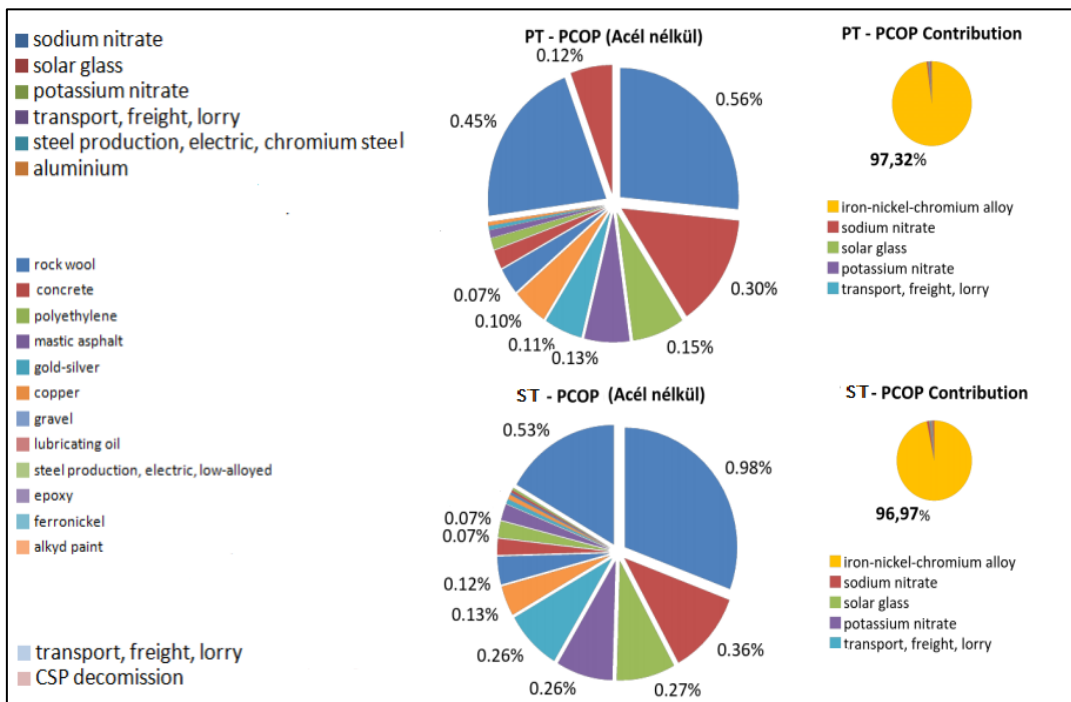
Savasodás szempontjából az üzemeltetésbe tartozó szállításnak van még jelentősége, ez természetesen a fotokémiai oxidáció szempontjából teljességgel elhanyagolható. Mindhárom ábrán feltűnhet a dekomisszió rendkívül alacsony részaránya.

Konklúzió

A kitűzött célt elértük, a PT és a TW legnagyobb jelentőséggel bíró naphőerőmű típusokat megvizsgáltuk Spanyolországban és Kínában, az energetikailag releváns négy hatáskategóriában. A környezetterhelő hatások közül a a globális felmelegedési potenciál a legerősebb, és a nagy mennyiségű rozsdamentes acél mind a négy hatáskategóriában dominál. A magasabb hatásfokú TW technológia kevésbé terheli a környezetet és a több fosszilis energiahordozót tartalmazó energia mixszel rendelkező Kínába telepített erőművek nagyobb környezetterhelést eredményeznek.



7. ábra: Savasodás alapanyag szerinti megoszlása



8. ábra: Fotokémiai oxidáció alapanyag szerinti megoszlása

Itt fontos megjegyezni, hogy éppen emiatt van létjogosultsága kínai fejlesztéseknek, mert itt a megújulók részarányának jelentős növekedését lehetne elérni, így összességében egy Kínába telepített erőmű mégiscsak nagyobb lépés az tisztább energiatermelés irányba. A naphőerőművek savasodás és fotokémiai oxidáció szempontjából minimális hatást jelentenek a hagyományos erőművekhez képest. Az elemzés alapján igazolhatóak a tisztítási módszerre irányuló fejlesztések, hiszen az üzemeltetési környezeti hatások - mely két hatáskategóriában is 10% körül van - ezáltal jelentősen csökkenthetők.

A fotovoltaikus napelemekből álló naperőművek gazdaságilag előnyösebbek a naphőerőművekénél, azonban hátrány, hogy alacsony hatásfokkal tárolható a villamosenergia, és nehezen megoldható a menetretdtartás. Mivel ez a két tényező nagyjából kiegyenlíti egymást, ezért verseny technológiának tekinthetők, így életciklus elemzéssel történő összehasonlításuk a dolgozat folytatásként értékes eredményekkel szolgálhat.

Irodalomjegyzék

- [1] **MSZT:** MSZ EN ISO 14040:2006, Környezetközpontú irányítás. Életciklus-értékelés. Alapelvek és keretek, 2006
- [2] **Mayer Martin János:** *Naphőerőművekben rejlő lehetőségek modellalapú vizsgálata*, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Gépészmérnöki Kar, Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék, 2015
- [3] **Blanca Corona, Guillermo San Miguel, Eduardo Cerrajero:** *Life cycle assessment of concentrated solar power (CSP) and the influence of hybridising with natural gas*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 19(6):1264-1275, 2014 június
- [4] **Craig Turchi, Parthiv Kurup, Sertac Akar, and Francisco Flores :** *Domestic Material Content in Molten-Salt Concentrating Solar Power Plants*, 2015 augusztus <http://www.nrel.gov/docs/fy15osti/64429.pdf>
- [5] **CSP Today Global Tracker**
<http://tracker.newenergyupdate.com/tracker/projects/table?country%5B%5D=China&status%5B%5D=Planning&status%5B%5D=Development&status%5B%5D=Construction>

EGY KOZMETIKAI KÉSZÍTMÉNY KÉTFÉLE CSOMAGOLÁSÁNAK KÖRNYEZETI HATÁSVIZSGÁLATA AZ LCA MÓDSZERÉVEL

Somogyi Dóra¹ – Mérőné Dr. Nótás Erika²

¹ Magyar Tudományos Akadémia, Energiatudományi Kutatóközpont

² Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet, Kémia Tanszék

¹ munkatárs, sodorka90@gmail.com

² egyetemi docens, Notas.Erika@mkk.szie.hu

Absztrakt: Részleges életciklus elemzéssel összehasonlítottuk két különböző kiserelésű önbarnító krém tasakos és flakonos csomagolását, amihez a GaBi 6.0 Education szoftvert használtuk. Két magyar és egy német cégtől kapott adatok alapján azt vizsgáltuk, hogy a kétféle csomagolás hogyan hat a környezetre és a humán toxicitásra, melyiknek nagyobb a szennyező hatása, valamint hogyan csökkenthető a környezetterhelés. Az elemzés során a csomagolások gyártását, szállítását, töltését, gyűjtőcsomagolását és a keletkező hulladék kezelését vizsgáltuk. A hatásvértékeléskor kapott adatok alapján összehasonlítottuk a fő környezeti hatásokat a következő hatáskategóriákban: klímaváltozás, savasodás, eutrofizáció, valamint humán toxicitás. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a négy hatáskategóriából három esetén a tasakos kiserelés okozza a nagyobb környezeti terhelést. Ennek csökkentésére javaslatokat tettünk.

Kulcsszavak: életciklus elemzés, környezeti hatásvértékelés, GWP, AP, EP, HTP

Bevezetés

Célunk két különféle kiserelésű (12 ml-es tasakos és 100 ml-es flakonos) kozmetikai termék környezetre gyakorolt hatásának elemzése és összehasonlítása volt, a részleges életciklus-elemzés módszerével. Az életciklus-elemzést számos területen használják, melynek célja, hogy leírja egy tevékenység, szolgáltatás vagy termék környezetre gyakorolt hatását, ezzel lehetőséget adva a negatív hatások csökkentésére. Ma már alapvető eszköze a környezettudatos termelésnek vagy szolgáltatás tervezésnek. A folyamatok hatását, és a kiserelések környezetterhelését az ISO 14040-es szabványcsalád segítségével elemeztük.

Elemzés

A tasak gyártásához az adatokat egy magyar, míg a flakonos kiszerelésre vonatkozó adatokat egy német cég szolgáltatta, akikkel titoktartási szerződést kötöttünk. A tasak és flakon töltését a kerepesi Silanus Kft végzi, aki a töltésre vonatkozó adatokat (áramfogyasztás, vízhasználat, stb.) adta meg. A flakon címkéjét gyártó magyar cégtől nem kaptunk adatokat, ezért ennek a hatását nem tudtuk vizsgálni.

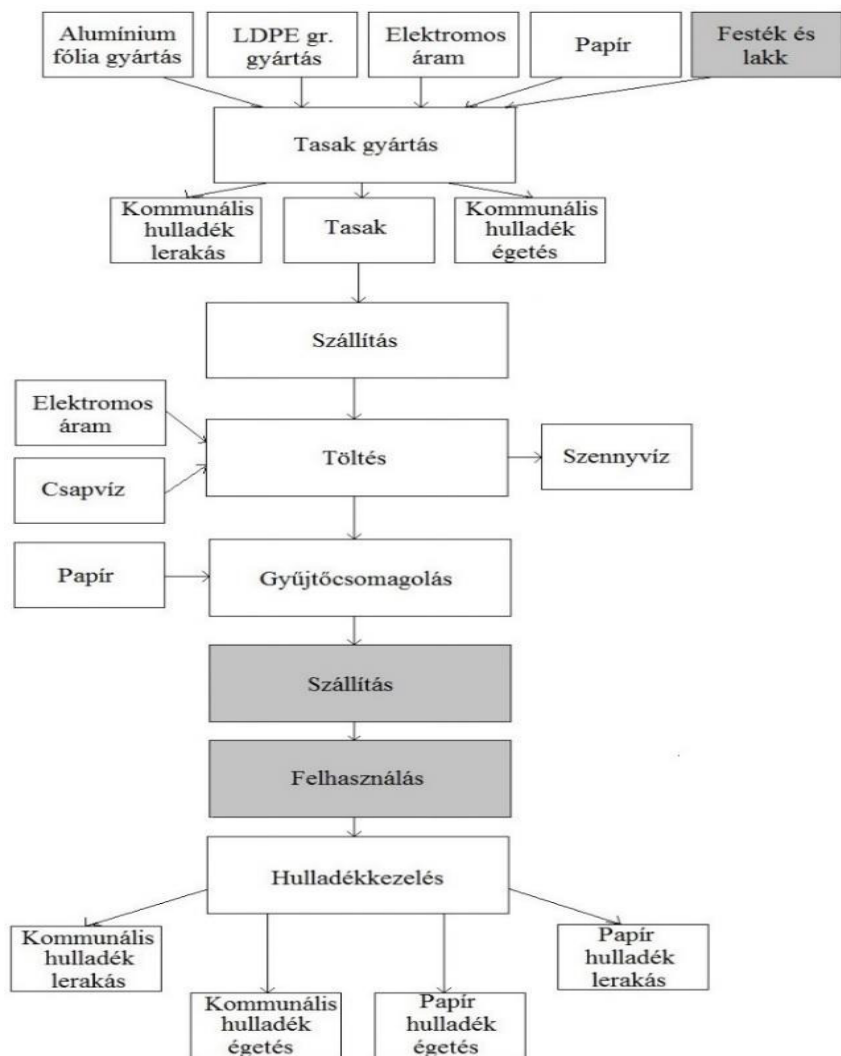
A csomagolóanyagok alapvető jellemzői a következő 1. táblázatban láthatóak.

1. táblázat: A csomagolóanyagok főbb jellemzői

Jellemzők	Tasak	Flakon+kupak
Töltési térfogat (ml/db)	12	100
Tömeg (g/db)	1,79	18,9+6,5=24,59
Összetétel	papír, LDPE, alumínium fólia, LDPE, festék, lakk	HDPE, LDPE, festék +PP

Funkcionális egységnek 48 liter terméket választottunk, amelyet 4000 db 12 ml-es tasak, és 480 db 100 ml-es flakon típusú csomagolóanyag tartalmaz. Megállapításánál figyelembe vettük a gyűjtőcsomagolást: 40 db tasak kerül egy kartonpapírból készült kínáló tálcára, és 20 tálca egy nagy gyűjtőkartonba, míg 20 db flakon kerül egy kis kartonba, és 24 db kis karton kerül egy LDPE gyűjtőfóliába. Végeredményben a kozmetikum azonos mennyiségét tartalmazó csomagoló anyagok gyártását, a gyártó és a töltést végző cég közti szállítást, valamint a csomagolóanyagok töltését, gyűjtőcsomagolását és hulladékkezelését vizsgáltuk. A krém környezeti hatásait az azonos mennyiség miatt nem kellett vizsgálni.

A tasakos (1. ábra) és a flakonos (2. ábra) kiszerelés folyamatábráin szürke színnel láthatóak a rendszerhatáron kívül eső, nem vizsgált folyamatok:

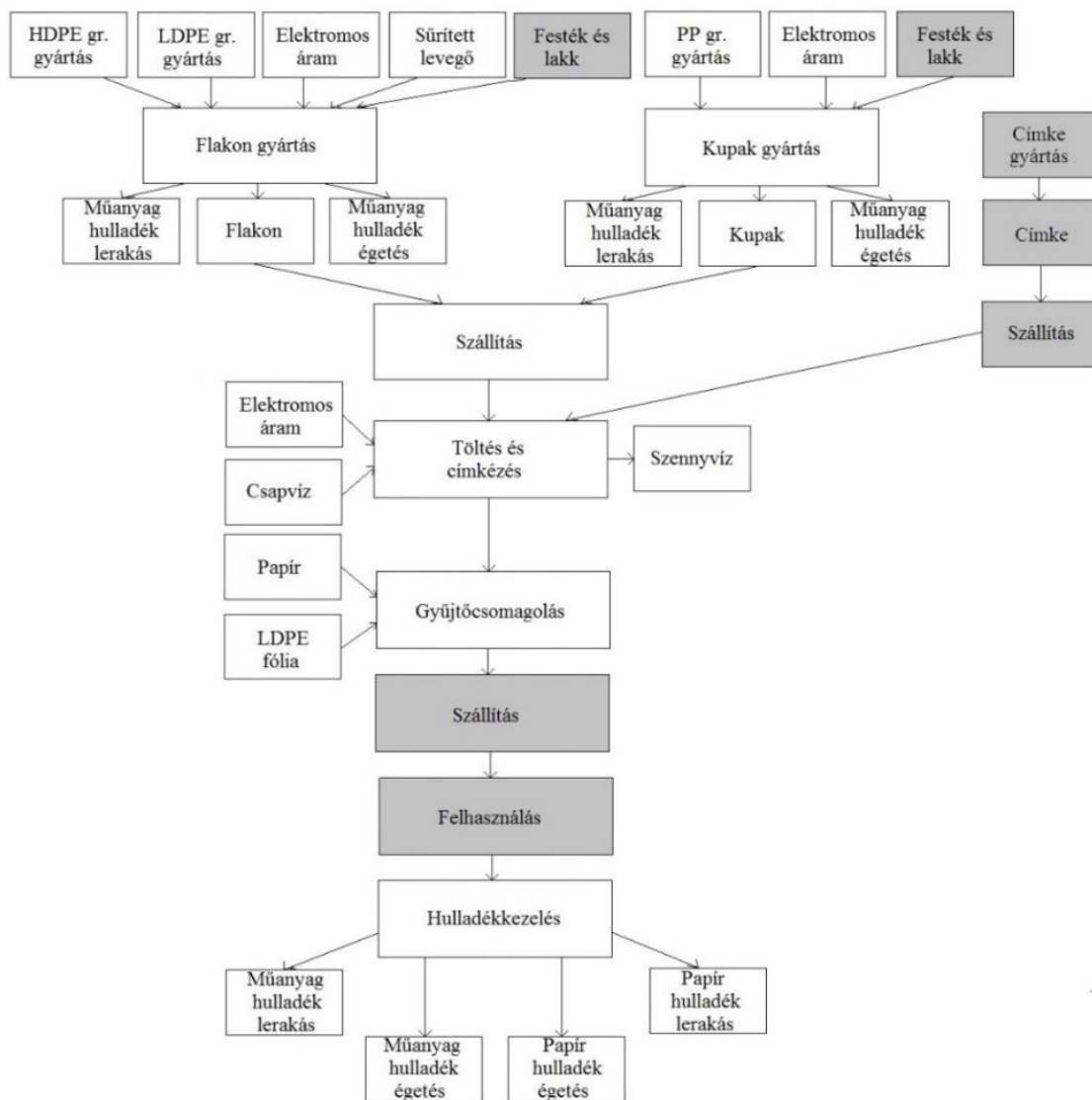


1. ábra: A tasakos kiszerelés folyamatábrája

A hulladékkezeléssel kapcsolatos adatokat a Központi Statisztikai Hivatal 2014. évi jelentése szolgáltatotta, ami alapján 20% a hulladék égetésének, és 80% a lerakásának aránya.

