

DOKTORI (Ph.D.) ÉRTEKEZÉS

KISS NIKOLETT ÉVA

DEBRECEN

2022.

DEBRECENI EGYETEM
ÁLLATTENYÉSZTÉSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Doktori Iskola vezető:

DR. KOMLÓSI ISTVÁN

egyetemi tanár
az MTA doktora

TÉMAVEZETŐ:

Dr. Nagy Attila Ph.D.

**BROILER CSIRKE TARTÁSHOZ KAPCSOLÓDÓ KÖRNYEZETI TERHELÉS
ÉRTÉKELÉSE KÖRFORGÁSOS SZEMLELET ALAPJÁN**

Készítette:

KISS NIKOLETT ÉVA

doktorjelölt

Debrecen

2022.

**BROILER CSIRKE TARTÁSHOZ KAPCSOLÓDÓ KÖRNYEZETI TERHELÉS
ÉRTÉKELÉSE KÖRFORGÁSOS SZEMLELET ALAPJÁN**

**Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
az állattenyésztési tudományok tudományágban**

Írta: **KISS NIKOLETT ÉVA** okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök

Készült a Debreceni Egyetem Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola
(Állattermék-előállítás doktori program programja) keretében

Témavezető(k): Dr. Nagy Attila Ph.D.

Az értekezés bírálói:

név	fokozat	aláírás
.....
.....

A bírálóbizottság:

	név	fokozat	aláírás
elnök:
tagok:

titkár:

Az értekezés védésének időpontja: 20... ..

TARTALOM

1. Bevezetés	1
2. Irodalmi áttekintés	6
2.1. Az intenzív baromfitartás gazdasági jelentősége.....	6
2.2. Az intenzív broiler csirke tartás környezeti hatásai	7
2.2.1. Az intenzív broiler csirke tartáshoz köthető bemeneti anyag- és energiaáramok	7
2.2.2. Az intenzív broiler csirke tartáshoz köthető kimeneti anyag- és energiaáramok	11
2.3. A broiler csirketrágya komposztálása és környezeti hatásai	22
2.4. A növénytermesztés környezeti hatásai	25
2.5. A környezeti hatások értékelése életciklus-értékeléssel (LCA – Life cycle assessment)	28
2.5.1. Az életciklus-értékelés meghatározása	28
2.5.2. Az életciklus-értékelés lépései.....	31
2.6. Tenyészedényes kísérlet	41
3. Anyag és módszer	44
3.1. A körforgásos gazdaság életciklus-értékelése	44
3.1.1. Az életciklus-értékelés céljának és rendszerhatárainak meghatározása (1. lépés).....	44
3.1.2. Életciklus leltárelemzés (2. lépés)	46
3.1.3. Életciklus hatásértékelés (3. lépés)	60
3.2. A CPPL és AN hatásának összehasonlítása tenyészedényes körülmények között	60
3.2.1. A kísérlet során alkalmazott talaj.....	61
3.2.2. A tenyészedényes kísérlet során alkalmazott termékek.....	62
3.2.3. A tenyészedényes kísérlet beállítása	63
3.2.4. A tenyészedényes kísérlet értékelésének módszertana	65

3.3. Statisztikai értékelés	66
4. Eredmények és értékelésük.....	67
4.1. Életciklus-értékelés eredményei.....	67
4.1.1. Az intenzív broiler csirke tartás életciklus-értékelésének eredményei	67
4.1.2. A CPPL gyártása során fellépő károsanyag-kibocsátás, összehasonlítva a műtrágyák előállításánál keletkező kibocsátással	74
4.1.3. A növénytermesztési folyamatok életciklus-értékelése	96
4.2. A CPPL és AN hatásának összehasonlítása tenyészedényes körülmények között	106
4.2.1. A CPPL és AN hatása kukorica (<i>Zea mays</i> L.) tesztnövényre	106
4.2.2. A CPPL és AN hatása őszi búza (<i>Triticum aestivum</i> L.) tesztnövényre.....	109
4.2.3. A CPPL és AN hatása napraforgó (<i>Helianthus annuus</i>) tesztnövényre	110
5. Következtetések, javaslatok.....	113
6. Új tudományos eredmények	116
7. Gyakorlatban alkalmazható eredmények.....	117
8. Összefoglalás	118
9. Summary.....	122
10. Irodalomjegyzék	126
11. Publikációk az értekezés témakörében	150
12. Nyilatkozatok.....	154
13. Mellékletek	155
Köszönetnyilvánítás.....	157

1. BEVEZETÉS

Az 1990-es évek óta a világon tenyésztett broiler csirkék száma megduplázódott. Míg 2000-ben 14,38 milliárd broiler csirke volt világszerte, addig 2020-ban már közel 33,1 milliárd (INTERNET1). Az intenzív növekedés leginkább a népességnövekedésnek köszönhető, mivel a csirkehús egy fontos és gyorsan előállítható fehérjeforrás (CHIA et al., 2019; NALUNGA et al., 2021). Emellett az állattenyésztési ágazatok, beleértve a broiler csirke tartást is, gazdasági szempontból is fontosak, hiszen hozzájárulnak a munkahely- és jövedelemteremtéshez, a GDP-hez és az adókhoz is.

Az állattenyésztési ágazatok jelenleg igen nagy kihívás előtt állnak, köszönhetően a rohamosan növekvő populációnak, amely a legtöbb becslés alapján 2050-re már megközelítheti, vagy akár meg is haladhatja a 9,8 milliárdot (LUTZ és SAMIR, 2010; INTERNET2; INTERNET3). A termelési kapacitás növelése nem egyszerű, figyelembe kell venni a föld- és vízhasználati korlátozásokat, valamint a termelőket korlátozó rendeleteket. Így az állattenyésztési ágazatokban is kulcsszó a fenntarthatóság. Oly módon kell megoldani a minél eredményesebb termelést, hogy az ne veszélyeztesse a természeti erőforrások jövőbeni felhasználását, de igyekezzen kielégíteni a népesség és az állatok táplálékigényét (PELLETIER és TYEDEMERS, 2010). Általánosságban elmondható, hogy az állattartási rendszerek jelentős hatással bírnak a környezetre és szennyező hatásuk miatt egyre nagyobb figyelmet kell fordítani a környezetvédelemre (STARME, 2011). Az ágazat hatással van többek között a klímaváltozásra, a nitrogén- és a foszfor körforgásra, valamint a földhasználati szokások megváltozása miatt a biodiverzitás csökkenésére is (TILMAN et al., 2001; MARGULIS, 2003; SOLOMON et al., 2007; ROCKSTORM et al., 2009; ARIMA et al., 2011; CARPENTER és BENNETT, 2011; BELLARBY et al., 2012). 2000-ben fogadták el az ENSZ (Egyesült Nemzetek Szervezete) Millenniumi Fejlesztési Céljait, melynek alapjait a kiegyensúlyozott társadalmi fejlődés, a tartós gazdasági növekedés és a környezetvédelem képezik. Ennek egy továbbfejlesztett változata a 2015-ben elfogadott Agenda 2030 határozat, melyben a környezeti szempontok még hangsúlyosabbá váltak. A dokumentumban 17 fenntartható fejlődési célt határoztak meg, melyekhez összesen 169 alcélt fogalmaztak meg (UN, 2015; UNDP, 2015). A környezet, valamint a természeti erőforrások védelme, megőrzése érdekében vezette be a közös agrárpolitika (KAP) ugyancsak 2015-ben a zöldítést is, amely a környezet szempontjából előnyös, a környezetet kevésbé terhelő mezőgazdasági gyakorlatokat takar (NAK, 2017; 2018). Szintén a környezetvédelmi problémák átfogó

kezelésére vezette be az Európai Unió az Európai zöld megállapodást (European Green Deal), azzal a fő céllal, hogy Európa 2050-re klímasemlegessé és fenntarthatóvá váljon (INTERNET4). A megállapodásnak a mezőgazdaságot érintő célkitűzései közül igen fontosak azok a törekvései, melyek a műtrágya használat csökkentését és a szerves trágya alkalmazásának előnyben részesítését célozzák, mert bár a műtrágyák gyorsan, nagy mennyiségben és könnyen hozzáférhető formában biztosítják a tápanyagot a növényzet számára (SCHOLL és NIEUWENHUIS, 2004; CHEN et al., 2007; HAN et al., 2016), használatuk több negatív hatással is járhat környezetvédelmi aspektusból. A túlzott műtrágyázás például felgyorsíthatja a talaj szervesanyag-készletének bomlását, a talajszerkezet romlásához vezetve ezáltal, de szennyezheti a víztesteket is, kimosódást és savasodást okozva (BÍRÓ et al., 1998; ADEDIRAN et al., 2004; ALIMÍ et al., 2007).

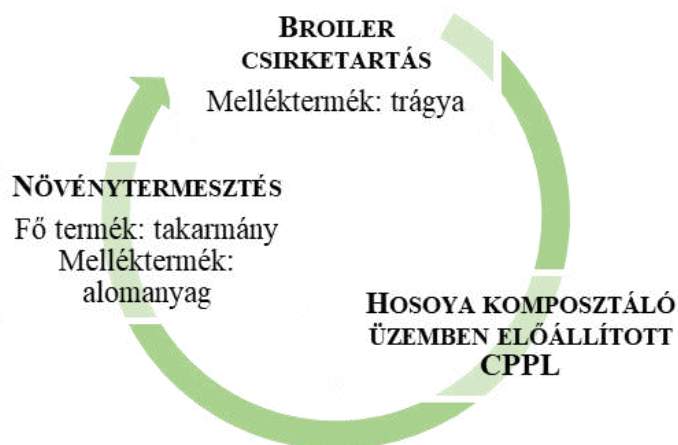
Az állattartásban keletkező másodlagos produktumok, mint a trágya, és más szerves anyagok (például komposzt, hús-, csont- és toll-liszt, stb.), jelentős szerepet játszhatnak a talajerőforrás-utánpótlásban, sőt megfelelő alternatívát jelenthetnek a műtrágyák helyettesítésére (MÉZES et al., 2015; HE et al., 2016, HE, 2020; GORLICZAY et al., 2021), ezáltal az állattenyésztésnek a talajerő utánpótlásban is igen fontos szerepe van (MOYO és SWANEPOEL, 2010; MAGNUSSON, 2016). A trágya hasznosításának legismertebb formája az anyagában történő hasznosítás, ami nem egy újkeletű dolog, hisz az állattartásban képződő szerves trágyák növénytermesztésben történő alkalmazása tápanyag-utánpótlóként már régóta ismert. Hazánkban is az 1900-as évek első harmadáig kizárólag szerves trágyával pótolták vissza a növények által elvont tápanyagokat, az intenzív gazdálkodás miatt viszont – a nagyobb hatóanyag-tartalmú műtrágyák megjelenésével – alkalmazása háttérbe szorult. Fontos azonban, hogy a gazdák a szerves trágyát kijuttatás előtt az előírásoknak megfelelően tárolják, illetve kezeljék. A kezeletlen trágya ugyanis potenciális veszélyforrást jelenthet, hiszen számos olyan mikroorganizmust tartalmaz, mely veszélyt jelenthet állatra és emberre egyaránt, sőt élelmiszerszennyezéseket és járványokat is okozhatnak. Világszerte számos élelmiszer eredetű betegség kapcsolódik közvetlenül, vagy közvetve a trágyához (GARCIA et al., 2010; HEREDIA és GARCÍA, 2018). Az utóbbi években, az olyan gyorsan növekvő állattenyésztési ágazatok miatt, mint a broiler csirke tartás (CHIA et al., 2019; NALUNGA et al., 2021) – ami a jövőben várhatóan még fontosabbá válik élelmezési szempontból (KASULE et al., 2014; ENAHORO et al., 2018; VAN HARN et al., 2019; JANKOVIĆ et al., 2020) –, az egyre növekvő mennyiségű trágya hasznosításának kérdése egyre sürgetőbbé válik. Ez a probléma főként az olyan országokban okozhat

gondot, ahol nagyobb mennyiségben keletkezik trágya, mint ahogy azt tárolni és hasznosítani lehet.

A trágya kezelésének egy lehetséges módszere az aerob körülmények között végbemenő komposztálás, ami a szervesanyag-tartalmú hulladékok, melléktermékek feldolgozásának régóta alkalmazott módszere (FILEP, 1999; MODDERMAN, 2020). A baromfitrágya komposztálását kevés szakirodalom említi, ugyanis a baromfi ürüléke az alomanyaggal keverve rostokban és nitrogénben gazdag, valamint magas a nedvességtartalma, ezek a jellemzők pedig nem kedveznek a komposztálásnak. GEORGAKAKIS és KRINTAS (2000) többek között a Hosoya rendszert nevezik meg a hasonló tulajdonságú melléktermékek komposztálására. A Hosoya rendszer végterméke egy komposztált és pelletált baromfitrágya termék (a továbbiakban: CPPL (composted and pelletized poultry litter)), ami bár egy környezetkímélő termék, viszont a feldolgozás folyamatának környezeti hatásai nem ismertek. Dolgozatom alapját a broiler csirketrágya anyagában történő hasznosításának (komposztálás) nyomonkövetése képezte. A folyamatok során fellépő kritikus pontok feltárásának módszere az életciklus-értékelés (Life Cycle Assessment, LCA). Annak érdekében, hogy minél teljesebb képet kapjak az esetleges környezeti terhelésről, a trágyafeldolgozáson kívül figyelembe vettem az állattartási és növénytermesztési folyamatokat is. Kutatási módszerként az ISO 14040:2006, „Környezetközpontú irányítás. Életciklus-értékelés” szabványt alkalmaztam.

Ez a három alappillér – az állattartás, a komposztáló üzemben történő trágyafeldolgozás és növénytermesztés – egymáshoz szorosan kapcsolódnak, az egyik folyamat fő-, vagy mellékterméke szolgáltatja a következő folyamat inputját, körforgásos gazdaságot alkotva ezáltal, elfelejtve a lineáris struktúrát. A körforgás menetét szemlélteti az 1. ábra.

1. ábra: Körforgásos gazdálkodás alappillérei, azok kapcsolata



Forrás: Saját szerkesztés, 2020.

Fontos, hogy a folyamatok során keletkezett termék tulajdonságaival, növényekre gyakorolt hatásaival is tisztában legyünk az alkalmazásuk előtt.

Összefoglalva a célkitűzéseim a következők voltak:

1. Megvizsgálni és értékelni egy körforgásos gazdaság (broiler csirke tartás és ahhoz kapcsolódó termelési ágak) környezeti hatásait életciklus-értelmezés módszerével, a CML IA baseline hatásértékelő módszert alkalmazva, tizenegy hatáskategória alapján. Ezen belül az alábbi céljaim voltak:
 - 1.1. A broiler csirke tartás környezeti szempontból kritikus pontjainak feltérképezése az input és output anyag- és energiaáramok alapján 1 tonna élősúlyú broiler csirkére vetítve, külön vizsgálva a nyári és téli hónapok rotációit. A célkitűzést indokolja, hogy hazai és nemzetközi tapasztalatok a broiler csirke tartás környezetterhelésével kapcsolatban csak korlátozottan állnak rendelkezésre.
 - 1.2. A CPPL szerepének értékelése a műtrágyák potenciális alternatívájaként, feltárva, értékelve és összehasonlítva a környezeti hatásokat a CPPL Hosoya komposztáló üzemben történő előállítására és a különböző műtrágyák gyártása során, mivel ilyen jellegű értékelés még nem történt. A céljaim közé tartozott tehát:
 - 1.2.1. A gyártás környezeti terhelésének meghatározása 1 kg CPPL esetében, összehasonlítva különböző műtrágyák (ammónium-nitrát (AN), kalcium ammónium-nitrát (CAN), karbamid, triple szuperfoszfát (TSP), monoammónium-foszfát (MAP), kálium-klorid (KCl) gyártásának környezeti terhelésével;
 - 1.2.2. A gyártás környezeti terhelésének meghatározása 1 kg hatóanyagra vonatkozóan (külön 1 kg N-, 1 kg P₂O₅- és 1 kg K₂O-tartalomra);
 - 1.2.3. A gyártás környezeti terhelésének meghatározása egy 100 hektár nagyságú szántó föld komplex tápanyag-utánpótlásához (CPPL-lel, valamint N-, P- és K-műtrágya kombinációkkal);
 - 1.2.4. 1 kg N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyag költségének értékelése a CPPL és a műtrágyák esetében.
 - 1.3. A termesztéstechnológia kritikus pontjainak feltérképezése a két legfontosabb takarmánynövény esetében, 1 tonna betakarított kukoricára (*Zea mays* L.) és őszi búzára (*Triticum aestivum* L.) vonatkoztatva, amennyiben a

tápanyagutánpótlás CPPL-lel történik, illetve amikor N-, P- és K-műtrágyák különböző kombinációival.

2. A környezeti hatás mellett célom volt megvizsgálni és értékelni a CPPL-nek a kukorica (*Zea mays* L.), őszi búza (*Triticum aestivum* L.) és napraforgó (*Helianthus annuus*) tesztnövényekre gyakorolt hatását, összehasonlítva az ammónium-nitrát (továbbiakban: AN) műtrágya hatásával tenyészedényes körülmények között.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Az intenzív baromfitartás gazdasági jelentősége

Az ENSZ Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezetének (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO) adatai alapján a világ baromfiállománya körülbelül 23 milliárd egyed, ami több mint ötszöröse az 50 évvel ezelőtti állománynak (FAOSTAT, 2016). Ez az intenzív növekedés főként a termelési rendszerek széles skálájának köszönhető, hisz a baromfitartás során két fő termék is képződik, a hús és a tojás. Melléktermékként magas N- és P-tartalmú trágya is képződik, mely a termelésbe visszaforgatva biztosítja a növénytermesztés számára szükséges tápanyagokat.

GERBER et al. (2013), valamint MOTTET és TEMPIO (2017) alapján a tyúktartási rendszereknek három fő típusát lehet megkülönböztetni:

1. Broiler csirke tartás. Tartása elsősorban mélyalmon történik, automatikus takarmány- és vízellátással. A broiler csirke tartás teljesen piacorientált, magas befektetési költségekkel (ideértve az épületeket, berendezéseket és az infrastruktúra kiépítését).
2. Tojótyúk tartás. Különböző ketrec-, istálló- vagy szabadtartású rendszerek, automatikus takarmány- és vízellátással. A tojástermelés szintén teljesen piacorientált, magas befektetési költségekkel (ideértve az épületeket, berendezéseket és az infrastruktúra kiépítését).
3. Hagyományos, extenzív tojótyúk tartás. Az állatok húst és tojást termelnek a tulajdonos és a helyi piac számára, szabadon élnek.

A Global Livestock Environmental Assessment Model (GLEAM 2.0, 2016) becslései alapján a jelenleg a világ tojástermelése körülbelül 73 millió tonna, a broiler csirketermelés pedig meghaladja a 100 millió tonnát. Napjainkban a baromfihús döntő részét, megközelítőleg 92%-át intenzív broiler csirke tartással állítják elő. Az Európai Unióban 2018-ban a broiler csirketermelés 62%-át az Egyesült Királyság, Németország, Lengyelország, Spanyolország, Franciaország, Olaszország és Hollandia biztosították. Az ágazat modernizációjában igen nagy kihívást jelent fenntartani a baromfitartás nyereségességét, s ezzel párhuzamosan összhangba hozni a környezetterhelés csökkentését az egyre változó és növekvő állattóléti elvárásokkal (BRACKE et al., 2020). Míg a sertéshús fogyasztása átlagosan évente 3,1%-kal, a marhahúsé pedig 1,5%-kal növekedett az elmúlt 50 évben, addig a baromfihús fogyasztása átlagosan évi 5%-kal (ALEXANDRATOS és BRUINSMA, 2012). Az egy főre jutó baromfihús fogyasztása az 1961-es 2,88 kg-ról 14,13 kg-ra emelkedett 2010-re, az egy főre jutó tojástermelés pedig

4,55 kg-ról 8,92 kg-ra nőtt (FAOSTAT, 2016; MOTTET és TEMPIO, 2017). ALEXANDRATOS és BRUINSMA 2012-es FAO jelentése szerint az előrejelzések alapján 2050-ig a baromfihús iránti kereslet további 121%-kal nőhet, míg a marhahúsé 66%-kal, a sertéshúsé pedig 43%-kal. Ám a becült adatok a közelmúlt eseményeinek tükrében változhatnak. A FAO és az OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development – Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet) 2022 júniusában közzétett jelentése szerint ugyanis a globális agrár-élelmiszeripari ágazat alapvető kihívásokkal néz szembe az elkövetkező évtizedben. Az egyre növekvő népesség fenntartható módon történő élelmezése és az éghajlati válság hatásai mellett további kihívásokat jelentenek a COVID-19 világjárvány kitöréséből eredő ellátási és kereskedelmi zavarok, valamint az orosz-ukrán háború következtében kialakult mezőgazdasági exporttal és műtrágyapiaccal kapcsolatos bizonytalanságok (OECD/FAO, 2022).

2.2. Az intenzív broiler csirke tartás környezeti hatásai

2.2.1. Az intenzív broiler csirke tartáshoz köthető bemeneti anyag- és energiaáramok

Takarmányfogyasztás

A gazdaságban tenyésztett broiler csirkék legfontosabb értékmérő tulajdonságai a súlygyarapodás és a takarmányértékesítés. A termelés gazdaságossága is döntően a takarmányozástól függ, hisz a tartás költségeinek akár 62-65%-át, sőt néhány szerző szerint akár az összköltség 72%-át is kiteheti (CHANJULA és PATTAMARAKHA, 2002; RAHMAN és HALCYAN, 2012; ELSEDIG et al., 2015; KAMRUZZAMAN et al., 2021). A takarmányfogyasztási adatok a broiler csirkéknél 3,3-4,5 kg/egyed/rotáció, míg a takarmányértékesítés 1,73-2,1 kg takarmány/kg élőtömeg körül alakulnak (BREF, 1999; BAT, 2010; HORN és SÜTŐ, 2016).

A takarmány minősége, összetétele és mennyisége fontos tényezők a trágya mennyiségének, valamint kémiai és fizikai szerkezetének meghatározásában. A takarmány összeállításakor figyelembe kell venni az állat igényeit, hogy az biztosítsa a termelési célnak megfelelő táplálóanyag és energiaszintet. A baromfitakarmányok jellemző összetétele országonként változó, de a főbb összetevők a gabonafélék és egyéb magvak, valamint azok feldolgozásának melléktermékei, illetve táplálóanyag és hozamfokozó takarmány kiegészítők. Néhány országban hagymát, gumós növényeket és

állati eredetű termékeket, mint például hal-, hús- és csontlisztet, vagy akár tejtermékeket is adagolnak a takarmányhoz (MALOMO és IHEGWUAGU, 2017; FAO és IFIF, 2020). A baromfi esetében 22 aminosavra van szükség a testfehérje kialakításához. Ezek közül néhányat a baromfi maga is képes szintetizálni (nem esszenciális aminosavak), míg néhányat egyáltalán nem, vagy nem elegendő mennyiségben tud előállítani (esszenciális aminosavak). Ezért elengedhetetlen a takarmány esszenciális aminosavakkal, ásványi anyagokkal és vitaminokkal való kiegészítése. A baromfi takarmányában 13 aminosavnak mindenképp elő kell fordulnia a megfelelő szöveti fehérjeszintézishez, ezek a metionin, lizin, arginin, hisztidin, izoleucin, leucin, prolin, triptofán, treonin, fenilalanin, valin, cisztein és tirozin (APPLEGATE és ANGEL, 2008; WU, 2013; HE et al., 2021). A szöveti fehérjeszintézis mértékét a szükséglethez képest legkisebb mennyiségben jelenlévő aminosav határozza meg. Ennek megfelelően a takarmánykeverék összeállításakor az ún. ideális fehérje elvet kell figyelembe venni, ami a szöveti fehérjeszintézis aminosav-igényének leginkább megfelelő aminosav-összetételű takarmányfehérjét jelenti. A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy a lizin (mint elsődlegesen limitáló aminosav) szükséglet százalékában fejezik ki a többi esszenciális aminosav arányát (ALMQUIST, 1972; SILVA, 2012; KIDD és TILLMAN, 2016; KIDD et al., 2021).

A termelési időszak alatt figyelmet kell fordítani az állatok korának megfelelő összetételű takarmány etetésének. Broiler csirkéknél általában 3 fázist alkalmaznak, ezek az indító, nevelő és befejező takarmányok. Indító takarmányt általában 10, de akár 14 napig is kaphat az állomány (FOUTZ et al., 2020; KAMELY et al., 2020; INTERNET4). A csibék megfelelő indítása kritikus jelentőségű, a táplálóanyag-szükségletük ebben az időszakban a legmagasabb. A nevelő takarmányt 14-16 napig etetik a broilerekkel. Az indítóról a nevelő takarmányra való átállást megfelelően kell elvégezni annak érdekében, hogy a testtömeg gyarapodás ne csökkenjen. A befejező takarmányokat 25 napos kor után etetik az állománnyal, ez teszi ki a teljes takarmányfelvétel és a takarmányozási költségek jelentősebb részét (BUTERI et al., 2009; HAUSCHILD et al., 2015).

A takarmányt dercés, morzsázott vagy granulált formában etetik. Az optimális növekedéshez leginkább a granulált formát ajánlják, főleg 15 napos kortól. A broilerek takarmányozásánál alapkövetelmény az *ad libitum* etetés, vagyis az állatok előtt mindig lennie kell takarmánynak (ROBBINS et al., 1988; HECK et al., 2004). A modern baromfitenyésztő nagyüzemeknél már automatikus etetési rendszereket (láncos etetőszalag, csigás etetőrendszer, etetőtálcák, mozgó garatos etető) alkalmaznak, melyek

lehetővé teszik a fázisos takarmányozást és alkalmazásukkal csökkenteni lehet a kiszóródott takarmány mennyiségét. Az etetőket naponta egyszer ajánlatos kiüríteni, s a takarmány fogyasztását is napi rendszerességgel ellenőrizni kell, hisz a fogyasztás csökkenése betegségre vagy a berendezés hibájára utalhat (FAO, 2013).

Az állattartó gazdaságok kibocsátásai leginkább az állatok anyagcsere folyamataihoz köthetők, így a takarmány enzimatikus emésztésének és a táplálóanyagok felszívódásának megértése az állatok és a termelési célok igényeinek hatékonyabb kiszolgálását eredményezi, ezáltal pedig a környezeti terhelés is csökkenhet (MACLEOD et al., 2019). Az Útmutató az intenzív sertés- és baromfitartásra vonatkozó BAT referenciadokumentum (Intensive Rearing of Poultry and Pigs Reference Document on Best Available Techniques) alapján a környezetterhelés csökkentésére irányuló takarmányozási intézkedések közé tartozik a többfázisú takarmányozás, az emészthető táplálóanyagokra alapozott táp összeállítása, a kis fehérje-tartalmú, magasabb aminosav kiegészítésű takarmányok alkalmazása, a kis foszfor-tartalmú, fitáz enzim kiegészítésű tápok és/vagy jól emészthető szerves takarmányfoszfátok alkalmazása és a takarmány hasznosulását segítő takarmány-kiegészítők alkalmazása.

Vízfogyasztás

Intenzív állattartás során a felhasznált vízmennyiség, nemcsak az állatok vízfogyasztását jelenti, hanem az istálló és a berendezések takarításához felhasznált vizet is.

A NÉBIH állatvédelmi útmutatója alapján az itatóvíz értelemszerűen nem lehet az állat egészségére ártalmas, valamint megfelelő fizikai, kémiai és mikrobiológiai tulajdonságokkal kell rendelkeznie. Fontos, hogy az ivóvízellátás folyamatos legyen, minden állat részére korlátozás nélkül biztosítani kell (NÉBIH).

A megfelelő mennyiségű víz biztosításához különböző itatóberendezéseket alkalmaznak, például szelepes-, vagy köritatókat, esetleg itatóvályúkat.

A vízfogyasztás több tényezőtől is függ, többek között az állat korától és kondíciójától, a takarmány összetételétől, a vízhőmérsékletétől és kémhatásától, a környezeti hőmérséklettől (hiszen a környezeti hőmérséklet emelkedésével párhuzamosan növekszik a vízfelvétel is), valamint az alkalmazott itatórendszertől (például a szelepes itatók alkalmazásánál a legalacsonyabb a vízfogyasztás, a kevesebb kifröcskölt víz miatt) (PESTI et al., 1985; BENNET és LEESON, 1989; WILLIAMS et al., 2013; JACOBS et al., 2020).

A BAT alapján az átlagos vízfogyasztás 4,5-11 l/állat/rotáció, attól függően, hogy milyen hosszú a rotáció. A takarításhoz felhasznált víz becsült mennyisége 0,002-0,02 m³/m² között alakul. A takarításra felhasznált víz mennyisége függ az alkalmazott technikától és a nagynyomású tisztítóberendezés nyomásától. Broiler istállók takarításánál például Hollandiában tízszer több vizet használnak, mint Finnországban. Tapasztalatok alapján az is elmondható, hogy a meleg víz használata felére csökkenti a takarításhoz szükséges vízmennyiséget (BREF, 1999; BAT, 2010; MUSTAFA et al, 2018).

A vizsgálatba vont nevelő épületekben zárt technológiájú, szelepes rendszerű itatórendszer került kiépítésre, mellyel biztosítják a hatékony vízfelhasználást a víz (ad libitum) elérhetőségének egyidejű biztosítása mellett. Az itatáshoz szükséges vizet a telephelyen lévő mélyfúrású kútból biztosítják, minőségét rendszeresen ellenőrzik.

Az alom nedvesedésének elkerülése nagyon fontos az ammónia-kibocsátás szempontjából. A vizsgált telepen a 0,08 kg/NH₃/férőhely/év emissziót tekintik referenciaszintnek.

Elektromos áramfogyasztás

A broiler csirke tartás során villamos energiát használnak a világításhoz, a szellőztető rendszerekhez, a gépek működtetéséhez és az ivóvíz kutakból történő szivattyúzásához is. Nagymértékben befolyásolja a baromfik életciklusát a világítás. A nevelés első 7 napján gondoskodni kell a 23 óra megvilágításról az evés és ivás bátorítása érdekében. A világításhoz fénycsőket alkalmaznak, melyek hatékonyabbak és energiatakarékosabbak is. A fényprogram betartásának érdekében fénykirekesztőket használnak, hogy meggátolják a természetes fény beszűrődését.

A nyári hőségben a nevelőtér levegőjének hűtése kétféleképpen történhet, az effektív hőérzet csökkenésével (a légáram növelésével), vagy a beszívott levegő hőmérsékletének csökkentésével a hűtőpaneleken keresztül (evaporatív hűtéssel).

Az eredményes baromfitartás egyik legkritikusabb eleme a szellőztetés, mely kiemelten fontos az oxigén biztosításához, a felesleges hő és pára eltávolításához, a por minimalizálásához és a veszélyes gázok mennyiségének csökkentéséhez. A szellőzés tehát a madarak egészsége szempontjából igen fontos, kihat a termelési szintre.

A nevelőtér levegőjének páratartalma az optimális termelési környezet fontos tényezője. A vizsgált telep egységes környezethasználati engedélye (EKHE) alapján a madarak légzésük során nagy mennyiségű párat juttatnak az istálló levegőjébe, ez 500 kg baromfi esetében 2000 g vizet jelent óránként. Tovább növeli az istálló levegőjének páratartalmát

az itatókból esetlegesen elfolyó víz, az ürülék nedvességtartalma, s az őszi-téli időszakban a nagy páratartalmú szellőztető levegő.

Az energiafelhasználás (földgáz- és elektromos áramfogyasztás) elsősorban a gazdaság strukturális és termelési tulajdonságaitól függ, másodsorban pedig a klimatikus viszonyoktól. Az életciklus-értékeléshez az energia felhasználásával kapcsolatos adatok gyűjtése bonyolult feladat lehet, főként a régebbi típusú istállóknál, ahol gyakran nem pontosan ellenőrzött a fogyasztás (BAUGHMAN és PARKHURST, 1977; KATAJAJUURI et al., 2006; RAJANIEMI és AHOKAS, 2012; HAN et al., 2013).

Alomanyag

Az alomanyag mennyisége függ a tartási rendszertől és az alomanyag választásától is. Szakirodalmi adatok alapján broilerek mélyalmos tartásrendszereiben faforgácsból, szecskázott szalmából és felvágott papírból körülbelül 1 kg alomanyag szükséges egyedenként, tőzgeből pedig 0,5 kg/egyed (FISHERIES – FOOD, 1998; BAT, 2010).

2.2.2. Az intenzív broiler csirke tartáshoz köthető kimeneti anyag- és energiaáramok

Az intenzív állattartás főbb környezeti szempontjai az állatok természetes anyagcsere-folyamataival függenek össze, tehát azzal, hogy a felvett takarmány táplálóanyag-tartalmának egy része kiürül a trágyával (GERBER et al., 2013; DOURMAD et al., 2014; CAPPELAERE et al., 2021). A trágya összetétele és minősége, majd a tárolás és kezelés határozza meg az állattartási szektor kibocsátási szintjét (GROSSI et al., 2019), s bár a trágyatárolás szigorúan szabályozott (219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet; 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet), nem lehet figyelmen kívül hagyni az ehhez köthető levegőbe, talajba, felszíni és felszín alatti vizekbe történő emissziókat.

2.2.2.1. A baromfitrágya

A termelési technológiák folyamatában a keletkező elsődleges produktumok (hús, tojás, toll, máj stb.) mellett, amelynek érdekében a termelést végezzük, számos másodlagos termék is keletkezik, amelyek az állattartási technológiai folyamatok számára hasznosíthatatlan, s legtöbbjük a környezetre potenciálisan kockázatos (HRIBAR et al., 2010; JAYATHILAKAN et al., 2012). A termelés szempontjából felesleges melléktermékeket az 1774/2002/EK rendelet szabályozza, amelyben a trágya, hígtrágya

külön kategóriaként jelenik meg, mint környezeti szempontból a legfontosabb melléktermék. A legnagyobb problémát a keletkezett nagy mennyiségű trágya tárolása, szakszerű kezelése és hasznosítása okozza. Az 1069/2009/EK rendelet alapján a trágya a haszonállatok (kivéve a tenyésztett halak) ürüléke és/vagy vizelete alommal vagy anélkül. A rendelet tágabb meghatározása szerint a trágya az állati eredetű szerves trágyák, illetve talajjavító szerek köre, vagyis a talajok biológiai, fizikai és kémiai tulajdonságainak fenntartására és javítására felhasznált állati eredetű anyagok, ideértve a komposztot, a biogáz lebomlási maradékokat, vagy az emésztőtraktus-tartalmat is.

A trágya tárolását úgy kell megoldani, hogy a trágya ne szennyezze a környezetet, a talajvizet, ne terjesszen gyommagvakat, s szaga ne okozzon levegőszennyezést. A mezőgazdaságban történő hasznosítással a környezetszennyezés is elkerülhető (ÁBRAHÁM, 1980). A megfelelően kezelt, illetve tárolt szerves trágya a termőtalajra a szükséges adagban kijuttatva kedvező hatást fejt ki a talaj szerkezetére, biológiai aktivitására, termőképességére, hasznos tápanyagot biztosítva így a termesztett növények számára (LOCH és KISS, 2014). A szerves trágyák kedvező hatásai régóta ismertek, s Magyarországon az 1900-as évek első harmadáig kizárólag szerves trágyát alkalmaztak a növények által elvont tápanyagok visszapótlására. A koncentráltabb hatóanyag-tartalmú műtrágya megjelenésével viszont háttérbe szorult a szerves trágyák alkalmazása, s az 1960-as évekbeli 50:50%-os arányhoz képest az 1970-es, '80-as években már 75:25% volt a műtrágya és szerves trágya felhasználásának aránya (SÁRDI, 2011). Bár a termésátlagok ez időszakban megháromszorozódtak, az intenzív termelés újabb problémákat vetett fel. A pazarló input felhasználás miatt ugyanis a termőterületek elsavanyodtak, szerkezetük leromlott, humusztartalmuk is csökkent (LÁNG és CSETE, 1992; SCHMIDT és SZAKÁL, 1998; GOULDING et al., 2007; SCOTTI et al., 2015). A folyamat eredményeként a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai is romlanak, ezzel egyes tápanyagok feltáródási folyamatai is gyengülnek, csökken a termőképesség. Emellett a műtrágya csak rövidtávon járul hozzá a talaj szervesanyag-tartalmának fenntartásához (GYŐRI, 1984; STEFANOVITS et al., 1999; GYURICZA, 2001).

A mezőgazdaság fenntartható fejlődésének biztosítása érdekében a szervestrágyázás alapvető pillér kell, hogy legyen, hisz alkalmazása környezetvédelmi célokat is szolgál. A szerves trágyák alkalmazása ugyanis nemcsak a talaj szerkezetének javításához, tápanyag-gazdálkodásához járul hozzá, hanem részben megoldódna az állattartó telepeken képződött istálló- és hígtrágya hasznosításának kérdése is. A környezetszennyezés elkerülésének érdekében szigorú jogszabályok vonatkoznak az

állattartásból származó trágyákra, úgy, mint „A felszín alatti vizek védelméről” (219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet) és „A vizek mezőgazdasági eredetű nitrát-szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges cselekvési program részletes szabályairól, valamint az adatszolgáltatás és nyilvántartás rendjéről” (59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet) szóló rendelet. Az Európai Unió felismerve a mezőgazdasági eredetű nitrát-szennyezés hatásait, még 1991-ben létrehozta és minden tagállamra kiterjesztette a Nitrát Irányelvet („A vizek mezőgazdasági eredetű nitrát-szennyezéssel szembeni védelméről”). Az irányelv értelmében a mezőgazdasági területre kijuttatott nitrogén hektáronként nem haladhatja meg a 170 kg mennyiséget (beleértve a szennyvizekkel, szennyvíziszapokkal, szennyvíziszap komposzttal kijuttatott mennyiséget, valamint a legelő állatok által elhullajtott trágyát (91/676/EGK). A rendelet rögzíti a szerves trágyák kezelésével, tárolásával és kijuttatásával kapcsolatban a Helyes Mezőgazdasági Gyakorlat szabályait.

Más szerves trágyákkal összehasonlítva a baromfitrágya, így a broiler csirketrágya is, nagyobb arányban tartalmaz a növények számára könnyen hozzáférhető mikro- és makroelemeket, melyek javítják a talaj fizikai jellemzőit, növelik a szervesanyag-tartalmát, víztartó képességét, a tápanyagfelvételt, s végső soron a növények termelékenységére is pozitív hatással van (BAUER és BLACK, 1992; TISDALL és OADES, 1993; GARG és BAHLA, 2008; MOHAMED et al., 2010; MBAH és NNEJ, 2011; OJENIYI et al., 2013). Nedvesség-tartalma kisebb, nitrogén-, foszfor- és kálium-tartalma viszont több mint a sertés, vagy a szarvasmarha trágyája (1. táblázat).

1. táblázat

Különböző állatfajok ürülékének átlagos százalékos összetétele

Állatfajok	Nedvesség %	Szervesanyag %	N%	P ₂ O ₅ %	K ₂ O%
Szarvasmarha	80-85	13-18	0,3-0,6	0,2-0,3	0,1-0,2
Sertés	75-85	13-20	0,5-0,7	0,4-0,6	0,3-0,5
Juh	60-70	25-35	0,5-0,7	0,3-0,4	0,1-0,2
Ló	73-77	20-23	0,5-0,6	0,3-0,4	0,3-0,4
Liba	77-95	4-13	0,5-0,6	0,1-0,5	0,5-1,0
Kacsa	60-85	10-25	1,0-2,0	0,1-1,5	0,6-2,2
Tyúk	60-90	8-25	0,9-1,4	0,5-2,5	0,8-2,3

Forrás: ÁBRAHÁM, 1980; LOCH, 1999.

A baromfitrágyában lévő tápanyagok feltáródásának sebessége igen változékony, emiatt a vízben oldott köztes bomlástermékek – ha ideiglenesen is, de – szennyezőanyagként terhelhetik a talajt. LOCH (1999) feljegyzései szerint a baromfitrágya éves mennyisége állatfajonként: tyúk 5,5 kg, lúd 11 kg, kacska 8,5 kg, tehát nem keletkezik akkora mennyiségben, mint a többi szerves trágya, viszont egy-egy üzemben nagyobb mennyiségben is felhalmozódhat.

Nehézfémek tekintetében a cink és a réz értékei a broiler csirketrágyában (280-454 mg/kg és 54-147 mg/kg) viszonylag magasnak mondhatók, ami valószínűleg a Cu- és Zn-sókat tartalmazó takarmány-kiegészítőknek tulajdonítható (ARROYO, 2014).

Magyarországon nincs megfelelő, konkrét rendelet kidolgozva a komposztált baromfitrágyák minőségi paramétereit illetően. A leginkább alkalmazható rendeletek a szennyvíziszapokról, illetve a szennyvíziszap komposztról, valamint a termélnövelő anyagokról rendelkeznek, úgy, mint a(z):

- 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól;
- 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról.

2.2.2.2. Levegőbe történő emisszió

A trágya után a levegőbe történő kibocsátás a legjelentősebb a baromfitartás során. A baromfitartáshoz kapcsolódó légszennyezés legfőbb forrása az istállókból adódó por és bűz, az ammónia, továbbá az istállók és szociális épületek fűtéséből és klimatizálásából adódó légszennyező anyagok.

Ammónia (NH₃)

A baromfitartó és trágyatároló, -feldolgozó épületek légterében az egyik legjelentősebb gáz az ammónia (NH₃), mely nagyobb arányban van jelen, mint például a szén-monoxid (CO), szén-dioxid (CO₂), dinitrogén-oxid (N₂O). Az ammónia kibocsátás körülbelül fele természetes eredetű, legfőbb forrása az ürülékben található ammónium-nitrogén. Az évente a levegőbe kerülő ammónia több, mint 80%-a az állattartási folyamatok eredménye, ebből 26% körüli a baromfitartás hozzájárulása (WHEELER et al., 2006; LI et al., 2008; XIN et al., 2011).

Az ammónia-kibocsátásban szerepet játszó és azt befolyásoló folyamatokat foglalja össze a 2. táblázat.

2. táblázat

Ammónia-kibocsátás és befolyásoló tényezők

Folyamat	Nitrogénforma és megjelenése	Befolyásoló tényező
Kibocsátás	Ammónia a környezetben	Légszűrés
Trágyatermelés	Húgysav (70 %) + nem emésztett nyersfehérje (30 %)	Állat és takarmány
Lebomlás	Ammónia/ammónium a trágyában	(Trágya) feldolgozás körülményei: T, pH, Aw
Szellőzés	Ammónia a baromfiistállóban	Helyi klíma: hőmérséklet, relatív páratartalom, légáramlás
Elillanás	Ammónia a levegőben	A helyi klíma és a folyamatok körülményei

Forrás: BAT, 2010.

Az ammónia szüntelen, nagyobb töménységben az emberek és állatok nyálkahártyáját egyaránt erősen irritáló gáz, ami a magas nitrogén-tartalmú trágya bomlásának következtében folyamatosan felszabadul, majd nagymértékben felhalmozódik az épületben. Az ammónia helyileg a nyálkahártyára hat, így elsőként köhögést, tüszögést, könnyezést okoz (DONHAM, 1999; PERRY, 2004). Amennyiben viszont az állomány folyamatosan ki van téve 0,2-0,5 térfogatszázaléknyi ammóniának, az akár kötőhártyagyulladást, tüdőgyulladást és légzésbénulást, végül pedig elhullást idézhet elő. Az ammónia legmagasabb megengedhető koncentrációja ennek megfelelően 0,0015-0,0025 térfogatszázalékban lett meghatározva (KOERKAMP et al., 1998; KNOWLTON, 2000; NASEEM és KING, 2018).

A 3. táblázatban szereplő értékek alapján elmondható, hogy az átlagos ammónia kibocsátás 0,09 és 0,48 g/nap körül alakult madaranként.

A légkörbe jutva az ammónia károsíthatja a környező növényzetet, mivel gátolja a levelek gázcseréjét. Az ammónia hozzájárul a savas esők kialakulásához is, ami a talaj és a felszíni vizek savasodásához és eutrofizálódásához vezet (KOERKAMP et al., 1998; STARMANS és VAN DER HOEK, 2007; HORVÁTH et al., 2010; BEHERA et al., 2013). Az ammónia oxidációjának egyik terméke, a nitrogén-dioxid egy veszélyes

üvegházhatású gáz, klímaváltozásra gyakorolt hatása 298-szorosa a CO₂-énak (GAMPEL és PETROV, 2010; FELIX és CARDOSO, 2012).

3. táblázat

Az NH₃-kibocsátás mértéke különböző országokban

Ország	Rotáció hossza (nap)	NH ₃ -kibocsátás (g/nap/madár)	Forrás
Németország	32	0,09	MÜLLER et al., 2003.
Egyesült Királyság	46	0,12	NICHOLSON et al., 2004.
Portugália	42	0,13	PEREIRA, 2017.
Franciaország	35	0,16	GUIZIOU és BÉLINE, 2005.
Szlovákia	40	0,16	KNÍZATOVÁ et al., 2010a.
Kanada	34	0,18	ROUMELIOTIS et al., 2010.
Ausztrália	42	0,28	WIEDEMANN et al., 2016.
Írország	35	0,35	HAYES et al., 2006.
Olaszország	*	0,40	DA BORSO és CHIUMENTI, 1999.
USA	40	0,40	GATES et al., 2008.
Spanyolország	48	0,43	CALVET et al., 2011.
USA	42	0,47	WHEELER et al., 2008.
USA	42	0,48	EUGENE et al., 2015.

* nincs adat

Az NH₃-emisszió csökkentésére több intézkedés is irányul. Az állattartásban keletkező N-emissziót csökkenteni lehet a takarmányozás optimalizálásával, valamint megfelelő telepi gyakorlatokkal (MUNIR és MAQSOOD, 2013; MALOMO et al., 2018).

A nitrogén-ürítés szoros kapcsolatban van a csirkék nyersfehérje felvételével, vagyis, amennyiben csökkentik az egységnyi termék előállításához szükséges fehérjét, akkor kisebb a mértéke a NH₃-emisszióknak is (LATSHAW és ZHAO, 2011; KRISSELDI et al., 2018; SUCH et al., 2021). A takarmányadag nyersfehérje-tartalmát csökkenthetjük azáltal, hogy az aminosav-összetétele minél jobban igazodjon a szöveti szintézis igényeihez. A szöveti fehérjeszintézis hatásfoka a termeléshez szükséges legkisebb mennyiségben jelenlévő aminosavtól függ, ezt veszi figyelembe az ideális fehérjeellátás elve. Baromfifajok esetében az elsődleges limitáló aminosav a metionin, majd ezt követi a lizin. MALOMO et al. (2013) vizsgálatai alapján azoknál a broiler állományoknál, ahol 16%-os nyersfehérje-tartalmú takarmányt juttattak ki metioninnal és lizinnel kiegészítve, 65%-kal csökkent a kibocsátott nitrogén mennyisége, összehasonlítva azokkal az

állományokkal, amelyek 20%-os nyersfehérje-tartalmú takarmányt kaptak. Tojóállományoknál végzett kísérleteknél a takarmány nyersfehérje-tartalmának 3,5%-kal való csökkentése 35%-kal csökkentette a trágyában megjelenő N-formákat (MALOMO et al., 2013), 1,3%-os csökkentés eredményeként pedig 21%-kal kevesebb nitrogént bocsátott ki az állomány (MELUZZI et al., 2010). Más tanulmányok is megerősítették, hogy a takarmány nyersfehérje-tartalmának 4%-os csökkentése, valamint metioninnal és lizinnel való kiegészítése akár 30%-kal is csökkenthetik a trágya nitrogén-tartalmát (KESHAVARZ és AUSTIC, 2004; LATSHAW és ZHAO, 2011). Az enzimek, probiotikumok és szerves savak, ha kismértékben is, de csökkenthetik a nitrogén-ürítést, a takarmányértékesítés javítása révén (KHAN és IQBAL, 2015; OLNOOD et al., 2015; KRYSIAK et al., 2021).

A takarmánygyártás egyes lépései, mint például a darálás és granulálás is befolyásolják a takarmány-felvételt, az emészthetőséget és a N-ürítést is (SAFAEI és YANG, 2016; KIARIE és MILLS, 2019).

Az ammónia-kibocsátás mérsékelhető az istállók és trágyaeltávolító berendezéseinek korszerűsítésével, a szellőztetés optimalizálásával. A fedett trágyatárolók és trágyasilók építésével, a trágyakezelés optimalizálásával (trágyafelszín csökkentése, trágya hűtése, kémiai vagy biológiai kezelése) és a környezetet kevésbé terhelő kijuttatási technológiákkal (injektálás, sávos kijuttatás, felszíni terítés azonnali bedolgozással) szintén csökkenthető a mezőgazdaságból származó NH₃-emisszió (WEBB et al., 2005; KNÍŽATOVÁ et al., 2010a; GROENESTEIN et al., 2011).

Szén-dioxid (CO₂)

Jelentős CO₂-kibocsátással lehet számolni a baromfiistállókban, ami főként a nedves trágyából és az alig forgatott mélyalomból szabadul fel, hasonlóan más üvegházhatású gázhoz. A CO₂ kb. 50 cm-es magasságban gyűlik össze, így a baromfik teljes egészében ki vannak téve a káros hatásainak. A megengedett maximális CO₂-koncentráció 0,2-0,3 térfogatszázalék az istállókban. A 0,4-0,7%-os CO₂-koncentráció kezdetben étvágycsökkenést okoz, huzamosabb idő után viszont zavart okoz az anyagcsere-folyamatokban, így rontja az állatok teljesítőképességét (REECEM és LOTT, 1980; KNÍŽATOVÁ et al., 2010b; ANDERSON et al., 2021). Különböző broiler tenyésztőtelepek CO₂-kibocsátása sokszor különböző értékeket mutat, de általában 2,31-3,3 kg CO₂-egyenérték/egyed körül alakul (NIELSEN et al., 2011; MACLEOD et al., 2013).

Metán (CH₄)

Bár az állattartási ágazat legnagyobb metán kibocsátói a kérődzők, a baromfitartás is nagyban hozzájárul a metán emisszióhoz a takarmány-előállítás és –feldolgozás, valamint a trágyatárolás és –feldolgozás jóvoltából. A metán keletkezése a baromfitartásban a metabolikus folyamatokhoz köthető az állatban és a trágyában egyaránt (BROUČEK és ČERMÁK, 2015; GROSSI et al., 2019). A metán emisszió 0,004 és 0,753 g/nap/madár értékek körül alakul (4. táblázat).

4. táblázat

A napi CH₄-kibocsátás mennyisége különböző szakirodalmak alapján

Ország	Rotáció hossza (nap)	CH ₄ -kibocsátás (g/nap/madár)	Forrás
Ausztrália	42	0,004	WIEDEMANN et al., 2016
Spanyolország	48	0,045	CALVET et al., 2011.
Portugália	42	0,226	PEREIRA, 2017.
USA	42	0,414	EUGENE et al., 2015.
Kanada	34	0,753	ROUMELIOTIS et al., 2010.

A kibocsátott metán mennyisége függ a rotáció hosszától, a tartástechnológiától, a hőmérséklettől és a trágya visszatartásának, tárolásának időtartamától. Például a trágya folyékony állapotban történő tárolása vagy kezelése az anaerob bomlás miatt jelentős mennyiségű CH₄ keletkezéssel jár, míg a szilárd állapotban (pl. halom, kazal) történő tárolás során a szerves anyag aerob módon bomlik le, ezáltal kevesebb CH₄ bomlik le (MILES et al., 2006; USEPA, 2020). A CH₄ globális felmelegedési potenciálja magas, mintegy 28-szorosa a CO₂-énak (STOCKER et al., 2013).

Dinitrogén-oxid (N₂O)

A dinitrogén-oxid a légkör természetes összetevője. A légkörbe kerülő N₂O kétharmada természetes forrásokból származik, az óceánokban és a talajban lejátszódó mikrobiológiai folyamatok, mint a nitrifikáció és denitrifikáció eredményeképpen (RAMESH et al., 2017). Míg az óceánokból évente 8,5 Mt, a talajból pedig 10,4 Mt, addig az utóbbi évtizedekben az antropogén tevékenységekből (elsősorban mezőgazdasági tevékenységek, ipari termelő folyamatok, fosszilis energiahordozókra épülő termelés) 9,2 Mt dinitrogén-oxid szabadul fel (FAO, 2016; OLIVER és PETERS, 2020).

Baromfitartás során a N_2O termelődése összefügg a trágya tárolásával, keletkezhet a karbamid ammonifikációjának másodlagos reakciója során, vagy a vizelet húgysav-tartalmából. A N_2O globális felmelegedési potenciálja igen magas, 310-szerese a CO_2 -énak. Súlyos környezetkárosító tulajdonsága abban rejlik, hogy a sztratoszférában reakcióba lép az ózonnal és elpusztítja az ózonréteget (CANFIELD et al., 2010; JIANG et al, 2016).

Bűz (pl. H_2S , NH_3 stb.)

A bűzkibocsátás főképp az olyan összetevőkkel függ össze, mint a kénhidrogén (H_2S), ammónia (NH_3), metil-merkaptán (CH_3SH), dimetil-szulfid (C_2H_6S), -diszulfid ($C_2H_6S_2$), -trisulfid ($C_2H_6S_3$), szkatol (C_9H_9N) és tiofenol (C_6H_6S) (WADUD, 2011; HIDAYAT et al., 2021)

A bűz keletkezésének elsődleges oka a trágya keletkezése, majd tárolása, de a trágya kiszórása is fontos forrása lehet függően a trágyázási technikától. A bűz terjesztéséhez az állattartó telepekről kibocsátott por is hozzájárul. Az istállón belül keletkező por, a dolgozók és az állatok légzőszerveit egyaránt károsíthatja. A por elsődleges forrása az alom, de a padozatról, takarmányból, az állatok bőréről és tolltakarójából is származhat. A poros levegőjű istállókban általánosságban az élőcsíra tartalom is magasabb, ami hozzájárul a mycoplazmózishoz, a gümőkörhöz és a penészgombák terjesztéséhez. Az istállókban fiatal állatok esetén a megengedett élőcsíra száma levegő literenként 250, felnőtt állomány esetében 500 lehet maximálisan (BRIGGS, 2004; IPCC, 2005).

2.2.2.2. Talajba, felszín alatti és felszíni vízbe történő kibocsátások

Az ipari létesítmények a potenciális szennyezőforrásokkal veszélyeztetik magát a telephelyet és annak környezetét egyaránt. A szennyezőanyagok közvetlenül is a talajra kerülhetnek, illetve közvetetten is, nedves vagy száraz kiülepedés útján is. A kontaminánsok talajba kerülése után az ott lejátszódó folyamatokat a talajtani tulajdonságok és a talajjal kölcsönhatásban lévő klimatológiai sajátosságok határozzák meg. Ahhoz, hogy feltárjuk ezeket a folyamatokat, ismerni kell a szennyezőanyagokat, s a talajtani adottságokat is (ASHRAF et al., 2013; MATEO-SAGASTA et al., 2017).

Az intenzív állattartó rendszerekből származó főbb talaj- és vízszennyező kibocsátások főként a nem szakszerűen tárolt és kijuttatott trágyához köthetők, a trágyába ugyanis nitrogén-tartalmú összetevők, foszfor, kálium, nehézfémek, mikroorganizmusok,

antibiotikumok és azok metabolitjai is kerülhetnek (KROISS, 2017; DRÓZDŽ, 2020; LIMA et al., 2020)

Nitrogén

A nitrogén a naprendszerünk ötödik leggyakoribb eleme, s nélkülözhetetlen eleme minden prokarióta és eukarióta szervezetnek, a fehérjék, aminosavak, nukleinsavak (DNS, RNS), membrán lipidek, ATP, NADH, NADHP, koenzimek és másodlagos metabolitok és más esszenciális vegyületek alkotóelemeként. A talajban lévő nitrogén szinte teljes mennyisége a feltalajban, szerves kötésekben van jelen, a biomasszában, a humuszanyagokban, a növényi és állati maradványokban. Mennyisége függ természetesen a talajtulajdonságoktól, a klímától, a vegetációtól, valamint művelt talajok esetében a talajműveléstől és a trágyázástól is. A növények számára felvehető alakban főleg a könnyen oldható (és kimosódó) nitrát és oldott ammónium alakjában fordul elő a nitrogén (LI et al., 2014; FARZADFAR et al., 2021; PODLASEK et al., 2021).

A talajban a nitrogén állandó körforgásban van, a légkörből a növényeken keresztül a talajba kerül, majd a talajból vissza az atmoszférába. A nitrogén elsődleges forrása tehát a légkör, hiszen az atmoszférának 78%-a nitrogén. Az atmoszférában lévő nitrogén többféleképpen is kerülhet a talajba, például csapadék által, melyben többféle nitrogénforma is jelen van (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-). A csapadékban jelenlévő nitrogénmennyiség viszont csak a természetes ökoszisztéma szempontjából jelentős, a gazdaságos termesztéshez kevés. A nitrogén a talajba kerülhet a magasabb rendű növényekkel szimbiózisban lévő mikroorganizmusok által. Főként a pillangós növényekkel szimbiózisban élő *Rhizobium* baktérium fajok képesek átalakítani a légkör nitrogén-tartalmát a növények számára felvehetővé nitrogénáz enzimük segítségével. Évente akár 300 kg N/ha/év mennyiség megkötésére képesek (SANTI et al., 2013; MABROUK et al., 2017; JAISWAL et al., 2021).

Végül szabadon élő mikroorganizmusok működése által is a talajba kerülhet a nitrogén. Ennek első lépése az ammonifikáció, mely során a nitrogén ammóniává alakul át, majd a második lépésben, a nitrifikáció során a mikrobák az ammóniát nitríté és nitráttá alakítják át (WANG et al., 2015). Az ökoszisztémákban az ammónia nitráttá válása az egyik legfontosabb folyamat. A nitrifikáció az agronómia területén igen széles körben tanulmányozott folyamat, vizsgálták a természetes víztesteknél és szennyvízkezelési folyamatoknál (ZOU et al., 2016), a konténeres kertészkedésnél a talajokban, táptalajokban (GRUNERT et al., 2016; ZANARDO et al., 2016), a települési szilárd

hulladéklerakókból származó csurgalékvizeknél és az akvapóniáknál is (ZOU et al., 2016).

Az ammónia nitráttá alakulásának folyamatát, nitrifikációt gátló anyagok alkalmazásával lassítani lehet, melyeket a mezőgazdaságban alkalmaznak is a nitrátkimosódás és a denitrifikáció csökkentésének érdekében.

Bár a szintetikus szerves N műtrágyák alkalmazásával jelentősen megnövekedett a mezőgazdasági termelés (ERISMAN et al., 2008), a túlzott felhasználásuk következtében a növénytermesztési rendszerekből nagy mennyiségű szerves és szervesetlen nitrogén került a környezetbe. Környezeti szempontból az egyik legjelentősebb talajtani probléma a nitrátkimosódás, ugyanis a nitrogén gyorsan mozog a talajban és a vízben is jól oldódik, emiatt a többlet kijuttatás esetén a kimosódás és lemosódás eredményeként igen jelentős kockázatot jelent a felszíni és felszín alatti vizekre egyaránt. A tápanyagterhelés egyrészt vízszennyezéshez és eutrofizációhoz vezet, másrészt pedig savasodást és ózontkárosodást okozhat (DENK et al., 2017).

A felszíni és felszín alatti vizek szennyezése a kimosódás következménye lehet, amely télen és homokos talajon a legnagyobb mértékű (BECHMANN, 2014). De a felszín alatti vízszennyezés összefüggésbe hozható a nem megfelelő trágyatárolással és a szállítással is.

A talaj és a felszíni vizek védelméről az alábbi jogszabályok rendelkeznek még:

- 2019/2004. (VII.21.) Korm. rendelet a felszín alatti vizek védelméről;
- 27/2006. (II.7.) Korm. rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrát-szennyezéssel szembeni védelméről;
- 6/2009. (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.

Foszfor

A növények számára ahogy a nitrogén, úgy a foszfor is esszenciális makroelem, ugyanis a foszforsav nélkül nem játszódnak le az anyagcsere folyamatok (WARAICH et al., 2011, 2012; KRISHNARAJ és DAHALE, 2014). A talajokban szerves és szervesetlen formában egyaránt előfordul. A szervesetlen foszforformák adják a talaj foszfortartalmának 60-70%-át, ezek az apatitok és a kalcium-foszfátok, amelyek főként a bázikus kőzetekben vannak jelen. A szerves foszfor a mikroorganizmusok tevékenységéből, növényi maradványokból és bomlástermékekből származhat. A foszfor a talajban nehezen mozog,

vízben nehezen oldódik és a le-, vagy kimosódás veszélye is alacsony, mégis becslések szerint a kimosódással a talajba és vizekbe kerülő foszfor 50%-a az állati trágyákból származik (BOORBOORI et al., 2021).

2.3. A broiler csirketrágya komposztálása és környezeti hatásai

A baromfitrágyát hasznosíthatják közvetlenül szerves trágyaként, de a magas nitrogén-, foszfor- és rosttartalma miatt mindenképp ajánlott kezelni kijuttatás előtt. Eredményes és igen régóta alkalmazott kezelési és hasznosítási módja a különféle trágyáknak a komposztálás (WANG et al., 2015). A komposztálás a szilárd szervesanyag-tartalmú hulladékok és melléktermékek aerob körülmények közötti bontásának régóta alkalmazott módszere (MASTERS, 1997; FILEP, 1999). Olyan biológiai folyamat, amely során a melléktermékek szerves anyagai egyszerű vegyületekre bomlanak fel (CO_2 , H_2O , SO_4 , NO_3), s megfelelő nedvesség- és oxigéntartalom mellett humuszszerű anyaggá alakulnak át (EPSTEIN, 1997; ALEXA és DÉR, 2001; SULZBERGER, 2006). A komposztálás végtermékeként egy földszerű, talajjavításra alkalmas anyag keletkezik (BARÓTFI, 2000). Az állati trágyából készített komposztálási folyamat végterméke egy könnyen szétszórható, szagtalan termék, amely mentes a gyommagvaktól és patogénektől (HUANG et al., 2004; ZHANG et al., 2016). Előnyös tulajdonsága még, hogy szállítása egyszerűbb, mint a friss állati trágyáé. Összehasonlítva a friss trágyával, a komposzt alkalmazásával csökken a területeken a nitrogén- és szén-veszteség is (GODDEN és PENNINCKX, 1997; JEONG et al., 2019; LUO et al., 2019) és segíti néhány peszticid lebomlását a talajban (COLE et al., 1995; COOPERBAND, 2000). A mezőgazdasági hulladékok és potenciális szennyező anyagok ártalmatlanítása és hasznosítása révén a komposztálás technológiája nagy szerepet játszik a fenntartható mezőgazdaságban (SEQUI, 1996).

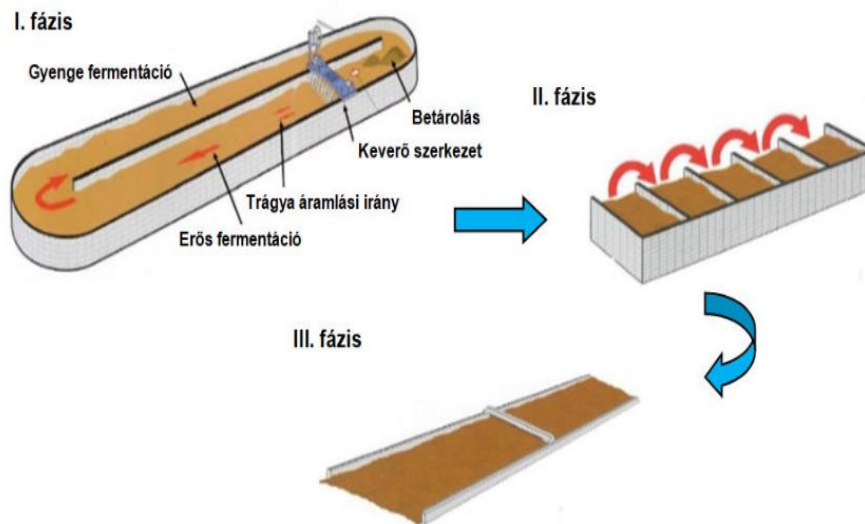
2.3.1. A Hosoya komposztáló üzem

Ahogy a Bevezetés című fejezetben említettem, kevés szakirodalom említi a baromfitrágya komposztálását, a komposztálás szempontjából kedvezőtlen tulajdonságoknak köszönhetően (magas nitrogén- és rosttartalom). Két görög kutató, GEORGAKAKIS és KRINTAS (2000), két japán eredetű rendszert, az Okada és a Hosoya rendszert nevezik meg az ilyen kedvezőtlenebb tulajdonságú melléktermékek

komposztálására. Jelen kutatásban egy, a Hosoya típusú telepen feldolgozott broiler csirketrágya termék előállításának környezeti hatásait vizsgálom.

A technológia egy háromfázisú rendszert takar, amely kétfázisú aerob fermentációból és egyfázisú végszárításból tevődik össze (2. ábra).

2. ábra: A Hosoya technológia fázisa



Forrás: SZABÓ, 2016.

Az első fázis a fermentáció, 12-14 napig tart, s egy ovális alakú betonkádban/medencében megy végbe. A kád hosszában két egyenlő félre van osztva, s a medence egyik oldalán gyenge, a másik oldalán erős fermentáció zajlik, ahol a folyamat során akár a 70 °C-ot is elérheti a hőmérséklet a trágya belsejében, így a patogén baktériumok is elpusztulnak. A kádban a trágya betáplálása és keverése folyamatos, ahogy a nedvességtartalom is rendszerint ellenőrizve van. A levegőztetés érdekében a kád aljára csőrendszer került beszerelésre. Míg betápláláskor a trágya szárazanyag-tartalma mindössze 25-30% körüli, addig az első fázis végére akár a 80-85%-ot is elérheti, emellett pedig jelentős mennyiségű organikus elemet is tartalmaz (GEORGAKAKIS és KRINTAS, 2000).

A második fázis a fermentáció és szárítás szakasza, mely során ezek a folyamatok oldalukon nyitott boxokban történnek. A levegőztetés érdekében – hasonlóan az első fázisban bemutatott kádhoz – a boxok aljában is levegőztető csövek vannak szerelve, hogy a fermentációs folyamat minél gyorsabb legyen. Miután az első, ovális kádban befejeződött egy forduló, az előszárított trágyát átszállítják a második fázis első boxába, hogy ott folytatódjon a folyamat. Ez a fázis 15-20 napig tart, s a trágya szárazanyag-

tartalma eléri a 75%-ot. A már szilárd granulátum alakot felvett trágyát tálcyszerű kádba szállítják át a befejező, végső szárítás céljából (GEORGAKAKIS és KRINTAS, 2000). A harmadik, egyben utolsó fázisban ahogy az előző fázisoknál is, a tálcyszerű kádak aljára is levegőztető csövek kerültek beszerelésre. A végszárítás 5-10 napot vesz igénybe, s a fázis végére 80-85% szárazanyag-tartalmú granulátumot kapunk (INTERNET6; CSIBA és FENYVESI, 2012; SZABÓ, 2016). Az így előállított granulált termékek előnye, hogy a hőkezelés hatására megsemmisülnek a káros ammóniagázok, gyommagvak, s a patogén baktériumok (GEORGAKAKIS és KRINTAS, 2000; GAÁL, 2011).

2.3.2. A komposztálás környezeti hatásai

A komposztálás számos előnye ellenére több tanulmány is demonstrálja, hogy a komposztálás sem mentes a környezetet szennyező problémáktól. FINSTEIN (1992) szerint főleg a nyílt technológiai megoldások jelentik a problémát, hisz ekkor a keletkező gázok, vízpára és szaganyagok közvetlenül a légkörbe jutnak, szennyezve azt. A gázok közül különösen a CO₂-veszteség a jelentős, amely nagymértékben járul hozzá az üvegházhatáshoz. Más szerzők szerint a komposztálás során az illékony NH₃ (KIRCHMANN és WITTER, 1989), a NO (CZEPIEL et al., 1996) és a CH₄ (LOPEZ-REAL és BAPTISTA, 1996) emisszió hatása a jelentősebb. A komposztálás során végbemenő nitrifikáció is gázemisszióhoz vezet (CHEN et al., 2015), így a környezetkárosítás mellett a komposzt értéke is leértékelődik. Több kísérlet alapján is azt a következtetést vonták le, hogy a nitrifikáció folyamata során az eredeti N-tartalom 0,2%-ától akár 9,9%-ig is terjedhet a nitrogénveszteség NO₃ formájában (CHOWDHURY et al., 2014; LI et al., 2016). A komposztálás termofil fázisában a gáznemű nitrogénveszteség főként NH₄ formájában jelentkezik, majd a következő szakaszban a mezofil nitrifikáló baktériumok száma növekszik és a nitrogénvegyületek oxidált formákká, például N₂O-dá alakulnak át a komposztálás érési szakaszában (FUKUMOTO et al., 2011). Sertéstrágya komposztálása során kimutatták, hogy a kiindulási N-tartalomnak kb. 5%-a szabadul fel N₂O formájában (FUKUMOTO et al., 2011). A közelmúltban elvégzett kutatások alapján a N₂O-kibocsátás szorosan összefügg a részleges nitrifikációval (GUO et al., 2010), tehát a teljesen végbemenő nitrifikáció folyamata hozzájárulhat az N₂O és NH₃ kibocsátás redukálásához (FUKUMOTO et al., 2011).

MARTINS és DEWES (1992), EGHBALL et al. (1997), valamint EKLIND és KIRCHMANN (2000) szerint a komposztálás folyamata során fellépő különböző

tápanyag-veszteségek a fő előidézői a környezetszennyezésnek. Ilyen környezeti kockázatot jelentő tényezők az ammónia, amely a magas nitrogén-tartalmú szerves hulladékok, melléktermékek komposztálásakor az egyik fő vegyület, mely légköri szennyeződést generál. A komposztáló létesítményekben a komposztálási folyamat aktív szakaszában jelent igen gyakori problémát az ammóniakibocsátás. Az elillanó NH_3 nemcsak azért jelent problémát, mert ezáltal csökken a késztermék nitrogén-tartalma (MARTIN és DEWS, 1992; BECK-FRIIS et al., 2001), hanem környezet- és humán egészségügyi szempontból is problémát okozhat (ZHANG és LAU, 2007). Különböző tanulmányok alapján elmondható, hogy az ammónia-kibocsátás a magasabb komposztálási hőmérsékleten növekszik, illetve jelentős hatással van még rá a kémhatás is (CRONJE et al., 2002; PAGANS et al., 2005; EKLIND et al., 2005). BECK-FRIIS et al. (2001) megfigyelték, hogy az ammónia-kibocsátás a termofil fázisban kezdődik, amikor a hőmérséklet magasabb, mint 45°C , a pH-érték pedig 9 körüli. Ezek az értékek a kezdeti nitrogén-tartalom 24-33%-ának vesztesését eredményezheti. Viszont azt hangsúlyozni kell, míg a hőmérséklet-ellenőrzés elvégezhető a komposztálási folyamat során, addig a pH-szabályozás igen nehéz (USDA, 2016; VAN DER WUFF et al., 2016). Kockázatot jelentő környezeti tényező még a szagmisszió a szerves anyagokban lévő szerves savak, alkoholok, hidrogén-szulfid és más gázok emissziója. A komposztálás különböző szakaszaiban jelentkezhet, többek között például a beérkező melléktermék tárolásakor, vagy a nem reaktoros rendszerű komposztálási folyamatok során. Az anaerob gócok képződése során felszabaduló NH_3 szintén hozzájárul a kellemetlen szaghatáshoz (NASEEM és KING, 2018; HUANG et al., 2020).

2.4. A növénytermesztés környezeti hatásai

Levegőre gyakorolt hatás

A mezőgazdasági folyamatok az üvegházhatású gázok közül leginkább a CO_2 -, CH_4 - és N_2O -kibocsátással járulnak leginkább hozzá a globális klímaváltozáshoz. Míg a CH_4 -kibocsátás inkább az állattartásra jellemző (kérődzők és trágyakezelés), valamint a rizstermesztésre, addig a CO_2 - és N_2O -kibocsátás leginkább a növénytermesztési folyamatokhoz köthető. A CO_2 - és N_2O -emisszió főként az elektromos áram és a mezőgazdasági gépek üzemanyag felhasználásának a következménye, valamint a CO_2 -kibocsátáshoz nagymértékben hozzájárul a földhasználat megváltozása is (AGUILERA et al., 2015; AHMED et al., 2020). A nitrogén műtrágyák és alapanyagaik előállítására is

CO₂-, N₂O- és NO_x-kibocsátással jár, ahogy a felhasználásuk is NH₃- és N₂O-emissziót von maga után (ADVIENTO-BORBE et al., 2010; PENG et al., 2011; ZHANG et al.; 2013; MBONIMPA et al., 2014; NYAMADZAWO et al., 2014; DHADLI és BRAR, 2016; DHADLI et al., 2016; KHAN et al., 2017; ZAMANIAN et al., 2018; ZHANG et al., 2019; KONG et al., 2019; LIN et al., 2021).

Talajra gyakorolt hatás

SZABÓ és PÁL (2007) alapján a növénytermesztési folyamatok olyan káros hatásokkal járhatnak a talajra nézve, mint az erózió, talajsavanyodás (a túlzott műtrágyahasználatnak köszönhetően), talajszerkezet romlása, szervesanyag-tartalom csökkenése, másodlagos szikesedés (nem megfelelő öntözési gyakorlat miatt) és a káros anyagok (nehézfémek) feldúsulása. Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environment Agency – EEA) alapján a növénytermesztési folyamatok által okozott főbb, talajt érintő problémák hasonlóak, ezek az erózió, savanyodás (az ammónia kibocsátás miatt), talajtömörödés (a nehéz munkagépek alkalmazása miatt), valamint kemikália szennyezés (a peszticidek használatának következtében) (EEA, 2004). A legtöbb szakirodalom az erózióval kapcsolatban áll rendelkezésre, mely bár természetes jelenségként van meghatározva (víz, szél és gravitáció okozta erózió), mégis az emberi beavatkozások miatt leginkább a szántóterületeket érinti. Ennek főbb oka a talaj gyakori bolygatása, valamint, hogy gyakran nincs a talajon a felszínét védő vegetáció (THAPA és WEBER, 1991; HIGGITT, 1993; SCHERR, 1999; VÁRALLYAY, 2001; PIMENTEL, 2006; ALKHARABSHEH et al., 2013; AMUNDSON et al., 2015; PANAGOS et al., 2018; ZHANG et al., 2019; BHANDARI et al., 2021; LI et al., 2021). Több másik kutatás szerint a nitrogénkörforgásban bekövetkezett változás számít a talajt érintő környezeti problémák közül a leginkább, hiszen az intenzív élelmiszertermelésnek köszönhetően a talajok természetes nitrogén-tartalma jelentősen csökkent, míg a mesterséges eredetű nitrogén mennyisége növekedett (SAINJU et al., 2018).

Felszíni és felszín alatti vizekre gyakorolt hatás

A mezőgazdaság a vizek mennyiségére és minőségére is jelentős hatással van. A túlzott műtrágyázás és a szerves trágyázás nem megfelelő menete főleg a sérülékeny talajokon jelentős hatással lehet a felszíni és felszín alatti vizekre, foszfát és nitrát szennyezést okozva (MCLAUGHLIN et al., 1996; HUDAK, 2000; HANSON, 2002; ALMASRI és KALUARACHICHI, 2004; WESTFALL et al., 2005; SAVCI, 2012; KHAN et al., 2018).

A vízminőségre a legsúlyosabb hatással a tápanyagokkal kapcsolatos szennyezés van, melynek legfőbb okai a helytelen gazdálkodási gyakorlat és a szabályok be nem tartása, legyen szó intenzív állattartásról vagy növénytermesztésről. A helytelen gyakorlatoknak köszönhetően ugyanis a foszfor a talajból a felszíni vizekbe kerül, majd ott felhalmozódva eutrofizációt okoz. A hazai viszonyokról ÁNGYÁN (2001) számolt be, miszerint az egy év alatt kijuttatott nitrogénnek 50-60%-át, a foszfornak pedig mindössze 10-15%-át hasznosítja a termesztett növény, míg a fennmaradó mennyiség vagy megkötődik a talajban, vagy a vizekbe kerül. A felszín alatti vizek esetében az egyik legnagyobb probléma a nitrátosodás (LAWNICZAK et al., 2016; BIJAY-SINGH ÉS CRASWELL, 2021), ezt követi a peszticid szennyezés. A nitrát felszín alatti vizekbe történő bemosódása több tényezőtől is függ, például a talajműveléstől, az öntözéstől, a trágyázástól és annak időzítésétől (HUDAK, 2000; HANSON, 2002; ALMASRI és KALUARACHCHI, 2004). A nitrát jelenléte a felszín alatti vizekben humánegészségügyi szempontból is kockázatos, ugyanis potenciális egészségkárosító hatással lehet, amennyiben az ivóvizet a talajból nyerik (WARD et al., 2018; RAHMAN et al., 2021). Magyarországi kutatók közül FÜLEKY (1999) fejtette ki, hogy hazánkban a vízminőség romlását a műtrágyázással lehet összefüggésbe hozni. ÁNGYÁN (2001) pedig arra is rámutatott, hogy bár a nitrátszennyezés nem csupán a műtrágyázásnak köszönhető, de az az egyik legjelentősebb oka.

Peszticidszennyezés

A növényvédő szerek alkalmazása károsan hathat az élővilágra és az emberi egészségre egyaránt (BERNARDES et al., 2014; NICOLOPOULOU-STAMATI et al., 2016; SHARMA et al., 2019; HASSAAN et al., 2020; KALYABINA et al., 2021). A legfőbb probléma, hogy a peszticidek nem csak a mezőgazdasági művelés alatt álló területeket szennyezhetik, hanem a táblaszegélyek és szomszédos területek növény- és állatvilágára is káros hatással lehetnek. Humán egészségügyi aspektusból a közvetlen kitettség a legegészségkárosítóbb, de a környezetbe kerülve vagy élelmiszereken keresztül is veszélyeztethetik az emberi egészséget a növényvédőszerek (AKTAR et al., 2009; ISENRING, 2010; DAMALAS és ELEFTHEROHORINOS, 2011; GILL és GARG, 2013).

2.5. A környezeti hatások értékelése életciklus-értékeléssel (LCA – Life cycle assessment)

A mezőgazdaság és a környezet egymással közvetlen kölcsönhatásban vannak, hisz a környezet állapota jelentősen befolyásolja a mezőgazdaságot, a mezőgazdasági tevékenységek pedig jelentős hatással vannak a környezet állapotára (KANIANSKA, 2016). A változásokat eredményező folyamatoknak a hatásterületei és az intenzitása térben és időben egyaránt változók (KREYBIG, 1955), kimutatásukra jelzőszámokat, illetve indikátorokat alkalmaznak (GARCIA, 1996). Az indikátor, vagy mutató meghatározása a kormányzati stratégiai irányításról szóló 38/2013. (III. 12.) Korm. rendelet alapján: „egy társadalmi, gazdasági, környezeti jelenség mérésére szolgáló számszerű adat vagy a jelenség minősítésére alkalmas információ”. (7. §, 13. pont)

Ilyen indikátorok például a Környezeti Teljesítmény Index (EPI – Environmental Performance Index) vagy az ökológiai lábnyom (EWING et al., 2010). A modellek közül a leggyakrabban alkalmazott a DPSIR keretrendszer (Driving forces – Pressure – State – Impact – Response: Hatótényezők – Terhelés – Állapot – Hatás – Válasz) (JESINGHAUS, 1995; SMEETS és WETERINGS, 1999; KATONÁNÉ, 2004; POMÁZI és SZABÓ, 2008).

2.5.1. Az életciklus-értékelés meghatározása

Hagyományosan a termékeket és a termékek gyártási folyamatait úgy tervezték, hogy az elsődleges szempontok – úgy, mint a funkció, költség, minőség, biztonság és ergonómia – között nem szerepelt a környezetre gyakorolt hatásuk. Napjainkban viszont a környezettudatos termelés egyre nagyobb szerepet játszik életünkben, így előtérbe kerülnek az olyan módszerek, amelyek alkalmasak a különböző termékek környezeti hatásainak beazonosítására, számszerűsítésére (CLARKE et al., 1994; NOTARNICOLA et al., 2017; HOJNIK et al., 2019; LUBOWIECKI-VIKUK et al., 2021). Ehhez elsőként meg kell határozni a döntő fontosságú környezetvédelmi kérdéseket, melyek magukba foglalják a termékhez kapcsolódó problémás tevékenységeket, folyamatokat és alapanyagokat, a kitermeléstől/beszerzéstől kezdve, a forgalmazáson, felhasználáson át, egészen az ártalmatlanításig, vagy újrahasznosításig. Mivel egy igen komplex és bonyolult feladatról van szó, szükség van egy szisztematikus elemzőeszközre, mely alkalmas egy termék, folyamat teljes életciklusának környezeti értékeléséhez. Erre az összetett feladatra alkalmas eszköz az életciklus-értékelés, melyet egy termék teljes

életpályája (nyersanyag kitermelésétől az élettartam végéig) során fellépő környezeti hatásainak számszerűsítésére használják, az anyag- és energiaáramok meghatározásával. Az életciklus-értékelés alkalmazásánál figyelembe kell venni, hogy az mindössze a környezeti hatások szempontjából értékeli az adott terméket, de a termék tervezésénél, fejlesztésénél más szempontokat is figyelembe kell venni, úgy, mint a gazdasági, társadalmi és technikai aspektusokat (BAJPAI, 2015; PAJULA et al., 2017; BRUSSEAU, 2019; RÖDGER et al., 2021).

Az életciklus-értékelés, vagy –elemzés (LCA – Life Cycle Assessment, Life Cycle Analysis) készítésének módszertanát az MSZ EN ISO 14040-es szabványsorozat tartalmazza. Az ISO 14000 szabványsorozatot 1996-ban fogadta el a Nemzetközi Szabványosítási Keretrendszer. A szabványrendszer feladatai közé tartozik:

- az egyes országok eltérő szabványaiból származó kereskedelmi korlátok minimalizálása;
- a környezeti menedzsment területén a minőségmenedzsmentnél elérhető hasonló egységes közelítésmód és közös nyelvezet megteremtése;
- a vállalatok megerősítése a tekintetben, hogy képesek legyenek elérni és mérni környezeti teljesítményük javulását;
- a vállalatok számára a regisztráláshoz szükséges egységes követelményrendszer felállítása;
- a párhuzamos auditálások számának csökkentése, amit a fogyasztói szervezetek, a szabályozó hatóságok, a partnervállalatok vagy a regisztrálást végző intézmények kezdeményeznek.

Az ISO 14040-es szabvány tartalmazza az alkalmazható fogalommeghatározásokat és háttérinformációkat, s leírja az LCA elvégzésének folyamatát. A szabványsorozat pontos meghatározása alapján az életciklus „Egy termék hatásrendszerének egymás után következő, kapcsolódó szakaszai, a nyersanyag beszerzésétől vagy a természeti erőforrás keletkezésétől az újrahasznosításig vagy az ártalmatlanításig.” Ennek értelmében pedig az életciklus-értékelés „Egy termék hatásrendszeréhez tartozó bemenet, kimenet és a potenciális környezeti hatások összegyűjtése és értékelése, annak teljes életciklusa során.” (MSZ EN ISO 14040, 1997).

Más szerzők megfogalmazásában az életciklus egy termék vagy szolgáltatás egymást követő és egymással összekapcsolt szakaszai, azaz a nyersanyag kitermelése, előkészítése, a termék gyártása és használata, majd a használat után keletkező hulladék

kezelése vagy újrahasznosítása (HAUSCHILD et al., 1998; CURRAN, 2013; THANH és MATSUI, 2013). Az életciklus-értékelés pedig egy szisztematikus, átfogó, szabványosított és széles körben alkalmazott módszer, mely alkalmas termékek hatásainak értékelésére (BATTINI et al., 2014; O'BRIEN et al., 2014). Az életciklus-felmérés alapján készült tanulmányok felhasználása döntéstámogató eszközként szolgál, s rávilágít a termék vagy folyamat életciklusa során fellépő gyengepontokra (TARANTINI et al., 2009; CELLURA et al., 2012).

Az ISO 14000-es szabványcsalád hatályos szabványait foglalja össze az 5. táblázat.

5. táblázat

Az ISO 14000-es szabványsorozat hatályos szabványai

MSZ EN ISO 14040:2006	Környezetközpontú irányítás – Életciklus értékelés – Alapelvek és keretek.
MSZ EN ISO 14044:2006	Környezetközpontú irányítás – Életciklus értékelés – Követelmények és útmutatók
ISO 14026:2017, ISO/TS 14027:2017, ISO/TS 14071:2014	Környezetvédelmi címkék és nyilatkozatok (A lábnyomra vonatkozó információk közlésére vonatkozó elvek, követelmények és iránymutatások – Termékkategóriákra vonatkozó szabályok kidolgozása). Kritikai felülvizsgálati folyamatok, az ISO 14044:2006 kiegészítő követelményei és iránymutatásai
ISO/TR 14047:2012 ISO/TS 14048:2002 ISO/TR 14049:2012 Magyarország még nem vette át!	Környezetgazdálkodás – Életciklus-értékelés (Példák az ISO 14044 alkalmazására – Adatok dokumentálásának formátuma – Példák az ISO 14044 alkalmazására, a cél és rendszerhatárok meghatározására és a leltárelemzésre)
ISO 14064-1:2018, ISO 14064-2:2019, ISO 14064-3:2019, ISO 14065:2020, ISO 14066:2011, ISO 14067:2018	Üvegházhatású gázok (szénlábnyomra vonatkozó szabványok), környezeti információk, ÜHG tanúsítása és validálás, termékek szénlábnyoma
MSZ ISO 14063 MSZ ISO 14031 MSZ ISO 14024 MSZ ISO 14021 MSZ ISO 14025	Környezettel kapcsolatos kommunikáció és példák Környezeti teljesítményértékelés Környezetvédelmi nyilatkozatok II. típusú Környezetvédelmi nyilatkozatok Környezetvédelmi címkék

Forrás: MANNHEIM, 2022.

Az életciklus-értékelés alkalmazásával jobban megérthetőek az egyes termékekhez köthető környezeti tényezők és hatások a termék életciklusának különböző pontjain, ezáltal környezeti tényezőkkel kapcsolatos javítási lehetőségek fogalmazhatók meg. Az

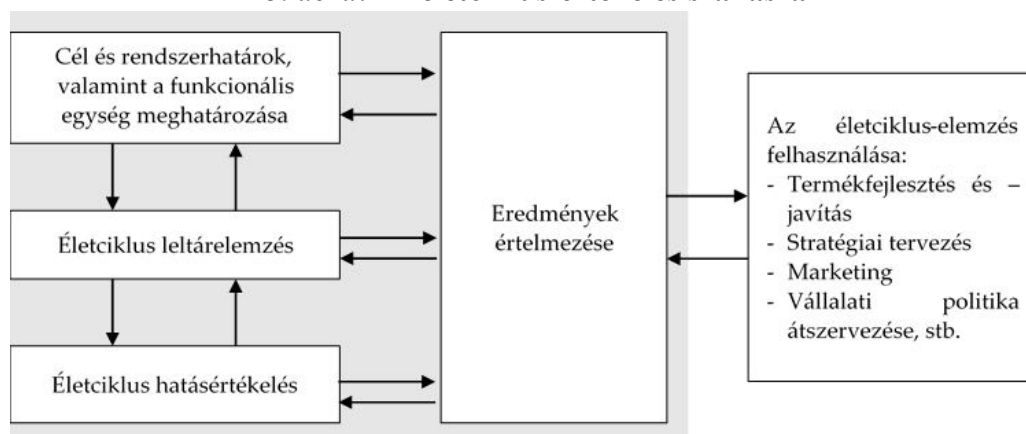
életciklus-felmérés mindig valamilyen probléma megoldására alkalmas. Segíti a döntéshozatalt, a környezettudatos stratégiai tervezést, a prioritások megfogalmazását, megkönnyíti a környezeti minőség vizsgálatát, irányítását, javítását. Célja a környezeti minőség vizsgálata, irányítása, javítása, ugyanis a rendszer anyag- és energiaforgalmának, valamint az emisszióknak a meghatározásával feltárhatóak azok a pontok, ahol a felhasznált forrásokat és az emisszió mértékét csökkenteni lehet. Az életciklus-értékelés kontextusában a „környezeti hatások” mindig olyan tényezőkre utalnak, melyeket meg kell őrizni, például az emberi egészségre, az ökoszisztémára és a természeti erőforrásokra (CALIXTO, 2013; MANNAN, 2012; MAHAMADU et al., 2016; LEVY, 2017).

2.5.2. Az életciklus-értékelés lépései

JENSEN et al. (1997) útmutatója, és az ISO 14040:2006 szabvány alapján az életciklus-értékelés a következő főbb lépések alapján kell, hogy felépüljön:

1. Cél és rendszerhatárok meghatározása
2. Életciklus leltárelemzés
3. Életciklus hatásértékelés
4. Eredmények értelmezése (3. ábra).

3. ábra: Az életciklus-értékelés szakaszai



Forrás: JENSEN et al., 1997.; ISO 14040:2006. (Saját szerkesztés, 2019)

1. lépés: Cél és rendszerhatárok meghatározása

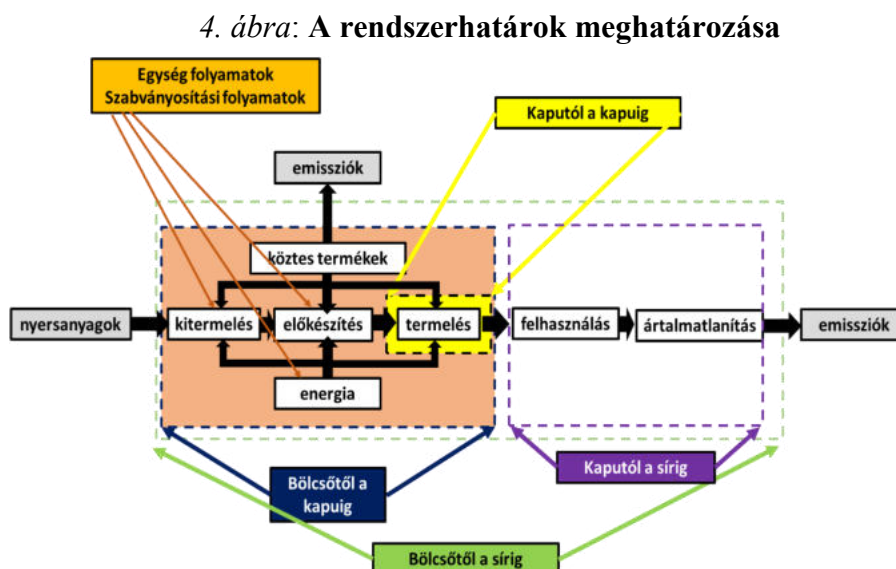
Az életciklus kezdeti szakasza az elemzés céljának, alkalmazási területének (rendszerhatárok) és a funkcióegységnek meghatározása. Az elemzés célját a lehető legpontosabban kell meghatározni. Világosan meg kell adni a választ arra a kérdésre,

hogy miért végezzük el az elemzést, vagyis mik a céljai a tanulmánynak. Cél lehet például különböző technológiák összevetése, ökocímke használatának elnyerése, vagy anyag- és energiamegtakarítás lehetőségeinek számbavétele (JENSEN et al., 1997; TÓTHNÉ-SZITA, 2008).

Ahogy a cél esetében is a minél pontosabb megfogalmazás a döntő, úgy a rendszerhatárok, tehát az alkalmazási terület meghatározásánál is. Amikor meghatározzuk egy adott termék esetében a rendszerhatárokat, figyelembe kell venni az életciklus szakaszait, a folyamatokat és az áramokat, rendszert ugyanis mindenképp bemeneti (input) és kimeneti (output) áramok meghatározásával kell modellezni. A rendszerhatárok meghatározásánál általában négy fő lehetőség szerint lehet választani bölcstől a sírig, bölcstől a kapuig, kaputól a sírig, kaputól a kapuig (JACQUEMIN et al. 2012.)

A funkciókat mindig az adott tanulmány szabja meg. A funkcióegység azért fontos, mert az életciklus leltárjához gyűjtött adatokat a vizsgált rendszer egy egységére kell vonatkoztatni, hogy összehasonlíthatók legyenek az inputok és az outputok, tehát maga az életciklus elemzés eredménye (BAKOSNÉ, 2016).

A 4. ábra összefoglalja a rendszerhatárok meghatározásának lehetőségeit:



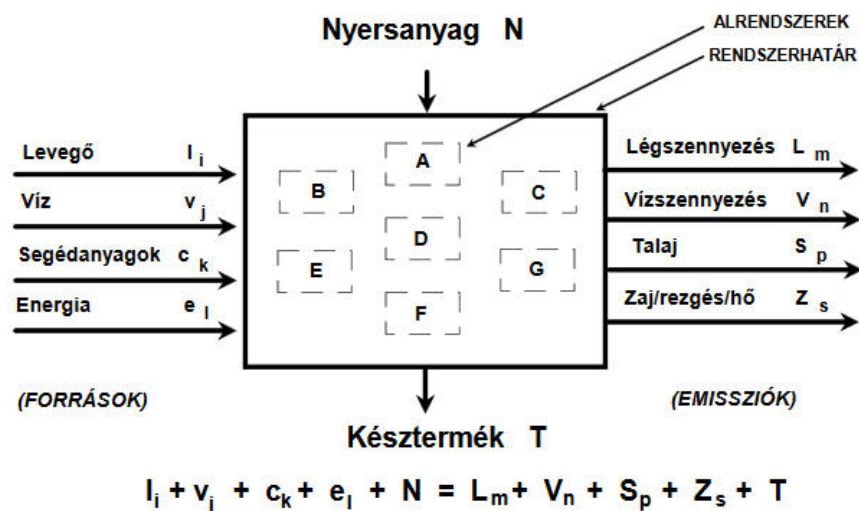
Forrás: ISO 14040:2006; THINKSTEP, 2015. (Saját szerkesztés, 2019)

2. lépés: Életciklus leltárelemzés (Life Cycle Inventory, LCI)

Az életciklus leltárelemzés számszerűsíti az életciklus során fellépő input és output adatokat, ami vonatkozhat a nyersanyagra, s az emissziókra is (5. ábra). A

leltárkészítéshez szükséges adatok gyűjtése igen precíz és alapos munkát igényel. Az LCI elkészítéséhez a legjobban felhasználható adatokat általában maga a termék gyártója bocsájta rendelkezésre. Az adatgyűjtés során a legszükségesebb adatok az inputok (nyersanyagok, energiák, víz) és az outputok (termék, melléktermékek, hulladékok, különböző emissziók, amelyek a talajt, vizet és a levegőt érintik) (MSZ EN ISO 14040:2006).

5. ábra: Az életciklus leltár felépítése



Forrás: RAB et al., 1997. (Saját szerkesztés, 2019)

3. lépés: Életciklus hatásértékelés (Life Cycle Impact Assessment, LCIA)

Az életciklus hatásértékelés (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) szakaszában a leltárelemzés során összegyűjtött adatok feldolgozása és értékelése történik. A hatásértékelés során az előző szakaszban meghatározott környezeti hatások és terhelések jelentőségét értékelése, illetve számszerűsítése a cél.

Egy projekt hatásának értékelésére több módszer is létezik. Az Egyesült Államokban például a TRACI-módszert használják. Európában az EcoIndicator, a ReCiPe, az ILCD és a CML módszereket használják szélesebb körben (GUINÉE et al., 2002; GABATHULER, 2006; KABAKIAN et al., 2015; LAMNATOU és CHEMISANA, 2015). Jelen tanulmányban a CML IA baseline hatásvizsgálati módszert alkalmaztam, mely nemzetközileg elfogadott, megbízható és igen széles körben használt módszer. A legtöbb, mezőgazdasági folyamatok életciklus-értékeléséről szóló publikációban is ezt a hatásvizsgálati módszert alkalmazzák. A módszert a hollandiai Leideni Egyetemen alkották meg 1992-ben, és a neve a Centrum voor Milieukunde (CML) rövidítéséből

származik (GABATHULER, 2006). A CML módszertanának legjelentősebb hatása a "hatásvizsgálat" területén érvényesül. A CML-módszer célja a környezet és a termékrendszer közötti valamennyi közvetlen anyag- és energiacsere-kapcsolat kvantitatív feltárása. A módszer egyrészt azon a feltételezésen alapul, hogy az azonos hatású kibocsátások a különböző közegekben összegezhetőek, másrészt a hatásvizsgálathoz az anyag- és energiaáramlások hatásorientált osztályozásán. A módszer összhangban van a nemzetközi szabványosítási törekvésekkel, mivel magába foglalja a célmeghatározást (cél és hatásterület), az életciklus-leltárt (leltárelemzés), a hatáselemzést (hatásvizsgálat) és az értékelést (az eredmények értelmezése) (GABATHULER, 2006). A CML IA baseline hatásértékelő módszer az életciklus-értelmezés 11 leggyakrabban alkalmazott hatáskategóriája alapján értékeli a vizsgált folyamatokat, termékeket (GUINÉE et al., 2002).

1. Elemek abiotikus kimerülési potenciálja – Abiotic depletion potential for elements (ADPe). Mértékegysége: kg Sb-egyenérték.

A mutató célja, hogy megragadja a nem megújuló energiaforrásoknak a kinyerésük és alapvető ritkaságuk miatt egyre csökkenő hozzáférhetőségét. Az elemek és ásványi anyagok felhasználásának mértékére utal (a ritkaföldfémek és ércek kinyerésével foglalkozik). Az antimon (Sb) és az azzal egyenértékű anyagok egy főre jutó felhasználását mutatja évente. Meghatározása az adott elem vagy ásványi anyag tartaléka és a kinyerési aránya alapján történik (VAN OERS és GUINÉE, 2016).

2. Fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja - Abiotic depletion potential of fossil fuels (ADPf). Mértékegysége: MJ.

A fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja a fosszilis energiahordozók (szén, kőolaj, földgáz) nyersanyagként való használatával, ezáltal mennyiségének csökkenésével foglalkozik. Sokáig hasonlóképpen mérték, mint az elemek egyenértékjait, de 2010 óta másképp számítják. Eszerint a fosszilis anyag energiatartalmán alapuló abszolút mérték az érdekelt, így nem kg Sb-egyenértékben van megadva az értéke, hanem megajoule-ban (GUINÉE et al., 2002).

3. Savasodási potenciál – Acidification potential (AP). Mértékegysége: kg SO₂-egyenérték.

A savasodásért főképp a kén-dioxid (SO₂) és a különböző nitrogén-oxidok (NO_x) a

felelősek. Előbbi főleg a hagyományos erőművekből, míg utóbbi nagyrészt a gépjárművekből származik. Ezekből a gázokból a légkörben – oxidáció útján kénsav, kénes savak és nitrogénsav keletkezik, amelyek csökkentik a csapadék kémhatását. Földünk nagy részén a csapadék egyébként is savas kémhatású, a pH értéke 5,6 körüli, viszont az antropogén eredetű savas esők pH-ja ennél savanyúbb kémhatású, átlagértéke 4,0-4,5 körül alakul. A vízi ökoszisztémák esetén ez a hatás a tavak elsavanyodását, ezáltal az élővilág eltűnését eredményezi, míg a szárazföldi ökoszisztémáknál az erdőknél mutatkozik elsőként a savasodás, mely először lassú növekedést, majd az erdők pusztulását eredményezi (KLÖPFFER és GRAHL, 2014). Emellett a savas esők épületeket, szobrokat és más műtárgyakat is veszélyeztetnek. Mivel a savasodás mértéke nagymértékben függ a földrajzi, például a helyi légköri viszonyoktól, szükségessé vált a hatáskategória számítási módszerének átdolgozása (HETTELINGH et al., 1995; SEPPÄLÄ et al., 2006; POSCH et al., 2008).

4. Eutrofizációs potenciál – Eutrophication potential (EP). Mértékegysége: kg PO₄-egyenérték.

Az eutrofizáció számos tengeri és édesvízi ökoszisztéma károsodásának egyik fő oka. Az algák és növények túlzott növekedése jellemzi, ami egy vagy több korlátozó növekedési tényező megnövekedett elérhetőségének köszönhető (pl. a túltrágyázás vagy a túlzott tápanyagellátás, a két legfontosabb tápanyagra, a nitrogénre (N) és a foszforra (P) összpontosítva) (GUINÉE et al., 2002).

5. Globális felmelegedési potenciál – Global warming potential (GWP). Mértékegysége: kg CO₂-egyenérték.

A leggyakoribb üvegházhatású gázok közé tartozik a szén-dioxid (CO₂), a metán (CH₄) és a fluorozott-klórozott szénhidrogének (CFC-k). A különböző ÜHG-kban a szén a közös. A globális felmelegedési potenciál (GWP) egy olyan mérőszám, amelyet a különböző gázok légkörre gyakorolt hatásának összehasonlítására fejlesztettek ki. Az index arra ad választ, hogy ha egy adott gázból pl. 1 tonna kerül a légkörbe egy bizonyos időszak alatt (20, 50 vagy 100 év), az mennyire melegíti a légkört 1 tonna szén-dioxid kibocsátásához képest. Ebben az esetben minél nagyobb a GWP, annál negatívabb a környezetre nézve. A GWP-hez általában 100 évet használnak, ahogy jelen tanulmányban is, a CML IA baseline hatásvizsgálati módszer a GWP100-at alkalmazta, de léteznek 20 (GWP20) és 50 (GWP50) évre vonatkozó előrejelzések is (GUINÉE, 2002; IPCC, 2013).

6. Ózonlebontó potenciál – Ozone layer depletion potential (ODP). Mértékegysége: kg CFC-egyenérték.

Az ózonlebontó anyagok emissziójának számításához a CFC-11-et használják. Az ember által előállított CFC-k károsan befolyásolják az ózonréteget (PYLE et al., 1991; WMO, 1999). Ezek a CFC-k reakcióba lépnek az UV-sugarakkal az ózonrétegben, és láncreakcióban klórt (Cl) képeznek. Klór ezután reakcióba lép az ózonnal (O₃), és O₂-ra bontja azt. A CFC-ket először hűtőkben használták, majd a Montreali Jegyzőkönyv betiltotta a használatát. Azonban, mivel hosszú tartózkodási idővel rendelkeznek (46-1700 év), és a még mindig használatban lévő régi berendezések továbbra is kibocsátják ezeket az anyagokat, az ózonréteg nagyon lassan regenerálódik (GUINÉE, 2002).

7. Fotokémiai oxidációs potenciál – Photochemical oxidation potential (POP). Mértékegysége: kg C₂H₄-egyenérték.

A fotokémiai oxidációból származó, magas NO_x-koncentráció miatti etilén-egyenértékű kibocsátást írja le. A fotokémiai oxidáló szmog kialakulása a NO_x és a VOC-k között a napfény (UV-sugárzás) hatására lejátszódó összetett reakciók eredménye, ami a troposzférában ózonnépződéshez vezet. A szmogjelenség nagymértékben függ a meteorológiai körülményektől és a szennyező anyagok (CO, SO₂, NO, NH₄) háttérkoncentrációjától. Ezek a reaktív vegyületek súlyos emberi egészségügyi problémákat okozhatnak (LABOUZE et al., 2004; VAN ZELM et al., 2008).