A szoftveres elemzés során a GaBi 6.0 Education szoftvert használtuk. A szoftver adatbázisából kiválasztottuk a legteljesebb, legmegfelelőbb adatokat az összes inputra és outputra vonatkozóan – a magyarországi gyártásnál az áram előállítására vonatkozóan például a magyar energia-mixet (HU: electricity grid mix), míg a német gyártó esetében

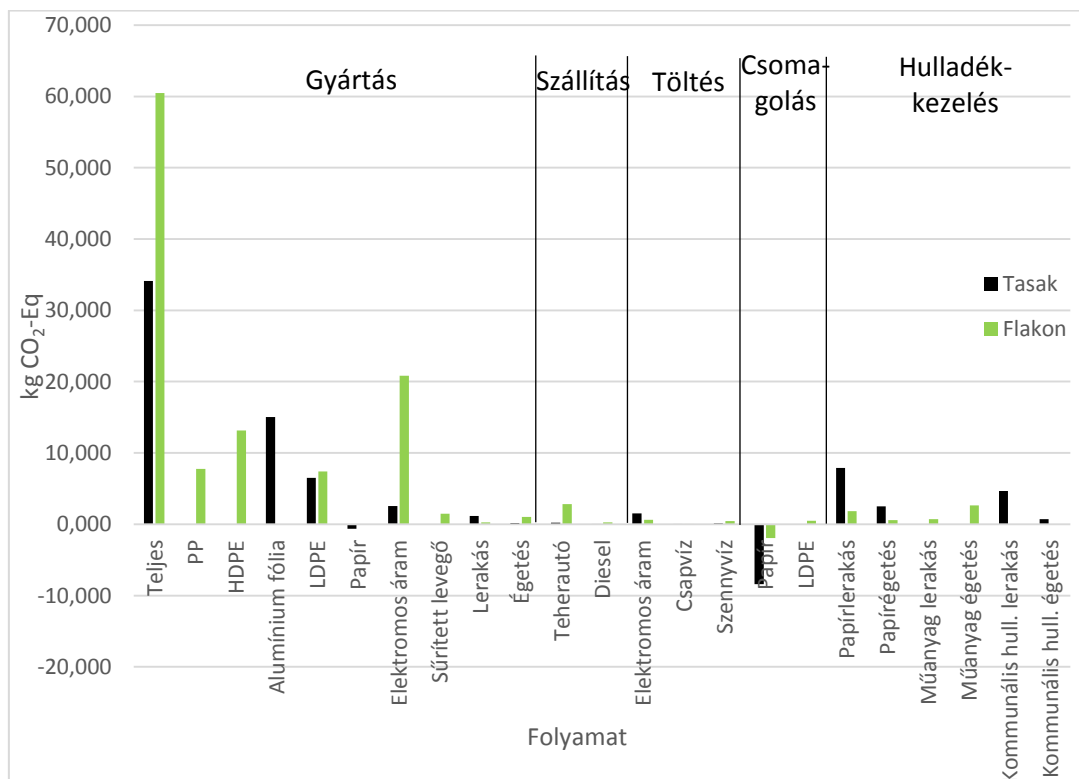
a német áram előállítására a német energia-mixet (DE: electricity grid mix). Mivel a GaBi 6.0 oktatói szoftver adatbázisa nem tartalmaz a papírgyártásra vonatkozó adatokat, csak a hulladékkezelésére, ezért a tasakban található papír, valamint a kartonpapírból készült kínáló tálca és gyűjtőkarton gyártásának vizsgálatához a csomagoló és a grafikai papír gyártásának a Gabi 5.0 professzionális szoftverrel elvégzett hatásértékelésével kapott adatokat vettük figyelembe az értékelésnél, amely egy korábbi diplomadolgozatból származik.



2. ábra: A flakonos kiszereles folyamatábrája

Globális felmelegedési potenciál (GWP: Global warming potential)

A flakon életciklusának globális felmelegedési potenciálja közel 60 kg CO₂-Eq, azaz a folyamat során ennyi szén-dioxiddal egyenértékű üvegházhatású gáz kerül a levegőbe (3. ábra).



3.ábra A globális felmelegedési potenciál

Ezzel szemben a tasak gyártása, szállítása, töltése és hulladékkezelése során kapott GWP érték ennek kb. 56%-a.

A tasakos kiszerelés globális felmelegedésre gyakorolt környezetterhelésének legnagyobb részét a tasak alapanyagaként felhasznált alumínium fólia gyártásának (44%), valamint a tasakgyártás során használt LDPE réteg (19%) környezetszennyezése teszi ki. További fontos folyamat a papír (23%) és kommunális hulladék (14%) lérakása. A tasak alapanyagául használt papír, és a gyűjtőcsomagoláshoz használt kartonpapír alkalmazása kb.9 kg CO₂-Eq-sel csökkenti a környezetterhelést, mivel a papírgyártásnál inputként használt fa olyan megújuló erőforrás, amely fotoszintéziskor CO₂-t köt meg,

így az szerves formában a papírban található megkötött állapotban. A levegőbe kerülő káros anyagok közel 86%-át a szervesetlen emisszió (szén-dioxid) adja, 13%-áért pedig a biotikus metán a felelős.

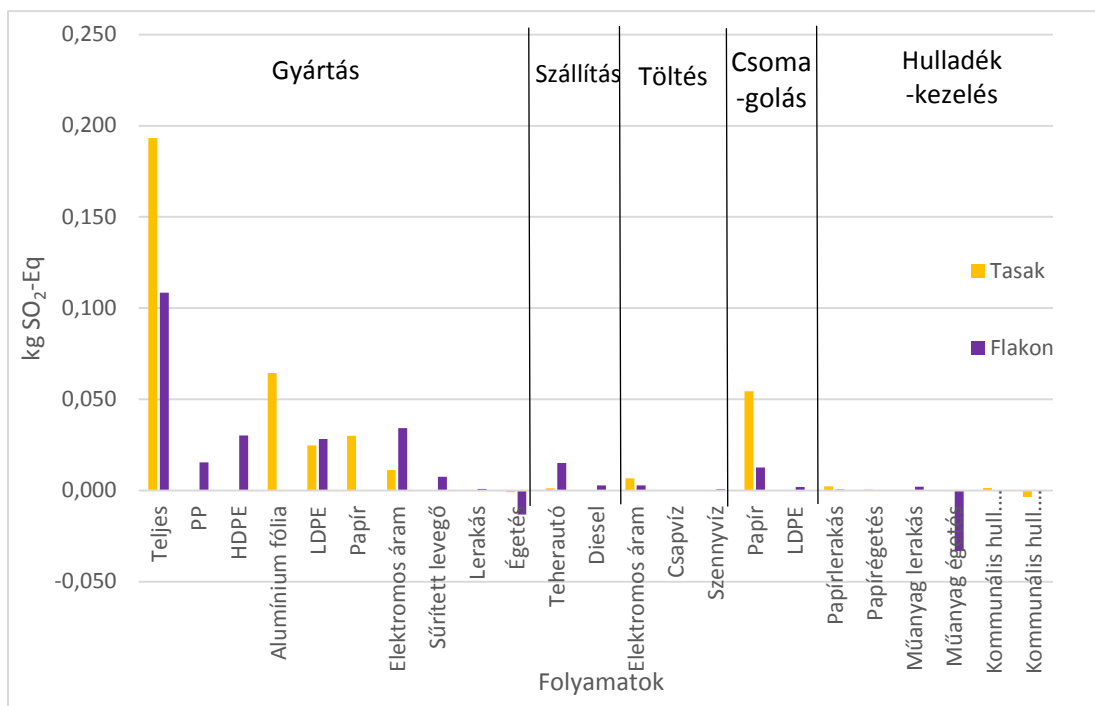
A flakongyártás részfolyamatainak vizsgálatával megállapítható, hogy a főbb folyamatokat tekintve a hatásának körülbelül 35%-áért a flakongyártás során felhasznált elektromos áram, 22%-áért pedig a flakon egyik alapanyaga, a HDPE a felelős. A levegőbe bocsátott anyagok közül a legjelentősebb a szervesetlen emisszió (92%), azon belül is a szén-dioxid. Ez rendkívül sok folyamatból keletkezhet, például az elektromos áram használatából, a HDPE, LDPE és PP felhasználásából.

Savasodási potenciál (AP: Acidification potential)

A flakonos kiszerelés gyártásának, szállításának, töltésének és hulladékkezelésének ebben az esetben alacsonyabb a környezetterhelése, mint a tasakos kiszerelésnek (4. ábra). A teljes folyamat savasodási potenciálja a flakonos kiszerelés esetében 0,11 kg SO₂-Eq. Ezzel szemben a tasak életciklusának savasodási potenciálja ennek majdnem kétszerese.

A tasakos kiszerelés okozta savasodásért leginkább felelős folyamatok a tasak gyártása során alkalmazott alumínium fólia használata (33%), mivel a fólia húzásának következménye a nagymértékű kén-dioxid kibocsátás, amely a szekunder alumínium használatakor a kemence égésterében keletkezik. A teljes savasodási potenciálra második legnagyobb hatással a gyújtócsomagolás során felhasznált kartonpapír gyártása (28%) van. A környezetterhelést főleg a levegőbe történő kibocsátás okozza, míg az édesvízbe került szennyezőanyagok mennyisége elhanyagolható. A fő szervesetlen, levegőbe kerülő szennyezők a kén-dioxid (savasodás 65%-a), valamint a nitrogén-oxidok (28,5%-a).

A flakon életciklusa által okozott teljes savasodási potenciált folyamatokra bontva is vizsgálhatjuk. A 4. ábra alapján megállapítható, hogy a legnagyobb környezetterhelésért a flakon és kupakgyártás során felhasznált elektromos áram előállítása a felelős, mivel ez teszi ki a teljes hatás 31,5%-át.



4. ábra: Savasodási potenciál

Ezen kívül jelentős hatással bír a flakon alapanyagaként használt HDPE (28%) és az LDPE (26%) gyártása. A műanyag hulladékok elégetése nagymértékben, 0,046 kg SO₂-Eq-sel csökkenti a flakonos kiszerelés környezetterhelését. Ennek az az oka, hogy az égetőműben megkötik a savasodást okozó gázokat. Továbbá a műanyagoknak magas az égéshőjük, így az égetés során keletkező hőt hasznosíthatják a lakótelepek fűtésére, ami miatt a környezetkárosító fosszilis energiahordozók felhasználása csökken. Szennyező hatását tekintve a legnagyobb szerepe a levegőbe bocsátott szervesetlen anyagoknak van. A legfőbb szervesetlen alkotó a kén-dioxid (teljes savasodási potenciál 51%-a). Az adatok alapján a legnagyobb kén-dioxid kibocsátással járó folyamat az elektromos áram, az LDPE és HDPE használata. További fontos szennyezők a nitrogén-oxidok (26%).

Eutrofizációs potenciál (EP: Eutrophication potential)

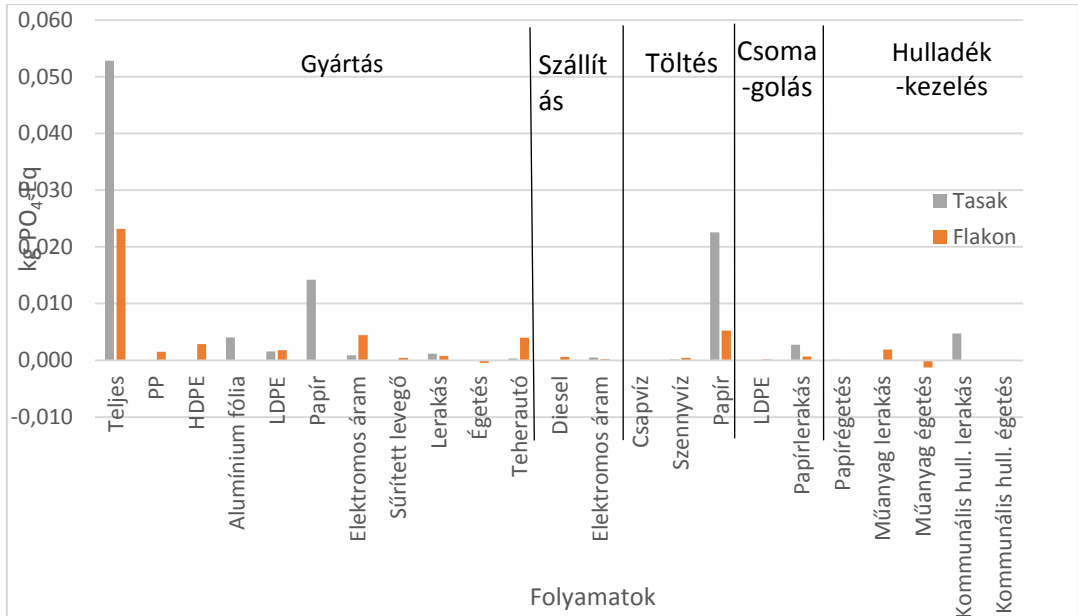
A savasodási potenciálhoz hasonlóan az eutrofizációs potenciál is nagyobb a tasakos, mint a flakonos kiszerelés esetében (5. ábra). A tasak gyártása, szállítása, töltése,

csomagolása és a felhasználás utáni hulladékkezelés eutrofizációs potenciálja összesen 0,05 kg PO₄-Eq. A flakonos csomagolásé a tasakos kiserelésnek mindössze 43%-a.

A tasakos kiserelés esetén a papírfelhasználás felelős leginkább az eutrofizációért. A tasak alapanyagául szolgáló papír hatása a teljes hatás 26%-a, míg a gyűjtőcsomagolásé valamivel több, mint másfélszer ekkora: 43%. A teljes potenciál 28%-áért felelős a levegőbe történő emisszió, 59%-áért pedig édesvízbe történő kibocsátás. A légkörbe kerülő legfontosabb anyagok a nitrogén-oxidok, amelyek döntően az alumínium fólia használat miatt kerülnek ki a környezetbe, ennek valószínűsíthetően az az oka, hogy az alumínium olvasztása során a kemencében nagy mennyiségben keletkeznek oxidok. Az édesvízbe történő kibocsátás legnagyobb részéért a szerves szennyezők felelősek. A legnagyobb hányadban, 29%-ban foszfát keletkezik, ezért a papírgyártás felelős. Kis mennyiségben keletkezik továbbá ammónium, nitrát és foszfor, forrásuk szintén a papírhasználat.

Ugyanezt a vizsgálatot a flakonra elvégezve látható, hogy ennek teljes hatása kisebb a tasakos kiserelésnél. Az egyik fő eutrofizációt okozó elem ebben az esetben is a gyűjtőcsomagolásként használatos papír (22%), de emellett jelentős hatású az elektromos áram használata (17%), a teherautóval történő szállítás (17%), valamint a flakon alapanyagaként használatos HDPE (13%) is. A gyártás és a hulladékkezelés során keletkező műanyag hulladék égetése összesen 0,002 kg PO₄-Eq-sel csökkenti a környezet szennyezését. A flakonos kiserelés teljes eutrofizációs potenciáljának kb. 61%-át a levegőbe történő kibocsátás, 30%-át pedig az édesvízbe jutás adja. A levegőbe kerülő szerves szennyezők közül a legjelentősebbek a nitrogén-oxidok (a légköri emisszió belül 43%-kal). Ennek oka az elektromos áram és a HDPE használata. Jelentős továbbá a nitrogén-monoxid (29%), amelynek elsődleges forrása a teherautóval történő szállítás.

Az édesvízbe kerülő szennyezők közül a szerveseknek a teljes potenciál 43%-áért felelősek, a legfontosabb szennyező a nitrát – mennyisége elsősorban az elektromos áram használata miatt jelentős –, a másik szennyező a foszfor.