8. Humán toxicitási potenciál – Human toxicity potential (HTP). Mértékegysége: kg 1,4-DB-egyenérték.

A humán toxicitási potenciált 1,4-diklórbenzol egyenértékben fejezzük ki. Ez a kategória tükrözi a kibocsátott anyagok (pl.: arzén, hidrogén-fluorid, nátrium-dikromát) emberi egészségre gyakorolt, potenciálisan károsító hatását. Ezek a vegyi anyagok belégzéssel, érintkezés útján, vagy lenyeléssel kerülhetnek az emberi szervezetbe. A munkakörnyezetben történő expozíció egészségügyi kockázatai nem tartoznak ide (ROSENBAUM et al., 2008).

Ökotoxicitási potenciálok:

9. Édesvízi ökototoxicitási potenciál – Fresh water aquatic ecotoxicity potential (FAETP).

10. Tengervízi ökototoxicitási potenciál – Marine aquatic ecotoxicity potential (MAETP)

11. Szárazföldi ökototoxicitási potenciál – Terrestrial ecotoxicity potential (TETP)

Mértékegységük: kg 1,4-DB-egyenérték.

Ez az indexek azt mutatják ki, hogy a mérgező anyagok (pl.: nehézfémek) kibocsátása milyen hatást gyakorol az édes-, tengervízi és szárazföldi ökoszisztémákra. A toxicitás értékelése az ökoszisztémák számára a megengedhető maximális koncentrációkon alapul (SEPPÄLÄ et al., 2006; POSCH et al., 2008).

Az életciklus-értékelést elsősorban az ipari folyamatok (pl.: építőipar (BUYLE et al., 2013; BAHRAMIAN és YETILMEZSOY, 2020), műanyaggyártás (ALHAZMI et al., 2021; MANNHEIM, 2021), hulladékgazdálkodás (CHERUBINI et al., 2009; BRANCOLI és BOLTON, 2019) stb.) értékelésére fejlesztették ki, az utóbbi évtizedben egyre inkább jellemző lett a mezőgazdasági folyamatok környezeti szempontú értékelésére is, azon belül is főleg az állattartási és növénytermesztési folyamatok tekintetében.

A feltüntetett szakirodalmak alapján kategorizálom az egyes hatáskategóriákat aszerint, hogy az adott termelési rendszerben mennyire jellemző az alkalmazásuk. A feldolgozott szakirodalmakban való előfordulásuk alapján három kategóriát különböztetek meg: a leggyakrabban alkalmazott hatáskategóriákat az 6-8. táblázatokban zöld színnel, a kevésbé jellemző hatáskategóriákat kék színnel, a ritkán alkalmazott hatáskategóriákat pedig piros színnel jelöltem. A feltüntetett szerzők nem mind a CML IA baseline hatásértékelő módszert alkalmazták, de az egyes módszerek között van átfedés a hatáskategóriákat tekintve.

Ahogy említettem, az LCA egyre jobban kiterjed az intenzív állattartási rendszerek környezeti terhelésének értékelésére, az is elmondható, hogy leginkább három szempont, azaz három hatáskategória alapján történik az értékelés (6. táblázat). A három leggyakrabban elemzett hatáskategória a globális felmelegedési potenciál (GWP), valamint a savasodási (AP) és eutrofizációs potenciál (EP). Ezeken felül pár szerző még értékeli a fotokémiai oxidációs (POP), az ózonlebontó (ODP) és a humán toxicitási potenciált (HTP), valamint az elemek kimerülési potenciálját (ADPe). A feldolgozott szakirodalmak közül PAYANDEH et al., (2017), LIMA et al. (2019) és RAMEDANI et al. (2019) értékeli legszéleskörűbben az intenzív broiler csirke tartást, megvizsgálva a CML IA baseline mind a 11 hatáskategóriáját, hasonlóan ehhez a tanulmányhoz.

LCA tanulmányok a broiler csirke-, szarvasmarha- és sertéstartás területén

Hatáskategória	Broiler csirke tartás												Szarvasmarha- és sertéstartás								ÖSSZESEN	
	KATAJAJUURI et al., 2008.	PELLETIER, 2008.	WILLIAMS et al., 2009.	LEINONEN et al., 2012.	DA SILVA et al., 2014.	KALHOR et al., 2016	GIANNENAS et al., 2017.	PAYANDEH et al., 2017.	PUTMAN et al., 2017.	LIMA et al., 2019.	RAMEDANI et al., 2019.	MARTINELLI et al., 2020.	CORNEJO et al., 2010.	DEL PRADO et al., 2010.	NGUYEN et al., 2012.	SEJIAN és NAQVI, 2012.	GONZALEZ-GARCÍA et al., 2015.	BOGAERT et al., 2017.	FIGORE et al., 2017.	BALDINI et al., 2018.		ASEM-HIABLIÉ et al., 2019.
GWP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	21/21
AP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X		X	X	X	21/17
EP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X		X			21/15
POP							X	X	X		X	X			X						X	21/7
HTP							X	X	X		X	X			X						X	21/7
ODP							X		X		X	X			X						X	21/6
ADPe							X	X	X		X	X								X		21/6
TETP					X	X		X		X	X				X							21/6
ADPf								X	X	X	X				X							21/5
MAETP							X		X		X	X								X		21/5
FAETP							X		X		X	X										21/4

Ahogy a 2.3.1. alfejezetben említettem, kevés szakirodalom említi a baromfitrágya komposztálását, így a baromfitrágya komposztálásának, vagy a Hosoya üzem működésének életciklus-értékeléséről még annyi információ sem áll rendelkezésre. A 7. táblázatban sertés-, ló- és szarvasmarhatrágya komposztálásának LCA tanulmányait foglaltam össze.

7. táblázat

LCA tanulmányok a trágya komposztálás területén

Hatáskategória	ZHONG et al., 2013. sertésrágya	LUO et al., 2014. sertésrágya	CHERUBINI et al., 2015. sertésrágya	ERIKSSON et al., 2016. lótrágya	CORBALA-ROBLES et al., 2018. sertésrágya	LI et al., 2018. szarvasmarhatrágya	HAVUKAINEN et al., 2020. lótrágya	ÖSSZESEN
GWP	X	X	X	X	X	X	X	7/7
AP		X	X	X	X	X	X	7/6
EP		X	X	X	X	X	X	7/6
TETP			X		X			7/2
ADPf			X		X			7/2
MAETP			X		X			7/2
FAETP			X		X			7/2
POP					X			7/1
ODP					X			7/1
HTP					X			7/1
ADPe								7/0

A legtöbb – trágya komposztálásához köthető – életciklus-értékelés a sertésrágya komposztálását dolgozza fel, de előfordulnak szarvasmarha- és lótrágya komposztálásának környezeti hatásait feltáró elemzések is. Hasonlóan az állattartási rendszerek életciklus-értékeléséhez, itt is a három leginkább vizsgált hatáskategória a globális felmelegedési (GWP), savasodási (AP) és eutrofizációs potenciál (EP). A feldolgozott szakirodalmak közül CORBALA-ROBLES et al. (2018) vizsgálták a legszéleskörűbben a sertésrágya komposztálásának életciklusát, míg például ZHONG et al. (2013) mindössze a CO₂-egyenértékű kibocsátást elemezték kutatásuk során. Előfordulnak még szakirodalmak, melyek értékelik környezeti szempontból a trágya komposztálását, a CO₂-egyenértékű kibocsátást figyelembevéve, de ezek a tanulmányok nem életciklus-értékelésen alapszanak (LUSKE, 2010; ADEME, 2012; ZHU et al., 2014).

A növénytermesztési rendszerek esetében csak a kukorica és őszi búza termesztésének környezeti hatásait célzó tanulmányok közül említék meg párat (8. táblázat).

8. táblázat

LCA tanulmányok a kukorica- és őszi búza termesztésének területén

Hatáskategória	Kukorica (<i>Zea mays</i> L.)				Őszi búza (<i>Triticum aestivum</i> L.)								Mindkettő		ÖSSZESEN
	BOONE et al., 2016.	HOLKA et al., 2017.	HOLKA – BIENKOWSKI, 2020.	SUPASRI et al., 2020.	BRENTROP et al., 2004.	BISWAS et al., 2008.	WILLIAMS et al., 2010.	SIMMONS et al., 2015.	HOLKA et al., 2016.	TAKI et al., 2018.	HOLKA – BIENKOWSKI, 2020.	SHRESTHA et al., 2020.	WANG et al., 2014.	FANTIN et al., 2017.	
GWP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	14/14
EP		X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	14/11
AP	X	X	X		X		X		X	X	X		X	X	14/10
ADPe	X	X	X		X				X	X	X			X	14/8
POP	X	X	X						X	X				X	14/6
ADPf	X	X							X		X			X	14/5
FAETP	X				X					X		X		X	14/5
HTP					X			X		X			X	X	14/5
MAETP	X				X					X					14/3
ODP	X									X					14/2
TETP					X					X					14/2

A feldolgozott életciklus-értékelések alapján is a leggyakrabban előforduló hatáskategóriák a globális felmelegedési potenciál (GWP), a savasodási potenciál (AP) és az eutrofizációs potenciál (EP) voltak. Viszont a növénytermesztési rendszereknél előfordultak olyan elemzések is, melyek magukba foglalták az abiotikus kimerülési potenciálokat (ADPe, ADPf), a fotokémiai oxidációs (POP) és humán toxicitási potenciált (HTP), illetve az édesvízi ökotoxicitási potenciált (FAETP). A legtöbb hatáskategóriára kiterjedt elemzéseket BRENTROP et al. (2004) és TAKI et al. (2018) végezték el.

4. lépés: Életciklus eredmények értékelése

Az életciklus értelmezése során az előző két fázisban kapott eredményeket és megállapításokat értelmezik. Az értelmezés és az eredmények értékelése után fogalmazzák meg a javaslatokat. Az értelmezés fázisnak feladata még, hogy a leltárelemzés eredményeit érthetően és átfogóan mutassa be a tanulmány céljainak megfelelően. Az értelmezés olyan eljárás, mely alkalmas arra, hogy meghatározzák, minősítsék és kiértékeljék az LCA, valamint az LCIA tanulmányokon alapuló következtetéseket (BAKOSNÉ, 2016).

Az eredmények feldolgozásának menete függ attól, hogy az elemzés milyen céllal készül. Legtöbbször életciklus-értékelést a környezeti hatások és a gyártás gazdaságosságának megismerése miatt végeznek, azonban az elemzés alkalmas például különböző módszerek összehasonlítására is az input és output áramok ismeretében. Az elemzés eredményeinek ismerete segíthet a döntéshozatalban is, ösztönözve ezáltal egy környezetkímélőbb technológia kiépítésére (TÓTHNÉ, 2008; BAKOSNÉ, 2016).

2.6. Tenyészedényes kísérlet

Az eredményes növénytermesztés érdekében, valamint a talaj és a környezet többletanyagokkal való terhelésének minimalizálása miatt nélkülözhetetlenek az előzetes talajvizsgálatok, valamint a kijuttatott tápanyag-utánpótlók és a termesztett növények ismerete. Ezen ismeretek bővítéséhez hatékony modellezési lehetőséget biztosítanak a tenyészedényes kísérletek, melyekkel betekintést nyerhetünk a növények reakcióiról, a talaj-növény rendszer állapotáról és állapotváltozásáról, ellenőrzött, kontrollált környezetben. A módszer előnye, hogy viszonylag kevés költségráfordítással számos kezeléskombináció beállítására van lehetőség (PANE et al., 2012).

Kukorica (*Zea mays* L.)

2021-ben 1 millió 43 ezer hektáron folyt kukoricatermesztés Magyarországon, ezáltal a kukoricatermesztés az ország termőterületének kb. 25%-át foglalja el. A 2021-es termésátlag 6 tonna volt hektáronként. A kilogrammonkénti ára 71 Ft volt, ami a 2020-hoz képest 45%-os növekedést jelent (INTERNET7).

A kukorica tápanyagigényes növény, főleg a nitrogén tekintetében. 1 tonna terméshez 20-28 kg nitrogénre, 11-22 kg foszforra és 18-26 kg káliumra van szükség. Nagy termésátlagok csak jó tápanyagellátású talajokon érhetők el. A mélyre hatoló, erőteljes

gyökérzetének, nagy aktív gyökérfelületének köszönhetően jó a tápanyagfelvevő és -hasznosító képessége. Ezért eredményes termesztése csak trágyázással valósítható meg. A hektáronként kijuttatandó tápanyag mennyiségét számos tényező befolyásolja. Ezek közül a legfontosabbak: a hibrid igénye, trágyareakciója, az elővetemény, a talaj tápanyagszolgáltató-képessége és egyéb tulajdonságai. A tápanyagok közül a nitrogénből igényel a legtöbbet. Kijuttatását minden esetben tavasszal érdemes elvégezni (ANTAL et al., 2005). Nem csak a termését növeli, de a vegetatív növekedést is segíti. Túladagolása viszont káros hatással van az érési folyamatokra tekintve. A foszfor megfelelő mennyiségű jelenléte a talajban a növény szemtermésének számára és annak nagyságára hat kedvezően. A kálium pedig termésmenvelésén kívül gyorsítja az érést és növeli a szárszilárdságot (BORSOS et al., 1994). A foszfor- és kálium-tartalmú műtrágyák őszi szántással való kijuttatása a legoptimálisabb (ANTAL et al., 2005). Nem elhanyagolható a kalcium és a magnézium igénye sem, valamint a cink és a rézhiányra érzékeny. A kukorica nagyon meghálálja a szerves trágyázást. A legmegfelelőbb számára az istállótrágya, de jól értékesíti a pillangósokkal való zöldtrágyázást is. A szerves trágya kihordása nyáron vagy kora ősszel a legkedvezőbb, majd középmély, később pedig őszi mélyszántással érdemes a talajba dolgozni (BORSOS et al., 1994).

Őszi búza (*Triticum aestivum* L.)

Az őszi búza világszerte az egyik legfontosabb szénhidrátforrás a táplálkozásban. Fehérje-tartalma mintegy 13%, ami viszonylag magas a többi fő gabonaféléhez képest. A búza fogyasztása világszerte növekvő tendenciát mutat, nemcsak a humán táplálkozásban, de az állati takarmányozásban is (SHEWRY és HEY, 2015; GIRALDO et al., 2019). Az őszi búza a magyarországi növénytermesztés egyik legmeghatározóbb növénye (PEPÓ és VAD, 2018). Hazánkban 2021-ben az őszi búza vetésterülete 891 ezer hektár volt, a termésátlag pedig elérte a hektáronkénti 6 tonnát. A felvásárlási ára 2020-hoz képest 32%-kal nőtt, 72 Ft/kg volt (INTERNET7).

A búzatermesztés agrotechnikai tényezői közül kiemelkedő jelentőségű a tápanyag-utánpótlása. Az őszi búza kimerítheti a talaj tápanyagkészletét, így, ha nem trágyázzák megfelelően, a talaj termékenysége csökken, tehát a tápanyag-utánpótlás elengedhetetlen a pozitív tápanyag-egyensúly fenntartásához (BUAH és MWINKAARA, 2009; RAMACHANDRAN és BISWAS, 2016; BELETE et al., 2018).

A szakirodalmak alapján 1 tonna búzaszem (és a hozzá tartozó melléktermék) előállításához a következő makroelem mennyiségekre van szükség: 25-29 kg/t nitrogén, 12-15 kg/t foszfor és 18-22 kg/t kálium. Fontos, hogy a talaj felvehető P- és K-tartalma

megfelelő legyen a fejlődő növények számára. A foszfor segíti a gyökérbőkeződést, míg a kálium fokozza a növény stressztűrő képességét és télállóságát (PEPÓ és VAD, 2018).

Napraforgó (*Helianthus annuus*)

A napraforgó jelentőségét az olajtartalma adja, melynek legnagyobb része (kb. 65-70%) a magbélben található. A napraforgómag a szója, a repce és a földimogyoró után a negyedik legnagyobb étolajforrás a világon (WILDERMUTH et al., 2016; GAI et al., 2020). Az olajipari melléktermékként keletkező extrahált napraforgódara értékes fehérjetakarmány, melynek nyersfehérje tartalma 37-42% között alakul, nyerszsír tartalma pedig 1-2%. De a még zöld napraforgót is alkalmazzák szilázsként takarmányként a magas fehérje- és zsírtartalmuk miatt (DEMIREL et al., 2008; PEIRETTI et al., 2010; KONCA et al., 2016).

A napraforgó vetésterületének növekedése az elmúlt 10 évben 30%-os volt Magyarországon, 2021-ben már meghaladta a 653 ezer hektárt a KSH adatai alapján, így az őszi búza és a kukorica utána a harmadik legnagyobb területen termesztett növény. A napraforgóból 2021-ben közel 1,8 millió tonnát takarítottak be. A felvásárlási ára az előző évnek kb. duplája, 176 Ft/kg volt (INTERNET7).

POCSAI és KUROLI (2002) szerint a napraforgónak közismerten rossz a tápanyagreakciója, s jó trágya-reakcióra csak tápanyagban szegény homoktalajon lehet számítani. LI et al. (2018) alapján a tápanyag-gazdálkodás az egyik fő tényező, ami befolyásolja a napraforgó termését, olaj- és zsírsav-tartalmát. A ma termesztésben lévő hibridek 70-110 kg/ha nitrogén dózis mellett adnak nagy termést. A kaszat és olajképződéshez kb. 40-70 kg/ha foszforra és 40-100 kg/ha káliumra van szüksége, emellett magnézium, kalcium, bór, kén, réz és cink utánpótlásra is. A mikroelemek közül a bór hiányára érzékeny különösen (MEGYES, 2013).

A gyakorlatok alapján a napraforgó termesztése során a szerves trágya alkalmazása a jellemző, kiegészítve N- és P-műtrágyával, ami a kálium elégtelen bevitelét eredményezte (TUO et al., 2010). A makroelemek közül a foszfor- és a káliumigénye jelentősebb a napraforgónak. A foszfor hiánya csökkenti a kaszatok teltségét és a léha kaszatok arányát. A kálium növeli a betegségekkel és a környezeti stresszhelyzetekkel szembeni tűrőképességet, különösen a szárazsággal szembeni ellenállóságot. A túlzott mennyiségben kijuttatott nitrogén, illetve az egyoldalú N trágyázás a kezdeti fejlődési szakaszban túlzott hajtásnövekedést okozhat, a gyökérfejlődés rovására. Továbbá fokozhatja a tányér gombabetegségekkel szembeni fogékonyságát (diaporthe, sclerotinia) és csökkentheti az olajtartalmat (MEGYES, 2013; JÁKLI et al., 2016).

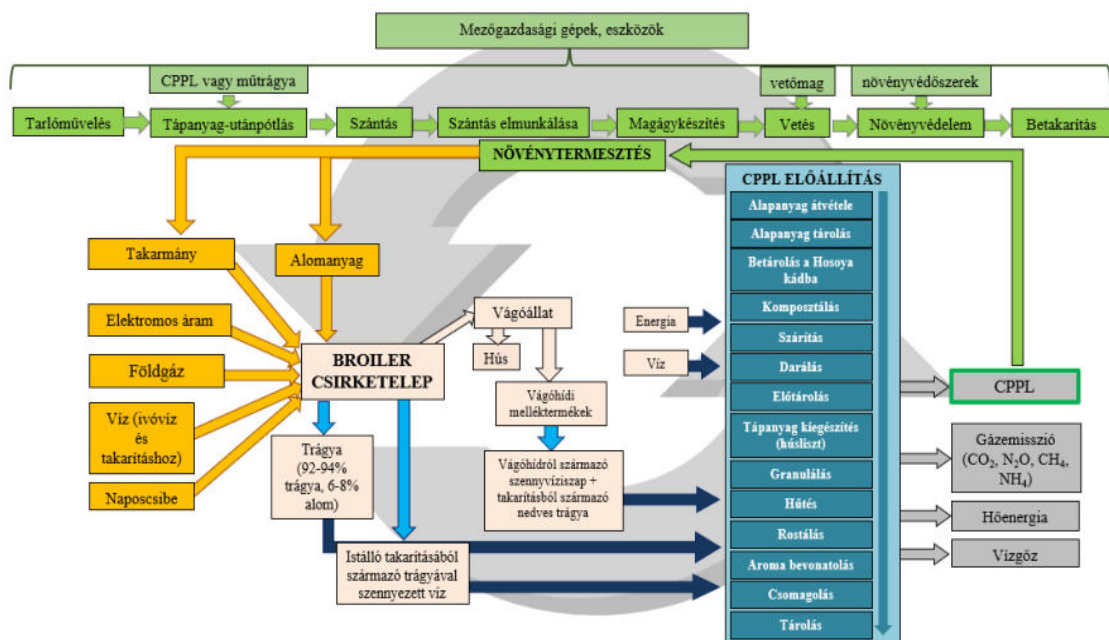
3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A körforgásos gazdaság életciklus-értékelése

3.1.1. Az életciklus-értékelés céljának és rendszerhatárainak meghatározása (1. lépés)

A kutatás alapját jelentő három alappillért (1. intenzív broiler csirke tartás, 2. broiler csirketrágya komposztálása, majd pelletelőállítás (Hosoya komposztáló üzem), 3. növénytermesztés (kukorica (*Zea mays* L.) és őszi búza (*Triticum aestivum* L.)), és a három pillér közötti kapcsolatrendszert foglalja össze a 6. ábra. A broiler csirke tartás során nagy mennyiségben keletkező trágya feldolgozásra és hasznosításra kerül a Hosoya komposztáló üzemben. Az előállított CPPL ezután tápanyag-utánpótlóként szolgál, a minél eredményesebb növénytermesztés, jelen esetben kukorica- és őszi búzatermesztés érdekében.

6. ábra: A körforgásos gazdaság rendszerei



Forrás: Saját szerkesztés, 2020.

Az elemzés fő vonala a CPPL gyártása és felhasználása során jelentkező anyag- és energiaáramok életciklus szemléletű értékelése volt.

A rendszerhatárok felállításánál viszont a kutatás nem szűkülhetett csak a komposztálás és granulálás folyamatára. Ahhoz, hogy minél pontosabb képet kapjunk a CPPL

előállításakor fellépő környezeti hatásokra, nem lehet figyelmen kívül hagyni a broiler csirke tartást és a növénytermesztést sem.

Ugyanis a broiler csirke tartás során nagy mennyiségben keletkező trágya, az istállók takarításából származó trágyával szennyezett víz, valamint a vágóhídról származó szennyvíziszap kerülnek feldolgozásra és hasznosításra a Hosoya komposztáló üzemben, ezek az alapanyagok biztosítják a legfontosabb input anyagáramot a komposztáláshoz és granuláláshoz.

A növénytermesztési ágazat pedig biztosítja a broiler csirke tartás számára a takarmányt és az alomanyagot. Jelen elemzésben a takarmánynövények közül a kukorica és őszi búza termesztésének életciklus szemléletű értékelését választottam.

A következő bekezdésekben külön-külön, pillérenként ismertetem az elemzések célját és a funkcionális egységeket.

3.1.1.1. A broiler csirke tartás életciklus-értékelésének célja

A broiler csirke tartás életciklus-értékelése során külön gyűjtöttem a nyári (áprilistól szeptemberig) és téli hónapok (októbertől márciusig) rotációi során a tartáshoz szükséges inputokat és a keletkező outputokat. Céлом az volt, hogy meghatározzam a tartás környezeti szempontból kritikus pontjait 1 tonna élősúlyú broiler csirkére vetítve, a nyári és téli hónapokban egyaránt.

3.1.1.2. A Hosoya komposztáló üzem életciklus-értékelésének célja

Az elemzés fő célja a granulátum szerepének értékelése a műtrágyák potenciális alternatívájaként, feltárva, értékelve és összehasonlítva a környezeti hatásokat a granulátum Hosoya komposztáló üzemben történő előállítása során és a különböző műtrágyák gyártása során. A következő funkcionális egységekre vonatkozóan határoztam meg a környezeti hatásokat:

a) 1 kg végtermék előállítására vonatkozóan:

A gyártás során fellépő környezeti terhelések értékelése 1 kg CPPL esetén, összehasonlítva 1 kg műtrágya (ammónium-nitrát (AN), kalcium-ammónium-nitrát (CAN), karbamid, triple szuperfoszfát (TSP), monoammónium-foszfát (MAP), kálium-klorid (KCl)) gyártásának környezeti hatásával.

Az értékelés során csak az üzemekben végbemenő folyamatok életciklusát értékeltem, onnan kezdve, hogy a nyersanyag már az üzemben van, addig, hogy a végtermék kész van és be van csomagolva.

b) 1 kg hatóanyagra vonatkozóan:

A környezeti hatások feltárása és értékelése külön-külön 1 kg N-, 1 kg P₂O₅- és 1 kg K₂O-tartalomra vonatkozóan, mind a CPPL, mind a műtrágyák esetében.

c) Egy 100 hektáros szántó föld tápanyagellátottságára vonatkozóan:

A környezeti terhelés meghatározása és értékelése, amennyiben egy 100 hektár nagyságú szántó föld tápanyag-utánpótlásához szükséges CPPL és műtrágya mennyiséget gyártják le. Ennél a pontnál 1,5 t/ha CPPL kijuttatandó mennyiséggel számoltam (a Baromfi-Coop Kft. és SZABÓ et al., 2019. alapján) és a 1,5 t/ha CPPL N-, P₂O₅- és K₂O-tartalmához arányosítva határoztam meg a kijuttatandó műtrágyák mennyiségét is.

3.1.1.3. A kukorica- és őszi búzatermesztés életciklus-értékelésének célja

Az utolsó pilléknél 1 tonna kukorica és őszi búza termesztésének környezeti hatásait értékeltem. Céлом volt összehasonlítani a kukorica- és őszi búzatermesztés környezeti hatásait és feltárni a termesztéstechnológia kritikus pontjait, amennyiben a tápanyagutánpótlás a CPPL-lel történik (1,5 t/ha), illetve amikor különböző kombinációjú N-, P- és K-műtrágyákkal (1,5 t/ha CPPL N-, P₂O₅- és K₂O-tartalmához arányosítva).

3.1.2. Életciklus leltárelemzés (2. lépés)

Az életciklus leltárelemzés számszerűsíti az egy termékrendszerre vonatkozó ki- és bemeneti adatokat, továbbá az ehhez szükséges adatgyűjtési, és számítási eljárásokat is tartalmazza. Ezek a kimeneti, bemeneti adatok vonatkozhatnak a rendszerrel kapcsolatos erőforrás felhasználásra, talaj, víz, és levegő emissziókra. Az LCA tanulmány elvégzése utáni értelmezést ezekből az adatokból lehet levezetni, továbbá ezen adatok szolgálnak az életciklus hatásértékelés alapjául is.

A következő alfejezetekben (3.1.2.1 – 3.1.2.3.) ismertetem a broiler csirketelep, a Hosoya komposztáló üzem és a kukorica- és őszi búzatermesztési rendszerek leltárját, azaz a rendszerek működéséhez szükséges input- és output anyag- és energiaáramokat, a hozzájuk tartozó mennyiséggel.

3.1.2.1. A broiler csirketelep életciklus leltárelemzése

A trágyafeldolgozó üzemben fermentálásra kerülő alapanyag kétharmad arányban broiler csirketrágyából tevődik össze, egyharmad arányban pedig tyúktrágyából, mely a broiler szülőpárnevelő telepeken keletkezik. Az életciklus-értelmezés során a broiler csirke tartás értékelését végeztem el, mivel a telepek tartástechnológiája több ponton is megegyezik.

Az elemzésbe egy 2016 óta működő telephelyet vontam be. A telepen alkalmazott technológia zárt rendszerű, mélyalmos, intenzív tartási rendszer. A telepen 10 egyszintes istálló található, egymás melletti kialakítással, úgy, hogy az istállókat higiéniai folyosó köti össze. Minden istálló 1 420 m² hasznos alapterületű, istállónként 28 ezer férőhely kapacitással, azaz a teljes telepet figyelembe véve rotációnként 14 200 m²-en. A Baromfi-Coop Kft. saját gyártású, nagy nedvszívó képességű steril szalmapelletet alkalmaz alomanyagként 1,5-1,8 kg/m² mennyiségben. A vizsgált istállókban alagútszellőzést alakítottak ki, melynek működtetését automatikus vezérlés biztosítja. A légtérként elhelyezett számítógép folyamatosan méri a nevelőtér hőmérsékletét és páratartalmát, s szükség esetén a szellőztető rendszert működtető vezérlés szabályozza az istállókon átáramoltatott levegő mennyiségét a ventilátorok indításával és fordulatszámának szabályozásával, a légbeejtők nyitásával, zárásával, valamint a fűtőberendezések indításával. Az istállók gázszükségletét közüzemi hálózatra való bekötéssel biztosítják. A fűtés földgáz üzemű hőlégbefúvókkal történik. Mivel a baromfinevelés elengedhetetlen követelménye, hogy a nevelőtér hőmérséklete az állomány hőigényének feleljen meg, az épületek automata hőfok-szabályzó rendszerrel vannak felszerelve. A tüzelés szabályozása automatikus a nevelőtér hőmérsékletétől és páratartalmától függően.

A nevelés 33-34. napja körül, amikor az állományok súlya eléri a 2 kg-ot, úgynevezett „leszedést” alkalmaznak, vagyis az állományból kb. 60 000 db-ot „leszednek” és a vágóhidra szállítják. A megmaradt állományt még 5-6 napig hizlalják a kb. 2,7 kg tömeg eléréséig. Egy rotáció 6 hetes nevelési szakaszból, majd az ezt követő 2 hetes szerviz időszakból áll, amikor elvégzik a takarítási, fertőtlenítési és az előkészítési folyamatokat a következő betelepítés előtt. Egy évben 6 teljes ciklus és 7 betelepítés valósítható meg. Tehát minden rotáció trágyaeltávolítással, takarítással és fertőtlenítéssel zárul. Első lépés a trágya eltávolítása. Ehhez kisméretű homlokrakodót alkalmaznak, a trágyát még a baromfiólban felpakolják a mezőgazdasági pótkocsira, majd elszállítják a nyírjákói trágyafermentáló üzembe. A kitrágyázásnál figyelembe veszik az uralkodó szélirányt, s amennyiben az esetleges bűzt a szélirány a lakott területek felé vinné, felfüggesztik a trágyázást a szélirány kedvezőbbre fordulásáig. A kitrágyázás után következik a

száraztakarítás, amikor a nevelőépületeket, illetve a telep egész területét kívül-belül portalanítják, „seprű tiszta” állapotba hozzák. A száraz takarítás után az épületeket áramtalanítják, s nagynyomású berendezéssel mosatják át az összes istállót. A mosás kívülről befelé történik, így kívülre nem kerül szennyeződés. A mosófolyadék egy gyűjtőaknába jut, ahonnan egy erre szakosodott cég szállítja el.

A broiler csirke tartás során szóba jöhető input és output anyag- és energiaáramokat foglalja össze a 9. táblázat. Az elemzés során, a rendelkezésre álló adatok alapján 10 téli (októbertől márciusig) és 9 nyári (áprilistól szeptemberig) rotáció átlagát vettem figyelembe. Az adatokat a Baromfi-Coop Kft. biztosította, illetve az adott telepek nyilvánosan elérhető egységes környezethasználati engedélye (EKHE). Azon adatokat, melyeket a cég nem tudott biztosítani (pl. levegőbe történő emisszió), az életciklus-értékeléshez alkalmazott szoftver biztosította.

9. táblázat

Input és output anyag- és energiaáramok a broiler csirke tartás során, téli és nyári időszakokban

Input anyag- és energiaáramok	téli időszak	nyári időszak
Naposcsibe (db)	256 000	256 000
Takarmány (t)	1186,3	1169,4
Vitaminok (kg)	98,5	128,0
Ivóvíz (t) (takarításhoz is)	3 841,5	8 689,4
Alom (szalma pellet) (t)	24,7	23,9
Elektromosság, kiefeszültség (kWh)	39 844,2	66 275,1
Fűtés, földgázzal (m ³)	69 665,0	16 538,8
Output anyag- és energiaáramok		
Főtermék: vágásra leadott csirke	244 473	243 189
Vágásra leadott csirke (t)	619,41	610,57
Trágya (t)	102,1	111,5
Technológiai szennyvíz (t)	102,9	104,0
Levegőbe történő emisszió:		
Ammónia (NH ₃) (t)	3,77	3,71
Metán (CH ₄) (t)	0,53	0,52
Dinitrogén-oxid (N ₂ O) (t)	4,04	3,98
Nitrogén-oxidok (NO _x) (t)	0,04	0,04

Ennek megfelelően a broiler csirke tartás esetében olyan – a folyamatban résztvevő – áramokkal kell számolni, mint a naposcsibe, a takarmány, az ivóvíz, az alom, a

ventilációhoz, valamint a takarmánykiosztáshoz szükséges energia, a fűtéshez szükséges gáz. Ide tartozik még a rotáció végén a baromfiistálló takarításához szükséges víz mennyisége is.

A legkomplexebb folyamat a takarmányozás. Az alkalmazott adatbázisban (Agribalyse) a broiler takarmány leltárja magába foglalja a nyersanyagok előállítását, a növények termesztését és átalakítását (aprítás, őrlés, szárítás stb.), valamint a takarmánykeverék előállításához szükséges energiát is (keverés, préselés és pelletálás). A leltár összefoglalja és együtt kezeli az átlagosan 42 napig nevelt broilerek indító (10-14 napos korig), nevelő (24-28 napos korig) és befejező (25-29. napos kortól) takarmányát. Az életciklus-értékelő szoftverben lévő takarmány összetevőit tartalmazó táblázatot a Mellékletek fejezetben tüntettem fel. A legnagyobb különbség a téli és nyári rotációk között a fogyasztott ivóvíz, az elektromos áram és a földgáz mennyiségében mutatkozik meg. Míg a téli rotációk esetében egyértelműen nagyobb mennyiségű földgáz kellett az ólak fűtéséhez, addig nyáron az ivóvíz fogyott nagyobb mennyiségben, valamint az elektromos áram a ventiláció miatt.

Az adatokat ezután bevitettem az OpenLCA életciklus-elemző szoftverbe, melyről részletesebben a következő alfejezetben írok. Az OpenLCA-ból kimentett adatokat ezután átszámítottam 1 tonna élősúlyra a szakirodalmi adatokkal történő könnyebb összehasonlíthatóság érdekében.

A broiler csirke tartás életciklus-értékelése során csak a naposcsibék és a takarmány telepre történő szállítását vettem figyelembe. A csirkék vágóhídra, illetve a trágyával szennyezett alom trágyafeldolgozó telepre történő elszállítása nem képezte a vizsgálat tárgyát. Előbbi azért nem, mert maga a vágóhíd nem képezi a vizsgálat tárgyát, s a legtöbb nemzetközi szakirodalom alapján a csirkék vágóhídra történő szállítását a vágóhíd életciklus-értékeléséhez tartozik (KALHOR et al., 2016). A trágya elszállítása azért nem képezte az értékelés részét, mert a Hosoya komposztáló üzembe több tenyésztőtelepről is szállítanak nedves csirketrágyát, illetve ide szállítják a trágyával szennyezett vizet is a gazdasághoz tartozó vágóhídról, így a Hosoya üzem környezeti terhelésének értékelésénél nem lenne releváns csak ehhez az egy telephez tartozó szállítás.

3.1.2.2. A Hosoya komposztáló üzem életciklus leltárelemzése

A Baromfi-Coop Kft. baromfitrágya feldolgozó üzeme Nyírfákó község külterületén található. A cég azzal a céllal létesítette az üzemet, hogy valamennyi baromfitelepéről,

valamint a vágó- és továbbfeldolgozó üzeméből származó melléktermékeket hasznosítsa, magas hozzáadott értékű termékeket előállítva ezáltal.

A komposztáló üzemben 2/3 – 1/3 arányban keverik a broiler csirke- és a broiler szülőpártartásból származó mélyalmos trágyát. A nyersanyagok beltartalmi paramétereit foglalja össze a 10. táblázat.

10. táblázat

A CPPL nyersanyagainak beltartalmi paramétereit

Vizsgált tulajdonság	Broiler csirke tartásból származó trágya (53%)	Szülőpártartásból származó trágya (27%)
N-tartalom (m/m%)	2,75 ± 0,092	2,14 ± 0,151
P₂O₅-tartalom (mg/kg)	9 344 ± 63,692	20 146 ± 109,672
K₂O-tartalom (mg/kg)	26 007 ± 125,812	27 306 ± 244,178
Nedvességtartalom (m/m%)	27,5 ± 2,750	25 ± 1,944
Szervesanyag-tartalom (m/m%)	64 ± 1,541	56 ± 1,581
Fűtőérték (J/g)	12 894 ± 73,986	10 532 ± 51,088
C/N arány	25/1	25/1

Forrás: Baromfi-Coop Kft., 2019.

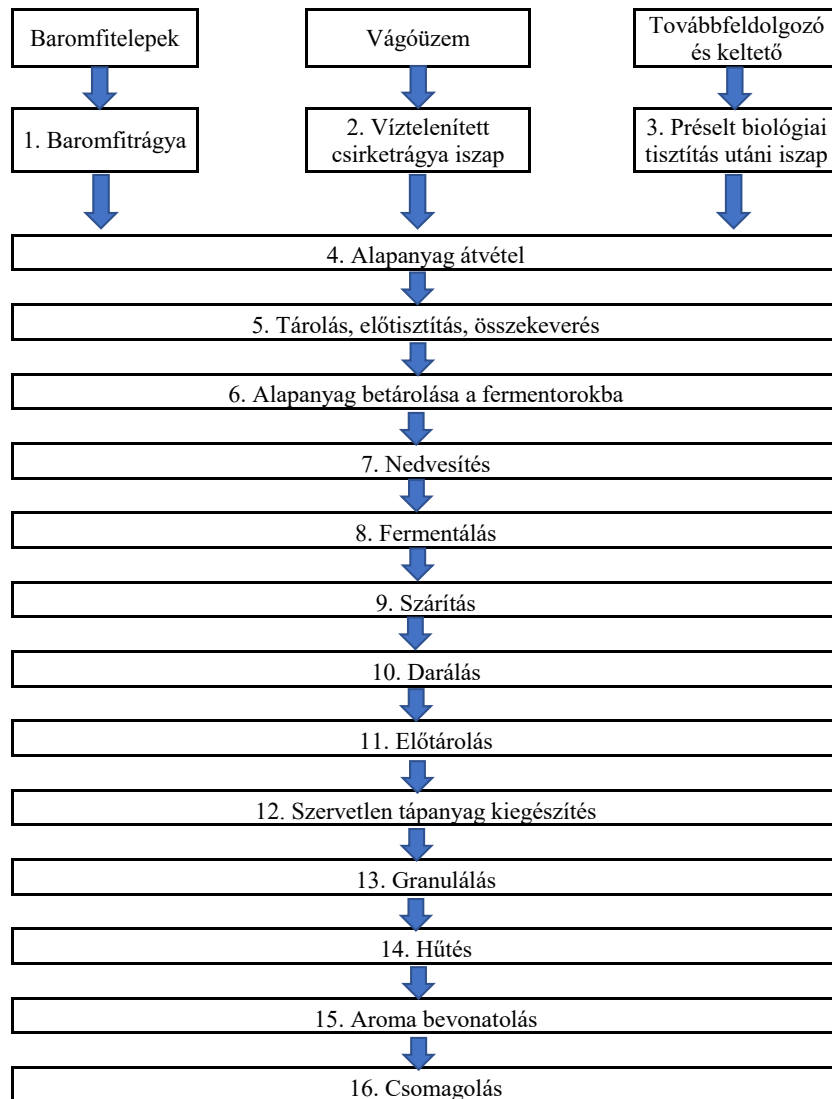
Az üzem működésének folyamatábráját mutatja a 7. ábra.

1-3. Alapanyagok. Az üzemben mélyalmos trágyát (baromfitelepekről), víztelenített beltartalmat (kiszárdai vágóüzemből) és préselt biológiai iszapot (petneházi továbbfeldolgozó- és keltetőüzemből) használnak alapanyagként.

Az üzem kapacitása jelenleg 11.000 t/év. Eddig az állategészségügyi hivatal engedélye alapján a telep 10 t/nap alatti kapacitással működött, mely a tervek szerint a telephely bővítését követően 100 000 t/év mennyiségre növekszik. A baromfiistállóban 2013 óta hőkezelt és portalanított szalmapellet anyaggal almoznak. Az alom magas nedvszívó képességének köszönhetően a létrejövő mélyalmos trágya is alacsony nedvesség-tartalmú lesz, kb. 35-38% körüli.

4-5. Alapanyag fogadása – Tárolás, előtisztítás, összekeverés. Az alapanyagokat zárt és fedett trágyaszállító gépkocsi szállítja. A vágóhídról érkező szennyvíziszapot és nedves baromfitrágyát beérkezéskor a száraz baromfitrágyával munkagépek segítségével összekeverik. Felhasználásig így tárolják egy vízzáró, betonozott felületű és zárt trágyatároló épületben. A baromfitrágyával szennyezett vizet elkülönítve, kettő 60 m³ befogadóképességű földalatti betontárolóban tárolják.

7. ábra: A Hosoya komposztáló üzem működése



Forrás: Baromfi-Coop Kft., 2019.

6-8. Alapanyag betárolása a fermentorokba – Nedvesítés – Fermentálás. A lepakolt trágyát homlokrakodóval rakodják le, valamint a trágya behordó garathoz készítik elő betárolásra. A behordó garatból gumihevederes alapanyag behordó szalagok hordják be a trágyát a 3 db japán HOSOYA típusú trágyafermentáló kád bemeneti pontjaihoz (1. kép).



1. kép: A Hosoya trágyafermentáló kád, benne a broiler csirketrágyával

Forrás: Saját kép, 2020.

Ahhoz, hogy a fermentáció megfelelően induljon el, az alapanyagot 40-45% nedvességtartalomra kell beállítani. Ehhez a vágó- és feldolgozóüzemből a trágyafeldolgozó üzembe szállított technológiai szennyvizet alkalmazzák. Az üzem technológiai szennyvízánakjában kerül összegyűjtésre a beszállított szennyvíz, valamint egy olajfogó aknán keresztül a kocsimosóból származó szennyezett víz. Végül a szennyvíz a technológiai aknából egy szivattyú segítségével a szennyvíziszapgyűjtő aknába kerül, ahonnan a száraz trágyára öntözik. Amennyiben a nedvesség pótlásának ez a lehetősége valamilyen okból nem lehetséges, az üzem saját kútjából kitermelt vízzel is lehetőség van a nedvességet pótolni. A fermentációs kádakban ellenőrzött és irányított fermentáció zajlik le. Az ovális alakú kádak közepén 2 egyforma széles részre vannak osztva, ezek szélessége 392 cm. A kádak hossza egyenként 61 m, a kádfalak 150 cm magasak.

A megfelelő levegőztetést a kádak alján elhelyezett perforált csőrendszer teszi lehetővé, ahová a levegőt kompresszorral fűjják be. A technológiai igénytől függően lehetőség van a levegő hőmérsékletének megválasztására 15°C-tól 70°C-ig.

A fermentáció végére a fermentum nedvesség-tartalma lecsökken 22-28%-ra. Az intenzív keverésnek és a levegőbefúvásnak köszönhetően igen heves mikrobiológiai folyamatok zajlanak le az alapanyagban, ami akár több napon keresztül 60-70°C-os hőmérsékleten fermentálódik. Ezen a hőmérsékleten a gyommagvak, melyek esetleg a szalma alomból származhatnak, csírázókéességüket már elvesztik, és több patogén baktérium telepszáma is csökken. A fermentációs kádak folyamatosan üzemelnek a keverő 4

óránként ér ugyanarra a pontra. A keverőgép kb. 0,8 m/perc sebességgel mozog előre és a fermentumot minden körnél kb. 150 cm-t dobja vissza az ellentétes irányba (2. kép).

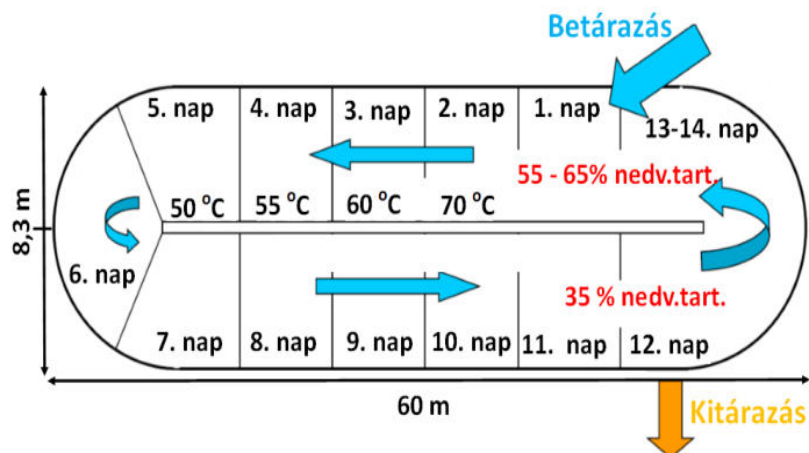


2. kép: A keverőgép a Hosoya trágyafermentáló kádban

Forrás: Saját kép, 2020.

A gyakorlat bebizonyította, hogy 24 óránként 6 kör = 9 m trágyamozgás hozza a legjobban komposztálási eredményt, mert különben a trágya túl gyorsan kihűlne és ez a fermentálást akadályozná (RÁK – DEÁKVÁRI, 2019). A kádak méretezése, a beadagolt alapanyag mennyisége és a keverőlapátok sebessége is úgy van ütemezve, hogy a 14 napos folyamat alatt a trágya mozgása a 360 fokos körpályát tesz meg majd a fermentum elérkezik a kimeneti pontokhoz (8. ábra).

8. ábra: A komposztálandó szerves anyag helyzete a Hosoya fermentációs kádban a betárazástól a kitérazásig



Forrás: Saját szerkesztés, 2020.

A nyírjákói trágyafeldolgozó üzemben működő fermentáló kád paramétereit a 11. táblázat foglalja össze.

11. táblázat

A Hosoya fermentáló kád adatai

Kád paramétere	
Kád méretei	50 m * 8 m * 1,5 m (hosszúság*szélesség*magasság)
Fermentáló kád térfogata	2513,27 m ³
Fermentáló kád területe	314,16 m ²
Fermentáló kád kerülete	104,295 m
Keverő sebessége	0,8 m/min (a trágyát 1,5-1,75 m-re helyezi át a haladásával ellenkező irányba)
Egy kör időtartama a fermentáló kádban	~2,5 óra
Keverések száma (klimatikus viszonyoktól függően)	5-6 kör/24 h
Tartózkodási idő a fermentáló kádban	14 nap
Levegőztető rácsrendszer elhelyezkedése	A kádak mindkét felében 4-4 levegőztető cső helyezkedik el 700 mm-es távolságokban
Ventilátor típusa	LUTOS D1 50-7
Kitározáskor a garat mérete	2,5-3 m ³

Forrás: Baromfi-Coop Kft., 2018.

A fermentorokban a folyamatos üzemmódot biztosítja, hogy a kádat elhagyó trágyával megegyező mennyiségű fermentálatlan trágya kerül a medencékbe. A fermentáció végén a kádak nem ürülnek ki teljesen, ugyanis az alján marad egy kb. 5 cm-es trágya réteg, ami folyamatosan keveredik a frissen bekevert trágyával, beoltva azt.

9. Szárítás. A következő lépés a szárítás. A fermentálási folyamat után a trágya nedvesség-tartalma lecsökkent 22-28%-ra, ezt a szárítási folyamat során tovább csökkentik 10-11%-ra. Ezt az intenzív szárítást 30-35 percig tartó 125-130°C-os levegővel érik el. A szárításhoz szükséges meleg levegőt egy db 110 kW és egy db 80 kW-os faapríték tüzelésű kazánnal állítják elő. A magas hőmérsékletnek köszönhetően valamennyi patogén baktérium elpusztul.

10. Darálás. A leszártott, hőkezelt, ezáltal steril alapanyagot por frakcióra darálják, majd a későbbi lépések során ez a darált fermentum lesz a további késztermékek alapanyaga. A darálást kalapácsos KD-37 típusú darálóval végzik.

11-16. Előtárolás – tápanyag kiegészítés – Granulálás – Hűtés – Aroma bevonatolás – Csomagolás. A darált, natúr fermentumot a vevői és a felhasználói igényeknek megfelelően szerves és szervesetlen tápanyagokkal egészítik ki a granulálás előtt. Ennek a technológiája egy takarmánykeverő üzem technológiájához hasonlítható leginkább. A termék receptúrázása és homogén elkeverése számítógép vezérléssel történik. Két típusú anyag hozzáadása történik, az egyik a szervesetlen (N, P, K) műtrágyák vagy műtrágya hatóanyagok, a másik pedig a szerves tápanyag, úgy, mint a húsliszt hozzáadása. Kutatásom során a vizsgált termékhez (CPPL) az utóbbi hozzáadása történt. A húslisztet szintén a gazdasághoz tartozó vágóhídon keletkező állati hulladékokból állítják elő. A takarmányozáshoz fel nem használt húslisztet a vizsgálatba vont broiler csirketrágya granulátumhoz keverik tápanyag-kiegészítés céljából. A húsliszttel dúsított termék fehérje-és aminosav-tartalmának hatására jelentősen nő a talajban lévő baktériumok aktivitása, amelyek fokozzák a tápanyagok hozzáférését és felszívódását a növények számára. Mindkét anyag típus fogadása és hozzáadása BIG BAG bálás kiserelésből és behordó, adagoló csigával történik. A tápanyag kiegészítést követően történik meg a granulálás. Ennek az eszköze egy RMP 520 típusú gyűrűs matricával szerelt, Münch gyártmányú granuláló berendezés. A granulátumok mérete kereskedelmi igénytől függően 4 vagy 8 mm. A granulátumok a folyamat után 80-95°C-os hőmérsékletet is elérhetnek, így azt visszahűtik 20-25°C-ra egy EH 19x 19 típusú Multimix gyártmányú granulátum hűtővel.

A gyártás során keletkezett törmelék portól való elválasztáshoz KR-2 típusú Multimix körrostát alkalmaznak. A rostálás során leválasztott törmelék visszavezetésre kerül a granuláló berendezés előtartályához, ahol ismét granulálásra kerül. A formázott és visszahűtött granulátumokat ezután mikro komponenseket, illat- és aromaanyagokat, biostimulátorokat tartalmazó anyaggal vonják be. Végül az elkészült termékeket becsomagolják.

A végtermék beltartalmi paramétereit a 12. táblázat foglalja össze.

A CPPL beltartalmi paraméterei

Vizsgált tulajdonság	Érték
Nedvességtartalom (m/m%)	12 ± 1,189
Szervesanyag-tartalom (m/m%)	69 ± 4,785
Humusz-tartalom (m/m%)	51,84 ± 1,378
N-tartalom (m/m%)	5,5 ± 0,606
P ₂ O ₅ -tartalom (m/m%)	3 ± 0,707
K ₂ O-tartalom (m/m%)	2,5 ± 0,408
Ca-tartalom (m/m%)	6 ± 0,770
Mg-tartalom (m/m%)	0,5 ± 0,264
S-tartalom (m/m%)	1 ± 0,236
B-tartalom (mg/kg)	31,4 ± 1,155
Fe-tartalom (mg/kg)	545 ± 13,976
Mn-tartalom (mg/kg)	374 ± 14,230
Mo-tartalom (mg/kg)	3,66 ± 0,482
Zn-tartalom (mg/kg)	367 ± 39,438
Cu-tartalom (mg/kg)	53,3 ± 1,811
pH	7,2 ± 0,532
Fűtőérték (J/g)	15 092 ± 151,391
C/N arány	13/1

Forrás: Baromfi-Coop, 2019.