5. ábra: Eutrofizációs potenciál

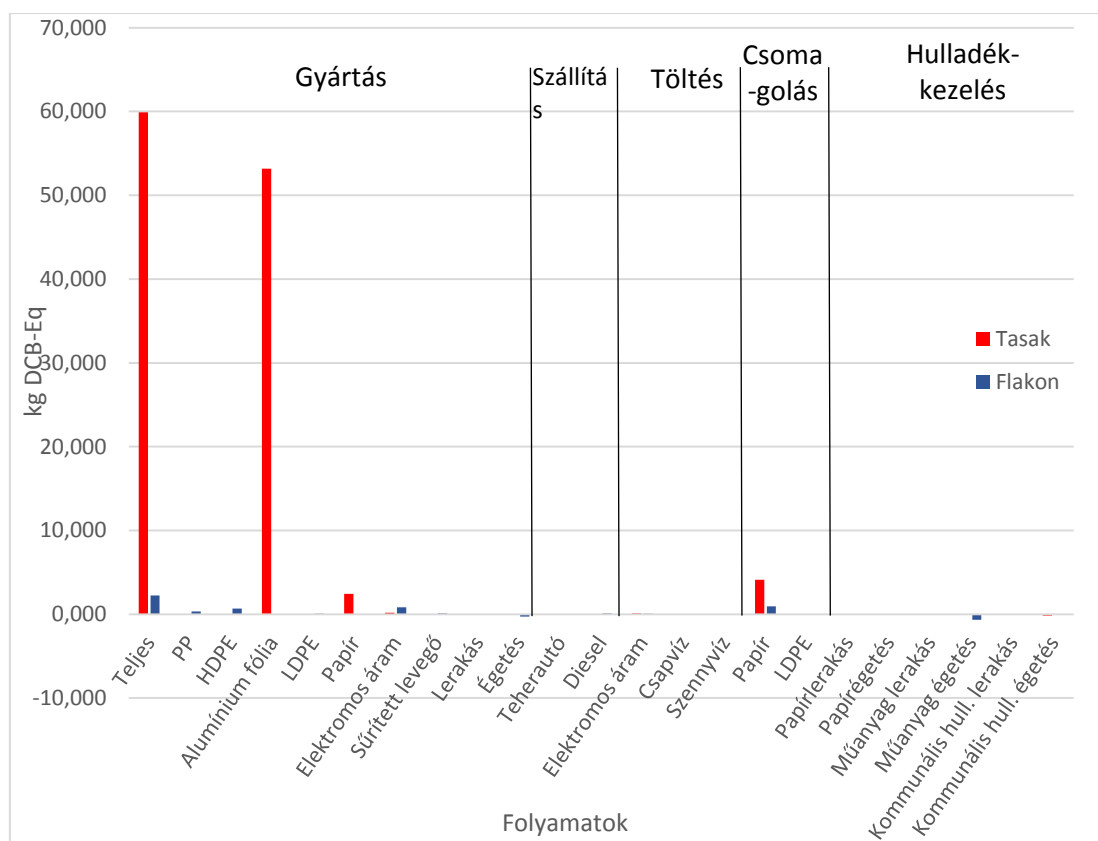
Humán toxicitási potenciál (HTP: Human toxicity potential)

A tasakos kiserelés teljes humán toxicitási potenciálja 60 kg DCB-Eq, amely kb. 30-szorosa a flakon emberi egészségre gyakorolt hatásának (6. ábra). Folyamatokra bontva a tasakos kiserelést láthatjuk, hogy a legnagyobb hatása az alumínium fóliának van (89%). A teljes potenciál kb. 95%-át a levegőbe történő emisszió adja. A szerves levegőszennyezők nagy hatásúak, a teljes humán toxicitási potenciál 85%-áért felelősek. A szerves szennyezőkön belül a legfontosabb a NMVOC (Nem-metán illékony szerves vegyületek) csoport, ezen belül is a PAH (Policiklusos aromás szénhidrogén), amely bizonyítottan karcinogén hatású. A PAH szintén az alumíniumfólia használatához köthető, mivel az anód kötőanyagából származhatnak a PAH vegyületek. Kisebb hatása van a szerves szennyezőknek, a hidrogén-fluorid felszabadulása is az alumínium-fólia gyártásához köthető. A nehézfém szennyezők közül a króm (+VI) (33%)

elsősorban a papírfelhasználás, az arzén (+V) (28,5%) az alumínium fólia, az elektromos áram és a papír használatából keletkezhet.

Az édesvízbe kerülő emisszió emberre gyakorolt hatása a teljes potenciálnak csak 4,7%-a, ezen belül vannak szerves (pl. PAH vegyületek), amelyek főleg az

alumíniumgyártás következtében, valamint nehézfémek (pl. nikkel, szelén, molibdén), melyek elsősorban a papír használata miatt kerülnek ki a környezetbe. A szerves szennyezők 90%-áért a bárium felelős. A bárium kibocsátás elsősorban az alumínium fólia és a papírgyártásnak köszönhető. A kommunális hulladék és a műanyag hulladék égetése a legtöbb szennyezőanyag mennyiségét csökkenti. Ennek oka, hogy az égetőműben nagy hatékonysággal szűrik ki a mérgező anyagokat, valamint a hasznosított hő csökkenti a toxicitást, mivel csökken a hagyományosan előállított, a HTP-t növelő hő iránti igény.



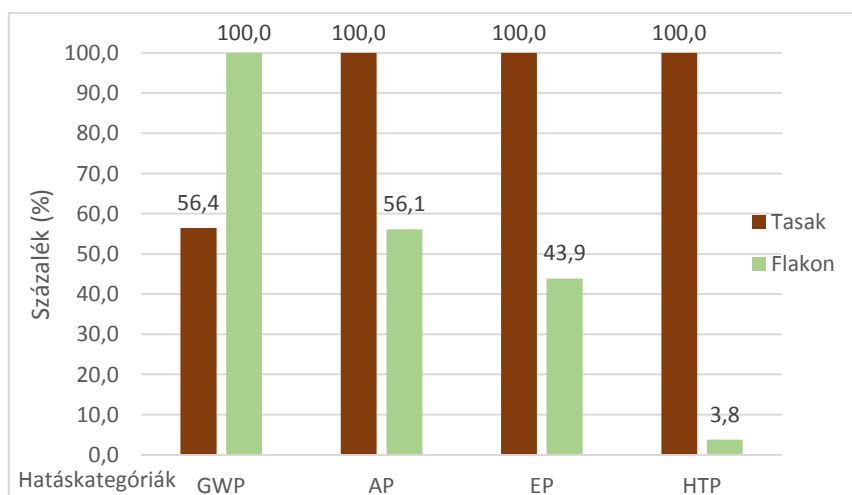
6. ábra: Humán toxicitási potenciál

A flakonos kiszerelés humán toxicitási potenciálja lényegesen kisebb, mint a tasakosé. A legnagyobb hatása a gyűjtőcsomagoláshoz szükséges papírnak van (42%), ezt követi az elektromos áram használata (36%), amelyet a flakon gyártása során használnak fel, valamint a HDPE (30%) felhasználása. A teljes folyamaton belül

jelentősen, 0,9 kg DCB-Eq-sel csökkenti a flakonos kiszerelés teljes potenciálját a gyártás során keletkező műanyag hulladék égetése a fentiekben leírtak miatt. A levegőbe bocsátás a humán toxicitási potenciáljának 61%-a. A nehézfémek adják ennek 64%-át. A legjelentősebb az arzén (+V) (a nehézfémeken belül 34%), nikkel (+II) (21%), és króm (+VI) (20%). Az arzén mennyisége az elektromos áram és a gyűjtőcsomagoláshoz szükséges papír használata miatt olyan magas. Jelentősek a szerves szennyezők (légtörési emisszió 39%-a), ezen belül az NMVOC csoport, amiben a PAH csoport (szerves emisszió 58%-a), valamint a benzol (20%). Az édesvízbe történő emisszió nehézfémeket (szelén, arzén, molibdén, nikkel), a szerves szennyezőket (pl. bárium), és a szerves szennyezőket (pl. benzol) tartalmaz. A báriumszennyezést a HDPE és a PP használata okozza.

Hatáskategóriák összehasonlítása

A négy vizsgált hatáskategória (GWP, AP, EP és HTP) összehasonlításánál 100%-nak vettük a nagyobb terhelést okozó kiszerelés hatását, míg a másikat ahhoz viszonyítottuk. Megállapítható, hogy a savasodási, az eutrofizációs és a humán toxicitási potenciál esetén is a tasakos kiszerelésnek van nagyobb környezetterhelése (7. ábra). Az AP-t vizsgálva a flakonos kiszerelés hatása a tasakos kiszerelés környezeti hatásának 56,1%-a, az EP esetén a különbség még ennél is nagyobb, mivel a flakonos hatása csupán 43,9%-a a tasakos csomagolás hatásának.



7. ábra: A hatáskategóriák összehasonlítása

A HTP esetén a legnagyobb a különbség, a flakonos kiserelés környezetterhelése csupán 3,8%-a a tasakos kiserelés hatásának. A flakonos kiserelés csak a GWP esetében bizonyult szennyezőbbnek, elsősorban a flakongyártás során felhasznált elektromos áram, valamint a műanyag alapanyagok használata miatt.

Összességében tehát a tasakos kiserelés terheli jobban a környezetet. Meg kell jegyezni, hogy a flakon címkéjének elemzését adatok hiányában nem tudtuk elvégezni.

Következtetések, javaslatok

A hatáskategóriákat vizsgálva kijelenthetjük, hogy a legnagyobb környezetterhelést az elektromos áram, a papír és az alumínium fólia használata okozza.

Az egyik legszennyezőbb hatású alapanyag az alumínium fólia, amelyet a tasakos kiserelésben használnak. Ez nagymértékben megnöveli a globális felmelegedési potenciált, a savasodási potenciált és a humán toxicitási potenciált. Ennek oka, hogy az alumíniumfólia gyártása nagyon energiaigényes és sok szennyező anyag szabadul fel gyártás közben. A környezetterhelés csökkentésére megoldás lehet a tasak alumínium rétegvastagságának csökkentése, vagy az alumínium fólia helyett más alapanyag (pl. műanyag) használata, amely ellenáll a betöltött krémnek, valamint stabilan tartja a csomagolást. Ezek csak a távoli jövőben megvalósítható javaslatok, mivel az alumínium fólia leváltását ill. vastagságának csökkentését hosszú tervezési folyamat előzi meg. A papír használata a négyből két hatáskategóriára nagy hatással van. Nagymértékben növeli a savasodás és az eutrofizáció mértékét, kisebb mértékben pedig a humán toxicitási potenciált. A papír használatának kiváltására több megoldás lehetséges. A tasakban levő papír használata elengedhetetlen, hatása elhanyagolható a gyűjtőcsomagolás alapanyagaként használt kartonpapír környezetterheléséhez képest. Ezért megoldást jelentene a papír gyűjtőcsomagolás tömegének csökkentése, a dupla csomagolás megszüntetése, ami megvalósítható a kínáló tálca elhagyásával, vagy a kínáló tálca LDPE fóliával való bevonásával, ami feleslegessé tenné a külső kartondoboz használatát. Így a papírfelhasználás csökkentésével három hatáskategóriában csökkenthetnénk a környezetterhelést. A gyártó tájékoztatása szerint a kínáló tálca elhagyása nemrégiben megvalósult.

Az elektromos áram használata elsősorban a kupak és flakon gyártásánál növeli a környezetre gyakorolt negatív hatást. A flakongyártás áramhasználata főleg a globális felmelegedési potenciál, a savasodási potenciál és az eutrofizációs potenciál hatáskategóriák értékeit növeli. A humán toxicitási potenciált megvizsgálva az elektromos áram használata elhanyagolható az alumínium fólia okozta károkhoz képest. Korszerűbb gépek használatával elérhető, hogy kevesebb áram fogyasztásával több terméket állítsunk elő. Ez azért lényeges, mert a felhasznált energia csökkentésével csökkenthetjük az energia előállításával járó környezetterhelést. Ugyanez elérhető lenne a meglévő gépek mellett is, ha növekedne a megújuló energiaforrások aránya a villamos energia előállítása során. A flakont gyártó Németországban jelenleg a villamos energia 46%-át szénérőművekkel biztosítják, melyek a legszennyezőbb hatású erőművek.

Az elemzés során kapott adatok alapján megállapíthatjuk, hogy a kommunális és műanyag hulladék égetése a legtöbb hatáskategória esetén (a GWP kivételével) csökkenti a környezetszennyezést, amennyiben az égetőműben megkötik a szennyező anyagokat, és a fejlődő hőt hasznosítják. Ha növelnénk a hulladékok égetésének arányát a lerakáshoz képest, számos anyag környezetbe kerülését megakadályoznánk, mennyiségét csökkenthetnénk. A lerakás aránya hazánkban ugyanis nagyon magas (80%) az égetéshez (20%) képest. Másik megoldásként a gyűjtőcsomagolást az üzletekben szelektíven kellene gyűjteni, majd a hulladékot újra feldolgozni.

Köszönetnyilvánítás:

Munkánkat a Kutató Kari Kiválósági Támogatás - Research Centre of Excellence - 11476-3/2016/FEKUT segítségével végeztük.

MOSHATÓ PELENKA- EGY KÖRNYEZETBARÁT MEGOLDÁS?!

Farkasné Szőke-Kis Anita¹ – Dr. Kovács Viktória Barbara²

¹ BME Kémiai és Környezeti Folyamatmérnöki Tanszék

² BME Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék

¹ egyetemi adjunktus, kovacs@energia.bme.hu

² doktorandusz, szokekis@kkft.bme.hu

Összefoglaló: A környezettudatos szülő egyik legnehezebb döntése a pelenkaválasztás, hiszen a gyerekeket az első 2-3 életévük alatt több ezerszer kell tisztába tenni. Az eldobható kontra mosható pelenka választásnál szerepet játszik a költség mellett a mosás extra időigénye is. Az eldobható és mosható pelenkák környezetterhelésének összevetése nem egyszerű feladat, számos tanulmány foglalkozik ezzel a kérdéssel. Az elemzés célja egy gyerek első életévében elhasznált mosható és eldobható pelenka környezetterhelésének összehasonlítása, különös figyelemmel a mosható pelenka használati fázisára, mérve az energia, víz és szükséges vegyszerfogyasztást, elemezve az időráfordítást és költségeket.

Kulcsszavak: mosható pelenka, eldobható pelenka

Bevezetés

A mosható és eldobható pelenkák összehasonlítása nehéz feladat, mivel már a gyártáshoz használt nyersanyagok kinyerése, a gyártási folyamatok, a használat és deponálás is teljesen különböző folyamatok. Egy lehetséges eszköz erre a feladatra az életciklus értékelés, ebben az esetben ugyanazon hatáskategóriák vizsgálatával lehetővé válik a mosható és eldobható pelenkák környezeti hatásainak számszerű összehasonlítása. A téma széleskörűen irodalmazott, környezeti bizottságok, és az eldobható pelenka gyártók is készítenek saját használatra életciklus értékelést. Ugyan az eldobható és mosható pelenkák életciklusát már széles körben vizsgálták, mind területi, mind gyártási szempontból, kifejezetten Magyarországot érintő tanulmány nem készült. Célunk a magyar háztartásokon alapuló életciklus értékelés készítése, a magyar pelenkázási szokások és azokat érintő költségek figyelembevételével.

Életciklus értékelés

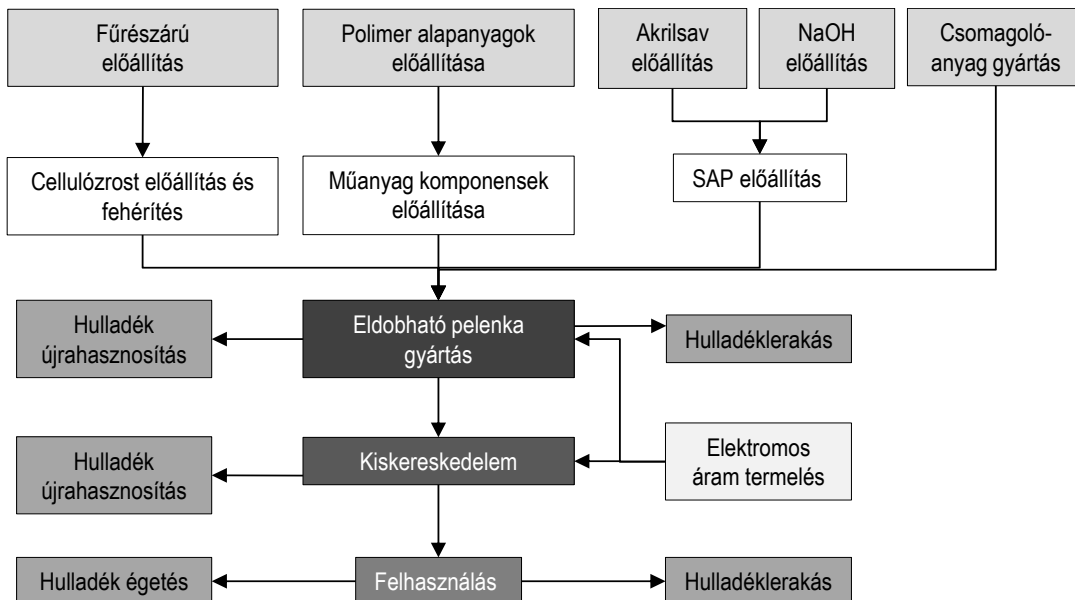
Az életciklus értékelést (Life Cycle Assessment, LCA) az LCA Alapelvek és keretek MSZ ISO 14040:2006 és az LCA Követelmények és útmutatók MSZ ISO 14044:2006 magyar szabványok útmutatásai alapján készítettük.

Mosható és eldobható pelenka életciklus értékelése

Mind a mosható, mind az eldobható pelenka környezetre gyakorolt hatása kérdéses, sok embert, céget, szervezetet érint különböző szempontokból. A nagy-britanniai Environmental Agency átfogó, mindent érintő tanulmányban vizsgálta mind a mosható, mind az eldobható pelenkákat [1]. A Procter&Gamble cég elterjedten használt termékét a Pampers eldobható pelenkát LCA segítségével értékelték. Vizsgálták 2007 és 2010 között sikerült-e a pelenka fejlesztésével csökkenteni a környezeti hatásokat [2]. Az amerikai National Association of Diaper Services már 1991-ben elkészítette széleskörű elemzését [3].

Eldobható pelenka modell irodalmi adatok alapján

Mivel nem állt rendelkezésünkre adat a magyarországi pelenka gyártóktól, az összehasonlításhoz a már említett brit tanulmány adatait vettük alapul [1].

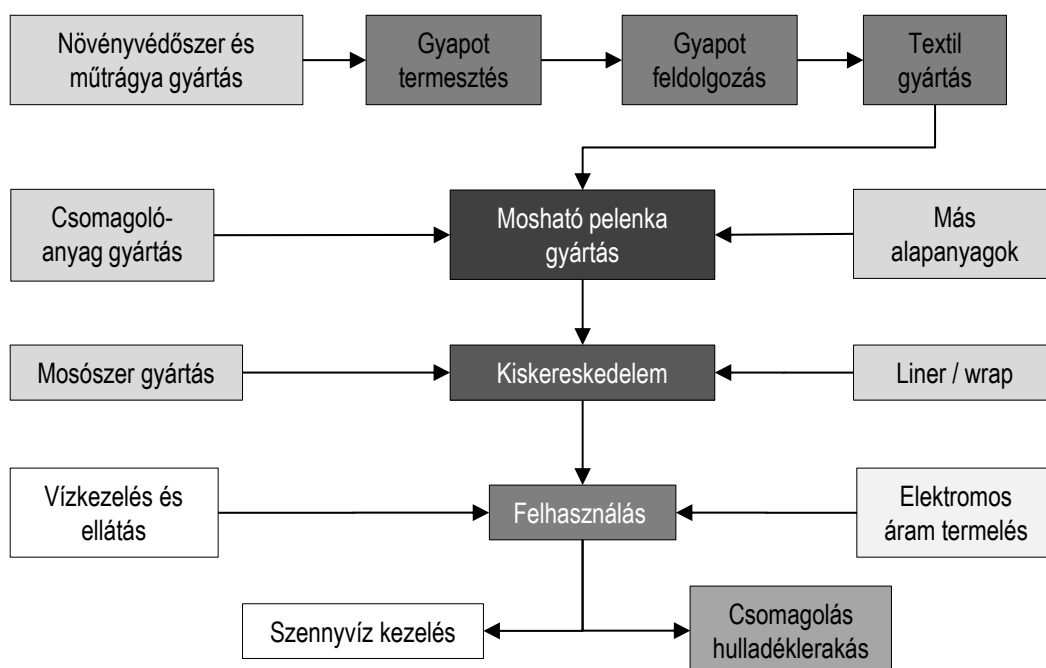


1. ábra: Brit eldobható pelenka modell

A vizsgált eldobható pelenka rendszer modellje az 1. ábrán látható. Az adatok alapján új egyszerűsített modellt készítettünk, a saját modellünk eredményeivel való összehasonlíthatóság érdekében. A tanulmányban meghatározott hatáskategóriához azonosított fontos áramokkal számoltunk, melyek az egyes hatáskategória értékének min 98%-áért felelősek, így az elhanyagolásból eredő hiba <2%. A modell a GaBi 6.0 Professional szoftverben készítettük, a hatásbecsléshez a CML 2001 – 2015 áprilisi karakterizációs faktorokat [4] használtuk. Az eredménye az 1. táblázatban található.

Mosható pelenka modell irodalmi adatok alapján

Az eldobható pelenkához hasonlóan a mosható pelenka adatok alapján is elkészítettük a saját GaBi 6.0 modellt. A brit tanulmány által vizsgált mosható pelenka rendszer modellje a 2. ábrán látható.



2. ábra: Brit mosható pelenka modell

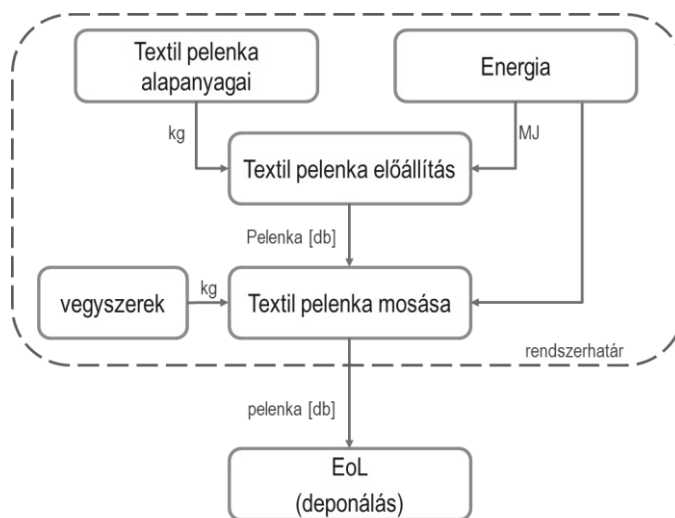
Az eredmények az 1. táblázatban találhatóak. Megfigyelhető, hogy a mosható pelenkák még a közel másfélszer annyi csere mellett is kedvezőbb értékeket mutatnak a toxicitási hatáskategóriák kivételével.

1. táblázat: Egyszerűsített brit modell eredmények, GaBi 6.0. - CML 2001- Apr. 2015

Hatáskategória	Eldobható Pelenka (3796 db)	Mosható Pelenka (5566 db)
GWP [kg CO ₂ -eq]	911	629
AP [kg SO ₂ -eq]	3,81	3,16
EP [kg PO ₄ -eq]	0,409	0,445
POCP [kg Etilén-eq]	0,264	0,18
ODP [kg R11-eq]	0,000276	0,0000439
HTP [kg DCB-eq]	55,2	98,8
FAETP [kg DCB-eq]	5,23	80,3
TETP [kg DCB-eq]	1,63	0,719
PEDf [MJ]	9978,65	8034,18

Mosható pelenka modell saját mérések alapján

A modellezett mosható pelenka rendszer felépítése a 3. ábrán látható. A textil pelenka alapanyagait és előállítását a GaBi 6.0. szoftverbe beépített folyamatokkal modelleztük. Mérési eredmények a textil pelenka mosása, vegyszerek és energia felhasználás folyamatokhoz tartoznak. A mérési idő egy hét volt, a mérési eredményeket a 2. táblázatban jelöltük. A heti mérési adatokból éves átlagos adatokat számoltunk.



3. ábra: Egyszerűsített mosható pelenka modell

A vizsgált mosható pelenka rendszer alapja klasszikus, pamut anyagú textil pelenka (tetra pelenka) és poliuretánnal laminált kelmében készült külső pelenka (PUL külső).

2. táblázat: Mosható pelenka rendszer mérési eredményei, és az éves átlagos adatok

	Heti mért adatok*	Éves átlagos adatok**
Pelenka használat [db]	31	2154
Eldobható pelenka [db]	7	365
Kakifogó használat [kg]	0,004	8,62
Mosószer [kg]	0,076	5,28
Domestos [kg]	0,060	4,17
Mosószóda [kg]	0,123	8,53
Safeguard szappan [kg]	0,002	0,14
Marhaepe szappan [kg]	0,012	0,83
Víz: Hideg [liter]	10,138	21839,03
Meleg [liter]	1,603	3453,10
Mosógép [liter]	2,811	6054,93
Villany: Világítás [MJ]	0,0004	0,87
Kazán [MJ]	0,0027	5,99
Mosógép [MJ]	0,219	471,39
Szárítógép [MJ]	0,271	584,27
Földgáz használat [m³]	0,0076	16,31

* a méréseket 10 hónapos korban végeztük, az 1db mosható pelenkára eső fajlagos értékek meghatározása céljából

** 5,9 db/év átlagos értékkel számolva, mivel az első 6 hónapban napközben átlagosan 7, majd 6-12 hónapos kor között napközben átlagosan 5 pelenkára van szükség.

Használat után a tetra pelenkát vízzel öblítettük, ennek mennyiségét mértük. Amennyiben szükség volt rá, a pelenkákat folttisztító szappannal előkezeltük, melynek mennyiségét szintén mértük. Egyes esetekben a gyermeket meleg vízzel mosdattuk, ekkor a használt víz mennyiségét és a meleg vízhez használt gáz mennyiségét mértük, ez adta a teljes meleg víz és gázfogyasztást. Az összes hidegvíz fogyasztást a pelenka öblítésből, kézmosáshoz használt vízből és a pelenka tárolásra használt doboz öblítésből áll össze. Jelentős része a mosható pelenka rendszernek a mosással járó vegyszer és energia felhasználás. A mosógép víz és villamos energia fogyasztását gyári adatok

alapján adtuk meg [5, 6], a mosáshoz használt mosószer mennyiségét mértük. A pelenka gépben történő szárításának villamos energia igényét gyári adatokkal vettük figyelembe.

Az általunk végzett kikérdezéses vizsgálat szerint a nappal mosható pelenkát használó szülők nagy része éjszakára eldobható pelenkát használ, így napi egy eldobható pelenkát is figyelembe vettünk. A mosható pelenkából 30 db vásárlása elegendő és az első évben átlagosan naponta 5,9-szer kell cserélni, amennyiben feltesszük, hogy az első 6 hónapban napközben 7, majd 6 és 12 hónapos kor között napközben 5 pelenkára van szükség. A kikérdezéses vizsgálat szerint az átlag 6,1-re adódott, azonban a kikérdezést előzetes vizsgálatként kezeljük, és amíg nincsenek szélesebb körben elvégzett vizsgálati eredményeink, a saját átlagos 5,91 értékünket vesszük figyelembe.

Az eldobható pelenka esetében az éves használt pelenka mennyisége saját mérés alapján 2278 db, átlagosan napi 6,35 db. Mind a mosható, mind az eldobható pelenka napi átlag mennyisége várhatóan csökken a kor előrehaladásával.

GaBi 6.0. modell

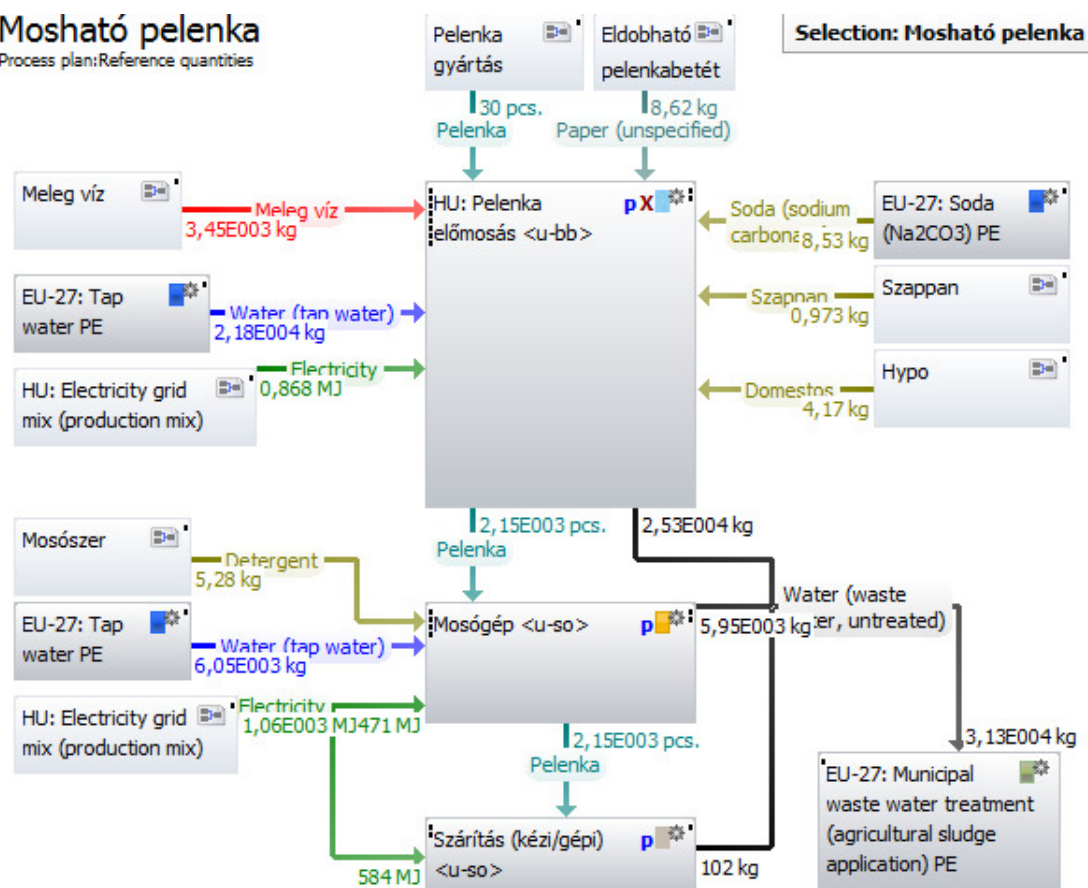
A GaBi 6.0. szoftverben felépített modell a 4. ábrán látható. Az elektromos áram, gáz, víz, szennyvízkezelés, és a pelenkagyártás folyamatokhoz az adatbázisban rendelkezésre álló beépített folyamatokat használtuk. A többi esetben mérések illetve irodalmi adatok alapján saját folyamatokat készítettünk. A melegvíz előállítás alterv kazán folyamata az Energetikai Gépek és Rendszerek Tanszék Jendrassik György Hőtechnikai Laboratóriumában megtalálható Remeha Avanta Plus 24S típusú kondenzációs kazán emissziós mérései és a háztartási gázfogyasztás eredményei alapján készült. A mosószer, szappan és hypo vegyszermodelleket a mérési eredményeink és irodalmi adatok alapján készítettük [7, 8, 9].

A pelenka előmosás és pelenka mosás folyamatok a saját mérési eredmények alapján készültek, a szoftverbe beépített villamos energia, víz és szennyvízkezelés folyamatok, illetve az általunk készített vegyszer folyamatok felhasználásával. A szárítás folyamat gyári villamos energia igény és mérési eredmények alapján készült. Az eldobható pelenkabetét modellezése egyelőre nem megoldott, a megfelelő irodalmi adatok (biológiailag lebomló papírból készült termék) hiánya miatt. A teljes melegvíz folyamat

kihagyható abban az esetben, ha a mosható pelenka rendszer használata során mosdatás helyett eldobható nedves törlő kendő használatával számolunk.