Az életciklus leltárelemzéshez szükséges input adatok egy részét (trágya és szennyvíziszap, víz, üzemanyag) a komposztáló üzem biztosította, valamint saját számításaim (elektromosság, emissziók) alapján vittem be az adatokat. Az üzem adatai alapján először egy Hosoya kád egy betárolására számítottam át az adatokat. A meglévő adatok alapján végül 1 kg CPPL előállításához szükséges anyag- és energiaáramokra számoltam át az értékeket, a későbbi könnyebb összehasonlíthatóság érdekében, majd ezeket az adatokat vittem be az openLCA szoftverbe.

A 13. táblázatban feltüntetett értékek alapján elmondható, hogy kb. 1,3 kg nedves trágya, valamint 0,033 kg szennyvíziszap és 0,067 kg víz szükséges 1 kg CPPL-hez

A Hosoya komposztáló üzem életciklus leltárelemzése

Input anyag- és energiaáramok	1 betárolás/ fermentor	1 kg végtermék
Baromfitrágya (hozzáadott szennyvíziszappal és nedves csirketrágával, baromfitrágával szennyezett víz)	1,5 t	1,338 kg
Víz	150 l	0,067 l
Elektromosság (alapanyag összekeverés; serleges felvonó; láncos szállító; porleválasztó; légelzáró; szállítócsiga; adagoló csiga; kalapácsos daráló; morzsázó; rosta)	502,02 MJ	0,45 MJ
Üzemanyag	130,5 MJ	0,087 MJ
Csomagolóanyag 1 kg termékhez		
Output anyag- és energiaáramok		
Végtermék: komposztált broiler trágya granulátum	~1,49 t	1 kg
Levegőbe történő emisszió:		
Ammónia (NH ₄)	1,845 kg	0,0012 kg
Dinitrogén-oxid (N ₂ O)	0,097 kg	0,00006 kg
Metán (CH ₄)	0,156 kg	0,0001 kg

A műtrágyák környezeti terhelésének értékeléséhez szükséges anyag- és energiaáramokat az OpenLCA szoftver, azon belül pedig az Agribalyse adatbázis biztosította. (A szoftverről és az adatbázisról az Életciklus hatásértékelés alfejezetben írok részletesen.) A műtrágyák környezeti hatásának értékelésénél magát a gyárban végbemenő előállítási folyamatot vettem alapul, tehát a nyersanyagokat (pl. ammónia az AN, CAN, karbamid és MAP műtrágyákhoz; dolomit és salétromsav a CAN műtrágyához; foszfátkő a TSP-hez és a MAP-hoz; foszforsav a TSP-hez; kálisó a KCl műtrágyához), az elektromosságot, fűtést, vizet, csomagolóanyagot stb.

A műtrágyák életciklus leltárelemzése a Mellékletek fejezetben található.

3.1.2.3. A növénytermesztés életciklus leltárelemzése

A növénytermesztési folyamatok életciklus-értékelése során a két legfontosabb Magyarországon termesztett szántóföldi növénykultúrát vettem alapul, a kukoricát és a őszi búzát. Mind a kukorica, mind az őszi búza esetében, 1 t termés előállításához szükséges, és előállítása során keletkezett anyag- és energiaáramokat tüntetem fel, abban az esetben, amikor a tápanyag-utánpótlás CPPL-lel történik.

A leltár (14. táblázat) tartalmazza a szántóföldi műveleteket (tarlóművelés, tápanyag-utánpótlás, alpművelés, alpművelés elmunkálása, magágykészítés, vetés, növényvédelmi munkák, betakarítás folyamatait), az ezekhez szükséges gépeket, s minden olyan inputot, mint a vetőmag, CPPL, növényvédőszer stb. Az Agribalyse adatbázisnál a kiválasztott 'Process' a szántóföldi folyamatokat időben (órában) adja meg és ez alapján számolja ki az adott folyamat és az ahhoz szükséges gépek anyag- és energiaáramait. A szoftverben lefuttatott folyamat figyelembe veszi az üzemanyag elégetéséből származó kibocsátásokat is. A leltár időbeli határa a „betakarítástól a betakarításig”, viszont a betakarítás utáni olyan folyamatokat, mint a szárítás vagy tárolás, nem veszi számításba, még akkor sem, ha ezek a műveletek is az adott gazdaságon belül történnek.

A kukoricatermesztés során öntözéses növénytermesztéssel számoltam, mert a mintagazdaság, illetve egy másik gazdaság, mely szintén szállít takarmánynövényeket a mintagazdaságnak, öntözéses körülmények között termeszt kukoricát.

**A kukorica- és őszi búza termesztésének életciklus leltárelemzése (tápanyag-
utánpótlás: CPPL)**

Input anyag- és energiaáramok	1 t betakarított kukorica	1 t betakarított őszi búza
Szántóföldi műveletek:		
Tarlóművelés szárazúzóval	0,1 h	0,1 h
Trágyázás CPPL	0,19 h 208 kg	0,15 h 212,27 kg
Alapművelés: szántás (200 LE gép)	0,84 h	0,7 h
Alapművelés elmunkálása boronával	0,27 h	0,25 h
Magágykészítés	0,49 h	0,45 h
Vetés	0,54 h	0,46 h
Növényvédelmi munkák Sorközművelő kultivátorozás Vegyszerezés	0,16 h 0,10 h	0,10 h 0,16 h
Betakarítás	0,52 h	0,49 h
Vetőmag	21,28 kg	19,25 kg
Elektromos áramfogyasztás (öntözés, növényvédőszer előállítás, vetőmagtermesztés)	363,66 kWh	15,3 kWh
Földgázfogyasztás	18,35 m ³	
Energia, bruttó fűtőérték, (a biomasszában (csak a főtermékben) megkötött energia)	12953,69 MJ	15393,49 MJ
Szén-dioxid (a biomasszában (csak a főtermékben) megkötött energia)	1247,34 kg	1436,99 kg
Víz (öntözéshez)	643,75 m ³	0,44 m ³
Output anyag- és energiaáramok	Mennyiség	
Főtermék (kukorica, őszi búza)	~1 t	~1 t
Levegőbe történő emisszió		
CO ₂	8,99 kg	9,6 kg
NH ₃	3,48 kg	1,9 kg
N ₂ O	1,15 kg	0,62 kg
NO _x	0,94 kg	0,62 kg
Talajba történő emisszió		
növényvédőszer maradványok	1,01 kg	0,28 kg
nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn)	-25,79 kg	-11,98 kg
Felszín alatti vizekbe történő emisszió		
NO ₃	52,61 kg	19,02 kg
PO ₄	0,09 kg	0,03 kg
nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn)	9,71 kg	5,53 kg
Felszíni vizekbe történő emisszió		
PO ₄	0,3 kg	0,07 kg
nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn)	22,66 kg	10 kg

A talajba történő emisszióknál negatív értékek figyelhetők meg. A mezőgazdasági talajban negatív egyenleg akkor alakulhat ki, amikor a nehézfémek növények általi felvétele, valamint a kimosódásból és erózióból származó kibocsátás meghaladja a bejuttatott mennyiséget. Ez különösen akkor fordul elő, ha nagy biomasszát takarítanak be. Az életciklus-értékelés során egyébként több esetben is előfordulhat negatív érték. Például többfunkciós folyamatok kezelése során, amikor egy folyamat vagy egy létesítmény egynél több funkciót tölt be, vagy az adatbázis hulladékot helyez át a bemeneti oldalra, vagy a termékrendszerből a folyamat többet fogyaszt, mint amennyit termel, de negatív értékek előfordulhatnak olyan hibák miatt is, mint az egyes áramok kihagyása, vagy képlethibák. Hasonló ehhez az időszakos széntárolás esete, amikor egy termék csökkenti a légkörben található üvegházhatású gázok koncentrációját, sőt negatív kibocsátást eredményez azáltal, hogy kivonja és bizonyos ideig tárolja a szenet. Jelen esetben viszont a negatív érték a kimosódásnak és a növények általi felvételnek köszönhető.

3.1.3. Életciklus hatásértékelés (3. lépés)

Gyakorlatban az életciklus-értékelések elvégzéséhez szoftvereket alkalmaznak. Jelen elemzésekhez az OpenLCA szoftvert választottam, mivel ez teljeskörűen biztosítja az elemzésem összes szintjéhez szükséges anyag- és energiaáramokat. A szoftvert 2006-ban hozta létre egy német szoftverfejlesztő cég, a Greendelta, azzal a szándékkal, hogy egy megbízható és nagy teljesítményű szoftvert álljon a rendelkezésre az életciklus-értékeléshez. A szoftver ingyenesen letölthető és szabadon felhasználható. Az OpenLCA fejlesztői folyamatosan gondoskodnak a szoftver fejlesztéséről, amely rugalmas modellezést tesz lehetővé az egyszerű modellek számára (INTERNET8).

Az elemzéseket az ingyenesen is letölthető, francia Agribalyse adatbázisban végeztem el, mely nagyszámú adatot tartalmaz az összes szükséges elemzéshez (COLOMB et al., 2015; KOCH és SALOU, 2020; ASSELIN-BALENÇON et al., 2020).

Az életciklus-értékelés eredményeit (4. lépés) az Eredmények és értékelésük című fejezetben részletezem.

3.2. A CPPL és AN hatásának összehasonlítása tenyészedényes körülmények között

A feldolgozó üzemből kikerülő termék (CPPL), valamint ammónium-nitrát (AN) műtrágya tesztnövényekre gyakorolt hatásának összehasonlító elemzését végeztem el

laboratóriumi körülmények között. A kutatásom során több – szántóföldi és kertészeti – növénykultúrával is volt tenyészedényes kísérlet beállítva futóhomok talajon, viszont az értekezésben csak a kukoricánál, őszi búzánál és napraforgónál kapott eredményeket mutatom be.

A tenyészedényes kísérleteket a Debreceni Egyetem, Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet laboratóriumában állítottam be. A kísérlet során a CPPL tesztnövényekre való hatásait vizsgáltam laboratóriumi körülmények között, összehasonlítva az AN műtrágyával beállított kezelésekkel. A célom az volt, hogy értékeljem a CPPL hatását a kukoricára, az őszi búzára és a napraforgóra, összehasonlítva az AN műtrágyával történő beállítások hatásával. Az összehasonlítás eredményeként arra a kérdésre szerettem volna választ kapni, hogy kiváltható-e a koncentrált hatóanyag-tartalmú műtrágya az adalékanyaggal bekevert, granulált broiler csirketrágyával?

3.2.1. A kísérlet során alkalmazott talaj

A tenyészedényes kísérlet során jellegtelen futóhomoktalajt alkalmaztam, melynek előnye, hogy a talaj jobb szellőzése és a kisebb behatolási ellenállása kedvező környezetet biztosít a gyökerek növekedésének és a gyökérrögzítés kialakulása is megelőzhető vele tenyészedényes körülmények között (GILL et al., 2000; FANG et al., 2018; FANG et al., 2019).

A homoktalajok azok a képződmények, melyeken még nem jellemző a humuszosodás, s a szerves anyagok átalakulása, felhalmozódása. Csak gyér növényzet képes megtelepedni rajta, ami nem igényel sok szerves anyagot. Nagy a vízelnyelő- és gyenge a víztartóképesége (STEFANOVITS et al., 1999). A hasznosítható vízkészlet mindössze 3-4 tf%, így az ilyen talajok szélsőséges vízgazdálkodásúak, fokozottan veszélyeztetettek mind defláció, mind pedig a vízerózió által. Mezőgazdasági szempontból a homoktalaj legnagyobb problémája az alacsony kolloidtartalom. Ez nemcsak a vízellátó képességében okoz zavart, hanem emiatt nem tud a talaj nagyobb halmazokká összeállni, így szél hatására könnyebben elmozdul. A talaj szilárd fázisát többségében elemi szemcsék alkotják, ezáltal a pórustérfogat kisebb. A pórustérfogat túlnyomóan nagyméretű pórusokat tartalmaz. Könnyű mechanikai összetételű talajok esetében a viszonylag nagyméretű elemi szemcsék között nagyméretű pórusok rendszere alakulhat ki, ezáltal e talajok vízelnyelő és vízvezető képessége általában nagy. A rosszul aggregálódott, többnyire gyengén lemezes szerkezetű homoktalajok tömörödéssé hajlamosak. Sok esetben térfogattömegük meghaladja a talajok átlagos térfogattömeg

értékét és elérheti a 1,7 – 1,8 g/cm³-t. Ezáltal összporozitásuk az optimális 50% helyett 40% alá csökken (STEFANOVITS et al., 1999). A 15. táblázat összefoglalja az alkalmazott talaj tulajdonságait.

15. táblázat

A futóhomoktalaj tulajdonságai

Mért paraméter	Érték
pH (KCl)	6,5
Vezetőképesség (mS/cm)	0,215
Arany-féle kötöttségi szám (KA)	26
Vízben oldható összes só (m/m) %	0,05
Szénsavas mész (m/m) %	<0,100
Szerves szén (humusz-tartalom) (m/m) %	0,67
P ₂ O ₅ (mg/kg)	131,2
K ₂ O (mg/kg)	177,96
NO ₃ ⁻ (mg/kg)	7,42
V (mg/kg)	26,17
Zn (mg/kg)	49,96
Ni (mg/kg)	81,01
Cr (mg/kg)	222,13
Ca (mg/kg)	2081,88
K (mg/kg)	4821,24
Cl (mg/kg)	10016,97

Forrás: DE-MÉK, Agrárműszerközpont, 2018.

A kutatásom során is azért esett a jellegtelen, szerkezetnélküli homoktalaj alkalmazására a választásom, mivel alacsony tápanyag-szolgáltató képességének köszönhetően a talaj-növény rendszerben esetlegesen végbemenő változások valóban az alkalmazott termékeknek köszönhető. Továbbá a homoktalaj vízgazdálkodási tulajdonságait (kapilláris vízemelő és vízáteresztő képesség) a VKI laboratóriumában is teszteltük (KISS et al., 2020; TÓTH et al., 2020).

3.2.2. A tenyészedényes kísérlet során alkalmazott termékek

A kísérlet során alkalmazott termék vizsgálata a Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszeripari és Környezetgazdálkodási Karának Agrárműszerközpontjában (a nemzeti (NAT) akkreditálási rendszerben akkreditált vizsgálólaboratórium) történt a 16. táblázatban feltüntetett mérési módszerekkel.

Analitikai mérések módszertana, szabványszáma

Mért paraméter	Mérési módszertan; Szabványszám
Száranyag-tartalom (m/m%)	Szárítás; tömegmérés - MSZ-08-0221-1:1979
Szerves anyag-tartalom (m/m%)	Hamvasztás; tömegmérés - MSZ-08-0012-6:1981
NO ₃ -N (mg/kg)	Spektrofotometria - MSZ 220135:1999
Összes nitrogén (m/m%)	Kjedahl módszer - MSZ-08-1744-1:1988
Ammónia nitrogén (m/m%)	Kjedahl módszer - MSZ-08-1744-1:1988
Szerves nitrogén (m/m%)	Számított érték
Foszfor (mg/kg)	ICP-OES - MSZ-07-1744-2:1988
Kálium (mg/kg)	ICP-OES - MSZ-07-1744-3:1988

Forrás: DE-MÉK, Agrárműszerközpont

A végtermék beltartalmi paramétereit a korábban bemutatott 12. táblázat foglalja össze (3.1.2.2. alfejezet). A cég ismertetője alapján a CPPL termék esetében a fermentált broiler csirketrágyát magas aminosav- és fehérje-tartalmú természetes adalékanyaggal, húsliszttel egészítik ki. A fehérjék és aminosavak bizonyítottan jelentős szerepet töltenek be a növények életfolyamataiban, pozitívan befolyásolva ezáltal a növények növekedését, termésmennyiségét.

A minél szélesebb spektrumú összehasonlítás miatt ammónium-nitrát műtrágyát is bevontam a kísérletbe. A tiszta AN műtrágya elméleti nitrogén-tartalma 34%.

3.2.3. A tenyészedényes kísérlet beállítása

A kísérlet beállítása előtt a talaj Memmert típusú szárítószekrényben 24 óráig 105°C-on volt szárítva a bakteriosztatikus hatás érdekében, majd le lett szitálva 2 mm-es szemcsefrakciójúra. A talaj 105°C-on történő szárítása elterjedt gyakorlat a tenyészedényes kísérletek előtt, annak érdekében, hogy a talajban végbemenő változások és a növény fejlődése csak a talajba kevert tápanyag-utánpótlónak legyenek tulajdoníthatók (LEBRON et al., 2009).

A kísérlet 1 kg-os edényekbe lett beállítva, ezt a módszert CHAMINADE (1960) alapján gyakran „kistenyészedényes” módszerként is emlegetik (3. kép). A tenyészedényes kísérlet során kezelésenként 4 ismétlés, tehát 4 db tenyészedény lett beállítva, Az edények alja lyukacsos volt, viszont az előkészítés során szűrőpapírral fedtük le. A CPPL-ből a Baromfi-Coop Kft. által szántóföldre kijuttatandó dózis 1 és 1,5 t/ha össz mennyiség volt (55 kg és 82,5 kg/ha N hatóanyag), ennek megfelelően határoztam meg az 1,63 g és 2,43 g-os dózist az 1 kg-os tenyészedényekre vonatkoztatva. Hasonlóan a CPPL-hez, az AN-t

is két dózisban juttattam ki, a forgalmazó ajánlásának (300 – 500 kg/ha) megfelelően 320 és 485 kg/ha összmenyiségben (~110 és 165 kg/ha N hatóanyag). Tehát az AN műtrágyával kétszeres mennyiségű N-hatóanyag lett kijuttatva.



3. kép: Tenyészedényes kísérletek a 14. napon (felülről lefelé haladva: kukorica (*Zea mays* L.), őszi búza (*Triticum aestivum* L.) és napraforgó (*Helianthus annuus*))
Forrás: Saját képek, 2017-18.

A kimért trágyamennyiségek körülbelül a gyökérmélységbe lettek kijuttatva (FÜLEKY és SÁRDI, 2014). A CPPL-lel és az AN-tal beállított kísérletek mellett egy kontroll csoport is be lett állítva. A kísérlet előtt megállapítottam a maximális vízkapacitást (VKmax), majd a VKmax-ig telített talajokat száraz homokágyon hagytam állni

súlyállandóságig. A súlyállandóság beállta után megmértem a tenyészedények súlyát, meghatározva ezzel a minimális vízkapacitás (VKmin) értékét. Ezután kiszámoltam a VKmax 60%-át, mivel a legtöbb szakirodalom alapján a VKmin 60%-ára kell a talaj víztartalmát beállítani a növénynevelés során. Az edények súlyát ezután minden nap táramérlegesen megmértem, majd, ha szükséges volt, visszapótoltam a nedvességet (FILEP, 1995; STEFANOVITS et al., 1999). A minimális vízkapacitási szint meghatározása után került elvetésre az edényenként 5-5 szem kukorica (*Zea mays* L.; hibrid: Pioneer P023), őszi búza (*Triticum aestivum* L.) és napraforgó (*Helianthus annuus*).

3.2.4. A tenyészedényes kísérlet értékelésének módszertana

A kísérlet 21 napig tartott. A felszámolást követően megmértem a kicsírázott növények gyökér- és szárhosszát (palántahossz), kiszámoltam a szárazanyag-tartalmát, a csírázási%-ot, a Vigour-indexet. Elsőként a talajt eltávolítva meghatározásra került a növények nedves biomassa tömege, valamint a gyökér- és szárhossz (ezáltal a palántahossz). A növényi mintákat szárítószekrényben, 105°C-on 24 órán át szárítottam, majd megmértem a száraz biomassa tömegét. A nedves és száraz biomassa tömegek ismeretében meghatároztam a növények szárazanyag-tartalmát.

A kicsírázott növények függvényében a csírázási % is meg lett határozva a kontroll %-ában kifejezve BAZRAFESHAN et al. (2016) által meghatározott képlet alapján:

$$\text{Csírázási \%} = 100 * \frac{\text{kezelés esetén csírázott magok száma}}{\text{a kontroll esetén csírázott magok száma}}$$

A csírázási % és a palánta hosszának szorzatából kiszámoltam a Vigour-indexet, amelyekkel kifejezhető, hogy mennyire egészséges a vetőmag, milyen a csírázóképesége (ABDUL-BAKI és ANDERSON, 1973). Az indexet a következő képlettel lehet meghatározni:

$$\text{Vigour-index} = \text{palántahossz (cm)} * \text{csírázási \%}$$

A klorofill- és karotinoid-tartalom meghatározása destruktív módszerrel történt. A méréshez friss növényi mintákra volt szükség. Először a meghatározott tömegű növényi mintákat mozsárban 10 ml 80%-os acetone és kvarchomok hozzáadásával homogén

állapotúra roncsoltam, majd a pontosan 10 ml roncsolatot centrifugacsövekbe töltöttem és Hettich Rotofix 32A típusú centrifugában 3 percig 3000 fordulat/percen ülepítettem. A centrifugált, tiszta, növényi részekről mentes oldatból 3 ml-t mértem ki küvetákba, majd Secoman Anthelie Light II. UV-VIS spektrofotométerrel megmértem a növényi minták abszorbanciáját. Az a-klorofill a vörös, a b-klorofill és a karotinoidok pedig a kék tartományban abszorbeálódnak. 80%-os acetonban így a karotinoidoknak 470 nm-nél, az a-klorofillnak 663 nm-nél, a b-klorofillnak pedig 644 nm-nél van az abszorpciós maximuma, így az oldatok abszorbancia értékeit ezeken a hullámhosszokon mértem meg (ALLAGA és PALÁNKI, 1997). Az így kapott értékeket a következő képletek alapján számoltam át összes klorofill- és karotinoid-tartalomra.

Az összes klorofill-tartalom DROPPA et al. (2003) képlete alapján:

$$\text{Klorofill (a+b) } \mu\text{g/g friss tömeg} = (20,2 \cdot A_{644} + 8,02 \cdot A_{663}) \cdot V/w, \text{ ahol}$$

A = abszorbancia,

V = a szövetkivonat térfogata (egységesen 10 ml),

w = a roncsolt szövet friss tömege (gramm).

A karotinoid-tartalom LICHENTHALER és WELLBURN (1983) képlete alapján a következő:

$$\begin{aligned} \text{Karotinoid } \mu\text{g/g friss tömeg} = & (1000 \cdot A_{470\text{nm}} - 3,27 \cdot (12,21 \cdot A_{663\text{nm}} - 2,81 \cdot A_{644\text{nm}}) \\ & - 104 \cdot (20,13 \cdot A_{644\text{nm}} - 5,03 \cdot A_{663\text{nm}})) / 229 \cdot V/w. \end{aligned}$$

3.3. Statisztikai értékelés

A laboratóriumi kísérletek során mért eredményeket a Microsoft Office Excelben rögzítettem, majd a nyers adatokból adatbázisokat hoztam létre. Az adatok statisztikai elemzését R szoftver alkalmazásával R Studio felhasználói környezetben végeztem el.

Az adatok normál eloszlását Shapiro-Wilk teszttel vizsgáltam 5%-os szignifikanciaszint ($p=0,05$) mellett. Amennyiben az adatok normál eloszlásúnak bizonyultak, Duncan-tesztet alkalmaztam a statisztikai különbségek számszerűsítésére. Amikor a normalitás nem teljesült a csoportokra, a Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam.

A tenyészedényes kísérlet során arra a kérdésre kerestem választ, hogy van-e statisztikailag igazolható különbség, a CPPL és az AN műtrágya hatása között.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. Életciklus-értékelés eredményei

4.1.1. Az intenzív broiler csirke tartás életciklus-értékelésének eredményei

Az 1 tonna élősúlyú broiler csirkék tartása során fellépő környezeti terhelést mutatja be a 17. táblázat, külön feltüntetve a nyári és téli időszakokra vonatkozó értékeket hatáskategóriánként.

17. táblázat

A broiler csirke tartás életciklus-értékelésének eredményei

Hatáskategória	Nyári időszak	Téli időszak
ADPe (kg Sb-egyenérték)	0,0045	0,0046
ADPf (MJ)	13 186	16 536
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	15,47	15,82
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	11,65	11,76
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	2 132	2 374
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	0,00017	0,00019
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	1,25	1,29
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	1 430	1 436
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	621,7	639,9
MAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	667 572	649 257
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	513,2	520,5

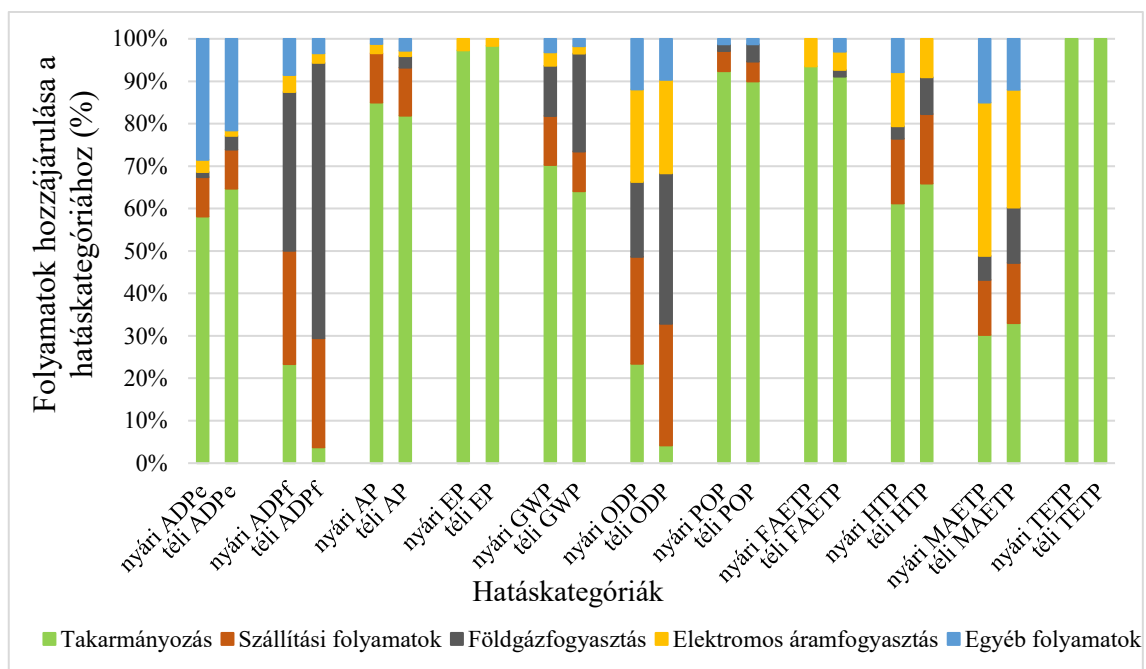
ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; ADPf = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; AP = savasodási potenciál; EP = eutrofizációs potenciál; GWP = globális felmelegedési potenciál; ODP = ózonlebontó potenciál; POP = fotokémiai oxidációs potenciál; FAETP = édesvízi ökotoxicitási potenciál; HTP = humán toxicitási potenciál; MAETP = tengervízi ökotoxicitási potenciál; TETP = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A nyári és téli rotációk közötti legnagyobb különbség három hatáskategóriánál figyelhető meg, a fosszilis tüzelőanyagok kimerülési potenciáljánál (ADPf), valamint a globális felmelegedési (GWP) és ózonlebontó potenciáloknál (ODP). Az ADPf esetében körülbelül 20%-kal magasabb a környezeti hatás a téli időszakban, míg a GWP és ODP hatáskategóriáknál 10-10%-kal nagyobb a környezeti terhelés a téli rotációknál, mint nyáron. Ez a különbség egyértelműen a fűtés miatti magasabb földgázfogyasztásnak köszönhető.

A 9. ábrán összehasonlítottam, hogy az egyes hatáskategóriákon belül mely folyamatok járulnak hozzá leginkább a környezeti terheléshez. A hozzájáruló folyamatokat öt nagy kategóriába soroltam, ezek a takarmányozás, a szállítási folyamatok, a földgázfogyasztás és elektromos áramfogyasztás és az egyéb folyamatok, melyek külön-külön csak kis arányban befolyásolják az egyes hatáskategóriákat.

A legösszetettebb kategóriát a takarmányozáshoz köthető folyamatok képviselik, ugyanis a takarmánynövények termesztésétől (kukorica, búza, szója, repce) és feldolgozásától kezdve, a kiegészítő ásványi anyagok és vitaminok beszerzésén és szállításán át, a takarmánykeverő üzemben történő kész takarmánykeverék előállításáig terjed. A szállítási folyamatok a takarmányozáson felüli szállítási folyamatokat jelentik ez esetben, melyek a naposcsibék és a takarmány istállókba történő szállítását takarja. A földgáz- és elektromos áramfogyasztás leginkább az istállókban történő hőmérsékletszabályozáshoz, takarmánykiosztáshoz és világításhoz köthető. Az egyéb folyamatok pedig egy olyan kategória, mely összefoglalja azokat a folyamatokat, melyek külön-külön nincsenek nagy hatással az adott hatáskategóriára, illetve csak egy-két hatáskategóriánál fordul elő, mint például a hulladékkezelés, vagy a tisztító- és fertőtlenítőszer alkalmazása.

9. ábra: Az egyes folyamatok hozzájárulása a szektor kibocsátásához



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökototoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökototoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökototoxicitási potenciál

A 9. ábra alapján elmondható, hogy a legtöbb hatáskategóriához (tizenegyből nyolc hatáskategóriánál) a takarmányozás és az ahhoz köthető folyamatok járulnak hozzá. Ezt alátámasztja DA SILVA et al. (2014) kutatása is, mely során egy francia és egy brazil broiler csirketelepet vizsgáltak. Egy másik, BENGTTSSON és SEDDON (2013) által végzett tanulmánynak szintén ez a fő következtetése, hogy a takarmány termelése és

feldolgozása járulnak leginkább hozzá a broiler csirke tartás környezeti terheléséhez. PELLETIER (2008) tanulmányában pedig arról számol be, hogy a takarmánytermelés 45, de akár 82,4%-os arányban járul hozzá az üvegházhatású gázok kibocsátásához. GONZÁLEZ-GARCIA et al. (2014) tanulmánya alapján a broiler csirke tartás során a takarmány termeléséhez kapcsolódó folyamatok és a gazdaságban végzett tevékenységekből származó kibocsátások domináltak.

Az elemek kimerülési potenciálja (ADPe) esetében függetlenül attól, hogy nyári (0,0045 kg Sb-egyenérték) vagy téli (0,0046 kg Sb-egyenérték) időszakra van-e szó, a takarmányozási folyamatok voltak a legnagyobb környezetterhelő hatással, azon belül is a tápanyag-utánpótlás, vagyis a műtrágyák és előállításukhoz szükséges nyersanyagok. Az ADPe-nél jelentős volt, még az istállóban a tartási folyamatok eredményeként létrejövő kibocsátások, melyek a téli időszakban mintegy 21%-kal, a nyári időszakban pedig durván 30%-kal járultak hozzá az emisszióhoz. GIANNENAS et al. (2017) 0,0015 kg Sb-egyenértéket, LIMA et al. (2019) $8,6 \cdot 10^{-5}$ kg Sb-egyenértéket, RAMEDANI et al. (2019) pedig 0,0173 kg Sb-egyenértéket jegyeztek fel 1 tonna élősúlyú broilercsirkére vetítve.

A fosszilis tüzelőanyagok kibocsátási potenciáljánál (ADPf) leginkább a földgázfogyasztás járult hozzá a kibocsátáshoz. A földgázzal való fűtés természetesen télen nagyobb mértékű, a téli rotációk esetében mintegy 65%-os hozzájárulást jelent a kibocsátásokhoz, míg a nyári rotációknál kb. 35%-kal. A nyári időszakban is viszonylag magas földgázfogyasztás azzal magyarázható, hogy az áprilistól szeptemberig tartó rotációkat vettem számításba a nyári időszaknál, s a hűvösebb hónapokban a nevelés kezdetén fűteni kell az istállókat az optimális hőmérséklet elérése miatt. Továbbá a földgázfogyasztásnál magát a beszerzést és a földgáz-infrastruktúrát is figyelembe veszi a folyamat. Az ADPf-nél jelentős hányadot, mintegy 28%-ot képviselnek még a szállítási folyamatok kibocsátásai. A nyári időszakban mintegy 23%-os hozzájárulást jelentenek a takarmányozáshoz köthető folyamatok, míg a télinél mindössze 3%-ot. Míg az általam vizsgált rotációk során nyáron 13 186 MJ, télen pedig 16 536 MJ volt az ADPf, addig LIMA et al. (2019) mindössze 150 MJ-t, RAMEDANI et al. (2019) már 184 000 MJ-t számoltak 1 t élősúlyra vonatkoztatva. LIMA et al. (2019) arra a következtetésre jutottak, hogy mind az ADPe és ADPf hatáskategóriák a takarmány előállításához szükséges energia, valamint fosszilis tüzelőanyagok és ásványi anyagok felhasználásnak köszönhető. Az ADPe esetében hasonló következtetéseket vontam le, az ADPf-nél pedig

azt tapasztaltam, hogy a földgázfogyasztásnak és a szállítási folyamatoknak is nagy szerepe van.

A savasodási (AP), eutrofizációs (EP), fotokémiai oxidációs (POP), édesvízi (FAETP) és szárazföldi ökotoxicitási potenciálok (TETP) esetében 80%-nál is nagyobb volt a takarmányozáshoz köthető folyamatok hozzájárulása a környezeti terheléshez. A savasodási potenciálnál (AP) a 15,47 (nyári) és 15,82 (téli) kg SO₂-egyenértéknek 83 és 81%-át jelentik a takarmányozáshoz köthető folyamatok és kb. 12%-át a szállítási folyamatok. A nyári időszakban a fennmaradó pár százalékot az elektromos áramfogyasztás és egyéb folyamatok adják, míg a téli rotációknál a maradék 7%-ot a földgáz- és elektromos áramfogyasztás, valamint egyéb folyamatok teszik ki. A savasodási potenciált több kutató is vizsgálta. A jelen kutatásnál tapasztalt értékek leginkább PELLETIER (2008) és MARTINELLI et al. (2020) által mért 15,8 és 17 kg SO₂-egyenértékhez állnak közel. DA SILVA et al. (2014) egy francia és egy brazil broiler csirketelepet hasonlított össze, előbbinél 28,7, utóbbinál 31,4 kg SO₂-egyenérték volt a savasodási potenciál. KALHOR et al. (2016) szintén összehasonlították a nyári és téli rotációk kibocsátásait, a nyári időszakban 29,58, a téliben 41,75 kg SO₂-egyenérték kibocsátást tapasztaltak. Más szerzőknél a savasodási potenciál 25,9 és 66,7 kg SO₂-egyenérték között alakult (KATAJAJUURI et al., 2008; WILLIAMS et al., 2009; LEINONEN et al., 2012; GIANNENAS et al., 2017; PAYANDEH et al., 2017; PUTMAN et al., 2017; LIMA et al., 2019; RAMEDANI et al., 2019). A legtöbb kutató szintén azt tapasztalta, hogy a savasodási potenciálhoz a leginkább a takarmányozáshoz köthető folyamatok járulnak hozzá, valamint az elavult trágyakezelési technológiák.

Az eutrofizációs potenciál (EP) esetében a környezeti terhelést szinte teljes egészében a takarmányozáshoz köthető folyamatok képviselik, időszaktól függetlenül. Míg ebben a tanulmányban az EP a nyári időszakban 11,65 kg PO₄-egyenérték volt, a téli rotációknál 15,82 kg PO₄-egyenérték, addig KALHOR et al. (2016) hasonló összehasonlításában ez a két érték 11,02 és 14,69 kg PO₄-egyenértékek voltak. DA SILVA et al. (2014) a francia és brazil telepek összehasonlítása során 13,8 és 19,3 kg PO₄-egyenérték közötti értékeket tapasztalt. A már említett szerzők közül a legalacsonyabb eutrofizációs potenciált PELLETIER (2008) tapasztalta, aki az USA-ban 3,9 kg PO₄-egyenértéket mért, míg a legmagasabbat RAMEDANI et al. (2019) jegyezték fel, 78,4 kg PO₄-egyenértékkel.

A fotokémiai oxidációs (POP) és édesvízi ökotoxicitási potenciáloknál (FAETP) is 90% körüli a takarmányozási folyamatok hozzájárulása az adott hatáskategóriákhoz. A fennmaradó kb. 10%-ot a POP-nál a szállítási folyamatok és a földgázfogyasztás

képviseli, a FAETP-nél pedig az elektromos áramfogyasztás, valamint télen még a földgázfogyasztás. A POP-nál tapasztalt nyári 1,25 és téli 1,29 kg C₂H₄-egyenérték PAYANDEH et al. (2017) és LIMA et al. (2019) által feljegyzett 1,237 és 1,34 kg C₂H₄-egyenértékhez állnak közel, míg GIANNENAS et al. (2017) 5,4 kg C₂H₄-egyenértéket, RAMEDANI et al. (2019) 7,21 kg C₂H₄-egyenérték, KALHOR et al. (2016) 3,22 és 4,39 kg C₂H₄-egyenértéket mértek 1 tonna élősúlyra vetítve.

A nyári időszakban becsült GWP-nek kb. 70%-át képviselik a takarmányozáshoz köthető folyamatok, a télnek pedig kb. 63%-át. A takarmányozáson belül maga a szántóföld művelése jár a legnagyobb környezetterheléssel – 56%-a a takarmányozás hozzájárulásának – a levegőbe történő CO₂- és CH₄-emisszió miatt. A takarmánynövények közül a kukorica termesztése kb. 15%-kal (N₂O, CO₂), az őszi búzáé 8%-kal (N₂O, CO₂) járul hozzá a kibocsátásokhoz a takarmányozás kategóriáján belül. A fennmaradó kibocsátások leginkább a földgázfogyasztáshoz (nyáron 12%, télen 23%) és szállítási folyamatokhoz (nyáron 12%, télen 9%) köthetők, kismértékben pedig az elektromos áramfogyasztáshoz (nyáron 3%, télen 2%) és egyéb folyamatokhoz (nyáron 3%, télen 2%). Más tanulmányok során mért, CO₂-egyenértékben megadott értékek igen változatosak. Míg jelen tanulmányban a nyári rotáció során 2132 kg CO₂-egyenértékkel, télen pedig 2374 kg CO₂-egyenérték kibocsátással kellett számolni, addig az egyes szerzők által tapasztalt értékeket összefoglalja a 18. táblázat.

18. táblázat

A broiler csirke tartás GWP értékei más életciklus-értékelés tanulmányoknál

	KATAJAJUURI et al., 2008.	PELLETIER, 2008.	WILLIAMS et al., 2009.	LEINONEN et al., 2012.	DA SILVA et al., 2014.	KALHOR et al., 2016	GIANNENAS et al., 2017.	PAYANDEH et al., 2017.	PUTMAN et al., 2017.	LIMA et al., 2019.	RAMEDANI et al., 2019.	MARTINELLI et al., 2020.
GWP (kg CO₂-egyenérték)	2079	1395	1800	3087	1450 és 2700	1390 és 2932	4210	5782	1226	2700	4350	1488

A feltüntetett értékek alapján látható, hogy a különböző szerzők által mért GWP értékeknek igen nagy a szórása. A legalacsonyabb értéket PELLETIER (2008) jegyezte

fel (1395 kg CO₂-egyenérték/t élősúly), míg a legmagasabbat (5782 kg CO₂-egyenérték/t élősúly) PAYANDEH et al. (2017). A legtöbb szerző a globális felmelegedési potenciálnál is azt a következtetést vonta le, hogy a broiler csirke tartás kibocsátásaihoz leginkább a takarmányozással összefüggésbe hozható folyamatok járulnak hozzá, valamint az elavult trágyakezelési technológiák. Esetemben az alacsonyabb kibocsátásnak az lehet a magyarázata, hogy az általam vizsgált telep technológiája igen korszerű, modern trágyaeltávolító berendezésekkel, a szellőztetés optimalizálásával, s fedett trágyatárolókkal.

A szárazföldi ökotoxicitási potenciálnál (TETP) teljes egészében a takarmányozáshoz, azon belül a földhasználathoz, növénytermesztéshez köthető folyamatok járulnak hozzá. A nyári 513,2 és téli 520,5 kg 1,4-DB-egyenértékek a RAMEDANI et al. (2019) által mért 598 kg 1,4-DB-egyenértékhez állnak a legközelebb. LIMA et al. (2019) 800 kg 1,4-DB-egyenértéket, PAYANDEH et al. (2017) pedig egészen magas értéket, 1952,126 kg 1,4-DB-egyenértéket tapasztalt.

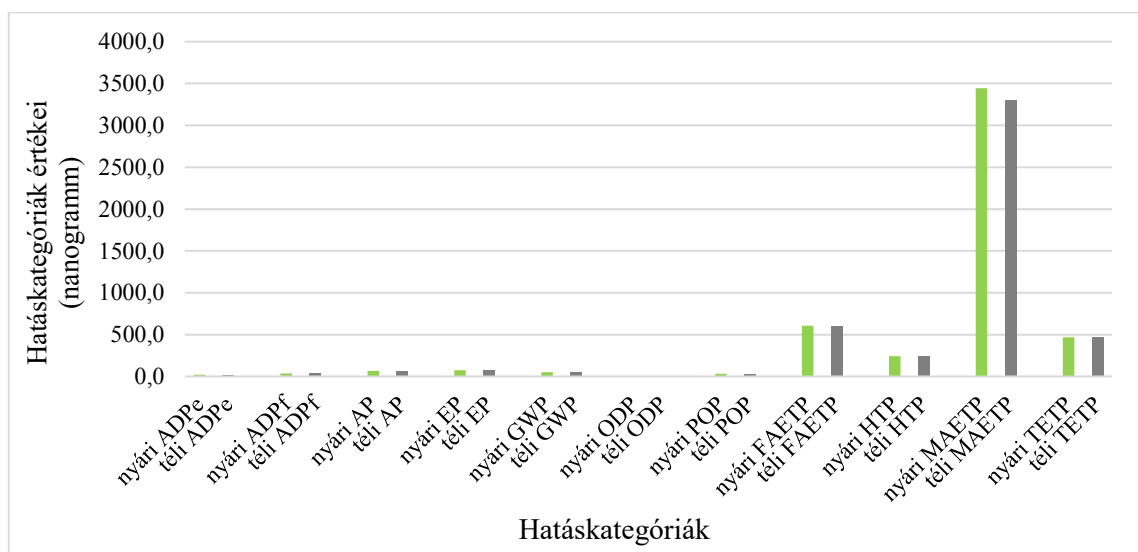
Az ózónlebontó potenciálnál (ODP) a téli időszakban nem jelentős a takarmányozás hozzájárulása, kb. 4%, nyáron 23% körüli. Télen jelentősebb tényező a földgázfogyasztás, ezt követik a szállítási folyamatok miatti kibocsátások, majd az elektromos áramfogyasztás és egyéb folyamatok. A nyári időszak esetében a szállítási folyamatok hozzájárulása hasonló a takarmányozáshoz köthető kibocsátásokhoz, ezeket követik az elektromos áram és földgázfogyasztás, illetve az egyéb folyamatok. Az ODP tekintetében is igen változatosak az egyes szerzők által mért értékek. KALHOR et al. (2016) a nyári és téli rotációknál is 0,001 kg CFC-11-egyenértéket mértek, LIMA et al. (2019) $9,6 \cdot 10^{-7}$ kg CFC-11-egyenértéket, RAMEDANI et al. (2019) pedig 0,00204 kg CFC-11-egyenértéket tapasztaltak.

A humán toxicitási potenciálnál (HTP) mintegy 50%-ot képvisel a takarmányozás, a fennmaradó 50%-ot pedig a szállítási folyamatok, az elektromos áramfogyasztás, a tisztító- és fertőtlenítőszer alkalmazása és egyéb folyamatok teszik ki, tehát magához a gazdaságban végzett tevékenységekhez köthető folyamatok. A jelen tanulmányban mért nyári 621,7 és téli 639,9 kg 1,4-DB-egyenértékhez legközelebb a KALHOR et al. (2016) által mért nyári 655,33 kg 1,4-DB-egyenérték áll. A téli rotációnál már 996,36 kg 1,4-DB-egyenértéket mértek a szerzők. Más szerzőknél a humán toxicitási potenciál 1080 és 6300 kg 1,4-DB-egyenérték körül alakultak (LIMA et al., 2019; RAMEDANI et al., 2019).

Az ADPf és ODP hatáskategóriák mellett a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP) a harmadik hatáskategória, ahol nem a takarmányozási folyamatok a legnagyobb hozzájárulók a környezeti terheléshez. A MAETP-nél a legnagyobb hozzájáruló input az elektromos áramfogyasztás, a nyári időszakban ez 37%, télen 28% körüli. Körülbelül azonos arányban járul hozzá a környezeti terheléshez a takarmányozás, majd a szállítási és egyéb folyamatok, végül pedig a földgázfogyasztás. A tengervízi ökotoxicitási potenciál más szerzőknél 100440 és 955000 kg 1,4-DB-egyenérték között alakult (KALHOR et al., 2016; LIMA et al., 2019; RAMEDANI et al. 2019), összehasonlítva az általam mért 667572 (nyári) és 649257 (téli) kg 1,4-DB-egyenértékkel.

A 10. ábra a hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékeit ábrázolja nanogrammban kifejezve, 1 tonna élősúlyú broiler csirkére vonatkoztatva, összehasonlítva a nyári és téli rotációkat.

10. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei 1 tonna élősúlyú broiler csirke előállításánál (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

Az értékek alapján egyértelmű, hogy az ökotoxicitási hatáskategóriák a legjelentősebbek (tengervízi (MAETP), édesvízi (FAETP) és szárazföldi ökotoxicitási potenciál (TETP), humán toxicitási potenciál), azok közül is MAETP, függetlenül attól, hogy nyári vagy téli rotációról van szó.

4.1.2. A CPPL gyártása során fellépő károsanyag-kibocsátás, összehasonlítva a műtrágyák előállításánál során keletkező kibocsátással

4.1.2.1. A gyártás során fellépő károsanyag-kibocsátás 1 kg termékre vonatkozóan

A CPPL és a különböző műtrágyák előállításánál során fellépő környezeti hatást elsőként 1 kg végtermékre vonatkozóan értékeltem. A környezeti hatást három kategóriába, alacsony, közepes és magas környezeti terhelés kategóriákba soroltam. A három kategóriát az egyes hatáskategóriáknál meghatározott maximális és minimális értékek közötti különbség három egyenlő intervallumra való felosztása alapján határoztam meg. Az értékelésbe az ammónium-nitrát (AN), kalcium ammónium-nitrát (CAN), a karbamid, a triple szuperfoszfát (TSP), a monoammónium-foszfát (MAP) és a kálium-klorid (KCl) műtrágyákat vontam be (19. táblázat).

Az elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe) a nitrogén műtrágyák (AN, CAN, karbamid) előállításánál és a MAP-nál volt a legmagasabb ($6,47 \times 10^{-6}$ - $7,43 \times 10^{-6}$ kg Sb-egyenérték/kg trágya), míg a CPPL-nél a legalacsonyabb ($7,57 \times 10^{-8}$ kg Sb-egyenérték/kg trágya). A műtrágyák közül 1 kg TSP előállításánál volt a legalacsonyabb az ADPe ($4,10 \times 10^{-7}$ kg Sb-egyenérték/kg trágya). Ez az érték kb. ötszöröse a CPPL-nél becsült értéknek. Valószínűleg a műtrágyák közül azért a TSP abiotikus kimerülési potenciálja volt a legalacsonyabb, mivel hasonlóan a CPPL-hez az áramfogyasztás volt a legnagyobb mértékben hozzájáruló energiaáram a kibocsátáshoz, míg a nyersanyagok keletkezése (CPPL), vagy kitermelése (TSP) csak a második. Ezzel szemben a többi műtrágyánál a nyersanyagok kitermelése, bányászati infrastruktúrája volt az elsődleges hozzájáruló.

A MJ-ban kifejezett, fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja (ADPf) szintén a CPPL előállításánál volt a legalacsonyabb (0,27 MJ/kg trágya). A CPPL-nél a kibocsátáshoz leginkább három folyamat járul hozzá, a polietilén előállítás (csomagolóanyaghoz), valamint az elektromos áram- és üzemanyagfogyasztás. A CPPL után a legalacsonyabb a kibocsátása a KCl műtrágyának, de az ennél becsült kibocsátás is mintegy tizenötszöröse a CPPL-nek (4,12 MJ/kg KCl). Ennél a terméknél az emisszióhoz legnagyobb mértékben a gőztermelés járul hozzá, majd kisebb arányban a nyersanyagok kitermelése és feldolgozása, a polietilén előállítás és az áramfogyasztás. A legmagasabb értéket a karbamid előállításánál produkálta (27,11 MJ/kg karbamid), a CPPL-hez képest mintegy százszoros kibocsátást. A N-műtrágyák előállításánál a földgáz-

fogyasztás volt a leginkább környezetterhelő folyamat, míg a TSP-nél a nyersanyag kitermelés és a gőztermelés, a MAP-nál a gőztermelés, a földgáz- és áramfogyasztás.

19. táblázat

A termékek gyártása során fellépő károsanyag-kibocsátás 1 kg termékre vonatkozóan

Hatáskategória	CPPL	AN	CAN	Karbamid	TSP	MAP	KCl
ADPe (kg Sb-egyenérték)	7,57x10 ⁻⁸	6,47x10 ⁻⁶	6,37x10 ⁻⁶	7,43x10 ⁻⁶	4,10x10 ⁻⁷	6,70x10 ⁻⁶	4,76x10 ⁻⁶
ADPf (MJ)	0,269	18,338	14,941	27,107	13,987	8,898	4,121
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	0,024	0,006	0,005	0,005	0,010	0,003	0,002
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	0,005	0,002	0,002	0,002	0,004	0,002	0,001
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	0,273	1,382	1,137	1,127	0,657	0,826	0,399
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	3,48x10 ⁻⁸	1,50x10 ⁻⁷	1,23x10 ⁻⁷	2,25x10 ⁻⁷	1,01x10 ⁻⁷	8,54x10 ⁻⁸	3,73x10 ⁻⁸
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	2,87x10 ⁻⁵	1,35x10 ⁻⁴	1,17x10 ⁻⁴	1,95x10 ⁻⁴	4,29x10 ⁻⁴	1,32x10 ⁻⁴	7,97x10 ⁻⁵
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,028	0,274	0,256	0,314	0,198	0,362	0,188
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,032	0,449	0,429	0,534	0,172	0,502	0,334
MAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	47,419	663,080	616,340	790,531	523,135	833,587	504,535
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	3,14x10 ⁻⁴	1,51x10 ⁻³	1,46x10 ⁻³	1,82x10 ⁻³	5,08x10 ⁻³	6,48x10 ⁻³	8,61x10 ⁻⁴

zöld = alacsony környezeti terhelés; sárga = közepes környezeti terhelés; piros = magas környezeti terhelés

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A hatáskategóriák közül csak két esetben, a savasodási (AP) és eutrofizációs potenciál (EP) esetében volt magasabb a károsanyag kibocsátás a CPPL előállításakor. A AP értéke – a műtrágya típusától függetlenül – 0,002 és 0,01 kg SO₂-egyenérték/kg termék körül alakul. A legalacsonyabb mértékű kibocsátást a KCl műtrágyánál, a legnagyobb mértékű kibocsátást pedig a TSP-nél tapasztaltam a műtrágyák közül. Előbbinél a legnagyobb hozzájáruló folyamatok a gőztermelés és a nyersanyagok kitermelése, feldolgozása volt (SO₂ miatt), utóbbinál pedig a H₂SO₄ gyártás. A CPPL a KCl-nél 93, a TSP-nél 58%-kal több emissziót produkált (0,024 kg SO₂-egyenérték/kg termék). A CPPL-nél a

trágyafeldolgozás miatti NH_3 -emisszó okozza a magas savasodási potenciál értéket, az AN és CAN műtrágyáknál a HNO_3 -előállítás (NH_3 és NO_x), a karbamidnál a gőztermelés és a nyersanyagok kitermelése, feldolgozása (SO_2 és NH_3), a MAP-nál pedig az áramfogyasztás és a nyersanyagok kitermelése (SO_2 és NH_3).

Hasonlóan alakult a kibocsátás az eutrofizációs potenciált (EP) tekintve. Ennél a hatáskategóriánál is a KCl műtrágyánál volt a legalacsonyabb kibocsátás (0,0007 kg PO_4 -egyenérték/kg KCl) és a TSP-nél a legmagasabb (0,0041 kg PO_4 -egyenérték/kg TSP). Mindkettőnél a nyersanyagok kitermelése, feldolgozása okozta a kibocsátást, a foszfát és foszfor vízbe történő emissziója miatt. A CPPL előállításánál az EP 0,0054 kg PO_4 -egyenérték volt, mely az előbbi műtrágyánál 88%-kal, utóbbinál 24%-kal magasabb. Ebben az esetben a trágya feldolgozása során fellépő NH_3 - és N_2O -emisszió, valamint az áramfogyasztás voltak a magas környezeti terhelés hozzájárulói. A többi műtrágyánál hasonlóan alakultak a folyamatok, mint a savasodási potenciálnál. Az AN és CAN műtrágyáknál a HNO_3 -előállítás (NH_3 és NO_x), a karbamidnál és a MAP-nál pedig a nyersanyagok kitermelése, feldolgozása (PO_4 , NH_3) voltak az EP hozzájáruló folyamatai. A globális felmelegedési potenciál (GWP) a CPPL-nél volt a legalacsonyabb (0,27 kg CO_2 -egyenérték/kg termék). A kibocsátáshoz az áramfogyasztás (CO_2 és CH_4), a broiler csirketrágya feldolgozása (N_2O és CH_4), az üzemanyagfogyasztás (CO_2) és a keletkezett hulladékok további kezelése (CO_2) járultak hozzá. A műtrágyák közül ismét a KCl előállításánál volt a legalacsonyabb a kibocsátás (0,4 kg CO_2 -egyenérték/kg KCl). A legnagyobb mértékű kibocsátás a N-műtrágyáknál, azok közül is leginkább az AN-nál (1,38 kg CO_2 -egyenérték/kg AN) fordult elő. Az AN előállítása során ötször annyi károsanyag kibocsátás történik, mint a baromfitrágya granulátum gyártásánál. A műtrágyáknál szinte egyöntetűen a műtrágyák előállításához szükséges gőztermelés miatti CO_2 - és CH_4 -emisszió okozza a magas GWP-t. A Hosoya-technológiával előállított CPPL termék előállítása során fellépő környezeti hatásokról nem áll rendelkezésre szakirodalom. A 20. táblázatban hasonló, félig zárt és zárt komposztálási technológiáknál mért, GWP értékeket ismertettek. A különböző állati trágyák közül ZHU et al. (2014) a tyúktrágya és az alomban maradt állati hullák komposztálását vizsgálta. Az általa vizsgált rendszer CO_2 -kibocsátása 3-6-szor alacsonyabb volt, mint az általam vizsgált Hosoya rendszeré. Az ADAME (2012) kutatási program keretein belül vizsgálták a komposztálásból származó, levegőbe történő kibocsátásokat. A tanulmány alapján vizsgált szennyvíziszapok komposztálása 0,089 és 0,298 kg CO_2 -egyenérték kibocsátással bír. Az utóbbi érték közelíti meg a legjobban a CPPL-nél tapasztalt 0,27 kg

CO₂-egyenértéket. Vizsgálták az állattartási hulladékok komposztálása során létrejövő emissziókat is. Ennél a csoportnál mért értékek átlagosan ötször nagyobbak, mint jelen tanulmányban szereplő kibocsátási érték. LUSKE (2010) csirke- és marhatrágya komposztálását vizsgálta. Az általa tanulmányozott komposztüzem kibocsátása kb. feleannyi volt (0,147 kg CO₂-egyenérték/kg termék), mint a Hosoya komposztáló üzemé.

20. táblázat

A Hosoya komposztálási technológia GWP-je összehasonlítva más tanulmányokkal

	kg CO ₂ -egyenérték/ kg termék	Ország/régió	Forrás
Tyúk tetem és trágya	0,045-0,082	Kína	ZHU et al., 2014.
Szennyvíziszap	0,089-0,298	Európa	ADEME, 2012.
Csirke és szarvasmarha trágya	0,147	Egyiptom	LUSKE, 2010.
CPPL	0,27	Európa	jelen tanulmány
Állati hulladék	0,475-2,307	Európa	ADEME, 2012.

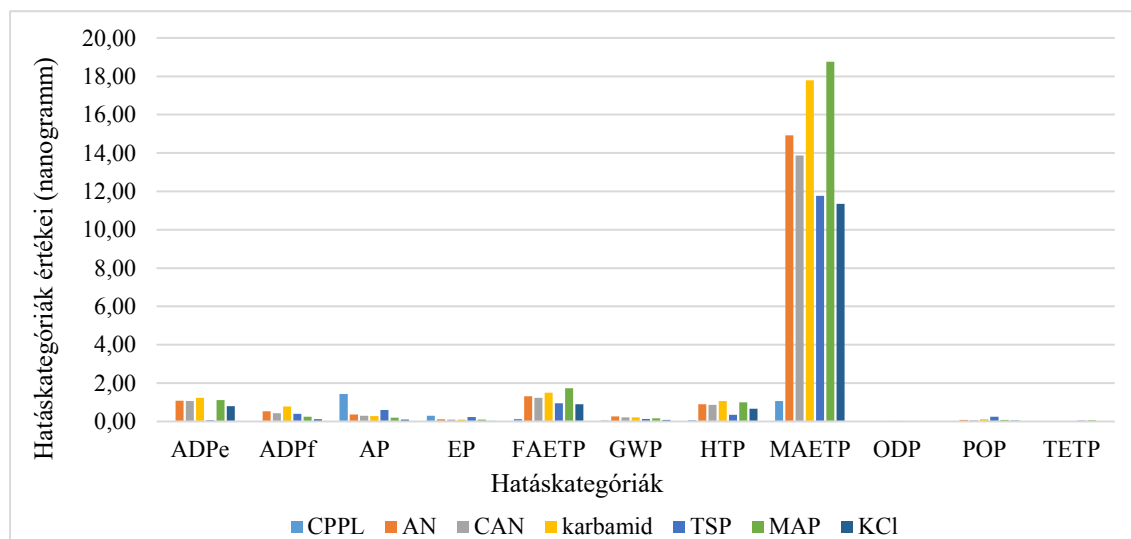
Általános megállapításuk a szerzőknek, hogy a károsanyag-kibocsátás a komposztálandó nyersanyagok összetételétől, arányától, valamint a komposztálási technológiától függ.

Az ózontoló potenciál (ODP) a műtrágyák közül a KCl előállításánál volt a legalacsonyabb és a karbamidnál a legmagasabb (hatszoros különbség). Míg a KCl esetében a gőztermelés és a nyersanyagok feldolgozása miatti C₂H₆- és CH₄-kibocsátás, addig a karbamidnál földgázfogyasztás miatti CH₄-emisszió járult hozzá az ODP-hez, ahogy a másik két N-műtrágyánál is. A karbamid mellett a CAN és a MAP előállítása során volt még magas a kibocsátás. Ezek az értékek átlagosan tizenötször nagyobbak, mint a CPPL-nél tapasztalt értékek. A TSP-nél a nyersanyag-kitermelés (CH₄) és a gőztermelés (CH₄ és C₂H₆), a CPPL-nél az áram- és üzemanyagfogyasztás, valamint a trágya feldolgozása során fellépő CH₄ és C₂H₆-emisszió voltak a főbb kritikus pontok.

A fotokémiai oxidációs potenciál (POP) a műtrágyák közül a KCl előállítása során volt a legalacsonyabb és a TSP-nél a legmagasabb (ötszörös különbség), ahogy a savasodási és eutrofizációs potenciálok esetében is volt. A CPPL-nél az áram- és üzemanyagfogyasztás, valamint a polietilén termelés járultak hozzá a CO- és SO₂-emisszió miatt a POP-hoz, míg a műtrágyák esetében a nyersanyag-kitermelés, -feldolgozás és a földgázfogyasztás. Szintén a KCl műtrágya előállításánál volt a legalacsonyabb az emisszió az édesvízi (CPPL hétszerese), tengervízi (CPPL tizenegyszerese), valamint a szárazföldi

ökotoxicitási potenciál tekintetében (CPPL háromszorosa). Ugyanezen hatáskategóriáknál a legnagyobb mértékű kibocsátást a MAP előállítása okozta. Összehasonlítva a CPPL-lel, az édesvízi ökotoxicitási potenciál (FAETP) tizenháromszorosa, a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP) tizennyolcszorosa és a szárazföldi ökotoxicitási potenciál (TETP) huszonegyszerese volt a MAP előállításának kibocsátása. A CPPL-nél ezekhez a hatáskategóriákhoz az áramfogyasztás, a hulladékkezelési folyamatok és a trágya kezelése járulnak hozzá, míg a műtrágyáknál a nyersanyag-kitermelés, -feldolgozás, áramfogyasztás, gőztermelés és földgázfogyasztás. A humán toxicitási potenciál (HTP) a TSP-nél volt a legalacsonyabb (0,17 kg 1,4-DB-egyenérték/TSP). A legnagyobb mértékű kibocsátást a karbamid produkálta (0,53 kg 1,4-DB-egyenérték/karbamid). A műtrágyák előállítása során, maga a nyersanyag-kitermelés és -előállítás, valamint az áramfogyasztás és a gőztermelés voltak a jellemző hozzájáruló folyamatok. Az TSP emissziója ötszöröse, a karbamidé mintegy tizenhétszerese volt a CPPL-nek (0,03 kg 1,4-DB-egyenérték/trágya), melynél az áramfogyasztás, a hulladékkezelés és a trágya feldolgozása közbeni kibocsátások járultak hozzá a HTP-hez. A 11. ábra a vizsgált hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékeit mutatja be 1 kg termék előállítása esetén.

11. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei 1 kg termék előállítása során (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

Az eredmények alapján egyértelmű, hogy a hat műtrágyánál a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP) a legmagasabb (főként a MAP-nál), összehasonlítva a többi

hatáskategóriával (11,35 – 18,76 ng). A műtrágyáknál a MAETP után a legjelentősebb hatáskategóriák az édesvízi ökotoxicitási potenciál (FAETP: 0,903 – 1,73 ng), a fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe; kivéve a TSP-nél, a többi műtrágyánál 0,79 és 1,23 ng közöttiek az értékek) és a humán toxicitási potenciál (HTP: 0,343 – 1,07 ng). A CPPL esetében a legjelentősebb hatáskategória a savasodási potenciál (AP: 1,43 ng) és a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP: 1,07 ng).

4.1.2.2. A termékek gyártása során fellépő károsanyag-kibocsátás 1 kg hatóanyagra vonatkozóan

Az 1 kg termékre vonatkoztatott környezeti hatások megállapítása és értékelése után 1 kg hatóanyagra vonatkoztatva értékeltem a különböző hatáskategóriákat, külön-külön 1 kg N-, 1 kg P₂O₅- és 1 kg K₂O-tartalomra, továbbá kiszámoltam, hogy 1 kg hatóanyag kijuttatásához az adott műtrágyából mekkora mennyiség szükséges (21. táblázat).

21. táblázat

A termékek hatóanyag-tartalma (N-, P₂O₅-, K₂O-tartalom) és a szükséges mennyiség 1 kg hatóanyag kijuttatásához

Termékek	Hatóanyag-tartalom (%)	Kijuttatandó mennyiség (kg)
	N-tartalom (%)	1 kg N-tartalomhoz
Komposztált, granulált broiler csirketrágya (CPPL)	5,5	18
Ammónium-nitrát (AN)	33,5	2,99
Kalcium-ammónium-nitrát (CAN)	27	3,7
Karbamid	46	2,17
Monoammónium-foszfát (MAP)	12	8,33
	P ₂ O ₅ -tartalom (%)	1 kg P ₂ O ₅ -tartalomhoz
Komposztált, granulált broiler csirketrágya (CPPL)	3	33,33
Triple szuperfoszfát (TSP)	46	2,17
Monoammónium-foszfát (MAP)	52	1,92
	K ₂ O-tartalom (%)	1 kg K ₂ O-tartalomhoz
Komposztált, granulált broiler csirketrágya (CPPL)	2,5	40
Kálium-klorid (KCl)	60	1,66

Károsanyag-kibocsátás 1 kg nitrogén hatóanyagra vonatkozóan

A CPPL előállításánál során fellépő környezeti hatásokat vettem össze a fontosabb N-műtrágyák – ammónium-nitrát (AN), kalcium ammónium-nitrát (CAN) és karbamid – előállításánál kibocsátott emissziókkal. A funkcionális egység ebben az esetben 1 kg N-hatóanyag. Tehát eltérően a 19. táblázatban bemutatott eredményektől, ahol az 1 kg termék előállítására jutó emissziókat mutattam be, a 22. táblázatban a CPPL-lel csak a N-műtrágyákat hasonlítottam össze, 1 kg N-hatóanyagra vonatkoztatva.

22. táblázat

1 kg nitrogén-hatóanyag előállításának környezeti hatásértékelése

Hatáskategóriák	CPPL (5,5% N)	AN (33,5% N)	CAN (27% N)	Karbamid (46% N)
ADPe (kg Sb-egyenérték)	$1,38 \times 10^{-6}$	$9,06 \times 10^{-6}$	$2,36 \times 10^{-5}$	$1,61 \times 10^{-5}$
ADPf (MJ)	4,883	54,831	55,283	58,822
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	0,439	0,019	0,019	0,010
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	0,0989	0,0065	0,007	0,0038
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	4,955	4,133	4,208	2,445
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	$6,33 \times 10^{-7}$	$4,48 \times 10^{-7}$	$4,57 \times 10^{-7}$	$4,88 \times 10^{-7}$
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	$5,23 \times 10^{-4}$	$4,04 \times 10^{-4}$	$4,32 \times 10^{-4}$	$4,23 \times 10^{-4}$
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,518	0,819	0,947	0,681
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,586	1,341	1,588	1,158
MAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	862,070	1982,609	2280,459	1715,452
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,0063	0,0045	0,0046	0,0049

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; ADPf = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; AP = savasodási potenciál; EP = eutrofizációs potenciál; GWP = globális felmelegedési potenciál; ODP = ózonlebontó potenciál; POP = fotokémiai oxidációs potenciál; FAETP = édesvízi ökotoxicitási potenciál; HTP = humán toxicitási potenciál; MAETP = tengervízi ökotoxicitási potenciál; TETP = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

Az elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe) a CAN-nél volt a legmagasabb ($2,36 \times 10^{-5}$ kg Sb-egyenérték/kg N), ami mintegy 17-szerese a CPPL-nek. De az AN ($9,06 \times 10^{-6}$ kg Sb-egyenérték/kg N) és a karbamid ($1,61 \times 10^{-5}$ kg Sb-egyenérték/kg N) termelése során fellépő egyenérték is 6,5 és 11-szerese a CPPL előállításánál történő kibocsátásnak ($1,38 \times 10^{-6}$ kg Sb-egyenérték/kg N).

A fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülés potenciálja (ADPf) a N-műtrágyáknál körülbelül megegyező mértékű volt, 54,8 és 58,8 MJ/kg N érték között változott, míg a CPPL-nél ez az érték 4,8 MJ/kg N volt.

A kg SO₂-egyenértékben kifejezett savasodási potenciál (AP) az AN és a CAN műtrágyák esetében közel azonos mértékű volt (1 kg N hatóanyagra vonatkoztatva 0,019 kg SO₂-

egyenérték), míg az karbamidnak alacsonyabb, 0,01 kg SO₂-egyenérték. Ezzel szemben a CPPL előállítása során az AN és a CAN műtrágyánál 23-szor, a karbamidnál pedig 42-szer magasabb SO₂-egyenértéket határoztam meg.

Az eutrofizációs potenciál (EP) szintén jóval magasabb volt a CPPL esetében, az AN és CAN műtrágyáknál kb. 15-ször, a karbamidnál pedig 26-szor magasabb volt a PO₄-egyenértékben meghatározott kibocsátás.

Az 1 kg CO₂-ban kifejezett globális felmelegedési potenciál (GWP) a CPPL előállítása során volt a legmagasabb (4,95 kg CO₂-egyenérték/kg N hatóanyag), míg a CAN és AN műtrágyáknál 4,2 és 4,1 kg CO₂-egyenérték/kg N volt ez az érték. A legalacsonyabb CO₂-egyenérték a karbamid előállítására volt jellemző, mintegy fele volt (2,44 kg CO₂-egyenérték/kg N) a CPPL gyártása során fellépő CO₂-egyenértékű üvegházhatásúgáz kibocsátásnak. A műtrágyagyártás környezeti hatásai illetően a legtöbb szakirodalmat szintén a GWP-re vonatkozóan találtam (23. táblázat).

23. táblázat

A N-műtrágyáknál meghatározott GWP, összehasonlítva más tanulmányokkal

	kg CO ₂ -egyenérték/ kg N hatóanyag	Ország/kontinens	Forrás	
Ammónium-nitrát (kg CO ₂ - egyenérték/kg N)	4,1	Európa	jelen tanulmány	
	6,2	Európa	SKOWROŃSKA – FILIPEK, 2014.	
	7,2	Egyesült Királyság	WILLIAMS et al., 2010.	
	3,5 8 10,3	Európa Oroszország, USA Kína	BRENTROP et al., 2016.	
Kalcium ammónium-nitrát (kg CO ₂ - egyenérték/kg N)	3,7 7,7 8,7 10,6	Európa Oroszország USA Kína	BRENTROP et al., 2016.	
	4,2	Európa	jelen tanulmány	
	Karbamid (kg CO ₂ - egyenérték/kg N)	1,6	Európa	SKOWROŃSKA – FILIPEK, 2014.
		1,9 2,7 5,5	Európa Oroszország, USA Kína	BRENTROP et al., 2016.
2,4		Európa	jelen tanulmány	
3,1		USA	ALBAUGH et al., 2012.	
3,5		Egyesült Királyság	WILLIAMS et al., 2010.	

Az AN előállításánál fellépő emissziók európai szinten 3,5 és 7,2 kg CO₂-egyenérték/kg N-hatóanyag körül alakulnak. BRENTROP et al. (2016) alapján a legmagasabb emissziós érték Kínában fordul elő, itt 10 kg CO₂-egyenértéknyi károsanyag-kibocsátás jut 1 kg N-hatóanyagra. A CAN gyártásánál az emissziós tényező szintén európai keretek között az alacsonyabb. BRENTROP et al. (2016) alapján 3,7 kg CO₂-egyenérték, míg jelen tanulmány szerint 4,2 kg CO₂-egyenérték 1 kg N-hatóanyagot tekintve. Az oroszországi, amerikai és kínai kibocsátási tényezők 7,7 és 10,6 kg CO₂-egyenérték között vannak. A karbamid gyártásánál az európai kibocsátási tényezők 1,6 (SKOWROŃSKA – FILIPEK, 2014), 1,9 (BRENTROP et al., 2016) és 3,5 kg CO₂-egyenérték/kg N-hatóanyag (WILLIAMS et al., 2010). A jelen tanulmányban tapasztalt érték ennek a három értéknek körülbelül az átlaga, 2,4 kg CO₂-egyenérték/kg N-hatóanyag. Ezeknél magasabb emissziós kibocsátást számítottak Kínában (BRENTROP et al., 2016).

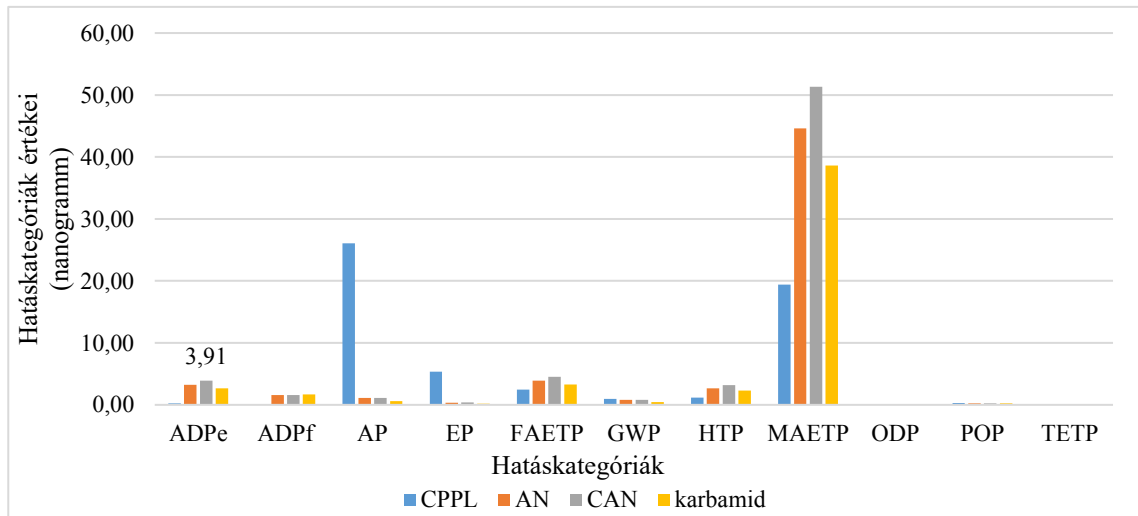
Az ózontörő (ODP), fotokémiai oxidációs (POP) és szárazföldi ökotoxicitási potenciálnál (TETP) számított értékek szintén a CPPL-nél voltak magasabbak, ezek az értékek átlagosan másfélszeresei voltak a N-műtrágyáknál meghatározott értékeknek.

Az édes- (FAETP) és tengervízi ökotoxicitási (MAETP) és a humán toxicitási potenciállal (HTP) kifejezett emissziók a CPPL előállításánál voltak a kedvezőbbek. Mindhárom hatáskategóriát figyelembevéve a CAN-nál voltak a legmagasabbak az értékek, melyek 1 kg N hatóanyagra vonatkoztatva 1,8, 2,7 és 2,6 kg 1,4-DB-egyenérték/kg N-hatóanyag értéket jelentenek. A három N-műtrágya közül a legalacsonyabb kibocsátást a karbamid produkálta. Ennek az előállításánál az édes- és tengervízi ökotoxicitási, valamint a humán toxicitási potenciál 1,3, 1,97 és 1,98 kg 1,4-DB-egyenérték/kg N-hatóanyag volt.

Bár 6 hatáskategória esetén a CPPL gyártása magasabb értékeket produkált, nem lehet figyelmen kívül hagyni az egyes tápanyag-utánpótlók különböző N-tartalmát. Ugyanis amennyiben CPPL-lel szeretnénk 1 kg N-t kijuttatni, ahhoz 18,18 kg baromfitrágyára van szükségünk, ha a CPPL 5,5%-os N-tartalmával kalkulálunk. Ezzel szemben az AN-ból (33,5% N-tartalom) mindössze 2,99 kg-ot, CAN-ból (27% N-tartalom) 3,7 kg-ot, a karbamidból (46% N-tartalom) pedig 2,17 kg-ot, kell mindössze kijuttatnunk.

A 12. ábra a N-hatóanyag előállításánál kapott normalizált és súlyozott értékeit ábrázolja.

12. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei 1 kg N-hatóanyag esetében (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökototoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökototoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökototoxicitási potenciál

A műtrágyáknál – hasonlóan a 11. ábrán ismertetett eredményekkel – a tengervízi ökototoxicitási potenciál (MAETP: 38,6 – 51,31 ng) volt a legmagasabb értékű, majd az édesvízi ökototoxicitási potenciál (FAETP: 3,26 – 4,53 ng), az elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe: 2,68 – 3,91 ng) és a humán toxicitási potenciál (HTP: 2,32 – 3,18 ng). A CPPL-nél a tengervízi ökototoxicitási potenciál (MAETP: 19,4 ng) csak a második legmagasabb értékű hatáskategória volt, az első a savasodási potenciál (AP: 26,06 ng) volt.

Károsanyag-kibocsátás 1 kg foszfor hatóanyag gyártására vonatkozóan

A N-műtrágyákhoz hasonlóan jártam el a P-tartalmú műtrágyák előállításánál a fellépő emissziók hatásvizsgálatánál. A CPPL és a triple szuperfoszfát (TSP), valamint a monoammónium-foszfát (MAP) összehasonlítása során a funkcionális egység 1 kg P₂O₅-hatóanyag volt (24. táblázat).

Az elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe) a MAP-nál volt a legmagasabb ($1,29 \times 10^{-5}$ kg Sb-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag), ötször nagyobb volt a CPPL ($2,52 \times 10^{-6}$ kg Sb-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) előállításánál mért értéknél és 14-szer a TSP-nél ($8,90 \times 10^{-7}$ kg Sb-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag).

A fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe) a CPPL-nél volt a legalacsonyabb (8,95 MJ/kg P₂O₅-hatóanyag), körülbelül fele és harmada volt a MAP-nál (17,09 MJ/kg P₂O₅-hatóanyag), valamint a TSP-nél (30,35 MJ/kg P₂O₅-hatóanyag) becsült hatásnál.

24. táblázat

Károsanyag-kibocsátás 1 kg foszfor hatóanyag gyártására vonatkozóan

Hatáskategóriák	CPPL (3% P ₂ O ₅)	TSP (46% P ₂ O ₅)	MAP (52% P ₂ O ₅)
ADPe (kg Sb-egyenérték)	2,52×10 ⁻⁶	8,90×10 ⁻⁷	1,29×10 ⁻⁵
ADPf (MJ)	8,95	30,35	17,09
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	0,804	0,022	0,007
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	0,18	0,01	0,003
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	9,08	1,43	1,59
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	1,16×10 ⁻⁶	2,20×10 ⁻⁷	1,64×10 ⁻⁷
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	0,0010	0,0009	0,0003
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,95	0,43	0,69
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	1,07	0,37	0,97
MAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	1580,46	1135,20	1600,49
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,0105	0,0110	0,0124

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; ADPf = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; AP = savasodási potenciál; EP = eutrofizációs potenciál; GWP = globális felmelegedési potenciál; ODP = ózonlebontó potenciál; POP = fotokémiai oxidációs potenciál; FAETP = édesvízi ökotoxicitási potenciál; HTP = humán toxicitási potenciál; MAETP = tengervízi ökotoxicitási potenciál; TETP = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A savasodási potenciál (AP) esetében a CPPL termék előállításánál volt jóval magasabb a kibocsátás (a TSP-nél 36-szor, a MAP-nél 122-szer).

Szintén jóval magasabb volt az emisszió a CPPL (0,18 kg PO₄-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) előállításánál az eutrofizációs potenciált (EP) illetően. A PO₄-egyenértékben kifejezett kibocsátás 1 kg P₂O₅-hatóanyagra vonatkoztatva 20-szor, illetve 56-szor magasabb volt, mint a TSP-nél (0,01 kg PO₄-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag), illetve a MAP-nál (0,003 PO₄-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) becsült hatás.

A különböző folyamatok károsanyag kibocsátását a legtöbb tanulmányban a globális felmelegedési potenciállal (GWP) jellemzik. A két P-műtrágya esetében a kg CO₂-egyenértékben kifejezett hatáskategória közel azonos mértékű, a TSP-nél 1,43 kg CO₂-egyenérték, a MAP-nál pedig 1,59 kg CO₂-egyenértékű károsanyag kibocsátás jut 1 kg P₂O₅-hatóanyagra vetítve. Ezekhez képest a CPPL előállításánál az előbbinél 84, utóbbinál 83%-kal magasabb kibocsátást tapasztaltam (9,08 kg CO₂-egyenérték/kg P₂O₅-

hatóanyag). A 25. táblázat összefoglalja a más tanulmányoknál tapasztalt GWP-t 1 kg P₂O₅-hatóanyagra.

25. táblázat

A P-műtrágyáknál meghatározott GWP, összehasonlítva más tanulmányokkal

	kg CO ₂ -egyenérték/ kg P ₂ O ₅ -hatóanyag	Ország/régió	Forrás
Triple szuperfoszfát (kg CO ₂ - egyenérték/ kg P ₂ O ₅ -hatóanyag)	0,4-0,54	Európa, Oroszország, USA, Kína	BRENTRUP et al., 2016.
	1,2	Egyesült Királyság	WILLIAMS et al., 2010.
	1,43	Európa	jelen tanulmány
	1,6	Európa	SKOWROŃSKA – FILIPEK, 2014.
Monoammónium- foszfát (kg CO ₂ - egyenérték/ kg P ₂ O ₅ -hatóanyag)	1,4	Európa	BRENTRUP et al., 2016.
	1,7	Oroszország,	
	2,89	USA Kína	
	1,6	Európa	jelen tanulmány
	6,4	USA	ALBAUGH et al., 2012.
7,8-8,9	Kína	ZHANG et al., 2013.	

A P-műtrágyák közül a TSP előállításánál tapasztalt értékek 0,4 és 1,6 kg CO₂-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag között mozognak Európában és világszerte egyaránt. A MAP előállításánál történő kibocsátás már jóval változékonyabb. BRENTRUP et al. (2016) alapján Európában átlagosan 1,4, Oroszországban és az USA-ban 1,7, Kínában pedig 2,89 kg CO₂-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag az átlagérték. Jelen tanulmányban számított tényező az előbbi kettő érték között található (1,6 kg CO₂-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag). ALBAUGH et al. (2012) az USA-ban jóval magasabb tényezőt, 6,4 kg CO₂-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag jegyzett fel. ZHANG et al. (2013) Kínában pedig még nagyobb, 7,8-8,9 kg CO₂-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag értékeket.

Az ózontó potenciálnál (ODP) szintén jóval magasabb kibocsátási értéket tapasztaltam a CPPL-nél ($1,16 \times 10^{-6}$ kg CFC-11-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag). A károsanyag kibocsátás mértéke a TSP előállításánál a 81%-kal ($2,20 \times 10^{-7}$ kg CFC-11-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag), a MAP előállításánál pedig 86%-kal ($1,64 \times 10^{-7}$ kg CFC-11-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) magasabb.

A fotokémiai oxidációs potenciál (POP) mértéke a MAP-nál volt a legalacsonyabb (0,0003 kg C₂H₄-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag). A CPPL-nél (0,0010 kg C₂H₄-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) és a TSP-nél (0,0009 kg C₂H₄-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) közel azonos mértékű volt a kibocsátás, a MAP előállításánál 73-74%-kal magasabb.

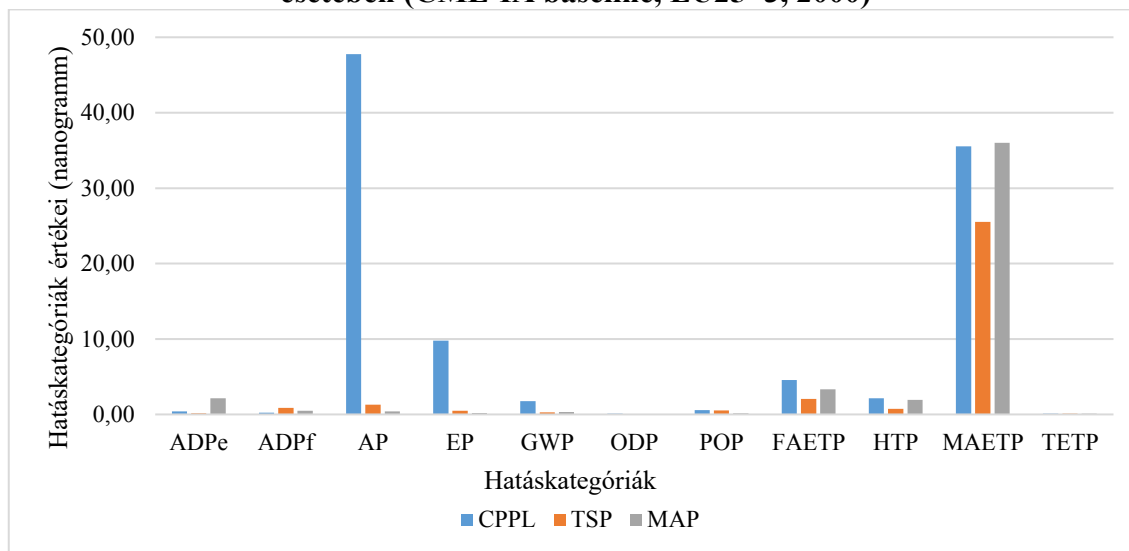
Az édesvízi ökototoxicitási (FAETP) és a humán toxicitási potenciál (HTP) esetében egyértelműen nagyobb mértékű volt a kibocsátás a CPPL-nél. Az édesvízi ökototoxicitási potenciál (FAETP) a TSP-nél 55%-kal (0,43 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag), a MAP-nál pedig 27%-kal (0,69 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) alacsonyabb kibocsátást tapasztaltam, összehasonlítva a CPPL-vel (0,95 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag). Hasonló arányú volt az emisszió a humán toxicitási potenciálnál, ebben az esetben is a TSP-nél volt a legalacsonyabb a kibocsátás (0,37 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag), míg a MAP előállítása során történő kibocsátás mindössze 10%-kal volt alacsonyabb (0,97 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) a CPPL-nél (1,07 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag).

A tengervízi (MAETP) és szárazföldi ökototoxicitási potenciálok (TETP) esetében egyaránt a MAP előállításánál voltak a legmagasabbak az értékek. A tengervízi ökototoxicitási potenciált tekintve közel egyenlő mértékű volt a kibocsátás a MAP-nál és a CPPL-nél, előbbinél 1600,45 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag, utóbbinál 1580,46 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag. A TSP-nél tapasztalt kibocsátás 28%-kal volt alacsonyabb (1135,2 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) a CPPL-hez képest. A szárazföldi ökototoxicitási potenciálnál a legalacsonyabb kibocsátást a CPPL előállításánál tapasztaltam (0,0105 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag). A TSP (0,011 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) és a MAP (0,0124 kg 1,4-DB-egyenérték/kg P₂O₅-hatóanyag) előállításánál 5, illetve 19%-kal volt magasabb a károsanyag kibocsátás.

Bár a hatáskategóriák többségénél a két P-műtrágya előállításánál tapasztaltam az alacsonyabb károsanyag-kibocsátást, ahogy a N-műtrágyáknál is említettem, figyelembe kell azt is venni, hogy 1 kg hatóanyagot hány kg trágyával juttatunk ki. A CPPL P₂O₅-tartalma 3%, ennek megfelelően 1 kg P₂O₅-hatóanyaghoz 33,33 kg CPPL-t kell kijuttatni. Ezzel szemben a 46%-os P₂O₅-tartalmú TSP-ből 1 kg hatóanyag kijuttatásához elég 2,17 kg, az 52%-os P₂O₅-tartalmú MAP-ból pedig mindössze 1,92 kg. Tehát a CPPL-ből 15-ször (a TSP-nél) és 17-szer (a MAP-nál) nagyobb mennyiségű nyersanyagot kell kijuttatni 1 kg P₂O₅-hatóanyaghoz.

A 13. ábra a hatáskategóriánként kapott normalizált és súlyozott értékeket ábrázolja 1 kg P₂O₅-hatóanyag esetében.

13. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei 1 kg P₂O₅-hatóanyag esetében (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; ADPf = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; AP = savasodási potenciál; EP = eutrofizációs potenciál; GWP = globális felmelegedési potenciál; ODP = ózonlebontó potenciál; POP = fotokémiai oxidációs potenciál; FAETP = édesvízi ökotoxicitási potenciál; HTP = humán toxicitási potenciál; MAETP = tengervízi ökotoxicitási potenciál; TETP = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A CPPL esetében a savasodási potenciál (AP) képviseli a legjelentősebb hatáskategóriát (47,78 ng), majd a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP: 35,56 ng) és az eutrofizációs potenciál (EP: 9,79 ng). A műtrágyák esetében – hasonlóan az 1 kg termékhez és az 1 kg N-hatóanyaghoz – a MAETP volt a legjelentősebb (TSP: 25,54 ng, MAP: 36,01 ng).

Károsanyag-kibocsátás 1 kg kálium hatóanyag gyártására vonatkozóan

A kálium-műtrágyák közül a legismertebb és legelterjedtebb a kálium-klorid. A nitrogén- és foszfor-tartalmú műtrágyákhoz hasonlóan a kálium-hatóanyag alapján is összehasonlítottam a CPPL és a kálium-klorid (KCl) műtrágya előállításánál kibocsátott károsanyagokat (26. táblázat).

A táblázatban feltüntetett eredmények alapján elmondható, hogy csak az elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe) esetében tapasztalható alacsonyabb kibocsátás a CPPL előállításánál, összehasonlítva a KCl műtrágya előállításával. Ennél a hatáskategóriánál a KCl előállításánál 2,5-szer nagyobb volt az emisszió ($7,90 \times 10^{-6}$ kg Sb-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag), mint a baromfitrágyánál ($3,03 \times 10^{-6}$ kg Sb-egyenérték/kg

K₂O-hatóanyag). A többi hatáskategóriát tekintve mindig kedvezőbb volt a kibocsátás 1 kg K₂O-hatóanyagra vetítve a KCl műtrágyánál, mint a CPPL-nél. A 26. táblázat alapján a műtrágyák közül is nagyrészt az 1 kg KCl műtrágya előállítása során volt a legalacsonyabb a károsanyag-kibocsátás.

26. táblázat

Károsanyag-kibocsátás 1 kg kálium hatóanyag gyártására vonatkozóan

Hatáskategóriák	CPPL (2,5% K ₂ O)	KCl (60% K ₂ O)
ADPe (kg Sb-egyenérték)	$3,03 \times 10^{-6}$	$7,90 \times 10^{-6}$
ADPf (MJ)	10,74	6,84
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	0,97	0,003
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	0,22	0,001
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	10,90	0,66
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	$1,39 \times 10^{-6}$	$6,19 \times 10^{-8}$
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	0,001	0,0001
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	1,14	0,31
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	1,29	0,55
MAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	1896,7	837,5
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	0,013	0,001

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; ADPf = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; AP = savasodási potenciál; EP = eutrofizációs potenciál; GWP = globális felmelegedési potenciál; ODP = ózonlebontó potenciál; POP = fotokémiai oxidációs potenciál; FAETP = édesvízi ökototoxicitási potenciál; HTP = humán toxicitási potenciál; MAETP = tengervízi ökototoxicitási potenciál; TETP = szárazföldi ökototoxicitási potenciál

A fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálját (ADPf) tekintve a KCl-műtrágyánál 36%-kal alacsonyabb kibocsátást tapasztaltam (6,84 MJ/kg K₂O-hatóanyag), mint a CPPL-nél (10,74 MJ/kg K₂O-hatóanyag).

Mind a savasodási (AP), mind az eutrofizációs potenciál (EP) kb. 99%-kal volt magasabb a CPPL előállítása során. Előbbi a KCl műtrágyánál mindössze 0,003 kg SO₂-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag volt, míg a CPPL-nél 0,97 kg SO₂-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag. Az eutrofizációs potenciál 0,001 kg PO₄-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag volt a műtrágyánál és 0,22 PO₄-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag a CPPL gyártása során.

A globális felmelegedési potenciál (GWP) 94%-kal volt nagyobb a CPPL előállítása során (10,9 kg CO₂-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag), mint a kálium-műtrágyánál (0,66 kg CO₂-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag). A KCl műtrágya előállításánál jelen tanulmányban becsült GWP (0,66 kg CO₂-egyenérték/kg of K₂O) ZHANG et al. (2013) által jegyzett 0,55 kg CO₂-egyenértékhez áll a legközelebb (27. táblázat). A többi tanulmány alapján

ez az emissziós tényező 0,14 és 0,36 kg CO₂-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag között alakul (LEDGARD et al., 2011; ALBAUGH et al., 2012; CHEN et al., 2018).

27. táblázat

A K-műtrágyáknál meghatározott GWP, összehasonlítva más tanulmányokkal

	kg CO ₂ -egyenérték/ kg K ₂ O-hatóanyag	Ország/régió	Forrás
Kálium-klorid (kg CO ₂ - egyenérték/kg K ₂ O-hatóanyag)	0,14-0,25	Kína	CHEN et al., 2018.
	0,23	Európa	ALBAUGH et al., 2012.
	0,36	Új-Zéland	LEDGARD et al., 2011.
	0,55	Kína	ZHANG et al., 2013.
	0,66	Európa	jelen tanulmány

Az ózontörő potenciálnál (ODP) közel 96%-kal volt alacsonyabb a károsanyag-kibocsátás a KCl-műtrágyánál ($6,19 \times 10^{-8}$ kg CFC-11-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag), mint a CPPL-nél ($1,39 \times 10^{-6}$ kg CFC-11-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag).

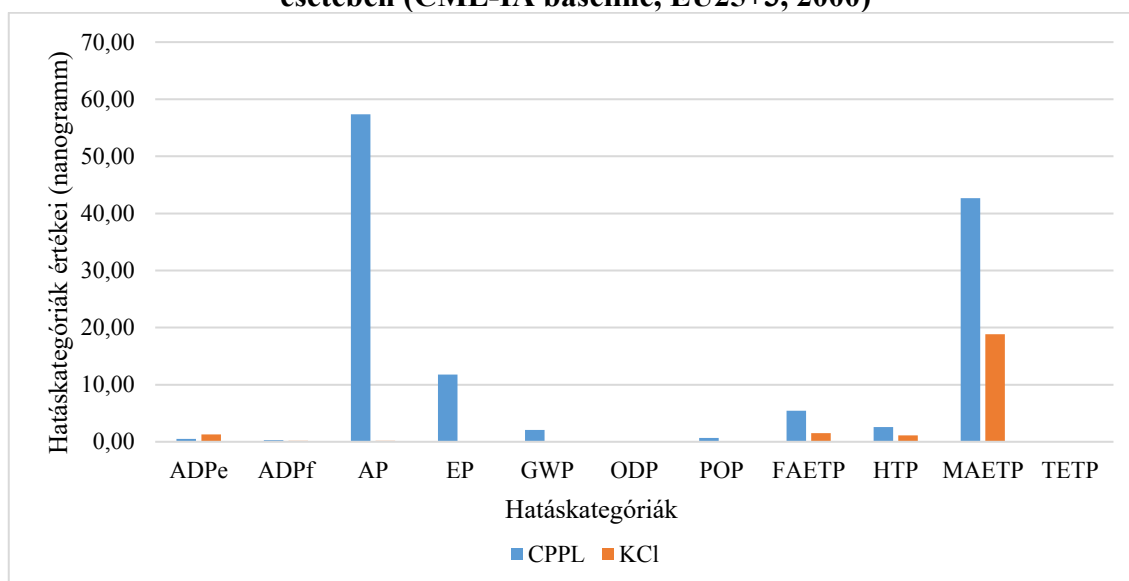
A fotokémiai oxidációs (POP) és a szárazföldi ökototoxicitási potenciálnál (TETP) a vizsgált termékek előállításánál fellépő kibocsátás közel azonos arányú. Mindkét hatáskategóriát tekintve közel 89%-kal volt magasabb a kibocsátás mértéke a CPPL-nél. Hasonló arányú volt az emisszió mértéke a humán toxicitási és a tengervízi ökototoxicitási potenciáloknál. A CPPL előállításánál, 1 kg K₂O-hatóanyagra vetítve 56 és 57%-kal volt magasabb a károsanyag-kibocsátás.

A kg 1,4-DB-egyenértékben kifejezett hatáskategóriák közül az édesvízi ökototoxicitási potenciálnál (FAETP) volt a legnagyobb mértékű a különbség. A KCl-műtrágya (0,31 kg 1,4-DB-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag) előállítása során 73%-kal volt alacsonyabb a károsanyag-kibocsátás, mint a CPPL-nél (1,14 kg 1,4-DB-egyenérték/kg K₂O-hatóanyag).

Ahogy az 1 kg N-, és P₂O₅-hatóanyagra vonatkoztatott kibocsátásoknál, úgy a K₂O-hatóanyagnál is az a magyarázat a CPPL gyártásának magasabb környezeti terhelésére és költségére – 1 kg hatóanyagot illetően –, hogy jóval nagyobb mennyiségben, koncentráltabban van jelen a K₂O a műtrágyában. Míg a CPPL K₂O-tartalma 2,5%, addig a KCl műtrágyáé 60%. Tehát, hogy 1 kg K₂O-t juttassunk ki CPPL-vel, 40 kg trágyára van szükség. Ezzel szemben a KCl műtrágyából mindössze 1,66 kg-ot kell kijuttatni 1 kg K₂O-hatóanyaghoz.

A 14. ábra a vizsgált hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékeit mutatja be 1 kg K₂O-hatóanyag előállításánál.

14. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei 1 kg K₂O-hatóanyag esetében (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; ADPf = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; AP = savasodási potenciál; EP = eutrofizációs potenciál; GWP = globális felmelegedési potenciál; ODP = ózonlebontó potenciál; POP = fotokémiai oxidációs potenciál; FAETP = édesvízi ökotoxicitási potenciál; HTP = humán toxicitási potenciál; MAETP = tengervízi ökotoxicitási potenciál; TETP = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A CPPL esetében az 1 kg K₂O-hatóanyag előállításánál ismét a savasodási potenciál (AP: 57,34 ng) a legjelentősebb, majd a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP: 42,68 ng) és az eutrofizációs potenciál (EP: 11,75 ng). A KCl esetében – a korábban bemutatott műtrágyákhoz hasonlóan – ismét a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP: 18,84 ng) volt a legmagasabb.

4.1.2.3. Egy közepes méretű gazdaság (100 hektár szántóterület) tápanyag-utánpótlásának környezeti hatása

Értékeltem egy 100 hektáros szántóföld tápanyagellátásának környezeti hatásait. A CPPL-ből kijuttatandó mennyiséget 1,5 t/ha-ban állapítottam meg a Baromfi-Coop Kft. és SZABÓ et al. (2019) javaslatára. Ez a kijuttatott CPPL mennyiség 82,5 kg/ha N-tartalomnak felel meg, mely összhangban van KÁTAI et al. (2021) ajánlásával, miszerint 80 kg/ha a minimális N-szükséglet az alacsony, illetve közepes N-ellátottságú talajoknál. Meghatároztam, hogy a 1,5 t/ha dózisban kijuttatott CPPL hatóanyag-tartalmának megfelelően mekkora mennyiségben kell kijuttatni az egyes műtrágyákat (28. táblázat).

NPK műtrágyák 100 hektárra kijuttatandó mennyisége a CPPL hatóanyag-tartalmának függvényében

	100 hektárra kijuttatandó mennyiség a CPPL függvényében (t/100 ha)
CPPL	150
AN	24,6/21,5 *
CAN	30,5/26,7 *
Karbamid	18/15,7 *
TSP	9,6
MAP	8,6
KCl	6,25

*A N-műtrágyák kijuttatandó mennyisége, amennyiben a P-műtrágya a MAP (figyelembevéve a MAP N-tartalmát)

Miután kiszámoltam, hogy a CPPL hatóanyag-tartalmának függvényében mekkora mennyiségben kell kijuttatni az egyes műtrágyákat, különböző műtrágya-kombinációkat hoztam létre (29. táblázat).

A N-, P-, K-műtrágyákból létrehozott kombinációk és a 100 hektárra kijuttatandó össz mennyiség

NPK kombináció megnevezése	NPK kombináció összetétele	t/100 ha
NPK1	AN + TSP + KCl	40,45
NPK2	AN + MAP + KCl	36,35
NPK3	CAN + TSP + KCl	46,15
NPK4	CAN + MAP + KCl	41,51
NPK5	Karbamid + TSP + KCl	33,85
NPK6	Karbamid + MAP + KCl	30,59

A CPPL és a hat műtrágya-kombináció környezeti hatásait a korábban meghatározott, 1 kg hatóanyag-gyártás környezeti hatásainak felhasználásával számítottam ki, majd a kijuttatandó mennyiség előállításánál során fellépő károsanyag-kibocsátásokat kategóriánként összegeztem a 30. táblázatban.

Az elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe) az 150 t CPPL-nél 0,01 kg Sb-egyenérték. A műtrágyáknál 0,17 kg Sb-egyenérték volt a legalacsonyabb kibocsátás az NPK5 csoportnál és 0,25 kg Sb-egyenérték a legmagasabb az NPK2-nél. A 100 hektárra elegendő NPK műtrágyák előállítása átlagosan 95%-kal magasabb károsanyag-kibocsátást jelentenek ennél a hatáskategóriánál.

A fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciáljánál (ADPf) is a CPPL-nél volt a legalacsonyabb a kibocsátás, átlagosan 93%-kal volt magasabb az emisszió a különböző kombinációjú műtrágyáknak az előállításuk során.

A savasodási (AP) és eutrofizációs potenciál (EP) viszont a CPPL előállításuk során volt magasabb. A savasodási potenciálnál átlagosan 94%-kal, az eutrofizációs potenciál pedig átlagosan 90%-kal volt alacsonyabb a kibocsátás az NPK műtrágyáknál. Ennek lehetséges oka – DE VRIES et al. (2012) alapján –, hogy a magas savasodási potenciálhoz az NH₃- és N₂O-emisszió, az eutrofizációs potenciálhoz pedig a NO₃- és PO₄-kibocsátás járulnak hozzá.

30. táblázat

A 100 hektáros szántóföldre kijuttatott baromfitrágya granulátum és NPK műtrágyák előállításánál fellépő emisszió

Hatáskategóriák	CPPL	NPK1	NPK2	NPK3	NPK4	NPK5	NPK6
ADPe (kg Sb-egyenérték)	0,011	0,193	0,227	0,228	0,257	0,167	0,205
ADPf (MJ)	40290	614640	496928	618834	500097	648453	529320
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	3620	262,9	173,3	265,3	175,3	196,0	115,6
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	816,1	98,7	65,8	101,0	67,7	75,8	46,1
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	40880	43005	39357	43654	39886	29113	27372
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	0,0052	0,0049	0,0042	0,0050	0,0043	0,0053	0,0045
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	4,31	8,02	4,54	8,25	4,74	8,18	4,71
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	4270	9862	10192	10923	11109	8731	9241
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	4833	14818	16069	16868	17841	13323	14823
MAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	7,11x10 ⁶	2,46x10 ⁷	2,46x10 ⁷	2,71x10 ⁷	2,67x10 ⁷	2,24x10 ⁷	2,28x10 ⁷
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	47,06	92,30	93,98	99,47	100,18	87,60	90,08

zöld = alacsony környezeti terhelés; sárga = közepes környezeti terhelés; piros = magas környezeti terhelés

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontható potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A globális felmelegedési potenciál (GWP) átlagosan 5,5%-kal volt alacsonyabb a 150 t CPPL előállításuk során az NPK1 és NPK3 kombinációkhoz képest. A CPPL-hez hasonló értéket mutattak az NPK2 és NPK4 kombinációk, míg az NPK5-6 műtrágya

kombinációk, amelyeknél a nitrogén-műtrágya karbamid volt, 29-33%-kal volt kisebb mértékű a kibocsátás. Ennek magyarázata, hogy a vizsgálatba vont nitrogén-műtrágyák közül a karbamidnak a legmagasabb a nitrogén-tartalma (46% N), így kevesebb mennyiséget kell gyártani és kijuttatni belőle, mint azoknál a kombinációknál, ahol a nitrogén-forrást AN vagy CAN biztosította. Az egyes NPK-kombinációk esetében is elvégeztem az összehasonlítást más szerzők globális felmelegedési potenciálra vonatkozó adatainak bevonásával. Az NPK kombinációkat a korábbi táblázatokban (29. táblázat) bemutatott globális felmelegedési potenciál értékek alapján számítottam ki (31. táblázat).