Mosható pelenka

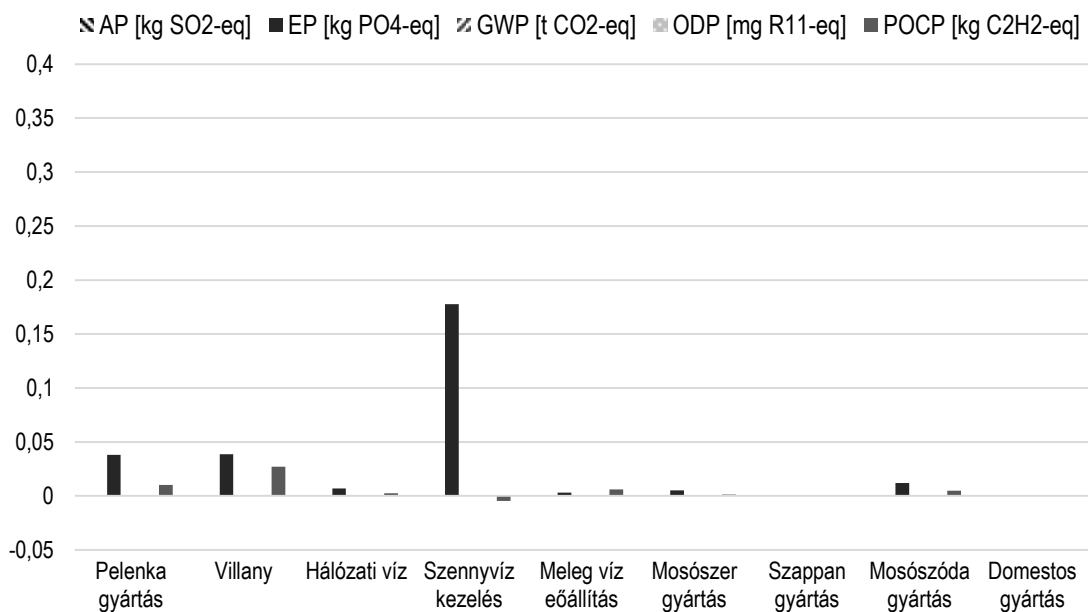
Process plan: Reference quantities



4. ábra: GaBi 6.0. mosható pelenka modell (képernyőkép)

A GaBi 6.0. modell eredményei a 3. táblázat első oszlopában, illetve az 1. diagramon láthatók, ahol a mosható pelenka rendszer egyes részeiből származó környezeti hatásokat külön ábrázoltuk. A szappan gyártás környezeti hatása elenyésző, felhasznált mennyisége is ennek a legkisebb, kisebb, mint 1 kg. A Domestos, mosószer és pelenka gyártás ózonlebontó potenciálja kiugró a többihez képest, de ez is csak tized mg R11-eq nagyságrendű. Az elsavasodási potenciálja a pelenka gyártásnak és a villamosenergia-fogyasztásnak a legjelentősebb, közel azonos nagyságú. Jelentős eutrofizációs hatása van a szennyvízkezelésnek, a pelenkagyártásnak és a villanyfogyasztásnak is. Egyértelműen látszik, hogy a villamos energia és a melegvíz előállítás a legjelentősebb ÜHG

kibocsátók. A villamosenergia-fogyasztáson kívül kismértékben a pelenka gyártás, mosószóda gyártás és melegvíz előállítás járul hozzá a fotokémiai ózon képző hatáshoz.



5. ábra: Saját mosható pelenka modell éves környezeti hatásai

Eredmények értékelése - környezeti hatások

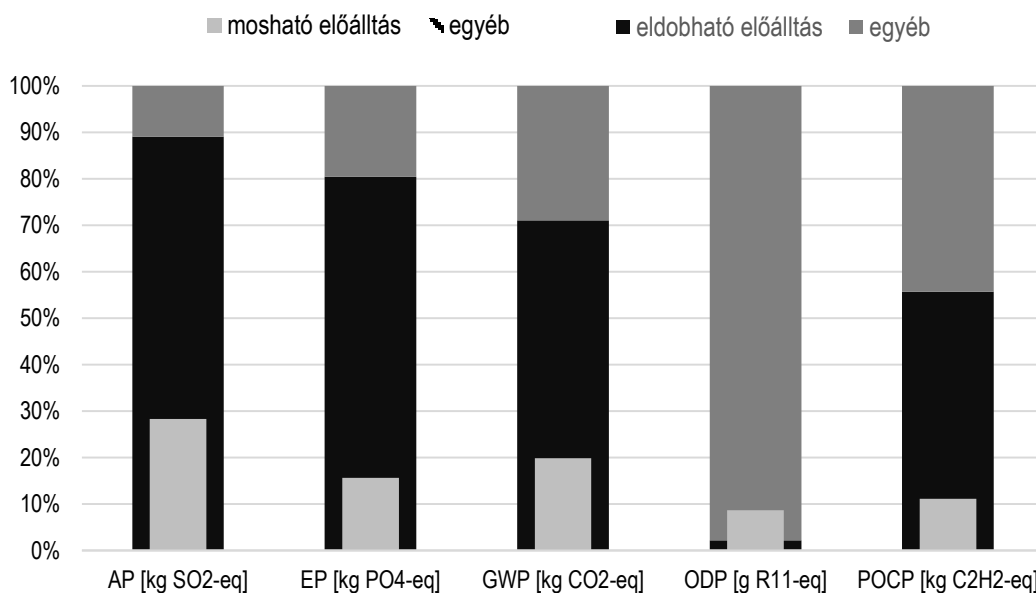
3. táblázat: Különböző pelenka használatának éves környezeti hatásai

Hatáskategória	2154 db mosható pelenka [saját]	2154 db mosható +365 db eldobható pelenka [brit]	2278 db eldobható pelenka [brit]
GWP [kg CO ₂ -eq]	239	263,7+87,6	546,7
AP [kg SO ₂ -eq]	0,48	0,18+0,04	2,29
EP [kg PO ₄ -eq]	0,28	0,18+0,04	0,25
POCP [kg Etilén-eq]	0,05	0,07+0,03	0,16
ODP [kg R11-eq]	7,21E-07	1,76E-5+2,65E-5	1,66E-4
HTP [kg DCB-eq]	12,60	39,30+5,31	33,13
FAETP [kg DCB-eq]	14,20	31,55+0,50	3,14
TETP [kg DCB-eq]	2,11	0,29+0,16	0,98
PEDf [GJ]	4,08	3,11+0,96	5,99

A különböző modellek egy éves pelenka használati eredményei összesítve a 3. táblázatban láthatók. Az első oszlop a saját mosható pelenka modell eredményeit, a második a brit tanulmány mosható és eldobható pelenka adataiból számolt GaBi 6.0. modell összesített eredményeit, és a harmadik oszlop mutatja a brit tanulmány mosható pelenka adataiból számolt eldobható pelenka modell eredményeit.

A mosható pelenka a toxicitási kategóriákon kívül mindenhol kedvezőbb értékekkel bír, még abban az esetben is, ha napi egy eldobható pelenkával számolunk.

A 2. diagramon a mosható és eldobható pelenkák előállításához köthető környezeti hatások láthatók, az egyéb hatásokhoz viszonyítva.



6. ábra: Mosható és eldobható pelenkák előállításának hozzájárulása a környezeti hatásokhoz, brit modell alapján

Az eldobható pelenka esetében az előállítás dominál majdnem minden hatáskategóriában, kivéve az ODP-t, amire a P&G által készített LCA tanulmány is rámutatott. Az eldobható pelenka használat környezetterhelésének csökkentése a gyártási fázisban érhető el, úgy, hogy minél jobb nedvszívó pelenkát állítanak elő, ezzel mérsékelve a felhasználás darabszámát [2]. Ez azonban reálisan csak a gyermek étkezési és első sorban ebből fakadó ürítési szokásainak megfelelő mértékig csökkenthető.

Mosható pelenkára nézve az előállítás környezeti hatása éves szinten még jelentős, 10-30% hatáskategóriától függően, azonban ez a szobatisztaságig folyamatosan javul. A környezetterhelés jelentős csökkentése itt a mosási szokások változtatásával érhető el.

Egyéb szempontok

A környezeti hatásokon kívül vizsgáltuk a pelenkázással járó költségeket is, melyek a 4. táblázatban láthatók.

4. táblázat: A különböző pelenkahasználat költségei

Eldobható pelenka		131 746 Ft
Pelenka összesen		131 746 Ft
Mosható pelenka		
Textil pelenka		56 661 Ft
Eldobható pelenka		23 113 Ft
Vegyszerek		10 744 Ft
Földgáz		1 480 Ft
Villany		11 086 Ft
Víz és csatorna		18 816 Ft
Összesen		121 900 Ft

Számításainkhoz átlagos pelenka árakat vettünk alapul, feltételezhetjük azonban, hogy az édesanyák igyekeznek akciós áron pelenkát vásárolni, ebben az esetben az eldobható pelenka összes költsége 123 538 Ft, átlagosan 54 Ft/db szemben az 58 Ft/db árral. Ez az átlag a prémium kategóriás pelenka használat esetén adódik. Léteznek olcsó, zsákos kiszerezések is, amik akár 5-10 Ft/db áron is beszerezhetők, azonban ezek minősége kétes. A tapasztalat az, hogy 50Ft/db ár már nagyon kedvező egy prémium pelenka esetében, ahol a nedvszívó képességen túl jelentős szempont a kényelem, tapintás, és a gumirozás révén a záróképesség. Mosható pelenka mellé vásárolt eldobható pelenka esetében 19 770 Ft lenne az akciós eldobható ár, azaz 54 Ft/db a 63 Ft/db helyett. Itt a magasabb átlagár a több ökopelenka miatt adódik, feltételezzük ugyanis, hogy a környezetvédelmi szempontok miatt mosható pelenkát használó szülők eldobható pelenkából is igyekeznek kisebb környezetterhelésűt választani. Az összes költségeket

figyelembe véve 11 845 Ft megtakarítás, azaz 8,2% érhető el mosható pelenka használatával, már az első életévben.

A költségek mellett nem elhanyagolható szempont a pelenkamosás extra időigénye sem. Méréseink alapján elmondható, hogy a mosható pelenka rendszer használata a naponta 4 perc többletmunkát igényel, hetente pedig kevesebb, mint másfél órát, ami az előmosás mellett a két extra gépi mosási / szárítási ciklus körüli teendőkből, teregetésből, hajtogatásból adódik.

Összességében a mosható pelenka rendszer nem csak kedvezőbbnek mondható környezeti szempontból majdnem minden vizsgált hatáskategóriában, mint az eldobható pelenka, hanem még a kiegészítő drágább ökopelenka használatot is figyelembe véve gazdaságosabb is. Ráadásul a minimálisnak mondható napi, illetve heti extra időigényével túlzottan nagy terhet sem ró a környezettudatos szülőkre.

Irodalomjegyzék

- S. Aumônier, M. Collins: Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Nappies in the UK 2005 Bristol, www.environment-agency.gov.uk
- A. V. Weisbrod, G. Van Hoof: LCA-measured environmental improvements in Pampers® diapers Int J Life Cycle Assess (2012) 17:145–153
- C. Lehrburger et al: Summary- Diapers: Environmental impacts and lifecycle analysis 1991 Philadelphia, Pennsylvania
- „CML-IA database”, (Institute of Environmental Sciences, Leiden University, 2015)
- Felültöltős mosógép WTL 60812 használati utasítás,
http://docs.whirlpool.eu/_doc/W10748693_IFU_Top_F.pdf
- Whirlpool HDLX 70410/A++ hőszivattyús szárítógép használati utasítás
http://docs.whirlpool.eu/_doc/400010867339HU.pdf
- J. Dewaele et al: Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of Ariel „Actif a Forid” (2006), a laundry detergent that allows to wash at colder wash temperatures, with previous laundry detergents (1998, 2001) Procter & Gamble, Brussels Innovation Center, Central Product Safety –Environmental
- M Escamilla et al: Revision of European Ecolabel Criteria for Soaps, Shampoos and Hair Conditioners, PRELIMINARY RESULTS FROM THE TECHNICAL ANALYSIS, 2012
- An Eco-profile and Environmental Product Declaration of the European Chlor-Alkali Industry Chlorine (The chlor-alkali process) Euro Chlor September 2013 - Synthesis

NEMZETKÖZI ÉS NEMZETI LCA HÁLÓZATOK ÉS KUTATÁSI IRÁNYAIK

Tóthné Szita Klára

Miskolci Egyetem, Világ- és Regionális Gazdaságtan Intézet

Egyetemi tanár, regszita@uni-miskolc.hu

Összefoglaló: Az előadás áttekintést ad azokról a nemzetközi LCA hálózatokról, amelyek meghatározó szerepet töltenek be az LCA módszertani fejlesztésében és az eredmények megosztásában az LCA használók és kutatók között. Nemzetközi szinten az UNEP LCA Initiative, a SETAC LCA közösség és a két szervezet közös projektjei kiemelkedő jelentőségűek, amelyek szoros együttműködésben vannak az EU által működtetett Joint Research Centre kutatóival. E mellett számos regionális LCA közösség létezik eltérő célkitűzésekkel és programokkal Európától Amerikáig. Ezekhez kapcsolódnak a nemzeti LCA networkok, amelyek esetenként szakterület specifikus tartalommal működnek, mint pl. az építészet vagy építőanyagok, vagy mezőgazdasági és élelmiszeripari termékek. A hazai LCA közösség egyrészt a SETAC, másrészt a CASE LCA networkhoz és az általuk szervezett programokhoz és konferenciákhoz 2008 óta kapcsolódott. Az előadás betekintést ad azokról a fejlesztésekről, amelyek az LCA módszertan fejlesztésével kapcsolatosak, illetve azokról a kezdeményezésekről, amelyek a politikai döntéshozatal vagy stratégiai programok sikeres megvalósítását támogatják.

Kulcsszavak: LCA network, globális, regionális, nemzeti hálózatok

Bevezetés

Az életciklus elemzés 90-es évek elején indult térhódításától óriási fejlődésen ment keresztül, és jelenleg is folyamatos módszertani fejlesztés tárgyát képezi. Az életciklus elemzők száma is évről –évre nő, és az elemzést művelők szakmai háttere is folyamatosan bővül. Míg kezdetben talán a vegyészek, illetve természettudományi ismeretekkel rendelkezők uralták ezt a terepet, később úgy bővült a társadalomtudományi ismeretekkel bíró szakemberekkel az LCA használók köre. A kezdeti LCA központok megmaradtak és megerősödtek és azok köré tömörültek újabb LCA használók, és ezek a központok nem egy esetben hálózatos formában működtek tovább, és a hálózatok közötti kapcsolatok is erősödnek. Az elmúlt évben Qian et al., (2015) áttekintették az LCA kutatások helyzetét mintegy 6616 bibliográfiai rekordokon keresztül. Ezek háromnegyed része folyóirat cikk volt és zömében angol nyelvű tanulmányokat jelentettek. A publikációk döntő többségben a környezettudomány

területén íródott, és legtöbb publikáció a Journal of International LCA folyóiratban jelent meg. A legaktívabbak az amerikai LCA használók voltak, elsősorban energia, ipari ökológia, és az üvegházhatású gázok kibocsátásával összefüggő kutatási eredmények publikálásával. Qian et al. [1] szerint a dán Műszaki Egyetem volt az elmúlt 16 évben a legtermékenyebb intézete. (Technology University of Denmark). Kulcsszavak szerinti sorrendben az "üvegházhatású gázok", "energia", és a "bioüzemanyag" jelentették a hotspotokat az LCA területén. A bibliográfiai kutatás azt is igazolta, hogy az LCA egyik fő célja az éghajlatváltozással összefüggő fenntarthatóság értékelése, mivel ez az egyik legkiemelkedőbb a környezetvédelmi kérdés.

Globális hálózatok helyzete - UNEP/SETAC LCA

Az UNEP/SETAC LCA Kezdeményezés érzékelve a növekvő számú LCA iránt érdeklődő kutatót, szerette volna tisztábban látni a valós helyzetet, ezért 2012-ben egy kérdőíves felmérés keretében összegyűjtötte az információkat az LCA-val foglalkozó közösségekről. A felmérés szerint az LCA közösségek 40 %-a 20-nál kevesebb taggal működik. A 21-100 főt számláló közösségek 28 %-ot tesznek ki. 20 %-a a közösségeknek 101-500 főt számlál, és csupán 5 %-uk haladja meg az 500 fős tagságot. Az ismeretlen létszámú közösségek 5 %-ot tesznek ki. Kutatásuk szerint 2015-ben mintegy 3000 LCA kutató van a világon és, mint ahogy az alábbi térkép is mutatja, döntő többségben Európa és Észak-Amerika területén. Ugyanakkor a világ többi részén is találhatók LCA közösségek.