31. táblázat

Egyéb publikációk NPK műtrágyáinak globális felmelegedési potenciál értékei, összehasonlítva a CPPL előállításával

	CPPL	NPK1	NPK2	NPK3	NPK4	NPK5	NPK6
GWP (kg CO₂-egyenérték)	40880	55693	50449	50717	46106	27933	26197

A 150 t CPPL előállításának globális felmelegedési potenciálja 40880 kg CO₂-egyenérték volt. A szakirodalmi adatokból számított NPK1 kombináció környezeti terhelése volt a legmagasabb, 27%-kal magasabb, mint a 150 t CPPL előállításának környezeti hatása. Az NPK2 és NPK3 globális felmelegedési potenciálja átlagosan 19%-kal, az NPK4 kombináció környezeti terhelése 11%-kal volt magasabb a CPPL-nél. Hasonlóan a tanulmányban számított értékekhez, a szakirodalmi adatokból számított globális felmelegedési potenciál 32-36%-kal alacsonyabb az NPK5-6 kombinációknál összehasonlítva a CPPL-vel.

Az ózontó potenciál (ODP) közel azonos mértékű mind a CPPL-nél, mind a különböző kombinációjú NPK műtrágyáknál. Ezek az értékek 0,0047 és 0,005 kg CFC-11-egyenérték közöttiek.

A fotokémiai oxidációs potenciál (POP) azoknál a kategóriáknál volt a legmagasabb, ahol a P₂O₅-hatóanyagot a TSP szolgáltatta (NPK1, NPK3, NPK4). Ezen csoportoknál az előállítás 47%-kal több károsanyag-kibocsátást eredményezett, mint a CPPL előállítása. Ahol a foszfor-műtrágya a MAP volt, ott 15%-kal volt magasabb az emisszió összehasonlítva a CPPL-vel.

A kg 1,4-DB-egyenértékben kifejezett hatáskategóriáknál (édesvízi ökototoxicitási potenciál, tengervízi ökototoxicitási potenciál, humán toxicitási és szárazföldi ökototoxicitási

potenciál) közel hasonlóan alakul a kibocsátás mértéke. Az édesvízi ökotoxicitási potenciálnál (FAETP) a műtrágyáknál 8731 és 12122 kg 1,4-DB-egyenérték/NPK között alakult a kibocsátás, ami 51 és 65%-kal magasabb, mint a CPPL előállításakor kibocsátott károsanyag mennyisége (4270 kg 1,4-DB-egyenérték/CPPL). A humán toxicitási potenciál (HTP) a 150 t CPPL-nél 4833 kg 1,4-DB-egyenérték, míg a műtrágyák előállításakor átlagosan 70%-kal magasabb az emisszió mértéke. Hasonlóan alakul a károsanyag-kibocsátás a tengervízi ökotoxicitási potenciálnál is (MAETP). Átlagosan 72%-kal alacsonyabb az emisszió a CPPL előállításakor, mint a különböző kombinációjú NPK-műtrágyáknál. A szárazföldi ökotoxicitási potenciál (TETP) a műtrágyáknál 87,6 és 105,95 kg 1,4-DB-egyenérték között alakul. A műtrágyáknál tapasztalt kibocsátás átlagosan 50%-kal nagyobb, mint a CPPL-nél meghatározott érték (47,06 kg 1,4-DB-egyenérték).

Összességében a 30. táblázatban feltüntetett értékek alapján látható, hogy a CPPL előállításakor kisebb környezeti terheléssel jár (a 11 hatáskategóriából 7 az „alacsony környezeti terhelés” csoportba tartozik), mint az egyenértékű makrotápanyagokat tartalmazó műtrágyák előállításakor. A hat műtrágya kombináció közül az NPK5-nek volt a legalacsonyabb környezeti terhelése, míg az NPK1-4 kombinációknak a legmagasabb, ahol a nitrogén-műtrágya AN és CAN volt.

Egy előzetes számítást is végeztem azzal kapcsolatban is, hogy a vizsgált CPPL és az NPK műtrágya kombinációknak a 100 hektáros területre való szállítása mennyiben befolyásolja az emissziót az egyes hatáskategóriáknál. Egy 15 t teherbírású járművet vontam a számításba, illetve 10, 20, 50 és 100 km-es távolságokkal kalkuláltam. Figyelembe vettem, hogy más mennyiségben kell kijuttatni a CPPL-t és a NPK műtrágya csoportokat is. Ennek megfelelően a CPPL esetében 10 fordulóval számoltam, az NPK műtrágyáknál pedig 4 fordulóval. A szállítás károsanyagkibocsátását összevontam ezután a 100 hektár tápanyagellátásához szükséges trágyák gyártási emissziójával. Arra a következtetésre jutottam, hogy a szállítási folyamatok arányaiban nem módosítják a gyártás során történő kibocsátást.

4.1.2.4. Az 1 kg hatóanyagra jutó költség a CPPL és a műtrágyák esetében

A környezeti terhelés meghatározása után az 1 kg N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyag költségét is kiszámoltam a CPPL és a műtrágyák esetében. A legfrissebb adatokat a CPPL esetében az egyik forgalmazó cég biztosította (INTERNET9), míg a műtrágyák esetében az

Agrárközgazdasági Intézet (AKI) 2022. I. negyedévi statisztikai jelentése szolgáltatva (INTERNET10).

Az 1 kg N-hatóanyagra vonatkozóan a karbamidnak a legalacsonyabb jelenleg a költsége, 840,55 Ft. Az AN és CAN műtrágyáknak 946,29 és 1024,38 Ft, míg a CPPL-nek a legmagasabb, 2874,53 Ft.

Az 1 kg P₂O₅-hatóanyag költségét tekintve a műtrágyák költsége jóval alacsonyabb. Míg a TSP-nek 539,33 Ft, a MAP-nak pedig 727,86 Ft, addig a CPPL-nek 5269,97 Ft.

A költséget illetően a legnagyobb különbség a CPPL és a műtrágyák között a K₂O-tartalmat illetően van. Míg a KCl esetében 419,11 Ft az 1 kg K₂O-hatóanyagra jutó költség, addig a CPPL-nél 6324,6 Ft.

Az 1 kg N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyag költségének ismeretében végeztem egy számítást a 1,5 t/ha dózisban kijuttatandó CPPL és a CPPL hatóanyag-tartalmával ekvivalens hatóanyag-tartalmú NPK kombinációk 1 hektárra jutó költségére vonatkozóan (32. táblázat).

32. táblázat

A 1,5 t CPPL és az azzal ekvivalens hatóanyag-tartalmú NPK műtrágya-kombinációk költsége 1 hektárra átszámítva

	CPPL	NPK1	NPK2	NPK3	NPK4	NPK5	NPK6
NPK hatóanyag bekerülési költség (Bruttó Ft/ha)	237 173	117 621	116 552	124 208	122 430	109 489	109 322

Mivel a N-műtrágyák közül a karbamidnak volt a legalacsonyabb az 1 kg hatóanyagra jutó költsége, a CAN-nak pedig a legmagasabb, így az NPK kombinációk költsége is ennek megfelelően alakul. Tehát a műtrágya kombinációk közül az NPK5-6-nak a legalacsonyabb a költsége (54%-kal kevesebb, mint a 1,5 t CPPL-é) és az NPK3-4-nek a legmagasabb, de még így is 48%-kal kevesebb, mint a CPPL-é.

Bár a költség alapján átlagosan a kétszerese a CPPL az NPK kombinációknak, nem mehetünk el amellett a tény mellett, hogy a CPPL szerves anyag révén, makro- és mikroelem-tartalmával nem csak a növények számára biztosít tápanyagot, de fokozza a talajéletet is, javítja a talaj szerkezetét, vízgazdálkodását. Emellett a CPPL alkalmazható ökológiai gazdálkodásban is, ahol műtrágyát nem, vagy csak korlátozottan lehet használni. A környezeti terhelés és a költséghatékonyság minél szélesebb körű feltérképezése érdekében a továbbiakban a mikroelem-tartalomra is kiterjesztem a

kutatást, tehát különböző mikroelem-trágyák gyártásának környezeti hatásával és 1 kg-ra jutó költségével is összehasonlítanám a CPPL-t.

4.1.3. A növénytermesztési folyamatok életciklus-értékelése

Folytatva a 4.1.2.3. alfejezetben bemutatott scenáriót, a növénytermesztési folyamatok életciklus-értékelése során a tápanyag-utánpótláshoz CPPL-t és a korábban bemutatott NPK műtrágya kombinációkat alkalmaztam, tehát a növénytermesztési folyamatok környezetterhelése mellett a CPPL és a műtrágyák előállítása is figyelembe lett véve. Hasonlóan a 30. táblázathoz, a kukorica- és őszi búzatermesztés értékelésénél is három kategóriába (alacsony, közepes és magas környezeti terhelés) soroltam a különböző scenáriókat.

A környezeti terhelést mind a kukoricánál, mind a búzánál 1 tonna betakarított termésmennyiségre vonatkoztatva adtam meg.

4.1.3.1. A kukorica (*Zea mays* L.) termesztésének életciklus-értékelése

A 33. táblázatban ismertetem a kukoricatermesztés életciklus-értékelésének eredményeit 1 tonna kukoricára vonatkoztatva, annak függvényében, hogy a tápanyag-utánpótlás CPPL-lel történt, vagy különböző műtrágyák kombinációival.

A 11 hatáskategória közül egyedül az ózonlebontó potenciálnál (ODP) figyelhető meg nagyobb érték a CPPL alkalmazásánál, összehasonlítva az NPK kombinációkkal.

Az elemekre, ásványi anyagokra vonatkozó abiotikus kimerülési potenciál (ADPe) a CPPL-lel termesztett kukoricánál $1,53 \times 10^{-3}$ kg Sb-egyenérték, a műtrágyákkal termesztett kukorica esetében pedig $1,74 \times 10^{-3}$ és $1,87 \times 10^{-3}$ kg Sb-egyenérték között alakultak az értékek. Az ADPe főleg a növénytermesztést megelőző folyamatokhoz köthető, tehát a szükséges nyersanyagok kitermeléséhez, előállításához, ezzel magyarázható az, hogy a különféle műtrágyák előállítása miatt azoknál a növénytermesztési rendszereknél nagyobb a kibocsátás. A gyártási folyamatok mellett a szállítás járul még hozzá az ADPe-hez, ezt támasztja alá HOLKA et al. (2017) kutatása is, mely során két lengyelországi gazdaságban elemezték és hasonlították össze a kukoricatermesztést. Eredményeik alapján a két gazdaság között nem volt különbség, s jelen tanulmányhoz hasonló, 0,001 kg Sb-egyenértéket mértek mindkét esetben.

A fosszilis tüzelőanyagok kibocsátási potenciálja (ADPf) annál a termesztési rendszerénél, ahol a tápanyag-utánpótlás CPPL-lel történt 4857 MJ volt, míg azoknál a rendszereknél,

ahol a műtrágyák voltak alkalmazva, 5443 és 5643 MJ között alakult. Tehát a CPPL-lel termesztett kukoricánál legalább 11%-kal volt alacsonyabb a kibocsátás. Jelen kutatás, illetve HOLKA et al. (2017) alapján is, az ADPf esetén az üzemanyag-felhasználás, valamint a nehézgépek alkalmazása a legnagyobb hozzájárulók, illetve kisebb mértékben a trágya, műtrágyák gyártása során felhasznált elektromos áramfogyasztás.

33. táblázat

A kukoricatermesztés (1 t) életciklus-értékelése különböző tápanyag-utánpótlókkal

Hatáskategóriák	CPPL	NPK1	NPK2	NPK3	NPK4	NPK5	NPK6
ADPe (kg Sb-egyenérték)	1,53×10 ⁻³	1,77×10 ⁻³	1,82×10 ⁻³	1,82×10 ⁻³	1,87×10 ⁻³	1,74×10 ⁻³	1,79×10 ⁻³
ADPf (MJ)	4857	5571	5443	5571	5443	5643	5486
AP (kg SO ₂ -egyenérték)	9,06	15,28	15,19	15,28	15,19	15,2	15,11
EP (kg PO ₄ -egyenérték)	8,79	10,46	10,42	10,47	10,42	10,44	10,39
GWP (kg CO ₂ -egyenérték)	644,7	928,4	924,5	928,6	926	975,5	972,9
ODP (kg CFC-11-egyenérték)	1,56×10 ⁻⁴	1,54×10 ⁻⁴	1,53×10 ⁻⁴	1,54×10 ⁻⁴	1,53×10 ⁻⁴	1,54×10 ⁻⁴	1,53×10 ⁻⁴
POP (kg C ₂ H ₄ -egyenérték)	0,071	0,079	0,076	0,08	0,076	0,08	0,076
FAETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	175,9	183	183,9	184,5	185,6	181,8	182,5
HTP (kg 1,4-DB-egyenérték)	303,2	317,8	319,9	320,3	322,6	316	317,9
MAETP(kg 1,4-DB-egyenérték)	160000	182857	184286	185714	187143	180000	181429
TETP (kg 1,4-DB-egyenérték)	2,30	2,36	2,36	2,37	2,37	2,35	2,35

zöld = alacsony környezeti terhelés; sárga = közepes környezeti terhelés; piros = magas környezeti terhelés

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A savasodási potenciálhoz (AP) leginkább a szántóföldi műveletek járulnak hozzá, valamint a műtrágyák alkalmazása. Ezzel magyarázható főként, hogy míg a műtrágyás scenárióknál meghaladja a 15 kg SO₂-egyenértéket a kibocsátás, addig a CPPL-nél alig haladja meg a 9 kg SO₂-egyenértéket 1 tonna kukoricára vonatkoztatva. A kibocsátás nagyban függ attól, hogy milyen nehézgépeket alkalmaznak az egyes szántóföldi műveletekhez, illetve, hogy milyen műtrágyákat. HOLKA et al. (2017) például 6,6 és 7,9

kg SO₂-egyenértéket állapítottak meg a két lengyelországi rendszer összehasonlítása során.

Hasonlóan a savasodási potenciálhoz (AP), az eutrofizációs potenciálhoz (EP) is a szántóföldi műveletek és a műtrágyák alkalmazása járul leginkább hozzá. Az EP-nél is ott volt a legalacsonyabb a kibocsátás (8,79 kg PO₄-egyenérték), ahol a CPPL-lel történt a tápanyag-utánpótlás. Az emisszió ebben az esetben mintegy 16%-kal volt alacsonyabb, mint azoknál a kukoricatermesztési scénárióknál, ahol műtrágyák voltak alkalmazva.

A globális felmelegedési potenciál (GWP) a CPPL-lel termesztett kukorica esetén 644,7 kg CO₂-egyenérték volt 1 tonna kukoricára levetítve, míg az NPK kombinációkkal termesztett kukorica esetén ez jóval magasabb volt 924,5 és 975,5 kg CO₂-egyenérték között alakult. A két legmagasabb érték az NPK5 és NPK6 kombinációknál volt, ami valószínűleg annak köszönhető, hogy ezekben az esetekben a N-műtrágya a karbamid volt. Ahogy a savasodási és az eutrofizációs potenciál esetében, ennél a hatáskategóriánál is a szántóföldi műveletek és az üzemanyag-felhasználás a legnagyobb hozzájárulók az emisszióhoz. A legtöbb szakirodalom a GWP-t illetően áll rendelkezésre. Az értékek igen változatosak és általában alacsonyabbak a kutatásom során mért értékekkel, ami azzal magyarázható, hogy a legtöbb kutatásnál nem öntözött körülményeket vizsgáltak, míg jelen kutatás során öntözött termesztési rendszereket vettem figyelembe, amibe beletartozik az egész öntözési infrastruktúra működtetése a víz beszerzésétől a kiöntözéséig. WHITMAN et al. (2011) kutatásaik során 319,7 és 488 kg CO₂-egyenérték/t kukorica értékeket tapasztaltak. Kutatásuk során arra a következtetésre jutottak, hogy az üvegházhatású gázok kibocsátáshoz leginkább a talaj szerves széntartalmának vesztesége járul hozzá (40-61%-ban), majd a NO₂-kibocsátás (10-31%) és végül a szántóföldi műveletek, azok közül is leginkább a betakarítási folyamatok (14-22%). HOLKA et al. (2017) két lengyelországi kukoricatermesztési rendszer összehasonlítása során 296,8 és 331,1 kg CO₂-egyenértéket mértek. Egy másik kutatás során HOLKA és BIENKOWSKI (2020) három talajművelési rendszer CO₂-egyenértékű kibocsátását hasonlították össze, a hagyományos, a csökkentett és a forgatás nélküli talajművelési rendszereket. Az eredményeik alapján nem mutatkozott nagy különbség a rendszerek között, az értékek 184,8, 189,8 és 178,0 kg CO₂-egyenérték/t kukorica körül voltak. JAYASUNDARA et al. (2014) 243 és 353 kg CO₂-egyenértéket mértek, míg SUPASRI et al. (2020) 351,2 kg CO₂-egyenértékben állapították meg az üvegházhatásúgáz kibocsátást. WETTSTEIN et al. (2017) öntözött és nem öntözött kukoricatermesztést hasonlítottak össze. Eredményeik alapján az öntözés nélküli

kukoricatermesztés során 1 tonna kukoricára vonatkoztatva 490 kg CO₂-egyenérték az emisszió, míg öntözött rendszereknél ez az érték már jóval magasabb, 530 és 800 kg CO₂-egyenérték között alakul.

Az ózombontó potenciál (ODP) közel azonos mértékű volt mind a CPPL-es, mind a NPK kombinációknál, $1,53 \times 10^{-4}$ és $1,56 \times 10^{-4}$ kg CFC-11-egyenérték között alakultak az értékek. Az ODP-hez leginkább az üzemanyag-fogyasztás és a növényvédőszer alkalmazása járul hozzá, hasonlóan TAKI et al. (2018) kutatásához.

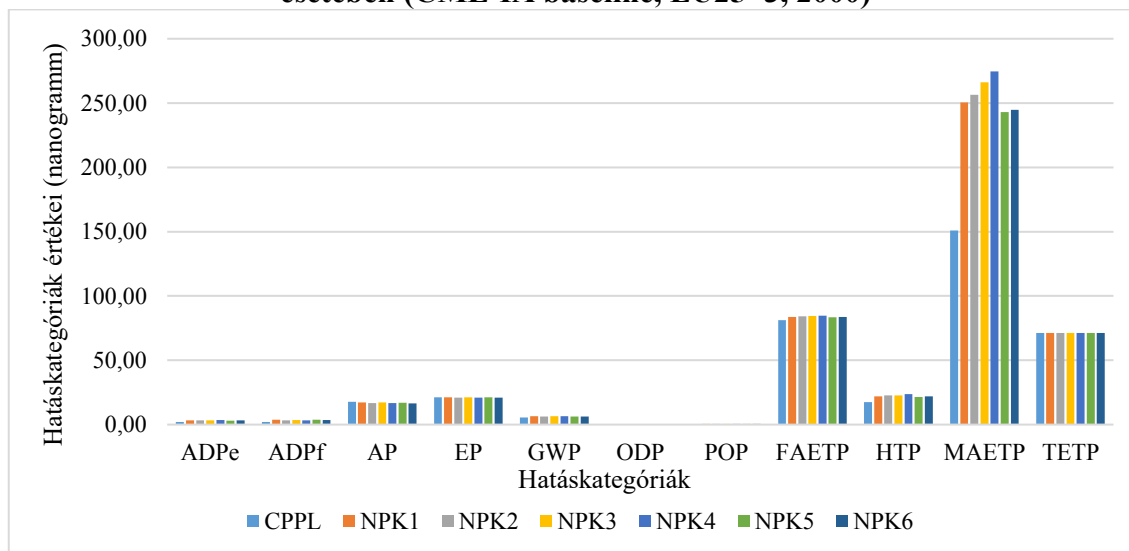
A fotokémiai oxidációs potenciál (POP) esetében sem volt számottevő különbség a rendszerek között. Míg a CPPL-nél 0,071 kg C₂H₄-egyenérték volt a POP, addig az NPK kombinációs kukoricatermesztés során 0,076 és 0,080 kg C₂H₄-egyenérték között alakultak az értékek. HOLKA et al. (2017) alapján a fotokémiai oxidációs potenciál esetében a kibocsátás legnagyobb hozzájárulói az üzemanyag-felhasználás, a járművek használata és a növényvédőszer alkalmazása, melyet kutatásom is alátámaszt.

A kg 1,4-DB-egyenértékben kifejezett hatáskategóriák, mint az édesvízi (FAETP), tengervízi (MAETP) és szárazföldi ökototoxicitási potenciálok (TETP), valamint a humán toxicitási potenciál (HTP) esetében nem áll rendelkezésre szakirodalom a kukoricatermesztésre konkretizálva. A 33. táblázatban feltüntetett eredmények alapján arra a következtetésre jutottam, hogy mind a négy hatáskategória esetében, akkor volt a legalacsonyabb a környezeti terhelés, amikor a tápanyag-utánpótlás a CPPL-lel történt. A FAETP-nél 3-5%-kal, a MAETP-nél 11-15%-kal, a TETP-nél 2-3%-kal, a HTP esetében pedig 4-5%-kal volt alacsonyabb a kibocsátás mértéke, amikor CPPL-t alkalmaztak a műtrágya helyett. A humán toxicitási (HTP) és az édesvízi ökototoxicitási potenciálnál (FAETP) az emisszióhoz leginkább hozzájáruló folyamatok a szántóföldi műveletek, majd az elektromos áramfogyasztás, ami leginkább a CPPL és műtrágyák előállításához szükséges, végül pedig a növényvédőszer alkalmazása. A tengervízi ökototoxicitási potenciálnál (MAETP) az elektromos áramfogyasztás és a növényvédőszer alkalmazása a főbb hozzájárulók, míg a szárazföldi ökototoxicitási potenciálnál (TETP) az elektromos áramfogyasztás és a szántóföldi műveletek.

A 15. ábra a kukoricatermesztés során kapott eredmények normalizált és súlyozott értékeit ábrázolja. A növénytermesztési scenárióknál a termesztéstechnológia mellett a CPPL és az NPK műtrágyák előállítása is be lett vonva az elemzése. Így hasonlóan a termékek előállításánál tapasztalt eredményekhez, a tengervízi ökototoxicitási potenciálnál (MAETP) tapasztalt értékek a legmagasabbak. Az NPK1-6 scenárióknál 243,03 –

274,66 ng, míg a CPPL-lel termesztett kukoricánál 150,94 ng. Az édesvízi ökototoxicitási potenciál (FAETP: 81,18 – 84,77 ng) a második legjelentősebb hatáskategória.

15. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei a kukoricatermesztés esetében (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökototoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökototoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökototoxicitási potenciál

A termesztéstechnológia környezeti hatásai nem meglepő módon a szárazföldi ökototoxicitási potenciálnál (TETP) érezhető. Míg a termékek előállításában 1 ng-nál is kisebbek voltak az értékek, a kukoricatermesztési szcenárióknál már 71 ng körüliek. Hasonló tendencia figyelhető meg a savasodási potenciálnál (AP: 16,49 – 17,65 ng), az eutrofizációs potenciálnál (EP: 20,85 – 21,13 ng) és a globális felmelegedési potenciálnál (GWP: 5,59 – 6,37 ng) is, melyeknél a termék előállításánál tapasztalt értékek elenyészőek voltak.

4.1.3.2. Az őszi búza termesztésének életciklus-értékelése

Az őszi búza termesztéstechnológiájának életciklus-értékelése során a 11 hatáskategóriából hétnél (ADPe, ADPf, GWP, POP, FAETP, HTP, MAETP) egyértelműen alacsonyabb volt a környezeti terhelés azoknál a szcenárióknál, melyeknél a tápanyag-utánpótlás a CPPL-lel történt 1 tonna őszi búza termés mennyiségre vetítve (34. táblázat). Az AP és az ODP a CPPL-es búzatermesztésnél volt magasabb, míg az EP és a TETP hasonló eredményeket mutatott, mind a CPPL, mind a műtrágya kombinációk alkalmazásánál.

**Az őszi búzatermesztés (1 t) életciklus-értékelése különböző tápanyag-
utánpótlókkal**

Hatáskategóriák	CPPL	NPK1	NPK2	NPK3	NPK4	NPK5	NPK6
ADPe (kg Sb- egyenérték)	4,46×10 ⁻⁴	6,59×10 ⁻⁴	7,01×10 ⁻⁴	6,94×10 ⁻⁴	7,44×10 ⁻⁴	6,33×10 ⁻⁴	6,71×10 ⁻⁴
ADPf (MJ)	777,5	1387,5	1262,5	1362,5	1275	1450	1300
AP (kg SO ₂ - egyenérték)	4,21	4,10	4,01	4,09	4,01	4,02	3,94
EP (kg PO ₄ - egyenérték)	3,34	3,36	3,32	3,36	3,33	3,34	3,29
GWP (kg CO ₂ - egyenérték)	233,78	271,02	266,53	270,12	268,36	264,91	262,03
ODP (kg CFC- 11-egyenérték)	2,00×10 ⁻⁵	1,88×10 ⁻⁵	1,75×10 ⁻⁵	1,75×10 ⁻⁵	1,75×10 ⁻⁵	1,88×10 ⁻⁵	1,75×10 ⁻⁵
POP (kg C ₂ H ₄ - egyenérték)	0,012	0,019	0,016	0,019	0,016	0,019	0,016
FAETP (kg 1,4- DB-egyenérték)	191,91	197,88	198,78	199,33	200,39	197,07	197,65
HTP (kg 1,4- DB-egyenérték)	45,17	56,36	58,3	58,64	60,95	55,14	56,63
MAETP(kg 1,4- DB-egyenérték)	29250	48500	49750	51625	53250	47125	47500
TETP (kg 1,4- DB-egyenérték)	77,82	77,87	77,87	77,87	77,80	77,86	77,87

zöld = alacsony környezeti terhelés; sárga = közepes környezeti terhelés; piros = magas környezeti terhelés

ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

A fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja (ADPf) annál a scenáriónál, ahol a tápanyag-utánpótlás CPPL-lel történt 777,5 MJ/t őszi búza volt, 37 és 46%-kal alacsonyabb, mint a műtrágyák esetében. Az NPK kombinációk esetében azoknál a kezeléseknél volt alacsonyabb a környezeti terhelés, melyeknél a P-műtrágya a MAP volt. Míg a CPPL-es búzatermesztés esetében az emisszióhoz leginkább hozzájáruló áram az üzemanyag-felhasználás volt (71%-a az ADPf-nek), addig a műtrágyás scenárióknál az üzemanyag-felhasználás mellett a műtrágyák előállításához szükséges energiafelhasználás járult hozzá nagyobb arányban a kibocsátáshoz.

A savasodási potenciál (AP) annál a scenáriónál volt a legmagasabb, amikor a CPPL volt alkalmazva, mint tápanyag-utánpótló. Míg a CPPL-nél 4,21 kg SO₂-egyenérték/t őszi búza volt az érték, addig a műtrágyás termesztéstechnológiák esetében 3,94 és 4,10 kg SO₂-egyenérték volt 1 tonna őszi búzatermesztésre vonatkoztatva. Amennyiben az egyes

hozzájáruló anyag- és energiaáramokat vesszük figyelembe, elmondható, hogy a CPPL-es búzatermesztésnél a szántóföldi műveletek voltak a legnagyobb környezetterhelő hatással (80%-a az AP-nek) az NH₃- és NO_x-emisszió miatt, majd a CPPL előállítás (8,6%-a az AP-nek) és a nehézgépek üzemanyag-felhasználása (5,5%-a az AP-nek). Az NPK1-6 kombinációk alkalmazása esetén szintén nagyobb részt a szántóföldi műveletek az elsődleges hozzájárulói a savasodási potenciálnak (82-84%-a az AP-nek), majd az üzemanyag-felhasználás (5,5-6,7%-a) és végül a műtrágyák előállításához szükséges nyersanyagok előállítása, kitermelése (2,5-4,6%-a az AP-nek). WILLIAMS et al. (2010) 3,3 kg SO₂-egyenértékben állapította meg a savasodási potenciált 1 tonna búzára vonatkoztatva, HOLKA et al. (2016) már 4,6-6,6 kg SO₂-egyenértékben. TAKI et al. (2018) az öntözött és nem öntözött termesztéstechnológia összehasonlítása során előbbinél 8,99-et, utóbbinál 11,86 kg SO₂-egyenértéket jegyzett fel. TAKI et al. 2016-os tanulmánya alapján a műtrágyák mikrobiális oxidációja a fő savképző reakció a műtrágyák esetében. HOLKA és BIENKOWSKI (2020) eredményei alapján 2,72, 3,47 és 5,14 kg SO₂-egyenérték a hagyományos, a csökkentett és a forgatás nélküli talajművelési rendszerek savasodási potenciálja.

Az eutrofizációs potenciál (EP) esetében nincs különbség a tekintetben, hogy a tápanyag-utánpótlás CPPL-lel vagy műtrágyákkal történt. 1 tonna őszi búzára vetítve 3,32 és 3,36 kg PO₄-egyenérték között alakulnak az értékek. Ezek az értékek WILLIAMS et al. (2010) és TAKI et al. (2018) értékeihez vannak közel, akik 3,1 kg PO₄-egyenértéket, valamint 2,23 (öntözött területeken) és 3,18 kg PO₄-egyenértéket (nem öntözött területeken) jegyezték fel. Az EP-hez, függetlenül a tápanyag-utánpótlótól, a szántóföldi műveletek járulnak hozzá leginkább a kibocsátáshoz (NO₃ a talajvízbe, NH₃ a levegőbe, PO₄ a felszíni vizekbe, N₂O és NO_x a levegőbe). HOSHYAR és GRUNDMAN (2017) szintén arról számolt be, hogy a legfontosabb befolyásoló paraméterek az EP-nél a szántóföldi műveletek, továbbá a vetőmag-előállítás és a nitrogén-műtrágyák alkalmazása, ugyanis az NO_x és NH₃ lerakódásnak igen nagy hatása van az eutrofizációra (POTTING et al., 2000).

A globális felmelegedési potenciál (GWP) annál a scenáriónál volt a legalacsonyabb, amelynél CPPL volt alkalmazva, 28-37 kg-mal kevesebb CO₂-egyenértékű volt a kibocsátás 1 tonna búzára vonatkoztatva, összehasonlítva azokkal a termelési rendszerekkel, amelyekenél műtrágya volt alkalmazva. Függetlenül attól, hogy CPPL vagy valamelyik NPK kombináció alkalmazásáról van szó, a két legnagyobb befolyásoló áram a szántóföldi műveletek (N₂O- és CO₂-emisszió), illetve az üzemanyag-felhasználás.

Azoknál az eseteknél, amelyeknél műtrágyák voltak alkalmazva, a műtrágyák előállításához szükséges energia, vagy a nyersanyag kitermelése, előállítása a harmadik legfontosabb befolyásoló paraméter. Míg a CPPL-es búzatermesztésnél magának a CPPL-nek az előállítása mindössze 1,5%-ot képvisel a GWP-ből, addig azoknál a termelési rendszereknél, ahol NPK-műtrágyák voltak alkalmazva ez az érték átlagosan 9,7%. BISWAS et al. (2008) 308-487 kg CO₂-egyenértékben állapította meg az ÜHG kibocsátást a búzatermesztés esetében. Kutatásaik alapján a műtrágyák előállításának hozzájárulása 35%-os arányt képvisel az összes károsanyag kibocsátásban, 27% a szántóföldi műveleteké és 12% a szállítási folyamatoké. Hasonló eredményeket jegyzett fel HOLKA et al. (2016), 323,9-404,4 kg CO₂-egyenértéket 1 tonna őszi búzára vetítve. TAKI et al. (2018) az öntözött területeknél 317,81 kg CO₂-egyenértéket, a nem öntözött területeknél pedig 380,16 kg CO₂-egyenértéket állapított meg. HOLKA és BIENKOWSKI (2020) 310, 390 és 400 kg CO₂-egyenértékeket jegyzett fel a hagyományos, csökkentett és forgatás nélküli talajművelési rendszerek vizsgálata során. ANKATHI et al. (2018) 340 kg CO₂-egyenértékben, SHRESTHA et al. (2020) pedig kb. 300-500 kg CO₂-egyenértékben állapította meg az ÜHG kibocsátást, attól függően, hogy milyen talajművelési rendszert alkalmaznak. Utóbbi arra is kitért, hogy a környezetterhelés javításának érdekében csökkenteni kellene a növényvédőszer alkalmazását, valamint népszerűsíteni kellene a legeltetést, ugyanis a területen hagyott trágyával redukálna a N- és P-kiegészítése szükségessége is. SYP et al. (2015) több különböző méretű gazdaság ÜHG-kibocsátását vizsgálta meg. A gazdaságokat méretük alapján 3 kategóriába sorolta, a 10 hektárnál kisebbek voltak a kis gazdaságok, a 11-20 hektár területűek a közepes gazdaságok és 21-50 hektárosok a nagy gazdaságok. Eredményeik alapján elmondható, hogy minél nagyobb a terület, annál kisebb az 1 hektárra, vagy 1 tonna termésre jutó kibocsátás. Míg a kis és közepes gazdaságoknál fellépő emisszió hasonló volt, 323-490 kg CO₂-egyenérték és 371-512 kg CO₂-egyenérték, addig a nagyobb területű gazdaságoknál ez az érték 268-378 kg CO₂-egyenérték között alakult. Továbbá azt a következtetést vonták le, hogy a GWP-hez legnagyobb mértékben a szántóföldek N₂O emissziója járul hozzá (49-52%), majd a N-műtrágyák alkalmazása (31-33%), valamint az üzemanyag-felhasználás (11-13%). Más szerzők alapján szintén a N-műtrágyák előállításából és használatából származó ÜHG-kibocsátás a GWP elsődleges hozzájárulója, ezáltal a N-műtrágyák jelentős mértékben hozzájárulnak a növények teljes szénlábnymához (BRENTROP et al., 2004; BARTON et al., 2014; BISWAS et al., 2010; MUIR et al., 2014a, 2014b; WANG és DALAL, 2015).

SIMMONS et al. (2015) azt is kifejti, hogy gazdaságon belüli nitrifikációs és denitrifikációs folyamatok révén közvetlenül keletkező N_2O -veszteségek, és értelemszerűen a karbamid hidrolíziséből származó CO_2 -emisszió is a nitrogénműtrágyák alkalmazásához köthető.

Az ózonbontó potenciál (ODP) abban az esetben volt a legmagasabb, amikor a búzatermesztésnél CPPL volt alkalmazva, ekkor $2,00 \times 10^{-5}$ kg CFC-11-egyenérték volt 1 tonna búzatermésre vetítve, míg a műtrágyás scenárióknál $1,75 \times 10^{-5}$ és $1,88 \times 10^{-5}$ kg CFC-11-egyenérték közötti az érték. TAKI et al. (2018) hasonló, $2,00 \times 10^{-5}$ kg CFC-11-egyenértéket jegyzett fel az öntözött szántóföld esetében, míg a nem öntözöttnél $4,00 \times 10^{-5}$ kg CFC-11-egyenértéket. A CPPL-es termelési rendszereknél a környezetterheléshez leginkább az üzemanyag-felhasználás, az elektromos áramfogyasztás és a növényvédőszer alkalmazása járul hozzá a CH_4 -emisszió miatt. Azoknál a scenárióknál, ahol valamelyik NPK kombinációval volt kiszámolva a környezeti terhelés, az első helyen szintén az üzemanyag-fogyasztás áll, második és harmadik helyen pedig vagy a növényvédőszer alkalmazása, vagy a műtrágya-előállítás miatti energiafelhasználás (gáz, gőz, hő), hasonlóan TAKI et al. (2018) kutatásához.

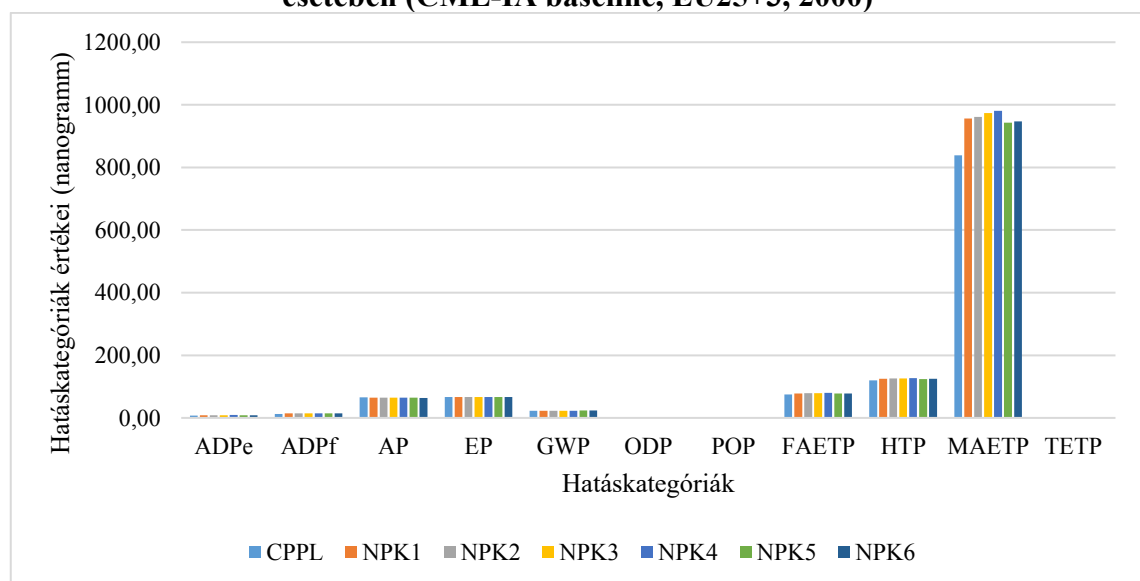
A fotokémiai oxidációs potenciál (POP) a CPPL-es búzatermesztésnél volt a legalacsonyabb, 0,012 kg C_2H_4 -egyenérték, míg az NPK-s scenárióknál 0,16, vagy 0,19 kg C_2H_4 -egyenérték volt a POP. A magasabb érték, a 0,19 kg C_2H_4 -egyenérték az NPK1, NPK3 és NPK5 kombinációknál fordult elő, melyeknél a P-műtrágya a TSP volt. A közös nevező a CPPL-es és az NPK2, NPK4 és NPK6 búzatermesztési rendszereknél, hogy az üzemanyag-felhasználás a környezetterheléshez leginkább hozzájáruló paraméter a SO_2 miatt, míg az NPK1, 3 és 5 kombinációknál szinte ugyanolyan mértékben járul hozzá az emisszióhoz az üzemanyag-felhasználás és a TSP-hez szükséges foszforsav előállítása, szintén a SO_2 -emisszió miatt. Eredményeimet alátámasztja TAKI et al. (2018) kutatása is, akik szintén arra a következtetésre jutottak, hogy az üzemanyag-felhasználás és a műtrágya előállítás a legfőbb hozzájárulói a POP-nak.

A kg 1,4-DB-egyenértékben kifejezett hatáskategóriáknál (édesvízi ökotoxicitási potenciál (FAETP), humán toxicitási potenciál (HTP), tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP), szárazföldi ökotoxicitási potenciál (TETP)) hasonló eredményeket kaptam, ami az egyes környezeti terhelésekhez történő hozzájáruló anyag- és energiaáramokat illeti. Mind a négy hatáskategóriánál azoknál a scenárióknál volt alacsonyabb a környezeti terhelés, ahol a tápanyag-utánpótlás CPPL-lel történt. A CPPL-es búzatermesztésnél a FAETP (191,91 kg 1,4-DB-egyenérték), HTP (45,17 kg 1,4-DB-

egyenérték) és TETP (77,82 kg 1,4-DB-egyenérték) hatáskategóriák esetében is a kibocsátáshoz legnagyobb mértékben hozzájáruló paraméterek a szántóföldi műveletek voltak, azon belül is a növényvédőszer alkalmazása, a MAETP-nél (29250 kg 1,4-DB-egyenérték) pedig az elektromos áramfogyasztás volt az első paraméter. A műtrágyászenárióknál – függetlenül a műtrágyák típusától – a FAETP-nél (197,07 – 200,39 kg 1,4-DB-egyenérték) a legnagyobb hozzájárulók a szántóföldi műveletek, illetve kismértékben a műtrágya-előállítás és az elektromos áramfogyasztás. A HTP-nél (55,14 – 60,95 kg 1,4-DB-egyenérték) már szinte egyenlő arányban vannak jelen a szántóföldi műveletek és a műtrágya-előállítás, míg a MAETP-nél (47125 - 53250 kg 1,4-DB-egyenérték) már a műtrágya-előállítás a legfőbb hozzájáruló a környezeti terheléshez. A TETP hatáskategóriát illetően (77,80 – 77,87 kg 1,4-DB-egyenérték) a legnagyobb mértékben a szántóföldi műveletek vannak jelen. TAKI et al. (2018) az öntözött és nem öntözött termelési rendszerek összehasonlítása során hasonló következtetésre jutott, a legnagyobb befolyásoló paraméter a műtrágya-előállítás, azon belül is a P-műtrágyák előállítása volt, kisebb arányban pedig az elektromos áramfogyasztás 1 tonna őszi búzatermesre vetítve.

A 16. ábra az őszi búzatermesztés során kapott eredmények normalizált és súlyozott értékeit ábrázolja.

16. ábra: Hatáskategóriák normalizált és súlyozott értékei az őszi búzatermesztés esetében (CML-IA baseline, EU25+3, 2000)



ADPe = elemek abiotikus kimerülési potenciálja; *ADPf* = fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja; *AP* = savasodási potenciál; *EP* = eutrofizációs potenciál; *GWP* = globális felmelegedési potenciál; *ODP* = ózonlebontó potenciál; *POP* = fotokémiai oxidációs potenciál; *FAETP* = édesvízi ökotoxicitási potenciál; *HTP* = humán toxicitási potenciál; *MAETP* = tengervízi ökotoxicitási potenciál; *TETP* = szárazföldi ökotoxicitási potenciál

Az őszi búzatermesztésnél szintén a tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP) a legjelentősebb, tápanyag-utánpótlástól függetlenül 800 és 1000 ng közötti értékek voltak. A második legjelentősebb a humán toxicitási potenciál (HTP: 119,7 – 125,88 ng), majd az édesvízi ökotoxicitási potenciál (FAETP: 78,21 – 79,5 ng). A savasodási potenciál (AP) és az eutrofizációs potenciál (EP) értékei mind a CPPL-nél, mind az NPK-műtrágya kombinációknál 64 – 67 ng közöttiek.

Az előző alfejezetek eredményei alapján, akár kukorica, akár őszi búza termesztéséről van szó, elmondható, hogy a fenntarthatóság és a környezeti terhelés csökkentése érdekében jelentősen redukálni kellene a növényvédőszer és a műtrágya használatot. A csökkentett talajművelési rendszerek bevezetése és alkalmazása csökkentheti a fosszilis tüzelőanyagok felhasználását és az üzemanyag-felhasználás miatti ÜHG kibocsátást. A feltüntetett eredmények fontosak lehetnek a növénytermesztés helyes gyakorlatának javítására, akár szakpolitikai döntések támogatása szempontjából, csökkentve ezáltal az olyan környezeti problémákat, mint az ÜHG kibocsátás és a levegőszennyezés.

4.2. A CPPL és AN hatásának összehasonlítása tenyészedenyes körülmények között

A tenyészedenyes kísérlet felszámolásakor megmértem a növények gyökér- és hajtáshosszát, majd ezek összegéből kiszámoltam a palántahosszt. A felszámolásakor analitikai mérlegen megmértem a növények nedves biomassza tömegét is, szárítás után a száraz biomassza tömegét, mely értékekből kiszámoltam a szárazanyag-tartalmat. A kezelésenkénti átlagos értékeket, a szórással és a statisztikai csoporttal együtt tüntettem fel a 35-37. táblázatokban.

A kicsírázott vetőmagvak számából kiszámoltam a csírázási %-ot a kontrollhoz viszonyítva. Ezután a csírázási% és a korábban kiszámolt palántahossz szorzatából kiszámoltam a Vigour-indexet, melyből a vetőmag életképességére lehet következtetni. A könnyebb átláthatóság érdekében azokat az értékeket, ahol a kontrollhoz képest szignifikáns növekedést tapasztaltam 5%-os szignifikanciaszint mellett, zölddel jelöltem, ahol pedig szignifikáns csökkenést, ott kézzel jelöltem az értékeket.

4.2.1. A CPPL és AN hatása kukorica (*Zea mays* L.) tesztnövényre

A 35. táblázatban feltüntetett adatok alapján a kezelések egyaránt nem hatottak a kukorica gyökernövekedésére, ugyanis a vizsgált gyökérhosszak nem haladták meg a kontroll

átlagát. A kontroll növényminták gyökérhosszának átlaga 29,6 cm volt, ezt a 1,5 t/ha dózisban kijuttatott CPPL kezelés közelítette meg 28,27 cm-es átlag gyökérhosszal. A legrövidebb átlagos gyökérhosszt – 22,66 cm-t – a nagyobb arányban kijuttatott AN műtrágyánál mértem, ennél a kezelésnél a kontrollhoz képest szignifikáns csökkenést tapasztaltam.

A hajtáshosszak vizsgálatánál már egyértelmű volt a kezelések hatása, a kontrollhoz képest minden kezelésnél szignifikáns növekedést tapasztaltam. Míg a kezeletlen növényminták átlagos gyökérhossza 25 cm volt, addig a kezelt növényeké a 31 cm-t is meghaladta. Viszont a kezelések között nem tapasztaltam statisztikailag igazolható különbséget. Az átlagosan leghosszabb hajtáshosszakat az AN-nál tapasztaltam, ezeknél 34,83 cm-t és 36,2 cm-t mértem átlagosan. Ez valószínűleg a magasabb N-tartalomnak köszönhető, ugyanis a makroelemek közül a kukoricának a N-igénye a legnagyobb, melyet az itt tapasztaltak alapján hasznosítani is tudott.

35. táblázat

A CPPL és az AN hatása a kukorica paramétereire (n = 200)

Kezelések	Gyökér (cm)	Hajtás (cm)	Palánta (cm)	Száranyag-tartalom (%)	Csírázási %	Vigour-index	Klorofill-tartalom (µg/g)	Karotinoid-tartalom (µg/g)
Kontroll	29,60 ^{a*} ± 11,69	25,00 ^b ± 6,29	54,60 ^a ± 16,69	18,80 ^{ab} ± 3,72	100 ^a	5479,13 ^b ± 1526,64	1457,34 ^b ± 395,23	267,96 ^b ± 65,65
CPPL 1 t/ha	26,83 ^{ab} ± 7,98	31,56 ^{a**} ± 7,26	58,93 ^a ± 13,56	19,02 ^a ± 5,42	128,5 ^a ± 16,49	8824,29 ^a ± 1663,82	1804,92 ^{ab} ± 264,45	323,6 ^{ab} ± 44,99
CPPL 1,5 t/ha	28,27 ^{ab} ± 5,98	32,74 ^a ± 6,90	61,01 ^a ± 11,31	18,59 ^{ab} ± 1,79	121,4 ^a ± 27,35	8155,71 ^a ± 675,59	1851,51 ^{ab} ± 543,39	328,93 ^{ab} ± 92,59
AN 320 kg/ha	26,86 ^{ab} ± 5,42	36,20 ^a ± 4,39	63,01 ^a ± 7,29	15,56 ^b ± 2,60	128,5 ^a ± 16,49	7672,14 ^{ab} ± 1087,44	2163,13 ^a ± 432,76	390,5 ^a ± 71,83
AN 500 kg/ha	22,66 ^{b***} ± 3,38	34,83 ^a ± 4,54	57,49 ^a ± 5,86	16,77 ^b ± 1,36	128,5 ^a ± 16,49	7102,86 ^{ab} ± 1400,35	2006,72 ^{ab} ± 177,26	342,49 ^{ab} ± 26,77

*A különböző betűk a kezelések közötti szignifikáns különbséget jelzik p<0,05 szinten, Duncan teszt alapján. Ahol több betűindex is szerepel, ott a kezelések elkülönítése bizonytalan 5%-os szignifikanciaszint mellett.

**Zöld szín: szignifikáns növekedés a kontrollhoz képest.

***Kék szín: szignifikáns csökkenés a kontrollhoz képest.

Bár a hajtáshosszból adódóan a kezelések palántahossza is nagyobb a kontrollnál, a növekedést statisztikailag nem sikerült igazolni, az egyes palántahosszak sem a kontrolltól, sem egymástól nem térnek el szignifikánsan.

A szakirodalmak alapján a kukorica (*Zea mays* L.) szárazanyag-tartalmának és terméshozamának növeléséhez nagy mennyiségű nitrogénre van szüksége (BERZSENYI, 2009; CRUSCOL et al., 2020; RUIZ et al., 2020), ezzel szemben az AN-tal kezelt növények szárazanyag-tartalma elmarad a kontrollétól. Viszont az AN-on kívül, a CPPL-lel kezelt növényeknél kedvezően hatottak a kezelések a biomassza tömegre.

A csírázási%-nál a kontroll beállításnál csírázott növényeket vettem viszonyítási alapnak BAZRAFESHAN et al. (2016) alapján, tehát a kontroll esetén csírázott magvak száma volt a 100%. A kontrollhoz viszonyítva szinte az összes kezelésnél több vetőmag csírázott ki, viszont a különbséget szignifikánsan nem tudtam igazolni.

A Vigour-index alapján minden kezelésnél a kontrollnál magasabb értéket számoltam, tehát a kezelések kedvező hatással vannak a kukorica (*Zea mays* L.) vetőmag életképességére. A legmagasabb értéket (8824,29) az alacsonyabb dózisban kijuttatott CPPL-nél tapasztaltam, ez a kezelés szignifikánsan is különbözik a kontrolltól (5479,13). A fotoszintetizáló növények zöld színét a klorofillok adják, az jellemzi a növények fiziológiai állapotát, s összefüggésben áll a növények N-tartalmával is, s a biomassza – termelést is meghatározza. A magasabb rendű növények a- és b-klorofillt egyaránt tartalmaznak, de járulékos pigmentként karotinoidokat is (karotinok, xantofillok). A karotinoidok, hasonlóan a klorofillokhoz, szerepet játszanak a fotoszintetikusán aktív fény elnyelésében és továbbításában (ALLAGA és SZÁNTÓNÉ, 1997).

A szakirodalmak alapján az egészséges levélzet biztosításához főként nitrogénre, káliumra, magnéziumra és kénre van szüksége a növénynek. A hatékony fotoszintézisben fontos szerepet tölt be a klorofill, mely egy nitrogénben és magnéziumban gazdag fehérje. A nitrogén és a levél klorofill-tartalma közötti kapcsolatot már több szerző is bizonyította kukoricánál és búzánál egyaránt, miszerint a nitrogén-tartalom növekedése magasabb klorofill-tartalmat eredményez (FIELD és MOONEY, 1986; WULLSCHEGLER et al., 1992; ERCOLI et al., 1993; BOJOVIC és MARKOVIC, 2009; SCHLEMMER et al., 2013; AKRAM, 2013).

A mért értékek alapján is elmondható, hogy a kezelések hatására egyaránt növekedett a kukorica klorofill- és karotinoid-tartalma is. Szignifikáns növekedést az alacsonyabb dózisú műtrágyánál tapasztaltam mindkét paraméter esetében, de a CPPL-lel kezelt növények klorofill- és karotinoid-tartalma is meghaladta a kontrollnál mért értékeket, viszont szignifikánsan nem egyértelműen kimutatható a növekedés.

A hajtáshossz vizsgálatánál tapasztaltak alapján elmondható, hogy a nagyobb dózisu CPPL és AN hatására is szignifikánsan növekedett a hajtáshossz, de az alacsonyabb dózisu CPPL-nél mért átlagos is érték is meghaladta a kontrollét.

A kezelések a legtöbb paraméter esetében (hajtásnövekedés, csírázási paraméterek (csírázási% és Vigour-index), klorofill- és karotinoid-tartalom) serkentőleg hatottak a kukoricára a kontrollhoz képest, még ha statisztikailag nem is volt kimutatható minden esetben a növekedés. A CPPL és az AN műtrágya közötti különbségek nem bizonyultak szignifikánsnak, a kezelések elkülönítése nem volt egyértelmű 5%-os szignifikanciaszint mellett. Viszont a gyökérhossznál, hajtásanyag-tartalomnál és a Vigour-indexnél is a CPPL-es beállításoknál mértem magasabb értékeket, annak ellenére, hogy a CPPL-lel kijuttatott N-hatóanyag a fele volt az AN-nel kijuttatott N-tartalomnak.