Addig, míg a kezdeti időben az LCA művelése egy-egy egyetemhez kapcsolódott, a 2000-es évek elejére az LCA közösségek hálózatokká nőttek ki magukat. Az első ilyen LCA hálózat a SETAC Európai LCA közössége lett és kvázi ezzel párhuzamosan indult az ENSZ Környezetvédelmi programjának és a SETAC keretében az LCA Kezdeményezés is. Ez az együttműködés 14 éves múltra tekint vissza. Sikeres elterjesztése az LCA gondolkodást globális szinten, egységes képzési, oktatási csomagok készültek, LCA elemzési adatok és adatbázis is létrejött, 2016-tól független stratégiai felülvizsgálatokat is készít (pl. Bogota: Környezetbarát egészségesebb város) és konferenciákkal együtt képzési programokat is kidolgozott (Resource Revolution Trainer). Az együttműködés keretében számos kutatás kezdődött és egy sor publikáció

született. A kutatásokhoz önkéntes alapon számos LCA kutató is csatlakozott. A LCA hálózatokról 2016-ban jelent meg egy átfogó publikáció [2]



1.ábra: LCA közösségek területi eloszlása (Forrás: www.unep.hu)

A szervezet zászlóshajó projektjeiben az LCA szakértőknek és a regionális érdekelt feleknek egyaránt szerepük van. Ezekre a munkákra az évi 1-2 hetes önkéntes részvétel jellemző. A jelenleg is futó projekt - *Hotspots Analysis and Sustainability Information* - amelyhez szándéknyilatkozatot lehetett küldeni. A környezeti hatáskategória indikátorok területén folyó kutatásokhoz elsősorban az eutrofizáció és ökotoxicitás szakértőit várják, akiknek az elsődleges erőforrás szolgáltatásokkal összefüggő kérdésekre kell választ keresni. A kutatás része annak a kiemelt projektnek, amely az életciklus hatásértékelés indikátorainak globális útmutatóját célozza meg elkészíteni.

Globális hálózatok helyzete - SETAC

A SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) környezeti toxikológusok és vegyészek szervezeteként 1979-ben alakult Észak-Amerikában. 1999-től földrajzi egységenként regionális szervezetei is működnek. Jelenleg mintegy 6000 tagja van a kormányzat - akadémia – üzleti élet területeiről, és a szervezet irányításában e 3 terület egyensúlyban van. Jellemző rá a multidiszciplinaritás, és az erős tudományos háttér. Számos programot, konferenciát, nyári egyetemet, képzési programot (pl. SETAC

Europe Certified Environmental Risk Assessor) szerveznek. A SETAC-on belül a SETAC Európa LCA közösség több száz főt jelent. Az éves találkozókra és a CASE Study Symposium –okra (LCA CSS) 150-200 LCA szakember eszmecsereje valósul meg.

A SETAC Európai LCA Tanácsadó csoportjának célja az LCA tudományos és gyakorlati alkalmazásának fejlesztése, az erőforrás használat és a környezeti terhek csökkentése, legyen az akár termékhez, csomagoláshoz, tevékenységhez vagy folyamathoz kapcsolódó. Mivel az Európai LCA Tanácsadó csoport csatlakozott a SETAC Globális Koordinációs Csoporthoz, célja az összehangoltabb tevékenység, hogy megfogalmazzák az UNEP/SETAC számára a SETAC szempontjából fontos LCA elvárásokat, és a szabványosítási bizottságban képviselt álláspontokat. Stratégiai céljai között szerepel más releváns LCA szervezetekkel való kapcsolattartás is.

A 22. LCA CSS 2016-ban Montpellierben került megrendezésre az alábbi címmel: „Life Cycle Innovation for Transition to a Sustainable Society”. A konferencia ipari társszervezői “ELSA-PACT”/Irstea [3](France) and CIRAIG (Canada) voltak.

A szekció üléseken korunk olyan aktuális kritikus kérdései szerepeltek, mint

- Fenntartható erőforrás használat: a folyamatok zárása, az erőforrások fenntartható használata;
- Energia: konverzió, kínálati és tároló rendszerek;
- Termékek és szervezetek környezeti lábnyoma (PEF & OEF applications) az első alkalmazások tapasztalatai;
- Földhasználat számbavételes az LCA-n belül;
- Öko-innováció: a fenntarthatóbb rendszerek innovatív tervezése;
- LCA & LCM az iparban: a fenntarthatóság mérése;
- LCA és a bizonytalanságok: hogyan kell kezelni a bizonytalanságokat az LCA tanulmányokban és azok interpretálása;
- LCA mezőgazdaságban való alkalmazása: élelmiszerek, bioanyagok, bioenergia, beleértve a víz és föld használatot, peszticideket, és az életút végének modellezését;
- Nagy rendszerekre alkalmazott LCA: városi, nemzeti rendszerek, városi metabolizáció és a körforgásos gazdaság;

- Városi vízellátás életciklus vizsgálata: erőforrás, vízkezelés, szennyvíztisztítás;
- LCIA Modellezés; az erőforrások és emissziók leltár modelljei, új fejlesztések és alkalmazások;
- Életciklus fenntarthatósági elemzés (LCSA) a feltörekvő technológiákra;
- Közlekedés és szállítás, fenntarthatóbb mobilitás;
- LCA oktatása;
- LCA alkalmazása a politikában;
- UNEP-SETAC speciális szekció: kiemelt project a globális LCIA harmonizációról.

Regionális LCA hálózatok [5]

- Európai Hálózatok
 - Európai LCA Platform (European Platform on Life Cycle Assessment)
 - Északi LCA Társaság (Nordic Life Cycle Association (NorLCA))
 - Közép- és DK- Európai LCA Hálózat (Central and Southeast Europe LCA network (CASE-LCA)
 - LCA jövője az építőiparban északi hálózat (Nornet LCA: Network for the future of LCA in building industry)
- Észak Amerikai LCA hálózat (North America LCA network)
- Ázsia/Csendes Óceán térség hálózata – Agrár-élelmiszeripar ázsiai LCA hálózata
- Latin Amerikai hálózatok [6]
- Afrikai hálózatok (ALCANET)

A regionális hálózatok között az európai hálózatok gazdag programokkal rendelkeznek.

Az Európai LCA Platform [7]

Az Európai Bizottság Integrált Termék Politikára vonatkozó szabályozása során (COM (2003)302) az életciklus elemzést úgy azonosították, mint a potenciális környezeti hatások felmérésének és elemzésének legjobb eszközét. A megelőző kommunikáció rávilágított arra, hogy szükség van az LCA terén olyan platformra, ahol elérhető a

minőségbiztosított életciklus adatok. Így jött létre az Európai LCA Platform 2005-ben, azzal a céllal, hogy elősegítse az életciklus gondolkodást az üzleti és a politikai döntéshozatalban. Az Európai Bizottság Környezetvédelmi Főigazgatósága és Zöld Gazdaság Igazgatósága szorosan együttműködik a közös Kutatóközponttal, amely felelős a minőségbiztosított LCA adatokért (EPLCA) [18]. Előrelépést jelentett a platform tevékenységében az Európai Életciklus Adatbázis létrejötte és az ILCD Kézikönyv (2010).

Északi (NORDIC) LCA network

Ez a hálózat Finnország, Norvégia, Dánia és Svédország területén levő kutatóintézetek és építőipar aktív hálózata. Tagjai minden évben két skandináv találkozót szerveznek

A hálózat az LCA építőipari jövőjéért [8] az Északi LCA network által alapított project, amely 2015-2017 között valósul meg, az LCA innovatív használatáért. Célja, hogy:

- megerősítse a skandináv építőipar helyzetét, mint a fenntartható építés egyik nemzetközi előfutárát,
- elősegítse az LCA módszertani jelentőségének jobb elfogadtatását az építési és kivitelezési alternatíváknál,
- új LCA alapú tájékoztatással növelje az erőforrás-hatékonyságú döntések jelentőségét,
- segítse az ipart és a tanácsadókat az innovatív eszközök és fontos adatok megtalálásában,
- összpontosítson az "Irányelvek az építési projektek életciklus elemzéséhez" gyakorlati kézikönyvre, amely a döntéshozatalt támogatja.

CASE LCA network [9]

A Novi Sad-i Egyetem vezetésével alapított Közép és DK-Európai országok LCA hálózatának célja az ismeretek és gyakorlati tapasztalatok országok közötti cseréje. Tagországok: Szerbia, Horvátország, Szlovénia, Magyarország, Csehország, Szlovákia és Lengyelország. A hálózatban az egyes országokat kutatóintézetek, egyetemek és LCA

központok képviselik. Fő tevékenysége egy évben egyszer interaktív, multidiszciplináris tudományos konferencia szervezése (ETIKUM). 2019-ben aktív részvételük lesz a Poznanban megrendezésre kerülő LCM konferencia előkészítésében is.

Az Életciklus Elemzés Amerikai Központja (American Center for Life Cycle Assessment (ACLCA)) [10]

Ez egy nonprofit szervezet az életciklus elemzés tudományos eredményeinek elterjesztésére, az LCA közösség erősítésére a fenntarthatóság elősegítése érdekében. Célja a hiteles LCA tanulmányok elősegítése, hiteles/tanúsított LCA elemzők képzésén keresztül.

Ázsiában és Csendes Óceán térségében működő LCA hálózatok

- Carbon Footprint Japan forum
- China Lifecycle Initiative (CNLCI)
- Indian Society for LCA
- India LCA Alliance
- Indonesian Life Cycle Assessment Network (ILCAN)
- Korea Society for Industrial Ecology (KSIE)
- Korean Society of LCA (KSLCA)
- LCA Malaysia
- LCA Society of Japan
- The Institute of LCA, Japan
- Life Cycle Assessment Research Center (LCARC) (South Korea)
- Life Cycle Assessment & Design for Sustainability Network (Sri Lanka)
- Thai LCA network
- Australian LCA Society (ALCAS)
- Life Cycle Association New Zealand (LCANZ)

Latin Amerikai LCA hálózatok

- Argentinian LCA network

- Association for Life Cycle Assessment in Latin America (ALCALA) (Costa Rica)
- Brazilian Association for Life Cycle Assessment (ABCV)
- Colombian LCA network
- Ecuadorian LCA network
- Peruvian LCA network
- Chilean LCA network
- Mexican LCA network

Egyéb LCA hálózatok

Több hálózat működik LCA-hoz kapcsolódó specifikus (fenntarthatóság, lábnyomszámítás) területen, illetve szoftver fejlesztő cégek vezetésével. (The Sustainability Consortium; Global Footprint Network; International Society for Industrial Ecology (ISIE); LCE engineering; GaBi User Forum; PRé LCA Discussion List; LCA links!; Cluster Research, Excellence in Ecodesign & Recycling (CREER); Water Footprint Network; Water Use in Life Cycle Network; openLCA user forum; Umberto Users Forum)

Ezek közé sorolható a **Világ Élelmiszer LCA adatbázis - World Food LCA Database [11]**, amelyet a Svájci Szövetségi Kutató Állomás Agroscope és a tanácsadó Quantis cég 2012-ben indított el. A projekt célja, hogy az élelmiszerlánc optimalizálásához kvantitatív környezeti jellemzést adjon.

Nemzeti LCA hálózatok - Európa nemzeti hálózatai

- Francia LCA Platform -avniR (Life Cycle Assessment Platform) (France)
- Katalán LCA network - Catalan LCA network (Spain)
- Estonian LCA Network
- Finn LCA -FINLCA (Life Cycle Assessment Framework and Tools for Finnish Companies)
- Német LCA adat network - German Network on Life Cycle Inventory Data
- Magyarországi Életciklus elemzők Egyesülete -LCA Center Association (Association of Hungarian LCA users)

- Dán LCA Központ - LCA Center (Denmark)
- Lengyel LCA Központ - Polish Center for Life Cycle Assessment (PCLCA)
- Olasz LCA Hálózat - Rete Italiana LCA (Italian LCA network)
- Francia LCA Szervezet - L'Association SCORE LCA (France)
- Spanyol LCA Közösség - Spanish LCA society
- Svájci LCA Vitafórum - Swiss Discussion Forum on Life Cycle Assessment
- Svéd LCA Központ - Swedish Life Cycle Center (CPM)
- Török LCA csoport - LinkedIn Group: LCA Turkey Network

A teljesség igénye nélkül, néhány nemzeti hálózatról dióhéjban igyekszem egy rövid összefoglalót adni. Elsősorban azokról, amelyekkel valamilyen szinten kapcsolatba kerültem.

Az **olasz LCA network** az elmúlt években az egyik legdinamikusabban fejlődő hálózat lett. Az ENEA "LCA és környezetbarát tervezés" csapata által 2006-ban szervezett workshop célja az volt, hogy szélesebb körben elterjesszék az LCA módszert, és összpontosítsanak az EU keretprogramban meghirdetett legfontosabb kutatási témákra (energia, környezet) ahol az LCA alkalmazható, és hozzanak létre egy hatékony hálózatot [12]. A hálózat több munkacsoportban dolgozott, és dolgozik ma is az alábbi egyetemek vezetésével:

Élelmiszer és agrár-ipari csoport –Bari;- Technológiai hatáselemzés – Palermo Egyetem; Vegyipar – Bari; Turizmus – Pescara; Építészet –Miláno és Perugia; Hulladékgazdálkodás – Padova.

A hálózat PhD pozíciókat hirdet folyamatosan. Jelenleg a városi bányászat környezet hatásvizsgálatának integrált LCA és kockázat elemzés módszere témában vár jelentkezőket, a Leuveni Katolikus Egyetemmel partnerségben folyó kutatáshoz. Kutatási témáik valamennyi munkacsoportban vannak. Ezek olyan témák, amelyek elősegítik a zöld és fenntartható gazdaság olaszországi meghonosulását, és a gazdaság szinte minden területét lefedik. (Élelmiszeripar, mezőgazdaság, energia és technológia fenntarthatósága vendéglátás, építőipar, hulladékgazdálkodás és kezelés, termékek és kémiai folyamatok, turisztikai szolgáltatások, K+F az LCA módszertanra: kutatás és tapasztalatcsere, társadalmi LCA). Rendszeres tanfolyamaik vannak, nyári egyetemet és konferenciákat szerveznek.

A **német LCA network**: sokan mondták, hogy nem kell életciklus értékelésével foglalkozó hálózat Németországban, mert már évek vagy évtizedek óta van kiépített hálózat, amely hasonló, mint a svájci LCA fórum. Német nyelvű országokban működik az Ökobilanzwerkstatt, amelyben a fiatal LCA-kutatók találkoznak, hogy bemutassák és megbeszéljék a legújabb kutatásokat. Van élő nemzetközi e-mail vita. Tehát érvek és ellenérvek szóltak az új LCA hálózat mellett és ellen. Végül létrejött az "1. fiatal LCA kutató műhely Karlsruhe-ben," 2015. februárban, amely fórumot teremtett a fiataloknak.

A **spanyol LCA network** a városi vízciklusok hatásértékelését végzi és az ökohatékony vízhasználatot támogatja LCA és életciklus költségelemzéssel. A kutatás eredményeiről számot adtak a 22. LCA Szimpóziumon [13].

A **brazil LCA network** az LCA technikát az üzleti világban népszerűsíti. Az Akatu Intézet az életciklus elemzők szövetségével és 9 vállalattal 2012-ben hozta létre az intézetet.

A **thai földi LCA hálózat** (MU EcoLab and Thailand's Research) az élelmiszer politika, üzemanyag és éghajlatváltozás (FFCC) területéhez kapcsolódva 5 intézmény projektjeként jött létre [14]. A kutatáshoz a pénzügyi támogatást a Nemzeti Tudományos és Technológiai Fejlesztési Ügynökség (NSTDA) (2012-2017) nyújtja. A FFCC projekt célja, hogy a szakpolitikai ajánlásokat tegyen az élelmiszer és üzemanyag kérdések területén éghajlatváltozással kapcsolatban LCA használat alapján, pl. fenntartható pálmaolaj-gyártásra melléktermék hasznosítás megoldásával.

Az **Ausztrál LCA Társaság** - Az Ausztrál LCA Társaság jól strukturált szervezettel rendelkezik. Egyéni és szervezeti tagság egyaránt megjelenik benne, mind az üzleti élet, oktatás és kormányzat részéről.

Célja:

- az LCA alkalmazás megfelelő támogatása, az LCA módszertan felelős fejlesztésének támogatása Ausztráliában, mérlegelve a nemzetközi kezdeményezéseket és az arányos helyi viszonyokat.
- hogy elősegítse kapcsolatokat a nemzetközi LCA közösséggel.
- LCA Kerekasztalok és viták szervezése információcseré megkönnyítésére.
- hogy az LCA alkalmazásai mind nemzeti, mind nemzetközi szinten hozzájáruljanak a nemzeti politikák, álláspontok kialakításához.