4.2.2. A CPPL és AN hatása őszi búza (*Triticum aestivum* L.) tesztnövényre

Az őszi búza gyökérhossza – hasonlóan a kukoricához – nem haladta meg a kontroll növények átlagos gyökérhosszát, sőt a kisebb dózisu CPPL és AN, valamint a nagyobb dózisu AN kezelések esetében szignifikáns csökkenést tapasztaltam a kontrollhoz képest (36. táblázat).

36. táblázat

A CPPL és az AN hatása az őszi búza paramétereire (n = 200)

Kezelések	Gyökér (cm)	Hajtás (cm)	Palánta (cm)	Száranyag-tartalom (%)	Csírázási %	Vigour-index	Klorofill-tartalom (µg/g)	Karotinoid-tartalom (µg/g)
Kontroll	20,55 ^{a*} ± 7,969	24,21 ^b ± 8,124	44,76 ^{ab} ± 14,744	20,98 ^a ± 6,056	100 ^{ab}	4532,65 ^a ± 1180,330	1769,65 ^a ± 235,476	294,56 ^b ± 63,309
CPPL 1 t/ha	15,50 ^c ± 5,752	24,37 ^b ± 4,039	39,97 ^b ± 6,224	16,70 ^{ab} ± 1,980	108,11 ^a ± 0,000	4321,08 ^a ± 191,791	1759,25 ^a ± 92,350	268,91 ^b ± 36,864
CPPL 1,5 t/ha	18,48 ^{ab} ± 5,079	27,47 ^a ± 5,657	45,96 ^a ± 8,937	15,34 ^b ± 1,348	105,41 ^a ± 5,405	4857,22 ^a ± 571,934	1888,73 ^a ± 375,94	352,695 ^{ab} ± 77,045
AN 320 kg/ha	11,96 ^d ± 6,477	22,18 ^b ± 10,145	34,14 ^c ± 15,548	13,79 ^b ± 3,649	91,89 ^b ± 6,242	3148,19 ^b ± 478,901	1944,90 ^a ± 263,647	318,38 ^{ab} ± 33,22
AN 500 kg/ha	17,29 ^b ± 5,023	27,99 ^a ± 5,482	45,28 ^{ab} ± 8,841	13,90 ^b ± 2,776	105,41 ^a ± 5,405	4793,19 ^a ± 760,485	2179,65 ^a ± 351,129	401,67 ^a ± 82,513

*A különböző betűk a kezelések közötti szignifikáns különbséget jelzik p<0,05 szinten, Duncan teszt alapján. Ahol több betűindex is szerepel, ott a kezelések elkülönítése bizonytalan 5%-os szignifikanciaszint mellett.

**Zöld szín: szignifikáns növekedés a kontrollhoz képest.

***Kék szín: szignifikáns csökkenés a kontrollhoz képest.

Az átlagos palántahossz a nagyobb dózisú CPPL és AN kezeléseknél meghaladta a kontrollnál mért átlagos hosszt, de szignifikáns növekedést nem sikerült kimutatni. Az alacsonyabb dózisú AN viszont szignifikáns csökkenést mutatott a kontrollhoz képest.

A szárazanyag-tartalom a kontrollnál volt a legmagasabb (20,98%), míg az alacsonyabb dózisú AN és a magasabb dózisú CPPL és AN kezelések esetében szignifikáns csökkenés volt tapasztalható a kontrollhoz képest.

A csírázási% – ahogy a kukoricánál már említettem – BAZRAFSHAN et al. (2016) alapján lett meghatározva, tehát a kontroll mintáknál kicsírázott magvak arányához lettek viszonyítva a kezelések. Ez alapján egyedül az alacsonyabb dózisú AN kezelés nem haladta meg a kontrollnál kikelt magvak számát, ennél tapasztaltam a legalacsonyabb arányt, 91,89%-ot.

A Vigour-index esetében az alacsonyabb dózisú AN kezelésnél szignifikánsan alacsonyabb értéket tapasztaltam mind a kontrollhoz, mind a másik 3 kezeléshez képest. A kontrollnál magasabb értékeket tapasztaltam a magasabb dózisú kezeléseknél (a CPPL-nél és az AN-nél egyaránt), de a különbséget nem tudtam statisztikailag igazolni.

Klorofill-tartalom alapján a kezelések egy statisztikai csoportba tartoznak, a legmagasabb értékeket az AN műtrágyával kezelt növények mutatták. Ez valószínűleg az AN magasabb N-tartalmának tudható be, mivel a klorofill-tartalomra kedvező hatással van a nagyobb mennyiségben kijuttatott nitrogén (FIELD és MOONEY, 1986; WULLSCHEGLER et al., 1992; ERCOLI et al., 1993; BOJOVIC és MARKOVIC, 2009; SCHLEMMER et al., 2013; AKRAM, 2013).

A karotinoid-tartalom esetében a kisebb dózisú CPPL kivételével magasabb értékeket tapasztaltam a kezelések hatására. Szignifikáns növekedés viszont csak a nagyobb dózisú AN hatására volt.

Az őszi búza összességében a magasabb dózisban kijuttatott CPPL és AN műtrágya alkalmazásánál mutatott a kontrolltól magasabb értékeket, de a legtöbb paraméter esetében a növekedést nem tudtam szignifikánsan igazolni. Szignifikáns különbség a CPPL és az AN műtrágya hatása között sem volt.

4.2.3. A CPPL és AN hatása napraforgó (*Helianthus annuus*) tesztnövényre

A napraforgó esetében a gyökér-, hajtás- és így a palántahossz egyedül az alacsonyabb dózisú CPPL esetében haladta meg a kontrollnál mért átlagértéket (37. táblázat). A magasabb dózisú CPPL-nél és az AN kezeléseknél a kontrolltól is kisebb gyökérhossz

magyarázható azzal, hogy a kezdeti fejlődési szakaszban túlzott mennyiségben kijuttatott nitrogén hajtásnövekedést okozhat, a gyökérfejlődés rovására (MEGYES, 2013; JÁKLI et al., 2016). A hajtás- és palántahossz esetében a növekedés statisztikailag is bizonyított volt.

A szárazanyag-tartalom hasonlóan alakult az előző paraméterekhez. Egyedül az alacsonyabb dózisú CPPL haladta meg a kontrollnál tapasztalt értéket. A különbség szignifikáns volt ennél a kezelésnél.

A csírázási% alapján egy statisztikai csoportba tartoznak a kezelések. A kontrollal megegyező arányban csíráztak ki a vetőmagvak a nagyobb dózisú tápanyag-utánpótlóval történő kezeléseknél, míg a kisebb dózisú kezeléseknél magasabb arányban csíráztak ki a magvak.

A Vigour-index szintén az alacsonyabb dózisú CPPL alkalmazásánál volt a legmagasabb (2947,84), ám egyértelmű szignifikáns különbséget nem sikerült kimutatni sem a kontrollhoz, sem a többi kezeléshez képest. A nagyobb dózisú CPPL-nél és AN-nál tapasztalt értékek meg sem haladták a kontrollnál mért 2403,05 értéket.

37. táblázat

A CPPL és az AN hatása a napraforgó paramétereire (n = 200)

Kezelések	Gyökér (cm)	Hajtás (cm)	Palánta (cm)	Szárazanyag-tartalom (%)	Csírázási %	Vigour-index	Klorofill-tartalom (µg/g)	Karotinoid-tartalom (µg/g)
Kontroll	9,25 ^{ab*} ± 3,790	14,57 ^b ± 4,537	23,81 ^b ± 7,566	7,35 ^b ± 1,744	100 ^a	2403,05 ^{ab} ± 550,327	557,89 ^a ± 211,61	116,68 ^a ± 46,489
CPPL 1 t/ha	9,99 ^a ± 3,262	17,28 ^{a**} ± 1,954	27,27 ^a ± 4,195	11,47 ^a ± 4,154	108,11 ^a ± 0,000	2947,84 ^a ± 137,699	655,21 ^a ± 62,76	137,41 ^a ± 13,928
CPPL 1,5 t/ha	8,79 ^{ab} ± 3,237	13,96 ^b ± 5,741	22,75 ^b ± 8,167	6,68 ^b ± 1,145	100,00 ^a ± 10,351	2284,95 ^b ± 385,054	511,08 ^a ± 133,21	110,21 ^a ± 27,278
AN 320 kg/ha	8,84 ^{ab} ± 2,832	14,77 ^b ± 2,894	23,61 ^b ± 4,431	6,77 ^b ± 0,755	108,11 ^a ± 0,000	2552,43 ^{ab} ± 233,168	572,10 ^a ± 70,739	113,87 ^a ± 6,117
AN 500 kg/ha	8,19 ^{b***} ± 3,492	14,47 ^b ± 5,481	22,66 ^b ± 8,026	7,13 ^b ± 1,843	100,00 ^a ± 10,351	2279,57 ^b ± 464,95	464,42 ^a ± 55,659	97,03 ^a ± 13,363

*A különböző betűk a kezelések közötti szignifikáns különbséget jelzik p<0,05 szinten, Duncan teszt alapján. Ahol több betűindex is szerepel, ott a kezelések elkülönítése bizonytalan 5%-os szignifikanciaszint mellett.

**Zöld szín: szignifikáns növekedés a kontrollhoz képest.

A klorofill- és karotinoid-tartalom alapján ugyanabba a statisztikai csoportba tartoznak a kezelések, sem a kontrolltól, sem egymástól nem térnek el szignifikánsan. A legmagasabb

értéket mindkét paraméter esetében ismét a kisebb dózisú CPPL-nél tapasztaltam, míg a legalacsonyabbakat a magasabb dózisú AN műtrágyával kezelt növényeknél.

A napraforgóról összességében elmondható, hogy az alacsonyabb dózisú CPPL-re reagált a legjobban, de serkentően hatott a növényre a szintén alacsonyabb dózisban kijuttatott AN műtrágya is. A magasabb dózisú CPPL-lel és AN műtrágyával történő kezeléseknél viszont egyik paraméter esetében sem haladták meg az értékek a kontrollnál tapasztalt értékeket.

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A broiler csirke tartás életciklus-értékelése:

A broiler csirke tartás LCA-ja során a nyári és a téli rotációk környezeti hatása között 11-ből 8 hatáskategória esetén (ADPe, AP, EP, POP, HTP, FAETP, MAETP és TETP) nem volt 10%-nál nagyobb különbség. A különbség 3 hatáskategóriánál mutatkozott meg: az ADPf 20%-kal, a GWP és ODP pedig 10-10%-kal voltak nagyobbak a téli rotációnál a fűtés miatti magasabb földgázfogyasztás következtében. Az eredmények alapján a környezetterheléséhez 11 hatáskategóriából nyolcnál (ADPe, AP, EP, GWP, POP, FAETP, HTP, TETP) a takarmányozás és az ahhoz köthető folyamatok járulnak hozzá, amely a növénytermesztési gyakorlatnak az állattartás környezeti terhelésében gyakorolt jelentős szerepét bizonyítja.

A CPPL Hosoya komposztáló üzemben történő előállításának életciklus-értékelése:

1 kg végtermék előállítására vonatkozóan. Az 1 kg CPPL előállítása során alacsonyabb ADPe, ADPf, GWP, ODP, POP, FAETP, HTP, MAETP és TETP értékeket tapasztaltam. Egyedül az AP és EP esetében volt magasabb a környezeti terhelés összehasonlítva a műtrágyákkal (AN, CAN, karbamind, MAP, TSP, KCl). A CPPL előállítása során a környezetterheléshez leginkább az áramfogyasztás és a trágya komposztálása során fellépő gázemissziók járulnak hozzá. A műtrágyák közül a N-műtrágyák előállításának a legnagyobb a lábnyoma 1 kg termék előállítására vonatkozóan. A műtrágyák előállítása során a gyártáshoz szükséges gőztermelés, valamint az áram- és a földgázfogyasztás a kibocsátáshoz leginkább hozzájáruló tevékenységek.

1 kg hatóanyag-tartalomra vonatkozóan. A gyártás környezeti terhelését 1 kg hatóanyagra vonatkozóan is értékeltem. Az 1 kg N-tartalomnál 6 hatáskategória (AP, EP, GWP, ODP, POP, TETP) esetében produkált magasabb kibocsátást a CPPL előállítása összehasonlítva a három N-műtrágyával, az 1 kg P₂O₅-hatóanyag előállításánál hét hatáskategória esetében (AP, EP, GWP, POP, FAETP, HTP, MAETP) összehasonlítva a két P-műtrágyával. Az 1 kg K₂O-tartalomra vonatkoztatva 10 hatáskategóriánál (ADPf, AP, EP, GWP, ODP, POP, HTP, FAETP, MAETP, TETP) a CPPL előállítása során volt magasabb a károsanyag-kibocsátás. Az eredmények alapján 1 kg hatóanyagra vetítve kisebb a környezeti terhelése a N-, P- és K- műtrágyáknak, hiszen a műtrágyák koncentráltan tartalmazzák az adott hatóanyagot, míg a CPPL kisebb mennyiségben, viszont komplexen, makro- és mikroelemeket egyaránt.

Egy 100 hektáros szántó föld tápanyagellátottságára vonatkozóan. A fentiekből adódóan a CPPL és hat NPK műtrágya kombináció előállításának környezeti terhelését (alacsony, közepes és magas környezeti terhelés) egy 100 hektáros szántó komplex tápanyag-utánpótlását feltételezve is összevettem. A CPPL hét hatáskategóriánál (ADPe, ADPf, POP, FAETP, HTP, MAETP, TETP) sorolható az alacsony környezeti terhelés kategóriába a műtrágyakombinációkhoz képest, kettőnél (GWP és ODP) a közepes környezeti terheléshez, és végül kettőnél (AP és EP) a magas környezeti terhelés kategóriába. Ezzel szemben az NPK műtrágya kombinációk maximum 3-4 hatáskategóriánál tartoznak az alacsony környezeti terhelés kategóriába, túlnyomórészt magas környezetterheléssel jár az előállításuk. Figyelembevéve az eredményeket, a CPPL potenciális alternatíva lehet a szántóföldek komplex trágyázására. Az egyetlen kivételt azok a scenáriók jelentik, amikor az NPK kombinációknál (NPK5 és NPK6) a N-műtrágya a karbamid volt, mivel az igen koncentrált N-tartalmú karbamidnak alacsonyabb az egységnyi hatóanyag-tartalomra jutó környezeti terhelése. Tehát a CPPL az NPK műtrágya-kombinációk helyettesítésére használható azokban az esetekben, ahol a N-utánpótlást nem a karbamid biztosítja.

A kukorica- és őszi búzatermesztés életciklus-értékelése:

Függetlenül attól, hogy a kukorica, vagy az őszi búza termesztéséről van-e szó, a környezetterheléshez leginkább a műtrágyák és a növényvédőszer alkalmazása járul hozzá, de több hatáskategóriánál a szántóföldi műveletek, valamint az elektromos áram- és üzemanyagfogyasztás is számottevő. A kukoricatermesztés esetén a 11 hatáskategóriából csak az ODP-nél volt magasabb a kibocsátás a CPPL-nél. Az őszi búzatermesztésnél a 11-ből hét (ADPe, ADPf, GWP, POP, HTP, FAETP, MAETP) hatáskategóriánál volt kisebb a környezetterhelés a CPPL-nél. Az eredmények alapján a CPPL alkalmazása ígéretesen csökkentheti a növénytermesztés, így a takarmányelőállítás környezeti terheléseit hozzájárulva egy alacsonyabb terheléssel járó broiler csirkehús előállításához. A broiler csirketermesztés környezeti hatásának minél teljesebb körű feltérképezésének érdekében a továbbiakban a céljaim közé tartozik a vágóhíd és a takarmánykeverő üzem életciklus-értékelése is.

Tenyészedényes kísérletek értékelése:

A tenyészedényes kísérletek alapján a komplex hatóanyag-tartalmú CPPL alkalmazása pozitív hatást feltételez a kukorica, őszi búza és napraforgó növény biomasszájára a

kontrollhoz és az AN műtrágya alkalmazáshoz képest is futóhomok talajon. Az eredmények előzetesek, igazolásukhoz szántóföldi kísérletek szükségesek.

Bár a CPPL N-, P₂O₅- és K₂O-tartalmával ekvivalens hatóanyag-tartalmú műtrágya kombinációk költsége körülbelül fele annyi, viszont a CPPL szerves összetevőket és számos mikroelemet tartalmaz, melyek kedvező hatást gyakorolnak a talaj termékenységre, szerkezetére, szervesanyag-tartalmára és vízgazdálkodási tulajdonságaira, továbbá ökológiai gazdaságban is alkalmazható. Mivel egy komplex hatóanyag-tartalmú tápanyag-utánpótlóról van szó, a továbbiakban céljaim közé tartozik a makroelem-tartalmú műtrágyák mellett a fontosabb mikroelem műtrágyákkal történő összehasonlítás is, mind élelciklus, mind gazdasági szemlélettel.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Számszerűsítettem 1 t broiler csirke előállítás környezeti hatásait LCA szemlélettel nyári és téli rotációk függvényében. Az így számszerűsített környezeti hatások referencia adatként szolgálnak 1 t broiler csirke előállítás környezeti terheléseinek értékelésekor hazai és Közép-Európai viszonylatban, mivel szakirodalmi források a témában korlátozottan állnak rendelkezésre. A takarmányozás, mint legfontosabb környezeti hatáshoz hozzájáruló folyamat aránya 3 legfontosabb hatáskategóriánál a következőképp alakul: AP: 81-83%, EP: 97-98%, GWP: 63-70%.

2. Megállapítottam, hogy a Hosoya komposztáló üzemben előállított termék (CPPL) környezeti terhelése 1 kg termék előállítására vetítve 11 hatáskategóriából kilencnél alacsonyabb (ADPe, ADPf, GWP, ODP, HTP, POP, FAETP, MAETP, TETP), mint a műtrágyáké, ugyanakkor 1 kg hatóanyag (N, P₂O₅, K₂O) gyártására vonatkoztatva a CPPL környezetterhelése nagyobb, mint a monoelemes műtrágyáknak.

3. Megállapítottam, hogy a CPPL környezeti hatásait tekintve megfelelő tápanyag-utánpótló alternatívát jelenthet—komplex NPK tápanyag-visszapótlást feltételezve. Ugyanis a CPPL előállítás környezeti terhelése 11 hatáskategóriából hétnél kisebb (ADPe, ADPf, HTP, POP, FAETP, MAETP, TETP), kettőnél pedig hasonló (GWP, ODP) mint a CPPL ekvivalens N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyag tartalmú műtrágyák gyártásának összesített környezeti terhelése. Így a CPPL megfelelhet az EU Green Deal azon törekvéseinek, melyek a műtrágyák alkalmazásának csökkentésére irányulnak.

4. Megállapítottam, hogy bár külön-külön N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyagra vetítve magasabb a CPPL gyártásának környezeti terhelése, viszont amennyiben nitrogén-, foszfor- és kálium-műtrágyát együttesen juttatunk ki, a CPPL-lel trágyázott kukoricának már alacsonyabb a környezetterhelése 11-ből tíz hatáskategória (ADPe, ADPf, AP, EP, GWP, POP, HTP, FAETP, MAETP, TETP) alapján, összevetve az NPK kombinációkkal (pl.: GWP esetében 30-34%-kal).

5. Az őszi búza termesztésének scenáriójánál szintén megállapítottam, hogy bár külön-külön N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyagra vetítve magasabb a CPPL gyártásának környezeti terhelése, viszont komplex, N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyagot egyaránt tartalmazó műtrágya-kombinációk alkalmazását feltételezve a CPPL-lel egy alacsonyabb környezetterhelést produkáló takarmánynövény termesztető 11-ből hét hatáskategória (ADPe, ADPf, GWP, POP, HTP, MAETP, FAETP) alapján (pl.: GWP esetében 11-14%-kal).

7. GYAKORLATBAN ALKALMAZHATÓ EREDMÉNYEK

1. Az életciklus-értelmezés módszerével értékelhetők a körforgásos broiler csirke tartási rendszerek környezeti hatásai, s feltárhatók a kritikus pontok, információt és döntéstámogatást nyújtva a fejlődéshez, modernizáláshoz, a fenntarthatóbb rendszerek kiépítéséhez. A nemzetközi szakirodalomnak megfelelően a takarmányozási folyamatok (főleg a műtrágya-felhasználás és a növényvédőszerrel) bírnak a legnagyobb környezetterhelő hatással. A takarmány-előállítási folyamatok zöldítése tehát mindenképp csökkentheti a broiler csirke előállítás környezeti hatásait.
2. Elsőként tártam fel a Hosoya komposztáló üzem anyag- és energiaáramait, mely a módszertani alapként szolgálhat további, Hosoya típusú komposztálási rendszerek környezeti hatásainak értékelésére.
3. Az eredmények alapján jelentősen csökkenteni lehet a takarmánynövények előállításához kapcsolódó környezeti terheléseket, ha az NPK műtrágyákat CPPL alkalmazásával váltjuk ki.
4. A tenyészedényes kísérletnél tapasztalt eredmények alapján a komplex hatóanyag-tartalmú CPPL alkalmazása pozitív hatást feltételez a kukorica, őszi búza és napraforgó növény biomasszájára a kontrollhoz és az AN műtrágya alkalmazáshoz képest is futóhomok talajon. Az eredmények előzetesek, igazolásukhoz szántóföldi kísérletek szükségesek.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Felismerve a lineáris gazdasági modellek környezetterhelő és pazarló tevékenységeit, az Európai Unió az európai zöld megállapodás keretein belül a körforgásos modellre történő átváltásra ösztönzi a tagországokat és az iparágakat. A doktori értekezésem során egy körforgásos gazdaság működésének környezeti hatásait modelleztem, ahol az egyik gazdasági ág során keletkezett fő-, vagy melléktermék, a következő gazdasági ágnak a nyersanyaga.

A kutatásom során 2 főbb célt tűztem ki: (1.) feltárni és értékelni egy körforgásos gazdaság környezeti hatásait, illetve meghatározni a kritikus pontokat 3 alrendszeren keresztül, melyek (1.1.) a broiler csirke tartás, (1.2.) a Hosoya trágyakomposztáló üzem (főtermék: CPPL) és (1.3.) egy kukorica- és őszi búza termesztési rendszer voltak; illetve (2.) megvizsgálni és értékelni a CPPL kukorica, őszi búza és napraforgó tesztnövényekre való hatását.

(1.) Az első fő célkitűzést az életciklus-értelmezés módszertanát alkalmazva végeztem el. A környezeti hatásokat az openLCA életciklus elemző szoftverben számszerűsítettem a CML IA baseline hatásértékelő módszert alkalmazva, mely 11 hatáskategórián keresztül értékeli a folyamatokat, rendszereket. A 11 hatáskategória a következő: elemek abiotikus kimerülési potenciálja (ADPe), fosszilis tüzelőanyagok abiotikus kimerülési potenciálja (ADPf), savasodási potenciál (AP), eutrofizációs potenciál (EP), globális felmelegedési potenciál (GWP), ózónlebontó potenciál (ODP), fotokémiai oxidációs potenciál (POP), humán toxicitási potenciál (HTP), édesvízi ökotoxicitási potenciál (FAETP), tengervízi ökotoxicitási potenciál (MAETP) és szárazföldi ökotoxicitási potenciál (TETP).

(1.1.) A broiler csirke tartás során külön értékeltem a nyári és a téli hónapok rotációinak kibocsátását. A különbség az ADPf, GWP és ODP hatáskategóriáknál mutatkoztak meg leginkább, mely a magasabb földgázfogyasztásra vezethető vissza. Az egyes hatáskategóriákon belül a környezetterheléshez hozzájáruló folyamatokat, illetve anyag- és energiaáramokat öt nagyobb kategóriába csoportosítottam, ezek voltak a takarmányozás (minden takarmányozáshoz köthető tevékenységet ideértve), a szállítási folyamatok (naposcsibe szállítása, csirkék vágóhidra történő szállítása), az áramfogyasztás (ventilláció, takarmánykiosztás stb.), földgázfogyasztás (fűtés) és egyéb folyamatok, mely kategóriába soroltam a nevelés során fellépő egyéb áramlásokat, folyamatokat (hulladékkezelés, tisztító- és fertőtlenítőszer alkalmazása stb.). Általánosságban elmondható, hogy a 11-ből nyolc hatáskategóriánál a takarmányozás és

az ahhoz köthető folyamatok a legnagyobb hozzájárulói a környezeti hatásoknak. A környezetterhelést ennél a komplex folyamatnál úgy lehetne redukálni többek között, ha csökkentenénk a műtrágya és növényvédőszer alkalmazását, korszerűbb nehézgépeket alkalmaznánk, s ha a szállítási folyamatokat is minimalizálnánk, amennyire lehetséges. A környezetterhelésen a takarmányozás oldaláról jelentősen lehetne javítani a növényvédőszer és műtrágyák mennyiségének csökkentésével. A műtrágyák esetében főleg a N-műtrágyák azok, amelyek nagyobb mértékben járulnak hozzá a növények teljes szénlábnomához. Jelentősen javulhatna a kibocsátás, ha minél korszerűbb munkagépeket és eszközöket alkalmaznának a szántóföldi műveletekhez. Megoldást jelenthet még a csökkentett talajművelési rendszerek bevezetése, a szántóföldi műveletek egy menetben történő elvégzése, ami által csökkenne a fosszilis tüzelőanyagok felhasználása és az üvegházhatású gázok kibocsátása. A broiler csirke tartás oldaláról a környezetterhelést szintén lehetne javítani a rendszerek modernizálásával, főként a levegőtető rendszerek felújításával. Továbbá megfelelő alternatívát jelenthet a megújuló energiaforrások alkalmazása az istállókban, illetve a korszerű trágyakezelési technológiák alkalmazása.

(1.2.) A broiler csirke tartás során keletkezett trágya komposztálásának és granulálásának környezeti hatásait is értékeltem. A Hosoya komposztáló üzemben előállított CPPL termék gyártásának környezeti hatásait összevetettem a leggyakrabban alkalmazott műtrágyák (AN, CAN, karbamid, TSP, MAP, KCl) gyártásának környezeti hatásaival. 1 kg késztermékre vetítve a legtöbb hatáskategória esetében (kivéve az AP-t és EP-t) a CPPL előállításának volt alacsonyabb a környezeti terhelése. A főbb kritikus pontok az áramfogyasztás voltak, valamint maga a trágyafeldolgozás alatt keletkező gázok emissziója. A műtrágyák előállítása során a nyersanyagok kitermelése/előállítása, s feldolgozása, valamint a műtrágyák gyártásához szükséges gőztermelés a legfőbb okai a környezeti terhelésnek, de számolni kell még áram-, üzemanyag- és földgázfogyasztással is. Meghatároztam a környezeti terhelést 1 kg N-, P₂O₅- és K₂O-hatóanyagra vonatkozóan is. Ezeknél a számításoknál a CPPL-nek volt magasabb a környezeti terhelése, ami azzal magyarázható, hogy a műtrágyák jóval nagyobb koncentrációban tartalmazzák az adott hatóanyagot, míg a CPPL kisebb arányban, viszont minden makroelemet tartalmaz, továbbá mikroelemeket is, tehát egy komplex, szerves tápanyag-utánpótló. Általánosságban kisebb a környezeti terhelése a CPPL-nek akkor is, ha nagy mennyiségben állítjuk elő, összehasonlítva a CPPL-lel megegyező hatóanyag-tartalmú NPK műtrágya kombinációkkal is. A kisebb környezetterhelés mellett a szerves trágya a

talajerő utánpótlás szempontjából is igen fontos. A broiler csirketrágya például más szerves trágyákhoz képest nagyobb mennyiségben tartalmaz a növények számára könnyen hozzáférhető makro- és mikroelemeket, emellett alkalmazása javítja a talaj fizikai jellemzőit, szervesanyag-tartalmát, víztartókéességét és a tápanyagfelvételt, ezáltal a növények termelékenységét. Ezek a tulajdonságok kifejezetten indokolják a körforgásos gazdaságban történő alkalmazását. Viszont az intenzív gazdálkodás miatt, a nagyobb hatóanyag-tartalmú műtrágyák megjelenésével a szerves trágyák alkalmazása háttérbe szorult. Bár a műtrágyák szinte tökéletes táplálékforrást jelentenek a növények számára, a talaj tulajdonságait közvetlenül nem javítják. A műtrágyázás fokozhatja a talaj szervesanyag-tartalmának lebomlását, ami a talaj szerkezetének romlásához vezethet. Továbbá a túlzott műtrágyázás kimosódáshoz, savasodáshoz és vízszennyezéshez is vezethet. Romolhat a talajszerkezet is, így a tápanyagok könnyebben kimosódhatnak, ami a műtrágyázás hatékonyságának csökkenéséhez vezethet. Többek között ezért is az egyik fő célja az EU-nak a zöld megállapodás keretei között a műtrágyák használatának jelentős visszaszorítása, s a biogazdálkodás fokozása.

(1.3.) Értékeltem a kukorica- és őszi búzatermesztés környezeti hatásait. A scenáriók során a tápanyag-utánpótlás a CPPL-lel, illetve nitrogén-, foszfor- és kálium-műtrágyák különböző kombinációival történt. A kukoricatermesztésnél a 11 hatáskategóriából egyedül az ODP-nél volt magasabb a környezeti terhelés, amikor a CPPL volt alkalmazva. A CPPL-lel történő búzatermesztésnél az EP és a TETP hasonló eredményeket mutatott, mint a műtrágyákkal történő a tápanyag-utánpótlás során, míg az AP és ODP hatáskategóriáknál a műtrágyák alkalmazásánál tapasztaltam alacsonyabb környezeti terhelést. A CPPL-lel történő növénytermesztés során a kritikus pontok az üzemanyag-felhasználáshoz és a növényvédőszer alkalmazásához kapcsolódnak, míg a műtrágyák alkalmazásánál a főbb kritikus pont a műtrágya-előállításához és alkalmazásához kapcsolódik, illetve az üzemanyag-fogyasztáshoz és a növényvédőszer alkalmazásához. A kutatásom során tapasztalt eredmények fontosak lehetnek a növénytermesztési rendszerek helyes gyakorlatának alkalmazására. Ahogy a broiler csirke tartásnál a takarmányozás környezetterhelését illetően már kifejtettem, a növényvédőszer és műtrágyák mennyiségének csökkentésével jelentősen lehetne javítani a növénytermesztési rendszerek környezetre gyakorolt hatásán.

(2.) Vizsgáltam és összehasonlítottam a CPPL és az AN hatását kukorica, őszi búza és napraforgó tesztnövényeken, tenyészedényes kísérlet során. Az eredmények alapján elmondható, hogy a komplex hatóanyag-tartalmú CPPL növekedést serkentő hatása

ugyanúgy kedvezőnek bizonyult – sőt a napraforgó esetében még kedvezőbbnek is –, mint a koncentrált hatóanyag-tartalmú műtrágyáé, annak ellenére, hogy a CPPL-lel fele annyi N-hatóanyag lett kijuttatva, mint az AN műtrágyával. Az eredmények előzetesek, természetesen történő igazolásukhoz szántóföldi kísérletek szükségesek.

Összességében elmondható, hogy a CPPL akár potenciális alternatíva is lehet a műtrágyák helyettesítésére, komplex műtrágyázást feltételezve. Így a műtrágyák helyettesítése révén eleget tesz az Európai zöld megállapodás és a zöldítés erre irányuló törekvéseinek is. Jelen kutatás eredményei emellett közvetve, vagy közvetlenül kapcsolódnak a Fenntartható Fejlődési Célok közül a következőkhöz:

- 2. cél: éhezés megszüntetése (a fenntartható mezőgazdaság támogatásával),
- 6. cél: tiszta víz és alapvető köztisztaság (a vízhasználat hatékonyságának növelésével minden ágazatban és a vízhez kapcsolódó ökoszisztémák védelmével, helyreállításával),
- 12. cél: felelős fogyasztás és termelés (a fenntartható fogyasztási és termelési módok kialakításával),
- 13. cél: fellépés az éghajlatváltozás ellen,
- 15. cél: szárazföldi ökoszisztémák védelme (a szárazföld fenntartható használatának támogatásával, a talajdegradáció megállításával és visszafordításával).

9. SUMMARY

Recognizing the harmful and wasteful activities of linear economic models, the European Union is encouraging Member States and industries to move to a circular model through the European Green Deal. In my doctoral dissertation, I investigated the environmental impacts of a circular economy, in which one industrial activity's major product or by-product serves as the raw material for the next.

My research has two main goals: (1) to investigate and evaluate the environmental impacts of a circular economy, as well as to identify critical points, using three subsystems: (1.1.) broiler chicken production, (1.2) Hosoya manure composting plant (main product: CPPL), and (1.3) a maize and winter wheat production system; and (2) to investigate and evaluate the impact of CPPL on maize test crops.

(1.) The life-cycle assessment approach was used to achieve the first main goal. Using the CML IA baseline impact assessment method, which evaluates processes and systems through 11 impact categories, I quantified the environmental impacts in the openLCA life cycle analysis software. The 11 impact categories are the following: Abiotic Depletion Potential of Elements (ADPe), Abiotic Depletion Potential of Fossil Fuels (ADP_f), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Global Warming Potential (GWP), Ozone Depletion Potential (ODP), Photochemical Oxidation Potential (POP), Human Toxicity Potential (HTP), Freshwater Ecotoxicity Potential (FAETP), Marine Ecotoxicity Potential (MAETP) and Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP).

(1.1.) I investigated the emissions of the summer and winter rotations individually in broiler production. The biggest differences were in the effect categories ADP_f, GWP, and ODP, which can be attributed to increased natural gas usage in winter. The processes or material and energy flows that contribute to the environmental burden were grouped into five categories within each impact category: feeding (including all feed-related activities), transportation (besides the feeding-related transportation, e.g. day-old chick transport, chicken transport to slaughterhouse), electricity consumption (ventilation, feed distribution, etc.), energy consumption (ventilation, feed distribution, etc.), natural gas consumption (heating), and other processes during the broiler production (waste treatment, use of cleaning and disinfecting agents, etc.). Feed and related processes were the major contributors to environmental impacts in eight of the 11 impact categories. Reduced use of fertilisers and pesticides, as well as the use of more modern heavy machinery and the minimization of transportation operations, could all help to reduce the

environmental impact of this complex process. The environmental impact of feeding could be greatly improved by reducing the use of pesticides and chemical fertilisers. In the case of chemical fertilisers, it is mainly N fertilisers that contribute more to the overall carbon footprint of crops. Emissions could be improved if more modern machinery and equipment were used for field operations. Another solution could be the adoption of reduced tillage systems and the use of single-tillage operations, which would reduce the use of fossil fuels and greenhouse gas emissions. On the broiler chicken side, the environmental impact could also be improved by modernising systems, in particular by upgrading aeration systems. In addition, the use of renewable energy sources in the sheds and the use of modern manure management technologies could be a suitable alternative.

(1.2.) I also investigated the environmental impact of composting and granulating broiler chicken manure. The environmental impacts of the Hosoya composting plant's production of the CPPL product were compared to the environmental impacts of the production of the most regularly used fertilizers (AN, CAN, urea, TSP, MAP, KCl). The production of CPPL has a lower environmental impact per kg of end product in most impact categories (except AP and EP). The main critical points were the amount of electricity used and the emissions of gases produced during the manure processing process. The extraction of raw materials, and processing for chemical fertilizers, as well as the steam required to produce chemical fertilisers, are the most important factors to consider during the chemical fertilizer manufacturing process, but electricity, fuel, and natural gas consumption are also considered. For 1 kg of N, P₂O₅, and K₂O, I determined the environmental load. It was higher for CPPL calculations, which can be explained by the fact that fertilizers have a much higher concentration of the active ingredient, whereas CPPL has a lower concentration but contains all macro-, and microelements, making it a complex organic nutrient replacer. When compared to NPK fertiliser combinations with the same active component concentration as CPPL, CPPL has a lower environmental impact. Organic fertilisers are important for soil fertility. Broiler manure, for example, contains higher levels of macro- and micronutrients that are readily available to plants than other organic fertilisers, and its use improves soil physical properties, organic matter content, water holding capacity, and nutrient uptake, resulting in increased plant productivity. Its usage in a circular economy is explicitly justified by these qualities. However, due to intensive farming and the introduction of chemical fertilisers with higher active ingredient content, the usage of organic fertilisers has declined. Chemical fertilisers are a near-perfect supply of nutrients for plants, but they do not improve soil qualities

directly, can increase the decomposition of soil organic matter, which can lead to a deterioration of soil structure. Furthermore, excessive chemical fertilisation can also lead to leaching, acidification and water pollution. Soil structure can also deteriorate, allowing nutrients to leach more easily, which can lead to reduced fertilisation efficiency. This is one of the main reasons why the EU has set itself a major goal in the Green Deal to significantly reduce the use of chemical fertilisers and increase organic farming.

(1.3.) I assessed the environmental impacts of maize and winter wheat production. Nutrient supplementation was carried out in the scenarios using CPPL and various combinations of nitrogen, phosphorus, and potassium fertilizers. Only ODP had a larger environmental burden when CPPL was applied to maize, out of the 11 impact categories. EP and TETP impact categories for wheat production with CPPL showed similar results to chemical fertilizer-applied scenarios, however AP and ODP impact categories showed lower environmental impact when chemical fertilizers were applied. The major critical points for CPPL cropping were fuel consumption and pesticide application. For chemical fertilizer application the main critical points were fertilizer's raw material production and application of chemical fertilizers itself, fuel consumption, and pesticide application. The results of my research can be important for the application of good practices in crop production systems. Reducing the amount of pesticides and fertilizers used could significantly enhance the environmental impact of agricultural production systems, as I previously discussed too in the broiler chicken production regarding the environmental impact of feeding.

(2) In a pot experiment, I tested and compared the effects of CPPL and AN on a maize test plant. The effect of the nutrient supplements resulted in a significant increase in stem length in the plants, as well as stimulatory effects on germination percent, Vigour index, and chlorophyll and carotenoid content. The growth-promoting effect of the complex-agent CPPL was found to be as effective as that of the concentrated-agent fertilizer, in light of the fact that half as much N-active material applied with CPPL as with the AN fertilizer. The results are preliminary and field experiments are needed to verify them in cultivation.

Overall, CPPL could be a potential alternative to fertilisers, assuming complex fertilisation. Thus, by substituting fertilisers, it also meets the ambitions of the European Green Deal and greening. The results of this research are also directly or indirectly related to the Sustainable Development Goals:

- Goal 2: End hunger, achieve food security and improved nutrition and promote sustainable agriculture (by promoting sustainable agriculture),
- Goal 6: Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all (by increasing water use efficiency in all sectors and protecting and restoring water-dependent ecosystems),
- Goal 12: Ensure sustainable consumption and production patterns (by developing sustainable consumption and production patterns),
- Goal 13: Take urgent action to combat climate change and its impacts,
- Goal 15: Protect, restore and promote sustainable use of terrestrial ecosystems, sustainably manage forests, combat desertification, and halt and reverse land degradation and halt biodiversity loss (by promoting sustainable use of land, halting and reversing land degradation).

10. IRODALOMJEGYZÉK

1. ABDUL-BAKI, A. – ANDERSON, J. D. (1973): Vigour determination in soybean seed by mutiple criteria. *Crop Science*, 13, 630-633.
2. ÁBRAHÁM L. (1980): A szerves trágyák kezelése és felhasználása. Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest.
3. ADEDIRAN, J.A. – TAIWA, L.B. – AKANDE, M.O. – SOBULO, R.A. – IDOWN, O.J. (2005): Application of Organic and Inorganic Fertilizer for Sustainable Maize and Cowpea Yield in Nigeria. *Journal of Plant Nutrition*. 27, 1163–1181.
4. ADEME (2012): Programme de Recherche de l'ADEME sur les Émissions Atmosphériques du Compostage. *Connaissances Acquises et Synthèse Bibliographique; l'Énergie*, A.d.l.E.e.d.l.M.d., Isabelle, D. Ed.; Waste Prevention and Management Department - Sustainable Consumption and Waste Division, Angers, France.
5. ADVIENTO-BORBE, M.A.A. – KAYE, J.P. – BRUNS, M.A. – MCDANIEL, M.D. – MCCOY, M. – HARKCOM, S. (2010): Soil Greenhouse Gas and Ammonia Emissions in Long-Term Maize-Based Cropping Systems. *Soil Biology & Biochemistry*. 74, 1623-1634.
6. AGUILERA, E. – GUZMÁN, G. – ALONSO, A. (2016): Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 35, 713-724.
7. AHMED, J. – ALMEIDA, E. – AMINETZAH, D. - DENIS, N. – HENDERSON, K. – KATZ, J. – KITCHEL, H. – MANNION, P. (2020): Agriculture and climate change. Reducing emissions through improved farming practices. McKinsey & Company.
8. AKTAR, M.W. – SENGUPTA, D. – CHOWDHURY, A. (2009): Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*. 2, 1-12.
9. AKRAM, M. (2012): Effects of Nitrogen Application on Chlorophyll Content, Water Relations, and Yield of Maize Hybrids under Saline Conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 45, 10.
10. ALBAUGH, T.J. – VANCE, E.D. – GAUDREAU, C. – FOX, T.R. – ALLEN, H.L. – STAPE, J.L. – RUBILAR, R.A. (2012): Carbon Emissions and Sequestration from Fertilization of Pine in the Southeastern United States. *Forest Science*. 58 (5), 419–429.
11. ALEXA L. – DÉR S. (2001): Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat, Profikom Kft., Gödöllő.
12. ALEXANDRATOS, N. – BRUINSMA, J. (2012): World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03, Rome, FAO.
13. ALIMI, T. – AJEWOLE, O.C. – AWOSOLA, O. – IDOWU, E.O. (2007): Organic and Inorganic Fertilizer for Vegetable Production under Tropical Conditions. *Journal of Agriculture & Rural Development*. 1, 120–136.
14. ALKHARABSHEH, M.M. – ALEXANDRIDIS, T.K. – BILAS, G. – MISOPOLINOS, N. – SILLEOS, N. (2013): Impact of Land Cover Change on Soil Erosion Hazard in Northern Jordan Using Remote Sensing and GIS. *Procedia Environmental Sciences*. 19, 912-921.
15. ALLAGA J. – SZÁNTÓNÉ-PALÁNKI E. (1997): Növényélettani gyakorlatok. Pannon Agrártudományi Egyetem, Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Növénytani és Növényélettani Tanszék. Keszthely.
16. ALHAZMI, H. – ALMANSOUR, F.H. – ALDHAFEERI, Z. (2021): Plastic Waste Management: A Review of Existing Life Cycle Assessment Studies. *Sustainability*. 13, 5340.
17. ALMASRI, M.N. – KALUARACHCHI, J. (2004): Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Journal of Hydrology*. 295, 225-245.
18. ALMQUIST, H.J. (1972): Proteins and amino acids in animal nutrition. 5th ed. New York: S. B. Penick and Co.
19. ÁNGYÁN J. (2001): Az európai agrármodell, a magyar útkeresés és a környezetgazdálkodás, *Agroinform Kiadóház*, Budapest, 308.
20. AMUNDSON, R. – BERHE, A.A. – HOPMANS, J.W. – OLSON, C. – SZTEIN, A.E. – SPARKS, D.L. (2015): Soil and human security in the 21st century. *Science*. 348.

21. ANDERSON, K. – MOORE JR., P.A. – MARTIN, J. – ASHWORTH, A.J. (2021): Evaluation of a Novel Poultry Litter Amendment on Greenhouse Gas Emissions. *Atmosphere*. 12, 563.
22. ANKATHI, S. – LONG, D. – GOLLANY, H. – DAS, P. – SHONNARD, D. (2018): Life cycle assessment of oilseed crops produced in rotation with dryland cereals in the inland Pacific Northwest. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-15.
23. ANTAL J. – BERZSENYI Z. – BIRKÁS M. – BOCZ E. (2005): *Növénytermesztés tan 1. Mezőgazda Kiadó*
24. APLEGATE, T.J. – ANGEL, R. (2008): Protein and Amino Acid Requirements for Poultry. Feed Management Education Project, USDA NRCS CIG program.
25. ARIMA, E.Y. – RICHARDS, P. – WALKER, R. – CALDAS, M.M. (2011): Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 6, 10-17.
26. ARROYO, M.d.M.D. – HORNEDO, R.M.D.I. – PERALTA, F.A. – ALMESTRE, C.R. -, J.V.M. (2014): Heavy metals concentration in soil, plant, earthworm and leachate from poultry manure applied to agricultural land. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 30 (1).
27. ASEM-HIABLIE, S. – BATTAGLIESE, T. – STACKHOUSE-LAWSON, K.R. – ROTZ, C.A. (2019): A life cycle assessment of the environmental impacts of a beef system in the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24, 441-455.
28. ASHRAF, M.A. – MAAH, M.J. – YUSOFF, I. (2013): Soil Contamination, Risk Assessment and Remediation. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*.
29. ASSELIN-BALENÇON, A. – BROEKEMA, R. – TEULON, H. – GASTALDI, G. – HOUSSIER, J. – MOUTIA, A. – ROUSSEAU, V. – WERMEILLE, A. – COLOMB, V. (2020): AGRIBALYSE v3.0: the French agricultural and food LCI database. Methodology for the food products. Ed. ADEME.
30. BAHRAMIAN, M. – YETILMEZSOY, K. (2020): Life cycle assessment of the building industry: An overview of two decades of research (1995–2018). *Energy and Buildings*. 219, 109917.
31. BAJPAI, P. (2015): Environmental Aspects of Recycling. In: Bajpai, P. 2014. *Recycling and Deinking of Recovered Paper*.
32. BAKOSNÉ B.M. (2016): A környezeti kockázatok kezelése és a környezeti menedzsment rendszerek jelentősége a gyakorlatban. Szaktanácsadási és továbbképzési központ tudományos szakmai kiadványok sorozata, 4 (12). Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő.
33. BALDINI, C. – BAVA, L. – ZUCALI, M. – GUARINO, M. (2018): Milk production Life Cycle Assessment: A comparison between estimated and measured emission inventory for manure handling. *Science of The Total Environment*. 625, 209-219.
34. BARTON, L. – THAMO, T. – ENGELBRECHT, D. – BISWAS, W.K. (2014): Does growing grain legumes or applying lime cost effectively lower greenhouse gas emissions from wheat production in a semi-arid climate? *Journal of Cleaner Production*. 83, 194-203.
35. BARÓTFI I. (2000): *Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó*.
36. BAT: Útmutató az elérhető legjobb technika meghatározásához az intenzív baromfitartási tevékenység engedélyeztetése során, 2010. Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest.
37. BATTINI, F. – AGOSTINI, A. – BOULAMANTI, A. – GIUNTOLI, J. – AMADUCCI, S. (2014): Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of The Total Environment*. 481(1), 196-208.
38. BAUER, A. – BLACK, A.L. (1992): Organic carbon effects on available water capacity of three soil textural groups. *Soil Science Society of America Journal*. 56, 248–254.
39. BAUGHMAN, G.R. – PARKHURST, C.R. (1977): Energy Consumption in Broiler Production. *Transaction of the ASAE*. 341–344.
40. BAZRAFESHAN, E. – ZAREI, A.F.K. – MOSTAFAPOUR, N. – POORMOLLAIE, S. – MAHMOODI – ZAZOULI, M.A. (2016): Maturity and Stability Evaluation of Composted Municipal Solid Wastes. *Health Scope*. 5, 1, e33202.

41. BECHMANN, M. – SCHNEIDER, C. – CARMINATI, A. – VETTERLEIN, D. – ATTINGER, S. – HILDEBRANDT, A. (2014): Effect of parameter choice in root water uptake models – the arrangement of root hydraulic properties within the root architecture affects dynamics and efficiency of root water uptake. *Hydrology and Earth System Sciences*. 18, 4189-4206.
42. BECK-FRIIS, B. – SMÅRS, S. – JÖNSSON, H. – KIRCHMANN H. (2001): Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia, and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 78, 423–430.
43. BEHERA, S.N. – SHARMA, M. – ANEJA, V.P. – BALASUBRAMANIAN, R. (2013): Ammonia in the atmosphere: A review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies. *Environmental Science and Pollution Research*. 20, 8092–8131.
44. BELETE, F. – DECHASSA, N. – MOLLA, A. – TANA, T. (2018): Effect of split application of different N rates on productivity and nitrogen use efficiency of bread wheat (*Triticum aestivum* L.). *Agriculture & Food Security*. 7(1):1-0.
45. BELLARBY, J. – TIRADO, R. – LEIP, A. – WEISS, F. – LESSCHEN, J.P. – SMITH, P. (2012): Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global Change Biology*.
46. BENGTSSON, J. – SEDDON, J. (2013): Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *Journal of Cleaner Production*. 41, 291–300.
47. BENNET, C.D. – LEESON, S. (1989): Water Usage of Broiler Breeders. *Poultry Science*. 68, 617-621.
48. BERNARDES, M.F.F. – PAZIN, M. – PEREIRA, L.C. – DORTA, D.J. (2014): Impact of Pesticides on Environmental and Human Health. *Toxicology Studies - Cells, Drugs and Environment*, Ana Cristina Andrezza and Gustavo Scola.
49. BERZSENYI Z. (2009): A kukorica (*Zea mays* L.) hibridek N-műtrágya-reakciójának vizsgálata növekedésanalízissel tartamkísérletben. In: Árendás T. – Bónis P. – Izsáki Z. – Molnár D. – Tóth Z. (2009): Tartamkísérletek jelentősége a növénytermesztés fejlesztésében. Jubileumi tudományos konferencia Martonvásár, 2009. október 15.
50. BHANDARI, D. – JOSHI, R. – REGMI, R.R. – AWASTHI, N. (2021): Assessment of Soil Erosion and Its Impact on Agricultural Productivity by Using the RMMF Model and Local Perception: A Case Study of Rangun Watershed of Mid-Hills, Nepal. *Applied and Environmental Soil Science*.
51. BIJAY-SINGH – CRASWELL, E. (2021): Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*. 3.
52. BÍRÓ T. – TAMÁS J. – THYLL S. (1998): Risk assessment of nitrate pollution in lower watershed of the Berettyó River. In: Filep, Gy. (1998): *Soil Water Environment Relationships; Wageningen–Debrecen; Wageningen University and Research, Wageningen, Netherland; University of Debrecen, Debrecen, Hungary*. 239–247.
53. BISWAS, W.K. – BARTON, L. – CARTER, D. (2008): Life cycle global warming potential of wheat production in Western Australia. *Water and Environment Journal*. 22 (3), 206-216.
54. BISWAS, W.K. – GRAHAM, J. – KELLY, K. – JOHN, M.B. (2010): Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia—a life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 18, 1386-1392.
55. BOGAERT, M. – CIRHIGIRI, L. – ROBINSON, I. – RODKIN, M. – HAJJAR, R. – COSTA, C.JR. – NEWTON, P. (2017): Climate change mitigation through intensified pasture management: Estimating greenhouse gas emissions on cattle farms in the Brazilian Amazon. *Journal of Cleaner Production*. 162, 1539-1550.
56. BOJOVIC, B. – MARKOVIC, A. (2009): Correlation between Nitrogen and Chlorophyll Content in Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Kragujevac Journal of Science*. 31, 69-74.
57. BOONE, L. – VAN LINDEN, V. – DE MEESTER, S. – VANDECASTEELE, B. – MUYLLE, H. – ROLDÁN-RUIZ, I. – NEMECEK, T. – DEWULF, J. (2016):

- Environmental life cycle assessment of grain maize production: An analysis of factors causing variability. *Science of The Total Environment*. 553, 551–564.
58. BOORBOORI, M.R. - GAO, Y. – WANG, H. – FANG, C. (2021): Usage of Si, P, Se, and Ca Decrease Arsenic Concentration/Toxicity in Rice, a Review. *Applied Sciences*. 11 (17), 8090.
 59. BORSOS J. – PUSZTAI P. – RADICS L. – SZEMÁN L. – TOMPOSNÉ L.V. (1994): Szántóföldi növénytermesztés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Kertészeti Kar, Budapest.
 60. BRACKE, M. – DE JONG, I. – GERRITZEN, M. – JACOBS, L. – NALON, E. – NICOL, C. – O’CONNELL, N. – PORTA, F. (2020): The welfare of broiler chickens in the EU. From science to action. Eurogroup for Animals.
 61. BRANCOLI, P. – BOLTON, K. (2019): Life Cycle Assessment of Waste Management Systems. In: TAHERZADEH, M.J. – BOLTON, K. – WONG, J. – PANDEY, A. (2019): Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches.
 62. BREF Italy (1999): Italian Contribution to BATs Reference Document (BREF)
 63. BRENTROP, F. – KÜSTERS, J. – KUHLMANN, H. – LAMMEL, J. (2004): Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. *European Journal of Agronomy*. 20 (3), 247–264.
 64. BRENTROP, F. – HOXHA, A. – CHRISTENSEN, B. (2016): Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. Conference: The 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016) At: University College Dublin (UCD), Dublin, Ireland.
 65. BRIGGS, G. (2004): Odour management options for meat chicken farms. NSW Agriculture.
 66. BROUČEK, J. – ČERMÁK, B. (2015): Emission of harmful gases from poultry farms and possibilities of their reduction. *Ekológia (Bratislava)*. 34 (1), 89–100.
 67. BRUSSEAU, M.L. (2019): Sustainable Development and Other Solutions to Pollution and Global Change. In: Brusseau, M.L. – Pepper, I.L. – Gerba, C.P. 2019. *Environmental and Pollution Science*.
 68. BUAH, S.S. – MWINKAARA, S. (2009): Response of sorghum to nitrogen fertilizer and plant density in the Guinea savanna zone. *Journal of agronomy*. 8(4), 124-30.
 69. BUTERI, C.B. – TAVERNARI, F.C. – LELIS, G.R. – ROSTAGNO, H.S. – ALBINO, L.F.T. (2009): Effects of different nutritional plans on broiler performance. *Brazilian Journal of Poultry Science*. 11, 225-234.
 70. BUYLE, M. – BRAET, J. – AUDENAERT, A. (2013): Life cycle assessment in the construction sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 26, 379-388.
 71. CALIXTO, E. (2013): Life Cycle Analysis. In: Calixto, E. 2013. *Gas and Oil Reliability Engineering*. Gulf Professional Publishing. 1-61.
 72. CALVET, S. – CAMBRA-LÓPEZ, M. – ESTELLÉS, F. – TORRES, A.G. (2011): Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry Science*. 90, 534-542.
 73. CANFIELD, D. – GLAZER, A. – FALKOWSKI, P. (2010): The Evolution and Future of Earth's Nitrogen Cycle. *Science*. 330(6001), 192-196.
 74. CAPPELAERE, L. – GRANDMAISON, J.L.C. – MARTIN, N. – LAMBERT, W. (2021): Amino Acid Supplementation to Reduce Environmental Impacts of Broiler and Pig Production: A Review. *Frontiers in Veterinary Science*, 8: 689259.
 75. CARPENTER, S.R. – BENNETT, E.M. (2011): Reconsideration of the planetary boundary for phosphorus. *Environmental Research Letters*, 6:014009.
 76. CELLURA, M. – LONGO, S. – MISTRETTA, M. (2011): Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: An Italian case study. *Journal of Cleaner Production*. 28
 77. CHAMINADE, R. (1960): Experimentation en petit vases de végétation types d'essais pour tester l'efficacité des engrais humiques. *Annales Agronomiques*, II:121-131.
 78. CHANJULA, P. – PATTAMARAKHA, K. (2002): Betong Chicken Raising in Southern Thailand a Preliminary. *International Society for Southeast Asian Agricultural Sciences*. 8 (2), 14-24.