- az LCA oktatás és a tudatosság erősítése az érdekelt felek között, beleértve az ipart, a tudományos életet, a kormány, a nem kormányzati szervezeteket, az LCA szakembereket, a végfelhasználókat és a nagyközönséget.
- egy nemzeti LCA kompetencia megteremtése, hogy megfeleljen a környezetvédelmi kihívásoknak itthon és külföldön egyaránt.

2016-ra kidolgozták az ausztrál adatbázist [15].

Fő tevékenysége a hálózatnak az évente kiadásra kerülő legjobb gyakorlat útmutatók (LCA best practice Guide) 2014, 2015, 2016 elkészítése, konferenciák szervezése, tanúsítások elősegítése, képzés, vizsgáztatás, Certification kiadás az LCA használóknak és terméktanúsítások készítése.

Az LCA Tanúsítás (nem elvárás az LCA használatnál) tartalmi követelményei komplexek: teljesíteni kell egy 68 kérdésből álló LCACP vizsga követelményt, amely felöleli az LCA-val összefüggő általános ismereteket, az ISO 14040 szabványt, a termék deklarációval összefüggő (EPDs) ismereteket (ISO 14025:2006), LCA egyes lépéseinek ismeretét, a legjobb ausztráliai LCA gyakorlatokat a hatásértékelésben[16].

Magyarországi Életciklus Elemzők Egyesülete LCA Center - Hazai lehetőségek

A 2008-ban alapított egyesület „célja az életciklus-elemzés megismertetése, a munkamódszer elterjesztése és továbbfejlesztése, a környezettudatos gondolkodásmód népszerűsítése. A tagok fontosnak tartják a különböző esettanulmányok, projekt eredmények bemutatását. A hazai adatrendszerek kialakításával, nyilvánossá tételével és folyamatos frissítésével biztosítani lehet azt a szellemi hozzájárulást, ami elősegítheti a csatlakozásunkat az európai tudományos és műszaki fejlesztésekhez. Mindezek megvalósításához szükséges egy szakmai hálózat kialakítása a hazai kutatóintézetek, egyetemi központok, vállalatok szorosabb együttműködése keretében.” [17]

Az Egyesület tevékenysége kapcsolódik:

- vállalati alkalmazásokhoz: anyag, energiaigény, emisszió meghatározás, gyengepont elemzés, termékfejlesztés, marketing;
- közigazgatási alkalmazáshoz: ökocímke odaítélése, betét-visszatérítési rendszer kialakítása, támogatások és adórendszerek reformja, általános irányelvek, környezetpolitika meghatározása;

- K+F tevékenységhez: a hazai LCA adatbázis frissítése, új adatsorokkal történő bővítése;
- LCA oktatási tevékenységhez;
- ECO Matrix folyóirat megjelentetéshez.

Az Egyesület évente konferencia keretében fórumot biztosít az LCA területén végzett kutatások ismertetéséhez. 2016-ban már a 11. konferencia megrendezésére került sor. Tevékenységében eddig ez jelentette a legnagyobb aktivitást.

Jövőre vonatkozóan van néhány olyan terület, ahol erősíteni lehet az aktivitást:

- ▶ Jobban integrálódni a nemzetközi hálózatokhoz,
- ▶ Együttműködés más szervezetekkel (KÖVET, IFKA, Magyar Ipari Ökológiai Társaság (MIPOET)),
- ▶ Projektekbe való bekapcsolódás,
- ▶ ECO MATRIX – on-line folyóirat rendszeres megjelentetése,
- ▶ Nemzetközi LCA konferenciákon való részvétel.

Rövid összegzés

Az LCA hálózatok globálistól a nemzeti szintekig fontos szerepet töltenek be a minőségi életciklus elemzések és hatástanulmányok széleskörű elterjesztésében, illetve meghonosításában. A hálózatok egy része a gyakorlati alkalmazások egységes szempontok szerinti megvalósítását tűzte ki célul, hogy a fenntarthatóság ágazati kritériumait azonosan értelmezzék (építőipar, élelmiszer, mezőgazdaság, vízhasználat, stb.), míg mások a tanúsítások elterjesztését szorgalmazzák. Más hálózatokban erőteljesen dominál a módszertani fejlesztés, az adatbázis bővítés. A konferencia szervezés minden hálózatra jellemző. A nagy globális és regionális hálózatok nemzetközi részvétellel jönnek létre, nagyon komoly szakmai tudományos háttérrel, de a nemzeti hálózatok esetében is van egy nyitás a nemzetköziesedés irányába.

Irodalomjegyzék

- [1] Qian Hou, Guozhu Mao, Lin Zhao, Huibin Du, Jian Zuo (2015): Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis The International Journal of Life Cycle Assessment April 2015, Volume 20, Issue 4, pp 541–555
- [2] Opportunities for National Life Cycle Network Creation and Expansion Around the World <http://www.lifecycleinitiative.org/new-publication-life-cycle-network-creation/>
- [3] <http://www.irstea.fr/en>
- [4] SETAC Europe LCA Advisory Group , Glasdow 2013poster
- [5] <http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2016/10/mapping-publication-9.10.16-web.pdf>
- [6] Iberoamerican LCA Network
<https://rediberoamericanadeciclodevida.wordpress.com/>
- [7] <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/datasetDownload.xhtml>
- [8] <http://www.lifecycleinitiative.org/network-for-the-future-of-lca-in-building-industry>
- [9] <http://www.case-lca.org/index.html>
- [10] <http://www.lcacenter.org>
- [11] www.quantis-intl.com/wflldb
- [12] Cappellaro,F., S. Scalbi, P. Masoni (2008): The Italian network on LCA, Int.J.LCA, **November 2008**, Volume 13, **Issue 7**, pp 523–525
- [13] http://www.life-aquaenvec.eu/wp-content/uploads/2012/11/Poster-Red-ACV-05112012_v2.pdf
- [14] <https://www.mahidol.ac.th/en/news-2016/Feb/mu-ecolab-EG/mu-ecolab-EG.html>
Sonnemann,G., P. Strothmann, S. Weyand, S. Valdivia (2016): Opportunities for National Life Cycle Network **Creation and Expansion Around the World** UNEP DPIE, <http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2016/10/mapping-publication-9.10.16-web.pdf>
- [15] Timothy Grant (2016): AusLCI database manual
http://auslci.com.au/Documents/AUSLCI_Manual%20V1.26.pdf
- [16] <http://www.alcas.asn.au/>
- [17] LCA Center Alapszabály
- [18] http://eplca.jrc.ec.europa.eu/?page_id=736
- Továbbá az egyes hálózatok weboldalai

VESZÉLYES HULLADÉKBÓL TÖRTÉNŐ OLDÓSZER- VISSZANYERÉS ÉLETCIKLUS SZEMLÉLETŰ VIZSGÁLATA

Zajáros Anett¹ – Tóthné Szita Klára² – Matolcsy Károly³ – Horváth Dániel⁴

^{1,3,4} ÉMI Kft

² Miskolci Egyetem, Világ- és Regionális Gazdaságtan Intézet

¹ munkatárs, azajaros@emi.hu

² egyetemi tanár, regszita@uni-miskolc.hu

³ tudásközpont igazgató

Összefoglaló: A „DMSO tartalmú ipari szennyvíz újrahasznosítása bepárlással” című, HU09-0090-A1-2013 azonosító számmal rendelkező projektben a projektgazda jászfényszaru üzemében ivóvizek és technológiai vizek arzén-, foszfor-, jód- és fluormentesítésére alkalmas szűrőanyag gyártása történik, amely folyamat közben napi 1m³ 20 m/m%-os dimetil-szulfoxid (DMSO) tartalmú technológiai szennyvíz keletkezik. A hatályos szabályozás szerint ez a szennyvíz veszélyes hulladéknak minősül. Jelenleg a technológiai szennyvizet a telephely területén gyűjtik, ideiglenesen tárolják, majd hulladékégetőben ártalmatlanítják. Ez az eljárás - mind a szennyvíz égetése, mind a DMSO, mint oldószer pótlása miatt - igen költséges, továbbá a környezetre is nagymértékű káros hatást gyakorol, ezen okok miatt a projektgazda korszerűsíteni kívánta a gyártási technológiát. A projekt célja, hogy a termelés során keletkező szennyvíz mennyiségét csökkentsék, illetve környezetbarát technológiát kialakítva a DMSO-t, mint értékes oldószert és a vizet visszanyerjék, továbbá újból felhasználják ezeket a komponenseket a gyártási folyamatban. A különböző frakciók, vagyis a víz és az oldószer szétválasztására vonatkozóan a desztilláció – a háttérelmzések alapján – a legalkalmasabb megoldás, ezzel a lépéssel kiegészítve a jelenlegi gyártási folyamatot, a nyílt láncú technológia zárttá tehető. A projekt során az analitikai vizsgálatok mellett fenntarthatósági elemzést is végzünk, amely utóbbi főleg az életciklus-elemzésen alapul. Ennek a módszernek a segítségével vizsgálható mind a jelenlegi, nyílt és mind a tervezett, zárt technológia környezeti, gazdasági és társadalmi hatásai, ezáltal összehasonlíthatóvá válnak.

Kulcsszavak: DMSO, oldószer kinyerés, fenntarthatósági elemzés, életciklus-elemzés

Bevezetés

A Norvég Alap támogatásával, a Norvég Finanszírozási Mechanizmus 2009-2014, Zöld ipari innováció program keretében megvalósuló „DMSO tartalmú ipari szennyvíz újrahasznosítása bepárlással” című, HU09-0090-A1-2013 azonosító számmal rendelkező, 2015. február 1-jén elindított projekt a magyarországi ivóvízminőség-javító kezdeményezésekhez tartozik. A projektgazda Jászfényszaru Ipari Parkban található

üzeme ivóvizek és technológiai vizek arzén-, foszfor-, jód- és fluormentesítésére alkalmas szűrőanyag gyártásával foglalkozik. Ezen termékek előállítása során napi 1m^3 20 m/m%-os dimetil-szulfoxid (DMSO) tartalmú technológiai szennyvíz keletkezik, amely a hatályos szabályozás szerint veszélyes hulladéknak minősül. A szennyvíz nem tiszta DMSO/víz keverék, ugyanis nyomokban tartalmaz még többek között oldott polimer hordozót, azaz etilén-vinil alkohol kopolimert (EVOH), valamint sókat és ásványi anyagokat, mint például cérium-hidroxidot. Jelenleg a technológiai szennyvizet a telephely területén gyűjtik, ideiglenesen tárolják, majd hulladékégetőben ártalmatlanítják. Ez az eljárás - mind a szennyvíz égetése, mind a DMSO, mint oldószer pótlása miatt - igen költséges, továbbá a környezetre is nagymértékű káros hatást gyakorol, ezen okok miatt a projektgazda korszerűsíteni kívánta a gyártási technológiát. A projekt célja, hogy a termelés során keletkező szennyvíz mennyiségét csökkentsék, illetve környezetbarát technológiát kialakítva a DMSO-t, mint értékes oldószert és a vizet visszanyerjék, továbbá újból felhasználják ezeket a komponenseket a gyártási folyamatban.

Ennek a célnak az elérése érdekében először háttérelmézést végeztünk, felkutattuk a leggyakrabban alkalmazott szennyvízkezelési lehetőségeket, majd szűkítettük a kört a DMSO tartalmú technológia szennyvíz esetére nézve. Ötféle lehetséges kezelési módot vizsgáltunk meg, ebből kettő esetében még csak szimulációs elemzéseket végeztek [1], [2], kettő laboratóriumi kísérleti fázisban van [3], [4], illetve egyfajta módszer már széles körben elterjedt [5]. A laboratóriumi körülmények között vizsgált elválasztási módszerek közül Ravikumar és társai azt vizsgálták, hogy milyen műszakilag kivitelezhető és egyben gazdaságos módon lehet veszélyes nátrium-azidot is tartalmazó gyógyszeripari technológiai hulladékvízből visszanyerni az értékes DMSO oldószert. Az általuk elemzett szennyvíz 15-21 % DMSO oldószert tartalmazott, azaz majdnem hasonló arányban, mint a projektgazda gyárában található veszélyes hulladék. A veszélyes komponensek miatt egy olyan hibrid eljárást dolgoztak ki, melynek első lépésében elektrodialízis segítségével a gyógyszerészeti szennyvízben lévő sókat távolították el, majd második lépésben az elegeyből kétlépéses desztilláció segítségével kinyerték a tiszta DMSO oldószert. A visszanyert oldószerral tovább kísérleteztek, és megállapították, hogy a gyógyszergyártás során való újrahasználata biztosítja a kívánt termékspecifikációkat. Az eljárás iparban való használata azonban még további

elemzéseket igényel. [4] A Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vegyészmérnöki és Biomérnöki Kar Kémiai és Környezeti Folyamatmérnöki Tanszéke a projektgazda járszényszarui gyárából származó veszélyes technológiai szennyvízzel kísérletezett, membrán-, azon belül is nanoszűréssel történő oldószer-visszanyerés lehetőségét vizsgálták. A szűrés hatékonyságát kémiai oxigénigény és törésmutató mérések segítségével állapították meg, amelyek alapján arra a következtetésekre jutottak, hogy bár a retentát DMSO-ban dúsult, viszont az alkalmazott membrán roncsolódásának egyik oka maga az oldószer. Ezért javasolták, hogy a jövőben érdemes lenne más típusú membránnal elvégezni a laborkísérleteket. [3] Ezekkel szemben a Gaylord Chemical Company, L.L.C. egy komplex, gyakorlatban is alkalmazott eljárást dolgozott ki a DMSO vizes oldatból való kinyerésére. Ebben az esetben is a kiindulási technológiai szennyvíz alacsony DMSO tartalmúak, általában 10 – 20 m/m %-osak voltak. Ezeknek a hulladékvizeknek a kezelését – amely magában foglalja a DMSO visszanyerését - három általános lépésben valósították meg: először a híg DMSO/víz elegyet 40-70%-osra töményítették, azaz koncentrálták, másodszor a DMSO/víz elegyből bepárlással a nem illékony szennyezőket eltávolították, harmadszor frakcionált desztillálással a DMSO/víz elegyből tiszta DMSO-t nyertek vissza. [5] A különböző, DMSO oldószer kinyerésére specializált szennyvízkezelési eljárások esetében kigyűjtöttük a módszerek alkalmazása során fellépő esetleges problémákat, majd SWOT analízis segítségével összehasonlítottuk őket és kiválasztottuk a fejlesztési céloknak legjobban megfelelő, illetve a meglévő gyártási folyamathoz leghatékonyabban és leggazdaságosabban adaptálható módszert, azaz a Gaylord-féle eljárást.

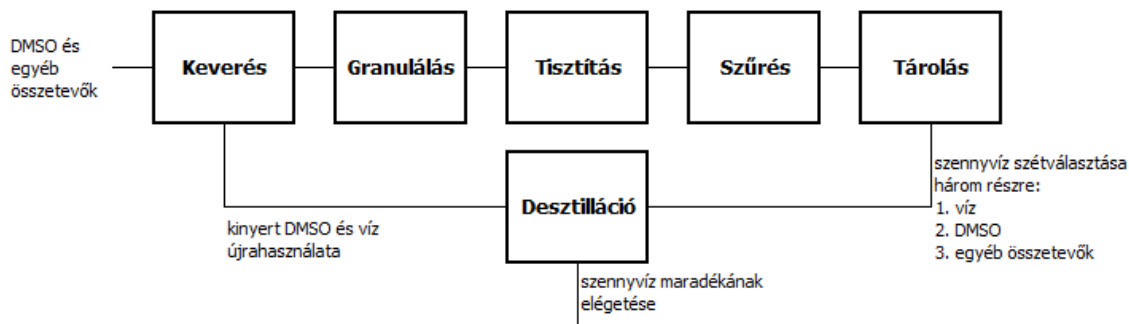
A gyártás különböző lépéseit, valamint a főbb anyagáramokat az 1. ábra mutatja be, amelyből látszik, hogy a jelenlegi folyamat egy lineáris, nyílt technológia.



1. ábra: Jelenlegi gyártási folyamat (nyílt technológia)

Amennyiben ezt a folyamatot kiegészítjük az új hulladékkezelési eljárással, azaz a desztillálással, egy mondhatni zárt technológiát hozunk létre (2. ábra), ugyanis a

szennyvíz 1-2 %-át kitevő egyéb komponenseket, azaz az üstaltjat szükséges hulladékégetéssel semlegesíteni, a kinyert víz és oldószer a gyártási folyamat bizonyos lépéseibe visszacsatolhatóak, ezzel csökkentve a felhasználandó inputok mennyiségét.



2. ábra: Tervezett gyártási folyamat (zárt technológia)

Anyag és módszer

Ahhoz, hogy megállapítsuk, a háttérelmzés során megerősített desztilláción alapuló eljárás milyen mértékben tudja produkálni a projekt céljainak elérését, különböző kísérleti, analitikai, statisztikai és szimulációs módszereket használtunk. Az alábbi módszereket alkalmaztuk:

- *analitikai vizsgálatok:* amelyek kiterjedtek magára a szennyvízre, illetve a desztilláció által kinyert termékek (víz és DMSO oldószer) és visszamaradt komponensek (üstaltj) minőségi és mennyiségi vizsgálatára, valamint főleg leíró statisztikai módszerekkel (például relatív szórás, korreláció) való összehasonlítására;
- *fenntarthatósági elemzések:* amelyek legfőképpen az életciklus-elemzésen alapultak, hiszen ezzel a módszerrel vizsgálhatóvá és összehasonlíthatóvá váltak a jelenlegi gyártási, valamint az új hulladékkezelési eljárással kiegészült technológia környezeti, gazdasági és társadalmi hatásai.

A projekt keretein belül eddig a laboratóriumi körülmények közötti vizsgálatokat végeztük el, illetve ezeknek elemzése és összehasonlítása történt meg. A későbbiekben a telepített eszközök próbauzemelése során kapott párlatokkal is elvégezzük majd az előbb említett elemzéseket, ezáltal összevethetővé válnak az elméleti, laboratóriumi és gyakorlati eredmények.

Eredmények értékelése

A háttérelmézést követően megkezdődtek a kiindulási szennyvízre vonatkozó minőségi és mennyiségi analitikai vizsgálatok. Az 1. táblázat foglalja össze a technológiai szennyvíz legfontosabb alapvető ismérveit. A relatív szórás variációs együtthatóval – amely a minta szórását a minta átlagához viszonyítja – jellemeztük az adatsorunkat, ugyanis minél kisebb értéket ad ez az ismérv annál jobban jellemzi a számtani átlag a minta alapadatait. Ez igazolta a mintavétel reprezentativitását. A kiindulási szennyvíz analitikai eredményei megerősítették, hogy az illékonyság különbözősége alakuló eljárás, azaz a desztillálás az optimális megoldás a technológiai hulladék mennyiségének csökkentésére, valamint az oldószer és a víz újrahasználatára vonatkozóan.

1. táblázat: Összefoglaló táblázat a szennyvíz legfontosabb tulajdonságairól

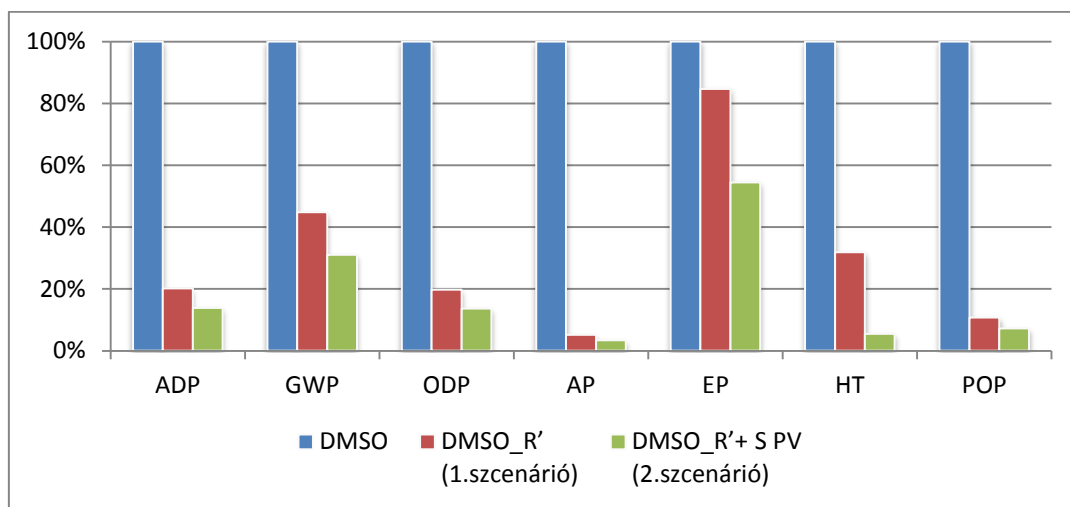
Ismérvek	pH	Vezetőké- pesség (mS/cm)	Törés- mutató	KOI (mg/l)	Ce tartalom (mg/l)	DMSO tartalom (m/m%)	Szárítási maradék (g/l)	Izzítási maradék (g/l)
Átlag	3,53	3,68	1,35	63 337,40	0,25	20,9	5,78	1,39
Szórás	0,74	0,7	0,01	10 626,75	0,06	1,56	0,89	0,08
Minimum	2,61	2,78	1,321	49 728	0,12	17,5	4,58	1,24
Maximum	4,52	4,97	1,389	81 450	0,32	22,19	7,94	1,58
Relatív szórás	0,21	0,19	0,01	0,17	0,24	0,07	0,15	0,06

Ezután a laborkísérletek tovább folytatódtak, ugyanis az előzetes szennyvíz vizsgálatokat követte a vákuum ($p= 5$ kPa) alatti desztillálás fejtermékeinek és fenéktermékének további minőségi és mennyiségi analízise. A különböző frakciók – azaz a víz, oldószer és maradék komponenseket magában foglaló üstalj – minőségi összetételéből következtethetünk az elválasztás hatékonyságára.

Ezzel párhuzamosan elkezdjük a fenntarthatósági elemzést, amelyhez a Fenntarthatósági Életciklus-Elemzést (Life Cycle Sustainability Assessment, röviden LCSA), mint értékelő módszert választottuk. Az elemzés alapjául az ISO 14040

szabvány szolgált, illetve SimaPro 7.2 demo és GaBi 4 programokat és az Ecoinvent adatbázist használtuk, és a CML 2001 módszert alkalmaztuk a környezeti hatások értékeléséhez. Az LCSA célja az új hulladékkezelési eljárással kiegészült, azaz a zárt technológia környezeti, gazdasági és társadalmi hatásainak értékelése. Funkció egységnek 1 m³ AsMet adszorbens anyagot választottuk, a rendszer határait a gyártósor "kapujától" a hulladék kezeléséig jelöltük ki. Elsősorban megpróbáltunk technológiai és elemzési adatokra támaszkodni, egyéb kiegészítő információért az Ecoinvent adatbázist és irodalmi forrásokat vettünk igénybe. Az elemzések során két scenáriót határoztunk meg: első scenárió esetében a DMSO újrahasználata 98%-os (DMSO_R'), a második scenárió esetében az elsővel azonos oldószer újrahasználatot kiegészítettük 50 %-ban használt megújuló energiaforrás alkalmazásával (DMSO_R'+PV).

Először az oldószer környezeti hatását vizsgáltuk meg, és összehasonlítottuk a két scenárió által adott értékekkel, a 2. táblázat az egyes hatáskategóriáinként kapott értékeket mutatja.



3. ábra: A két scenárió esetében a DMSO környezeti hatásának összehasonlítása a szakirodalmi adatokkal

2. táblázat: A DMSO (adatbázisból nyert adatok) környezeti hatásának összehasonlítása a kinyert DMSO, és a kinyert DMSO megújult energiaforrás (PV) használatával kiegészítve esetekkel (karakterizációs faktor/ 1 kg)

	ADP	GWP	ODP	AP	EP	HT	POP
	kg Sb eq	kg CO2 eq	kg CFC-11 eq	kg SO2 eq	kg PO4 eq	kg 1,4-DB eq	kg C2H4 eq.
DMSO	0,021	1,272	1,76E-07	0,054	0,002	1,083	1,00E-03
DMSO_R' (1.szcenárió)	0,004221	0,569501	3,48E-08	0,002758	0,001693	0,345368	0,000107
DMSO_R'+ PV (2.szcenárió)	0,002906	0,395032	2,39E-08	0,001834	0,001089	0,05917	7,18E-05

ADP: Abiotikus erőforrások kimerülése, GWP: Globális felmelegedési potenciál, ODP: Ózonréteg elvékonyodási potenciál, AP: Savasodási potenciál, EP: Eutrofizációs potenciál, HT: Emberi toxicitás, POP: Fotokémiai oxidációs potenciál

A 3. ábra még szemléletesebben mutatja a különböző esetek közötti szignifikáns különbségeket, vagyis az életciklus-elemzés is alátámasztotta, hogy az oldószer kinyerése és gyártásban való újrahasználat nagymértékben csökkenti a DMSO által okozott környezeti hatásokat.

Ugyanakkor a Fenntarthatósági Életciklus-Elemzés nem csak a környezeti (*Environmental Life Cycle Analysis*, röviden E-LCA), hanem a gazdasági (Life-Cycle Cost, azaz LCC) és társadalmi (Social Life Cycle Assessment, röviden S-LCA) hatások vizsgálatára is kiterjed. Ezek alapján az alábbi fenntarthatósági feltételt határoztuk meg:

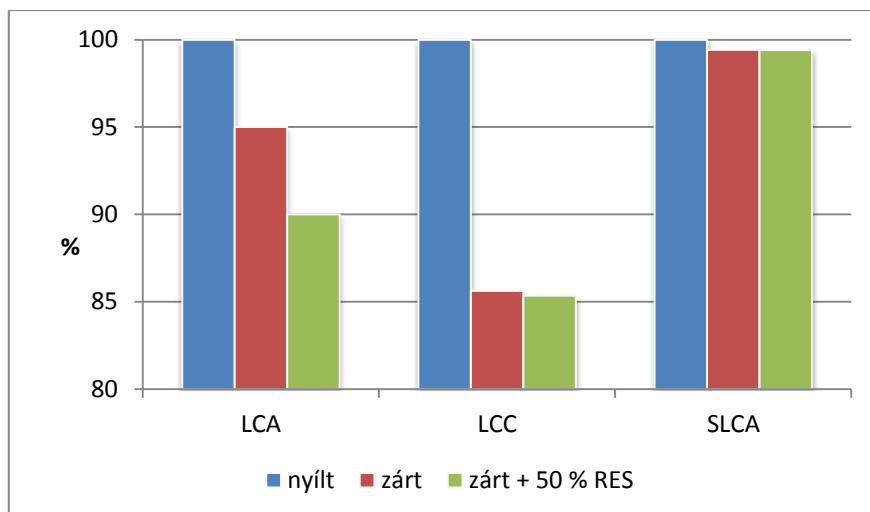
$$LCSA_{nyílt}(=E-LCA+LCC+S-LCA) > LCSA_{zárt}(= E-LCA + LCC + S-LCA)$$

Vagyis mind a jelenlegi lineáris, nyílt technológia és mind az új hulladékkezelési eljárással kiegészített, zárt technológia teljes leltáradatait figyelembe véve szükséges megadnunk és összevetnünk a környezeti, gazdasági és társadalmi hatásukat. Amennyiben az értékelés során a zárt technológia mindhárom szempont esetében kapott értékei összességében kedvezőbbek a nyílt technológiánál kapottakkal, akkor a tervezett felújítás támogatja a fenntarthatóságot.

Amennyiben a különböző technológiák teljes leltáradatainak környezeti hatásait nézzük, megállapítható, hogy a különbségek nem annyira szignifikánsak, mint ha csak az oldószerét vennénk figyelembe. Ennek oka az, hogy a szennyvízben lévő egyéb komponensek – mint például a cérium – kedvezőtlenebb környezeti hatással rendelkeznek, emiatt kevésbé érvényesül az oldószer-visszanyerés pozitív környezeti teljesítményjavító hatása. A legnagyobb különbségek az abiotikus erőforrások kimerülése (ADP), a globális felmelegedési potenciál (GWP) és az öko-toxicitás (ETP/HT) hatáskategóriákban adódtak.

Gazdasági szempontból a hozzávetőlegesen 15 %-os javulás, azaz költségcsökkenés a DMSO visszaforgatásából adódik, ugyanis ez csökkenti az input oldalon a szükséges beszerzendő oldószer mennyiségét. Ugyanakkor a telepített eszközök próbaüzemeltetése során meg kell majd vizsgálni, hogy a technológiai fejlesztésből származó költségcsökkenések (DMSO és víz újrahaználata, kevesebb ártalmatlanítandó hulladék) milyen arányban vannak az emelkedett ráfordításokkal (megnövekedett energia- és vízigény).

A különböző technológiák társadalmi szempontjait tekintve azzal a feltételezéssel éltünk, hogy az alkalmazottak száma, így a projektgazda által fizetett személyi költségek változatlanok. Az összehasonlítás alapjául a személyi költségek teljes termelési költséghez való arányát használtuk, az említett feltételezés alapján csupán a termelési költségben való változást elemeztük. Mivel a személyi költségek összege jelentősen kisebb a teljes termelési költségénél, így a zárt technológiák társadalmi hatása szinte változatlan a nyíltéhoz képest. A társadalmi hatások esetében számos szubjektív tényezőt – mint például hatékonyságjavulás, ismeretbővülés, biztonságos és jobb munkakörülmények – is szükséges lenne figyelembe venni. Ezeknek a paramétereknek az egységes monetizálása után lehetőségünk lesz majd a nyílt és zárt technológiák társadalmi hatásainak mélyebb vizsgálatára.



4. ábra: Technológiák SLCA szerinti értékelése

Következtetések

A projekt kezdetén előzetes becsléseket készítettünk az elért eredmények tekintetében, és az alábbiakat feltételeztük:

- a veszélyes hulladék mennyisége 265,2 tonna/év-ről 5,5 tonna/év értékre csökkenthető, azaz 98%-kal;
- a gyártási folyamatnál felhasznált víz mennyisége csökkenthető hozzávetőlegesen 27%-kal;
- a kinyert DMSO mennyisége a desztilláció határfokától függ, azaz hogy milyen tisztaságban tudjuk visszanyerni, közelítőleg 98 %-os tisztaság a cél.

A laboratóriumi mérések szerint ezek az előzetes becslések elérhetőek, például a desztilláció során kinyert oldószer legalább 95 %-os tisztaságban elérhető. Ezeket az analitikai méréseket a telepített eszközök próbaüzemelésénél kapott párlatokkal is szükséges elvégezni, hogy össze tudjuk vetni az elméleti, laboratóriumi és gyakorlati eredményeket, ezáltal tudunk majd csak messzemenő következtetéseket levonni és megfogalmazni.

A zárt technológia fenntarthatósági életciklus-elemzése igazolta, hogy van létjogosultsága egy ilyen körforgásos technológiának, mint ipari ökológiai modellnek a hazai gyakorlatban.

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány a Norvég Alap által támogatott „DMSO tartalmú ipari szennyvíz újrahasznosítása bepárlással” című, HU09-0090-A1-2013 azonosító számú kutatás keretében készült.

Irodalomjegyzék

- [1] Jungho Cho' and Dong Min Kim (2007): Comparison of distillation arrangement for the recovery process of dimethylsulfoxide; Korean J.Chem.Eng., (Vol. 24, No. 3), pp 438-444 (May 2007)
- [2] Anjaiah Nalaparaju and Jianwen Jiang (2012): Recovery of Dimethyl Sulfoxide from Aqueous Solutions by Highly Selective Adsorption in Hydrophobic Metal–Organic Frameworks; Department of Chemical and Biomolecular Engineering, National University of Singapore, 117576, Singapore; Langmuir, 2012, 28 (43), pp 15305–15312
- [3] Dr. Cséfalvay Edit, Lukács Lilla (2014): Membránszűrés alkalmazása az oldószer visszanyerésben, szakdolgozat, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vegyészmérnöki és Biomérnöki Kar Kémiai és Környezeti Folyamatmérnöki Tanszék
- [4] Y.V.L. Ravikumar, S. Sridhar, S.V. Satyanarayana (2013): Development of an electro dialysis – distillation integrated process for separation of hazardous sodium azide to recover valuable DMSO solvent from pharmaceutical effluent, Separation and Purification Technology 110 (2013) 20 - 30
- [5] Technical bulletin reaction solvent, dimethylsulfoxide (DMSO), Methane, sulfinylbis CAS Registry Number: 67- 68- 5, Gaylord Chemical Corporation, P.O. Box 1209, Slidell, LA 70459-1209, (985) 649-5464