79. CHEN, J.-H. – WU, J.-T. – YOUNG, C. (2007): The Combined Use of Chemical and Organic Fertilizers and/or Biofertilizer for Crop Growth and Soil Fertility. *Environmental Science & Technology*. 10, 1–12.
80. CHEN, D. – SUN, J. – BAI, M. – DASSANAYAKE, K.B. – DENMEAD, O.T. – HILL, J. (2015): A new cost-effective method to mitigate ammonia loss from intensive cattle feedlots: application of lignite. *Scientific Reports*. 5, 16689.
81. CHEN, W. – GENG, Y. – HONG, J. – YANG, D. – MA, X. (2018): Life cycle assessment of potash fertilizer production in China. *Resources, Conservation and Recycling*. 138, 238–245.
82. CHERUBINI, F. – BARGIGLI, S. – ULGIATI, S. (2009): Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*. 34 (12), 2116-2123.
83. CHERUBINI, E. – ZANGHELINI, G.M. – ALVARENGA, R.A.F. – FRANCO, D. – SOARES, S.R. (2015): Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*. 87, 68–77.
84. CHIA, S.Y. – TANGA, C.M. – VAN LOON, J.J. – DICKE, M. (2019): Insects for sustainable animal feed: inclusive business models involving smallholder farmers. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 41, 23-30.
85. CHOWDHURY, R. – ATWATER, J.W. – HALL, K.J. (2014): Role of soil humic and fulvic acid in the sorption of endosulfan (alpha and beta). *Journal of Chemical Ecology*. 30, 755–764.
86. CLARKE, R.A. – STAVINS, R.N. – GREENO, J.L. – BAVARIA, J.L. – CAIRNCROSS, F. – ESTY, D.C. – SMART, B. – PIET, J. – WELLS, R.P. – GRAY, R. – FISCHER, K. – SCHOT, J. (1994). *The Challenge of Going Green*. Harvard Business Review.
87. COLE, M.A. – ZHANG, L. – LIU, X. (1995): Remediation of pesticide contaminated soil by planting and compost addition. *Compost Science & Utilization*. 3, 20-30.
88. COLOMB, V. – AMAR, S.A. – MENS, C.B. – GAC, A. – GAILLARD, G. – KOCH, P. – MOUSSET, J. – SALOU, T. – TAILLEUR, A. – VAN DER WERF, H.M.G. (2015): AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling. *Oilseeds and fats, Crops and Lipids*. 22.
89. COOPERBAND, L.R. (2000): Composting: Art and science of organic waste conversion to a valuable soil resource. *Laboratory Medicine*. 31, 5, 283-289.
90. CORBALA-ROBLES, L. – SASTAFINA, W.N.D. – VAN LINDEN, V. – VOLCKE, E.I.P. – SCHAUBROECK, T. (2018): Life cycle assessment of biological pig manure treatment versus direct land application – a trade-off story. *Resources, Conservation and Recycling*. 131, 86-98.
91. CORNEJO, C. – WILKIE, A.C. (2010): Greenhouse gas emissions and biogas potential from livestock in Ecuador. *Energy for Sustainable Development*. 256-266.
92. CRONJE, A.L. – BARKER, A.J. – GUY, S. – TURNER, C. – WILLIAMS, A.G. (2002): Ammonia emissions and pathogen inactivation during composting. In: MICHEAL, F.C. – RYNK, R.F. – HOITINK, H.A.J. (Eds.), *Proceedings of the 2002 International Symposium Composting and Compost Utilization*. JG Press, Emmaus, 845–856.
93. CRUSCOL, C.A.C. – MATEUS, G.P. – MOMESSO, L. – PARIZ, C.M. – CASTILHOS, A.M. – CALONEGO, J.C. – BORGHI, E. – COSTA, C. – FRANZLUEBBERS, A.J. – CANTARELLA, H. (2020): Nitrogen-Fertilized Systems of Maize Intercropped With Tropical Grasses for Enhanced Yields and Estimated Land Use and Meat Production. *Frontiers in Sustainable Food Systems*.
94. CURRAN, M.A. (2013): Life Cycle Assessment: A review of the methodology and its application to sustainability. *Current Opinion in Chemical Engineering*. 2(3), 273-277.
95. CZEPIEL, P. – DOUGLAS, E. – HARRISS, R. – CRILL, P. (1996): Measurements of N₂O composted organic wastes. *Environmental Science & Technology*. 30, 8, 2519–2525.
96. CSIBA A. - FENYVESI L. (2012): Facilities of poultry manure processing and utilization with environmental technologies. *AgEng Konferencia Valencia*.
97. DA BORSO, F. – CHIUMENTI, R. (1999): Poultry housing and manure management systems: recent development in Italy as regards ammonia emissions. *Proceedings of the 8th*

- International Conference of the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, RAMIRAN 98, Rennes. 15-21.
98. DA SILVA, P.V. – VAN DER WERF, H.M.G. – SOARES, S.R. – CORSON, M.S. (2014): Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*. 133, 222–231.
 99. DAMALAS, C.A. – ELEFTHEROHORINOS, I.G. (2011): Pesticide Exposure, Safety Issues, and Risk Assessment Indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 8, 1402-1419.
 100. DEMIREL, M. – BOLAT, D. – CELIK, S. – BAKICI, Y. – ERATAK, S. (2008): Determination of fermentation and digestibility characteristics of corn, sunflower and combination of corn and sunflower silages. *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 7, 707-711.
 101. DE VRIES, J.W. – GROENESTEIN, C.M. – DE BOER, I.J.M. (2012): Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management*. 102, 173-183.
 102. DEL PRADO, A. – CHADWICK, D. – CARDENAS, L. – MISSELBROOK, T. – SCHLOEFIELD, D. – MERINO, P. (2010): Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136, 318-332.
 103. DENK, T.R.A. – MOHN, J. – DECOCK, C. – LEWICKA-SZCZEBAK, D. – HARRIS, E. – BUTTERBACH-BAHL, K. (2017): The nitrogen cycle: a review of isotope effects and isotope modeling approaches. *Soil Biology and Biochemistry*. 105, 121-137.
 104. DHADLI, H.S. – BRAR, B.S. – KINGRA, P.K. (2016): Temporal Variations in N₂O Emissions in Maize and Wheat Crop Seasons: Impact of N-Fertilization, Crop Growth, and Weather Variables. *Journal of Crop Improvement*. 30, 17-31.
 105. DHADLI, H.S. – BRAR, B.S. (2016): Effect of long-term differential application of inorganic fertilizers and manure on soil CO₂ emissions. *Plant, Soil and Environment*. 62, 195-201.
 106. DONHAM, K.A (1999): Historical Overview of Research on the Hazards of Dust in Livestock Buildings. In: *Proceedings of the International Symposium on Dust Control in Animal Production Facilities*, Aarhus, Denmark, 30 May–2 June 1999.
 107. DOURMAD, J.Y. – RYSCHAWY, J. – TROUSSON, T. – BONNEAU, M. – GONZÁLEZ, J. – HOUWERS, H.W.J. – HVIID, M. – ZIMMER, C. – NGUYEN, T.L.T. – MORGENSEN, L. (2014): Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. 8, 2027-37.
 108. DROPPA, M. – ERDEI, S. – HORVÁTH, G. – KISSIMOM, J. – MÉSZÁROS, A. – SZALAI, J. – KOSÁRY, J. (2003): *Növénybiokémiai és növényélettani gyakorlatok*, Budapest.
 109. DRÓZDŹ, D. – WYSTALSKA, K. – MALIŃSKA, K. – GROSSER, A. – GROBELAK, A. – KACPRZAK, M. (2020): Management of poultry manure in Poland – Current state and future perspectives. *Journal of Environmental Management*. 264.
 110. EEA (2004): *Agriculture and the environment in the EU accession countries. Implications of applying the EU common agricultural policy*. European Environment Agency, Copenhagen.
 111. EGHBALL, B. – POWER, J. F. – GILLEY, J. E. – DORAN, J.W. (1997): Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality*. 26, 1, 189–193.
 112. EKLIND, Y. – KIRCHMANN, H. (2000): Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: Nitrogen turnover and losses. *Bioresource Technology*. 74, 125–133.
 113. EKLIND, Y. – SUNDBERG, C. – SMARS, S. – STEGER, K. – SUNDH, I. – KIRCHMANN, H. – JÖNSSON, H. (2005): Carbon Turnover and Ammonia Emissions during Composting of Biowaste at Different Temperatures. *Swedish University of Agricultural Sciences*.

114. ELSEDIG, E.A. – ISMAIL, M.M. – ARSHAD, F.M. (2015): Assessing the competitiveness and comparative advantage of broiler production in Johor using policy analysis matrix. *International Food Research Journal*. 22 (1), 116-121.
115. ENAHORO, D. – LANNERSTAD, M. – PFEIFER, C. – DOMINGUEZ-SALAS, P. (2018): Contributions of livestock-derived foods to nutrient supply under changing demand in low- and middle-income countries. *Global Food Security*. 19, 1-10.
116. EPSTEIN, E. (1997): *The science of composting*, Technomic Publishing Company Inc., Lancaster, Pennsylvania, USA.
117. ERCOLI, L. – MARIOTTI, M. – MASONI, A. – MASSANTINI, F. (1993): Relationship between nitrogen and chlorophyll content and spectral properties in maize leaves. *European Journal of Agronomy*, 2, 113–117.
118. ERIKSSON, O. – HADIN, A. – HENESSY, J. – JONSSON, D. (2016): Life Cycle Assessment of Horse Manure Treatment. *Energies*. 9, 1011.
119. ERISMAN, J.W. – SUTTON, M.A. – GALLOWAY, J. – KLIMONT, Z. – WINIWARTER, W. (2008): How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*. 1(10), 636-639.
120. EUGENE, B. – MOORE, P.A. – LI, H. – MILES, D. – TRAUBE, S. – BURNS, R. – BUSER, M. (2015): Effect of alum additions to poultry litter on in-house ammonia and greenhouse gas concentrations and emissions. *Journal of Environmental Quality*. 44, 1530-1540.
121. EWING, B. – MOORE, D. – GOLDFINGER, S. – OURSLER, A. – REED, A. – WACKERNAGEL, M. (2010): *The Ecological Footprint Atlas 2010*. Oakland: Global Footprint Network.
122. FANG, H. – ZHOU, H. – NORTON, G.J. – PRICE, A.H. – RAFFAN, A.C. – MOONEY, S.C. – PENG, X. – HALLETT, P.D. (2018): Interaction between contrasting rice genotypes and soil physical conditions induced by hydraulic stresses typical of alternate wetting and drying irrigation of soil. *Plant and Soil*. 430, 233-243.
123. FANG, H. – RONG, H. – HALLETT, P.D. – MOONEY, S.J. – ZHANG, W. – ZHOU, H. – PENG, X. (2019): Impact of soil puddling intensity on the root system architecture of rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Soil and Tillage Research*. 193, 1-7.
124. FANTIN, V. – RIGHI, S. – RONDINI, I. – MASONI, P. (2017): Environmental assessment of wheat and maize production in an Italian farmers' cooperative. *Journal of Cleaner Production*. 140, 631–643.
125. FAO (2016): *Hunger, poverty and climate change: the challenges today and tomorrow*. In: *The State of Food and Agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
126. FAO és IFIF (2020): *Good practices for the feed sector – Implementing the Codex Alimentarius Code of Practice on Good Animal Feeding*. FAO Animal Production and Health Manual No. 24. Rome.
127. FAOSTAT (2016): *FAO statisztikai adatbázis, 2016 július*.
128. FAO, 2013. *Poultry development review*.
129. FAOSTAT, 2020. *FAO online statistical database accessed on January 2020*.
130. FARZADFAR, S. - KNIGHT, J.D. – CONGREVES, K.A. (2021): Soil organic nitrogen: an overlooked but potentially significant contribution to crop nutrition. *Plant and Soil*. 462, 7–23.
131. FELIX, E.P. – CARDOSO, A.A. (2012): A method for determination of ammonia in air using oxalic acid-impregnated cellulose filters and fluorimetric detection. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. 23, 142–147.
132. FIELD, C. – MOONEY, H.A. (1986): The photosynthesis-nitrogen relationship in wild plants. In T. Givnish (ed) *On the Economy of Plant Form and Function*. Cambridge University Press. 25-55
133. FILEP GY. (1999): *Talajtani ismeretek I. Általános talajtan*. Kari jegyzet, DATE Mezőgazdaságtudományi Kar. Debrecen.
134. FINSTEIN, M.S. (1992): Composting in the context of municipal solid waste management. In: Mitchell, R.: *Environmental Microbiology*. 355-374.

135. FIORE, G. (2017): Farming and Food Security: an assessment of animal production and environmental impact, EUR 28792 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
136. FISHERIES AND FOOD, (1998): Code of Good Agricultural Practice for the protection of water.
137. FOUTZ, J.C. – MILFORT, M.C. – FULLER, A.L. – KIM, W.K. – REKAYA, R. – AGGREY, S.E. (2020): Supplementation of diets with Brazil nut powder can meet dietary methionine requirement of organic broiler chickens. *Organic Agriculture*. 10, 359-367.
138. FUKUMOTO, Y. – SUZUKI, K. – KURODA, K. – WAKI, M. – YASUDA, T. (2011): Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresources Technology*. 102, 1468–1474.
139. FÜLEKY GY. (1999): Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest
140. FÜLEKY GY. – SÁRDI K. (2014): Tápanyag-gazdálkodás mezőgazdasági mérnököknek. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
141. GAÁL K. (2011): Trágyakezelés- és hasznosítása a baromfitelepeken. In: Bogenfürst F. – Horn P. – Sütő Z. – Kovácsné Gaál K. – Kovács G. 2011. Baromfitartás. Egyetemi jegyzet, Kaposvári Egyetem; Pannon Egyetem; Nyugat-Magyarországi Egyetem.
142. GABATHULER, H. (2006): The CML Story: How Environmental Sciences Entered the Debate on LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 11, 127-132.
143. GAI, F. – KARAMAC, M. – JANIÁK, M.A. – AMAROWICZ, R. – PEIRETTI, P.G. (2020): Sunflower (*Helianthus annuus* L.) Plants at Various Growth Stages Subjected to Extraction—Comparison of the Antioxidant Activity and Phenolic Profile. *Antioxidants*. 9(6): 535.
144. GAMPEL E. – PETROV F. (2010): Útmutató az elérhető legjobb technika meghatározásához az intenzív baromfitartási tevékenység engedélyeztetése során, Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főfelügyelőség (OKTVF) Nemzetközi Szakmai Ügyek Főosztály (NSzÜF) Egységes Környezethasználati Osztálya (EKHO), Budapest, 9-133.
145. GARCIA, S. (1996): Indicators for Sustainable Development of Fisheries. Fishery Resources Division, FAO, Rome, Italy.
146. GARCIA, A. – FOX, J.G. – BESSER T.E. (2010): Zoonotic enterohemorrhagic *Escherichia coli*: A one health perspective. *ILAR Journal*. 51, 221–232.
147. GARG, S. – BAHLA, G.S. (2008): Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. *Bioresour. Technol.* 99, 5773–5777.
148. GATES, R.S. – CASEY, K.D. – WHEELER, E.F. – XIN, H. – PESCATORE, A.J. (2008): US broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmospheric Environment*. 42, 3342-3350.
149. GEORGAKAKIS, D. – KRINTAS, TH. (2000): Optimal use of the Hosoya system composting poultry manure. *Bioresource Technology*. 72, 227-233.
150. GERBER, P.J. – HENDERSON, B. – OPIO, C. – MOTTET, A. – STEINFELD, H. (2013): Tackling climate change through livestock - a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome, FAO.
151. GIANNENAS, I. – BONOS, E. – ANESTIS, V. – FILIOUSSIS, G. – PAPANASTASIOU, D. K. – BARTZANAS, T. – PAPAIOANNOU, N. – TZORA, A. – SKOUFOS, I. (2017): Effects of Protease Addition and Replacement of Soybean Meal by Corn Gluten Meal on the Growth of Broilers and on the Environmental Performances of a Broiler Production System in Greece. *PLoS ONE*, 12(1), e0169511.
152. GILL, J.S. – SIVASITHAMPARAM, K. – SMETTEM, K.R.J. (2000): Soil types with different texture affects development of *Rhizoctonia* root rot of wheat seedlings. *Plant and Soil*. 221 (2), 113-120.
153. GILL, H.K. – GARG, H. (2013): Pesticides: Environmental Impacts and Management Strategies. *Pesticides - Toxic Aspects*, Marcelo L. Larramendy and Sonia Soloneski, IntechOpen.

154. GIRALDO, P. – BENAVENTE, E. – MANZANO-AGUGLIARO, F. – GIMENEZ, E. (2019): Worldwide Research Trends on Wheat and Barley: A Bibliometric Comparative Analysis. *Agronomy*. 9(7), 352.
155. GLEAM 2.0. 2016. Global Livestock Environmental Assessment Model. FAO, Rome.
156. GODDEN, B. – PENNINCKX, M. (1997): Management of Farmyard Manure Composting is Important to Maintain Sustainability in Organic Farming. In: Isart, J. – Llerena, J. J.: *Proceedings of 'Resource Use in Organic Farming', The Third ENOF Workshop, Ancona, 225-232.*
157. GONZÁLEZ-GARCÍA, S. – BELO, S. – DIAS, A.C. – RODRIGUES, J.V. – DA COSTA, R.R. – FERREIRA, A. – DE ANDRADE, L.P. – ARROJA, L. (2015): Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production*. 100, 126-139.
158. GORLICZAY, E. – BOCZONÁDI, I. – KISS, N.É. – TÓTH, F.A. – PABAR, S.A. – BIRÓ, B. – KOVÁCS, L.R. – TAMÁS, J. (2021): Microbiological Effectivity Evaluation of New Poultry Farming Organic Waste Recycling. *Agriculture*. 11, 683.
159. GOULDING, K. – JARVIS, S. – WHITMORE, A. 2007. Optimizing nutrient management for farm systems. *Philosophical Transactions B*. 363, 667-680.
160. GROENESTEIN, C.M. – SMITS, M.C.J. – HUIJSMANS, J.F.M. – OENEMA, O. (2011): Measures to reduce ammonia emissions from livestock manures; now, soon and later. Wageningen UR Livestock Research, Report 488.
161. GROSSI, G. – GOGLIO, P. – VITALI, A. – WILLIAMS, A.G. (2019): Livestock and climate change: impact of livestock on climate and mitigation strategies. *Animal Frontiers*. 9 (1), 69–76.
162. GRUNERT, O. – PERNEEL, M. – VANDAELE, S. (2008): Peat-based organic growbags as a solution to the mineral wool waste problem. *Mires and Peat*. 3, 1-5.
163. GUINÉE, J.B. – GORREE, M. – HEIJUNGS, R. – HUPPES, G. – RENEKLEIJN – DE KONING, A. – VAN OERS, L. – SLEESWIJK, A.W. – SUH, S. – UDO DE HAES, H.A. – DE BRUIJN, H. – VAN DUIN, R. – HUIJBREGTS, M.A.J. – LINDEIJER, E. – ROORDA, A.A.H. – VAN DER VEN, B.L. – WEIDEMA, B.P. (2002): *Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publisher, New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow.
164. GUINÉE, J.B. (2002): *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht; Boston.
165. GUIZIOU, F. – BÉLINE, F. (2005): In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *BIORESOURCETECHNOLOGY*. 96, 203-207.
166. GUO, J.H. – LIU, X.J. – ZHANG, Y. – SHEN, J.L. – HAN, W.X. – ZHANG, W.F. – CHRISTIE, P. – GOULDING, K.W.T. – VITOUSEK, P.M. – ZHANG, F.S. (2010): Significant Acidification in Major Chinese Croplands. *Science*. 327, 1008-1010.
167. GYŐRI D. (1984): A talaj termékenységé. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*.
168. GYURICZA CS. (2001): Vetésforgó és vetésváltás. In.: Gyuricza Cs. (szerk.) *A szántóföldi talajhasználat alapjai*. Akaprint Kiadó, Budapest, 145–174.
169. HAN, H. – KIM, K. – JANG, K-J. – HAN, G.-S. – LEE, I.-B. (2013): Energy consumption and indoor environment of broiler houses with energy recovery ventilators. *Applied Engineering in Agriculture*. 29 (5), 751-759.
170. HAN, S.H. – YOUNG, J. – HWANG, J. – KIMA, S.B. – PARKA, B. (2016): The Effects of Organic Manure and Chemical Fertilizer on the Growth and Nutrient Concentrations of Yellow Poplar (*Liriodendron tulipifera* Lin.) in a Nursery System. *Forest Science and Technology*. 12, 137–143.
171. HANSON, C.R. (2002): Nitrate concentrations in Canterbury groundwater: a review of existing data. *Environment Canterbury*. Report No. R02/17.
172. HASSAAN, M.A. – NEMR, A.E. (2020): Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. 46, 207-220.
173. HAUSCHILD, L. – BUENO, C.F.D. – REMUS, A. – GOBI, J. DE P. – ISOLA, R.D.G. – SAKOMURA, N.K. (2015): Multiphase feeding program for broilers can replace

- traditional system. *ANIMAL SCIENCE AND PASTURES*, Scientia Agricola (Piracicaba, Braz.), 72 (3).
174. HAUSCHILD, M. Z. – WENZEL, H. – ALTING, L. (1998): Environmental Assessment in Product Development. *Proceedings of The Royal Society A*, 355, 1373-1386.
 175. HAVUKAINEN, J. – VÄISÄNEN, S. – RANTALA, T. – SAUNILA, M. – UKKO, J. (2020): Environmental impacts of manure management based on life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*. 264, 121576.
 176. HAYES, E.T. – CURRAN, T.P. – DODD, V.A. (2006): Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. *Bioresource Technology*. 97, 933-939.
 177. HE, W. – LI, P. – WU, G. (2021): Amino Acid Nutrition and Metabolism in Chickens. *Amino Acids in Nutrition and Health. Advances in Experimental Medicine and Biology book series (AEMB)*, 1285, 109-131.
 178. HE, Z. – PAGLIARI, P.H. – WALDRIP, H.M. (2016): Applied and Environmental Chemistry of Animal Manure: A Review. *Pedosphere*. 26, 779–816.
 179. HE, Z. (2020): Organic Animal Farming and Comparative Studies of Conventional and Organic Manures. In *Animal Manure: Production, Characteristics, Environmental Concerns, and Management*, 1st ed.; Waldrip, H.M., Pagliari, P.H., He, Z., Eds.; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA, 67, 165–182.
 180. HECK, O. – ONAGBESAN, K. – TONA, S. – METAYER, J. – PUTTERFLAM, Y. – JEGO, J.J. – TREVIDY, E. – DECUYPERE, J. – WILLIAMS, M. – PICARD, DR. – BRUGGEMAN, V. (2004): Effects of ad libitum feeding on performance of different strains of broiler breeders. *British Poultry Science*. 45, (5).
 181. HEREDIA, N. – GARCÍA, S. (2018): Animals as sources of food-borne pathogens: A review. *Animal Nutrition*. 4, 250–255.
 182. HETTELINGH, J.-P. – POSCH, M. – DE SMET, P.A.M. – DOWNING, R.J. (1995): ‘The use of critical loads in emission reduction agreements in Europe’, *Water, Air, Soil Pollution*. 85, 2381–2388.
 183. HIDAYAT, C. – PURWANTI, S. – KOMARUDIN – RAHMAN (2021): Reducing air pollution from broiler farms. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 788, 012150.
 184. HIGGITT, D. (1993): Soil erosion and soil problems. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*. 17, 461-472.
 185. HOJNIK, J. – RUZZIER, M. – RUZZIER, M.K. (2019): Transition towards Sustainability: Adoption of Eco-Products among Consumers. *Sustainability*. 11, 4308.
 186. HOLKA, M. – BIENKOWSKI, J. (2020): Assessment of Environmental Burdens of Winter Wheat Production in Different Agrotechnical Systems. *Agronomy*. 10 (9), 1303.
 187. HOLKA, M. – BIENKOWSKI, J.F. – JANKOXIAK, J. – DĄBROWICZ, R. (2017): Life cycle assessment of grain maize in intensive conventional crop production system. *Romanian Agricultural Research*. 34.
 188. HOLKA, M. – BIENKOWSKI, J.F. (2020): Life cycle assessment of grain maize production in different soil tillage systems. *Proceedings of International Academic Conferences 9211579*, International Institute of Social and Economic Sciences.
 189. HOLKA, M. – JANKOWIAK, J. – BIENKOWSKI, J.F. – DĄBROWICZ, R. (2016): Life cycle assesment (LCA) of winter wheat in an intensive crop production system in wielkopolska region (Poland). *Applied Ecology and Environmental Research*. 14 (3), 535-545.
 190. HORN P. – SÜTŐ Z. (2016): A világ baromfihús termelésének és fogyasztásának tendenciái. *Magyar broilerszövetség, magyar pulykaszövetség. Lajosmizse, 2016. április 12.*
 191. HORVÁTH L. – GROSZ. B. – MACHON A. – TUBA Z. – NAGY Z. – CZÓBEL SZ. – BALOGH J. – PÉLIE. – FÓTI SZ. – WEIDINGER T. – PINTÉR K. – FÜHRER E. (2010): Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of grazing, irrigation and application of fertilizer. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.

192. HOSHYAR, E. – GRUNDMANN, P. (2017): Environmental Impacts of Energy Use in Wheat Tillage Systems: A Comparative Life Cycle Assessment (LCA) Study in Iran. *Energy*. 122, 11-24.
193. HRIBAR, P. – KRAVET, T. – WILSON, R.J. (2010): A New Measure of Accounting Quality. *Review of Accounting Studies*. 19(1).
194. HUANG, G.F. – WONG, J.W.C. – WU, Q.T. – NAGAR, B.B. (2004): Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*. 24, 805-813.
195. HUANG, R. – WU, H. – YANG, L. (2020): Study on the ammonia emission characteristics in an ammonia-based WFGD system. *Chemical Engineering Journal*. 379, 122257.
196. HUDAK, P.F. (2000): Regional trends in nitrate content of Texas groundwater. *Journal of Hydrology*. 228, 37-47.
197. IPCC (2005): Odour Management at Intensive Livestock Installations. Environment Agency.
198. IPCC (2013): Climate Change 2013. The Physical Science Basis.
199. ISENRING, R. (2010): Pesticides and the loss of biodiversity. How intensive pesticide use affects wildlife populations and species diversity? Pesticide Action Network Europe.
200. JACOBS, L. – PERSIA, M.E. – SIMAN-TOV, N. – MCCOY, J. – AHMAD, M. – LYMAN, J. – GOOD, L. (2020): Impact of water sanitation on broiler chicken production and welfare parameters. *Journal of Applied Poultry Research*. 29, 1, 258-268.
201. JACQUEMIN, L. – PONTALIER, P.-Y. – SABLAYROLLES, C. (2012): Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 17 (8), 1028-1041.
202. JAISWAL, S.K. – MOHAMMED, M. – IBNY, F.Y.I. – DAKORA, F.D. (2021): Rhizobia as a Source of Plant Growth-Promoting Molecules: Potential Applications and Possible Operational Mechanisms. *Frontiers in Sustainable Food Systems*.
203. JAKLI, B. – TAVAKOL, E. – TRÄNKNER, M. – SENBAYRAM, M. – DITTERT, K. (2016): Quantitative limitations to photosynthesis in K deficient sunflower and their implications on water-use efficiency. *Journal of Plant Physiology*, 209, 20–30.
204. JANKOVIĆ, L.J. – PETRUJKIĆ, B. – ALEKSIĆ, N. – VUČINIĆ, M. – TEODOROVIĆ, R. – KARABASIL, N. – RELIĆ, R. – DRAŠKOVIĆ, V. – NENADOVIĆ, K. (2020): Carcass characteristics and meat quality of broilers fed on earthworm (*Lumbricus rubellus*) meal. *Journal of the Hellenic Veterinary Medical Society*. 71, 2031-40.
205. JAYASUNDARA, S. – WAGNER-RIDDLE, C. – DIAS, G. – KARIYAPPERUMA, K.A. (2014): Energy and greenhouse gas intensity of corn (*Zea mays* L.) production in Ontario: A regional assessment. *Canadian Journal of Soil Science*. 94, 77-95.
206. JAYATHILAKAN, K. – KHUSIDA SULTANA – RADHAKRISHNA, K. – BAWA, A.S. (2012): Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. *Journal of Food Science and Technology -Mysore*. 49 (3), 278-293.
207. JENSEN, A.A. – HOFFMAN, L. – MØLLER, B.T. – SCHMIDT, A. – CHRISTIANSEN, K. – ELKINGTON J. – VAN DIJK, F. (1997): Life Cycle Assessment. A guide to approaches, experiences and information sources. Environmental Issues Series, European Environment Agency.
208. JEONG, S.T. – CHO, S.R. – LEE, J.G. – KIM, P.J. – KIM, G.W. (2019): Composting and compost application: Trade-off between greenhouse gas emission and soil carbon sequestration in whole rice cropping system. *Journal of Cleaner Production*. 212, 1132-1143.
209. JESINGHAUS, J. (1995): Green accounting & environmental indicators: the pressure indices project. Working paper, Eurostat.
210. JIANG, Z. – MIYAZAKI, K. – WORDEN, J.R. – LIU, J.J. – JONES, D.B.A. – HENZE, D.K. (2016): Impacts of anthropogenic and natural sources on free tropospheric ozone over the Middle East. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 16, 6537-46.
211. KABAKIAN, V. – MCMANUS, MC. – HARAJLI, H. (2015): Attributional life cycle assessment of mounted 1.8 kWp monocrystalline photovoltaic system with batteries and comparison with fossil energy production system. *Applied Energy*. 154, 428-437.

212. KALHOR, T. – RAJABIPOUR, A. – AKRAM, A. – SHARIFI, M. (2016): Environmental impact assessment of chicken meat production using life cycle assessment. *Information Processing in Agriculture*. 3, 4.
213. KALYABINA, V.P. – ESIMBEKOVA, E.N. – KOPYLOVA, K.V. – KRATASYUK, V.A. (2021): Pesticides: formulants, distribution pathways and effects on human health – a review. *Toxicology Reports*. 8, 1179-1192.
214. KAMELY, M. – HE, W. – WAKARUK, J. – WHELAN, R. – NARANJO, V. – BARREDA, D.R. (2020): Impact of Reduced Dietary Crude Protein in the Starter Phase on Immune Development and Response of Broilers Throughout the Growth Period. *Frontiers in Veterinary Science*. 7, 436.
215. KAMRUZZAMAN, M. – ISLAM, S. – JABER RANA, M.D. (2021): Financial and factor demand analysis of broiler production in Bangladesh *Heliyon*. 7 (5), e07152.
216. KANIANSKA, R. (2016): Agriculture and Its Impact on Land-Use, Environment, and Ecosystem Services. *Landscape Ecology - The Influences of Land Use and Anthropogenic Impacts of Landscape Creation*, Amjad Almusaed, IntechOpen.
217. KASULE, L. – KATONGOLE, C. – NAMBI-KASOZI, J. – LUMU, R. – BAREEBA, F. – PRESTO, M. – IVARSSON, E. – LINDBERG, J.E. (2014): Low nutritive quality of own-mixed chicken rations in Kampala City. *Agronomy for Sustainable Development*. 34, 921-926.
218. KÁTAI J. (2021): *Alkalmazott talajtan*. Debreceni Egyetem, Debrecen.
219. KATAJAJUURI, J.M. – GRÖNROOS J. – USVA, K. – VIRTANEN, Y. – SIPILÄ, I. – VENÄLÄINEN, E. – KURPPA, S. – TANSKANEN, R. – MATTILA, T. – VIRTANEN, H. (2006): Environmental impacts and improvement options of sliced broiler fillet production. *MTT. Maa- ja elintarviketalous*. 90.
220. KATAJAJUURI, J.M. – GRÖNROOS, J. – USVA, K. (2008): Environmental impacts and related improvement options of supply chain of chicken meat. 6th International Conference on LCA in the Agri-food Sector. Zürich, Switzerland, 2008. november 12-14.
221. KATONÁNÉ K.J. (2004): Környezeti mutatók – agrár-környezeti mutatók. *Acta Agraria*. 13, 8.
222. KESHAVARZ, K. – AUSTIC, R.E. (2004): The use of low-protein, low-phosphorus, amino acid- and phytase-supplemented diets on laying hen performance and nitrogen and phosphorus excretion. *Poultry Science*. 83, 75-83.
223. KHAN, A. – TAN, D.K.Y. – MUNSIF, F. – AFRIDI, M.Z. – SHAH, F. – WEI, F. – FAHAD, S. – ZHOU, R. (2017): Nitrogen nutrition in cotton and control strategies for greenhouse gas emissions: A review. *Environmental Science and Pollution Research*. 24, 23471–23487.
224. KHAN, M.N. – MOBIN, M. – ABBAS, Z.K. – ALAMRI, S.A. (2018): Fertilizers and Their Contaminants in Soils, Surface and Groundwater. In: Dominick A. DellaSala, and Michael I. Goldstein: *The Encyclopedia of the Anthropocene*. 5, 225-240.
225. KHAN, S.H. – IQBAL, J. (2015): Recent advances in the role of organic acids in poultry nutrition. *Journal of Applied Animal Research*. 44 (1).
226. KIARIE, E.G. – MILLS, A. (2019): Role of Feed Processing on Gut Health and Function in Pigs and Poultry: Conundrum of Optimal Particle Size and Hydrothermal Regimens. *Frontiers in Veterinary Science*. 6, 19.
227. KIDD, M.T. – MAYNARD, C.W. – MULLENIX, G.J. (2021): Progress of amino acid nutrition for diet protein reduction in poultry. *Journal of Animal Science and Biotechnology*. 12, 45.
228. KIDD, M.T. – TILLMAN, P.B. (2016): Key principles concerning dietary amino acid responses in broilers. *ANIMAL FEED SCIENCE AND TECHNOLOGY*. 221, 314–322.
229. KIRCHMANN, H. – WITTER, E. (1989): Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant Soil*. 115, 35–41.
230. KISS N.É. – NAGY P.T. – TÓTH F. – GORLICZAY E. – MADAR L.A. – KUN S. – TAMÁS J. (2020): Improving the water management properties of different soil type. In: *Georgikon Napok Nemzetközi Tudományos Konferencia: A klímaváltozás kihívásai a*

- következő évtizedekben: Előadások kivonatai és programfüzet. Szerk.: Lukács Gábor, Kormos Éva, Szent István Egyetem Georgikon Kar, Keszthely, 133
231. KLÖPFFER, W. – GRAHL, B. (2014): Life cycle assessment (LCA): a guide to best practice. John Wiley & Sons.
 232. KNÍŽATOVÁ, M. – MIHINA, Š. – BROUČEK, J. – KARANDUŠOVSKÁ, I. – MAČUHOVÁ, J. (2010a): The influence of litter age, litter temperature and ventilation rate on ammonia emissions from a broiler rearing facility. *Czech Journal of Animal Science*. 55, 337-345.
 233. KNÍŽATOVÁ, M. – MIHINA, Š. – BROUČEK, J. – KARANDUŠOVSKÁ, I. – MAČUHOVÁ, J. (2010b): Effect of the age and season of fattening period on carbon dioxide emissions from broiler housing. *Czech Journal of Animal Science*. 55 (10), 436–444.
 234. KNOWLTON, K.F. (2000): Ammonia emissions: the next regulatory hurdle. *The Jersey Journal*. 47 (10), 56–57.
 235. KOCH, P. – SALOU, T. (2020): AGRIBALYSE®: Methodology, Agricultural stage – Version 3.0. Ed ADAME, Angers, France.
 236. KOERKAMP, P.W.G. – METZ, J.H.M. – UENK, G.H. – PHILLIPS, V.R. – HOLDEN, M.R. – SNEATH, R.W. – SHORT, J.L. – WHITE, R.P.P. – HARTUNG, J. – SEEDORF, J. (1998): Concentrations and Emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 70, 79–95.
 237. KONCA, Y. – BEYZI, S.B. – AYASAN, T. – KALIBER, M. – KIRAZ, A.B. (2016): The effects of freezing and supplementation of molasses and inoculants on chemical and nutritional composition of sunflower silage. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*. 29, 965-970.
 238. KONG, D.L. – LI, S.Q. – JIN, Y.G. – WU, S. – CHEN, J. – HU, T. – WANG, H. – LIU, S. – ZOU, J. (2019): Linking methane emissions to methanogenic and methanotrophic communities under different fertilization strategies in rice paddies. *Geoderma*. 347, 233–243.
 239. KREYBIG L. (1955): Trágyázástan. A talajélőlények és növények okszerű táplálásának irányelvei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
 240. KRISSELDI, R. – TILLMAN, P.B. – JIANG, Z. – DOZIER III, W.A. (2018): Effects of feeding reduced crude protein diets on growth performance, nitrogen excretion, and plasma uric acid concentration of broiler chicks during the starter period. *Poultry Science*. 97 (5), 1614-1626.
 241. KRISHNARAJ, P.U. – DAHALE, S. (2014): Mineral phosphate solubilization: concepts and prospects in sustainable agriculture. *Proceedings of the Indian National Science Academy*. 80, 389–405.
 242. KROISS, H. – RECHBERGER, H. – EGGLE, L. (2011): Phosphorus in Water Quality and Waste Management. *Integrated Waste Management - Volume II*.
 243. KRYSIAK, K. – KONKOL, D. – KORCZYNSKI, M. (2021): Overview of the Use of Probiotics in Poultry Production. *Animals (Basel)*. 11 (6), 1620.
 244. LABOUZE, E. – HONORÉ, C. – MOULAY, L. (2004): Photochemical ozone creation potentials: A new set of characterization factors for different gas species on the scale of western Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 9, 187–195.
 245. LAMNATOU, C. – CHEMISANA, D. (2015): Evaluation of photovoltaic-green and other roofing systems by means of ReCiPe and multiple life cycle-based environmental indicators. *Building and Environment*. 93, 376-384.
 246. LÁNG I. – CSETE L. (1992): Az alkalmazkodó mezőgazdaság. Agricola Kiadói és Kereskedelmi Kft., Budapest.
 247. LATSHAW, J.D. – ZHAO, L. (2011): Dietary protein effects on hen performance and nitrogen excretion. *Poultry Science*. 90, 99-106.
 248. LAWNICZAK, A.E. – ZBIERSKA, J. – NOWAK, B. – ACHTENBERG, K. – GRZEŚKOWIAK, A. – KANAS, K. (2016): Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*. 188.

249. LEBRON, I. – HERRERO, J. – ROBINSON, D.A. (2009): Determination of Gypsum Content in Dryland Soils Exploiting the Gypsum–Bassanite Phase Change. *Soil Science Society of America Journal*. 73 (2), 403-411.
250. LEDGARD, S.F. – LIEFFERING, M. – ZONDERLAND-THOMASSEN, M.A. – BOYES, M. (2011): Life cycle assessment – a tool for evaluating resource and environmental efficiency of agricultural products and systems from pasture to plate. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*. 71, 139–148.
251. LEINONEN, I. – WILLIAMS, A.G. – WISEMAN, J. – GUY, J. – KYRIAZAKIS, I. (2012): Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Sciences*. 91, 8-25.
252. LEVY, M. (2017): Life Cycle Analysis—Strengths and Limitations of LCA. In: Abraham, M.A. 2017. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*. Elsevier, 233-236.
253. LI, H. – XIN, H. – LIANG, Y. – BURNS R.T. (2008): Reduction of ammonia emissions from stored laying hen manure through topical application of zeolite, Al+ Clear, Ferix-3, or poultry litter treatment. *Journal of Applied Poultry Research*, 17, 421–431.
254. LI, M. – LI, T. – ZHU, L. – MEADOWS, M.E. – ZHU, W. – ZHANG, S. (2021): Effect of Land Use Change on Gully Erosion Density in the Black Soil Region of Northeast China From 1965 to 2015: A Case Study of the Kedong County. *Frontiers in Environmental Science*, 14.
255. LI, S. – DUAN, Y. – GUO, T. – ZHANG, P. – HE, P. – KAUSHIK, M. (2018): Sunflower response to potassium fertilization and nutrient requirement estimation. *Journal of Integrative Agriculture*. 17(12), 2802-2812.
256. LI, Q. – GUO, X. – LU, Y. – SHAN, G. – HUANG, J. (2016): Impacts of adding FGDG on the abundance of nitrification and denitrification functional genes during dairy manure and sugarcane pressmud co-composting. *Waste Management*. 56.
257. LI, S.X. – WANG, Z.H. – MIAO, Y.F. – LI, S.Q. (2014): Soil Organic Nitrogen and Its Contribution to Crop Production. *Journal of Integrative Agriculture*. 13, 2061-2080.
258. LI, Y. – MANANDHAR, A. – LI, G. – SHAH, A. (2018): Life cycle assessment of integrated solid state anaerobic digestion and composting for on-farm organic residues treatment. *Waste Management*. 76, 294-305.
259. LICHENTHALER H.K. – WELLBURN A.R. (1983): Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochem Soc Trans*. 603.
260. LIMA, N.D.D.S. – NÄÄS, I.D.A. – GARCIA, R.G. – DE MOURA, D.J. (2019): Environmental impact of Brazilian broiler production process: Evaluation using life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 117752.
261. LIMA, T. – DOMINGUES, S. – DA SILVA, G.J. (2020): Manure as a Potential Hotspot for Antibiotic Resistance Dissemination by Horizontal Gene Transfer Events *Veterinary Sciences*. 7, 110.
262. LIN, S. – ZHANG A. – SHEN, G. – SHAABAN, M. – JU, W. – CUI, Y. – DUAN, C. – FANG, L. (2021): Effects of inorganic and organic fertilizers on CO₂ and CH₄ fluxes from tea plantation soil. *Science of the Anthropocene*. 9, 1-13.
263. LOCH J. – KISS SZ. (2014): *Agrokémia. BSc hallgatók számára. Egyetemi jegyzet. Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Agrokémiai és Talajtani Tanszék*. 194.
264. LOCH J. (1999): A környezetkímélő tápanyag-gazdálkodás irányelvei. *Agrár-környezetvédelem, Természetvédelem és Európai Integráció, VII. Környezet-védelmi Konferencia, Kecskemét, 1999 június 8-9*.
265. LOPEZ-REAL, J. - BAPTISTA, M. (1996): A preliminary comparative study of three manure composting systems and their influence on process parameters and methane emissions. *Compost Sci. Util.* 4, 3) 71–82.
266. LUBOWIECKI-VIKUK, A. – DABROWSKA, A. – MACHNIK, A. (2021): Responsible consumer and lifestyle: Sustainability insights. *Sustainable Production and Consumption*. 25, 91–101.

267. LUO, W. – O'BRIEN, P.L. – HATFIELD, J.L. (2019): Crop yield and nitrous oxide emissions following swine manure application: A meta-Analysis. *Agricultural & Environmental Letters*. 4, 1-5.
268. LUO, Y. – STOCHNOTHE, H. – SCHUCHARDT, F. – LI, G. – HUITALLA, R.M. – XU, W. (2014): Life cycle assessment of manure management and nutrient recycling from a Chinese pig farm. *Waste Management & Research*. 32 (1) 4-12.
269. LUSKE, B. (2010): Reduced GHG Emissions due to Compost Production and Compost Use in Egypt. Comparing Two Scenarios; 2010-016 LbD; Louis Bolk Instituut, Bunnik, The Netherlands.
270. LUTZ, W. – SAMIR, K.C. (2010): Dimensions of global population projections: what do we know about future population trends and structures? *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 27, 365 (1554), 2779-2791.
271. MABROUK, Y. – HEMISSI, I. – SALEM, I.B. – MEJRI, S. – SAIDI, M. – BELHADJ, O. (2017): Potential of Rhizobia in Improving Nitrogen Fixation and Yields of Legumes. In: Mabrouk, Y. – Hemissi, I. – Salem, I.B. – Mejri, S. – Saidi, M. – Belhadj, O. (2017): *Symbiosis*.
272. MACLEOD, M. – GERBER, P. – MOTTET, A. – TEMPIO, G. – FALCUCCI, A. – OPIO, C. – VELLINGA, T. – HENDERSON, B. – STEINFELD, H. (2013): Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains – A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
273. MACLEOD, M. – LEINONEN, I. – WALL, E. – HOUDIJK, J. – EORY, V. – BURNS, J. – VOSOUGH AHMADI, B. – GOMEZ BARBERO, M. (2019): Impact of animal breeding on GHG emissions and farm economics, EUR 29844 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
274. MAGNUSSON U. (2016): Sustainable Global Livestock Development for Food Security and Nutrition Including Roles for Sweden. Stockholm: Ministry of Enterprise and Innovation, Swedish FAO Committee. 67.
275. MAHAMADU, A.-M. – AWUAH, K.B. – BOOTH, C.A. (2016): Principles of sustainability and life-cycle analysis. In: Khatib, J.M. *Sustainability of Construction Materials*. A volume in Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering. Woodhead Publishing. 13-31.
276. MALOMO, G.A. – BOLU, S.A. – MADUGU, A.S. – USMAN, Z.S. (2018): Nitrogen Emissions and Mitigation Strategies in Chicken Production. In: Yücel, B. – Taşkın, T. *Animal Husbandry and Nutrition*.
277. MALOMO, G.A. – BOLU, S.A. – OLUTADE, S.G. (2013): Effects of dietary crude protein on performance and nitrogen economy of broilers. *Sustainable Agriculture Research*. 2, 52-57.
278. MALOMO, G.A. – IHEGWUAGU, N.E. (2017): Some Aspects of Animal Feed Sampling and Analysis. Ideas and Applications Toward Sample Preparation for Food and Beverage Analysis, Mark T. Stauffer, IntechOpen.
279. MANNAN, S. (2012): Sustainable Development. In: Mannan, S. 2012. *Lees' Loss Prevention in the Process Industries (Fourth Edition)*. Butterworth-Heinemann. 2507-2521.
280. MANNHEIM V. (2021): Life Cycle Assessment Model of Plastic Products: Comparing Environmental Impacts for Different Scenarios in the Production Stage. 13 (5), 777.
281. MANNHEIM V. (2022): Életciklus-értékelés a vállalati környezetmenedzsmentben. Egyetemi jegyzet.
282. MARGULIS, S. (2003): Causes of Deforestation of the Brazilian Rainforest. Washington: World Bank Publications.
283. MARTINELLI, G. – VOGEL, E. – DECIAN, M. – ULISSES, M.J. – FARINHA, S. – BERNARDO, L.V.M. – BORGES, J.A.R. – GIMENES, R.M.T. – GARCIA, R.G. – RUVIARO, C.F. (2020): Assessing the eco-efficiency of different poultry production systems: an approach using life cycle assessment and economic value added. *Sustainable Production and Consumption*. 24, 181-193.
284. MARTINS, O. - DEWES, T. (1992): Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresource Technology*. 42 (2) 103–111.

285. MASTERS, G. M. (1997): *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Prentice Hall, Inc., USA.
286. MATEO-SAGASTA, J. – ZADEH, S.M. – TURRAL, H. – BURKE, J. (2017): *Water pollution from agriculture: a global review. Executive summary*. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) and IWMI (International Water Management Institute).
287. MBAH, C.N. – NNEJ, I.R. (2011): *Effect of different crop residue management technique on selected soil properties and grain production of maize*. *African Journal of Agricultural Research*. 6, 4149–4152.
288. MBONIMPA, E.G. – HONG, C.O. – OWENS, V.N. – LEHMAN, M.R. – OSBORNE, S.L. – SCHUMACHER, T.E. – CLAY, D.E. – KUMAR, S. (2014): *Nitrogen fertilizer and landscape position impacts on CO₂ and CH₄ fluxes from a landscape seeded to switchgrass*. *Global Change Biology – Bioenergy*. 7, 836-849.
289. MCLAUGHLIN, M.J. – TILLER, K.G. – NAIDU, R. – STEVENS, D.P. (1996): *Review: the behavior and environmental impact of contaminants in fertilizers*. *Australian Journal of Soil Research*. 34, 1–54.
290. MEGYES A. (2013): *Energianövény termesztési technológiák*. Egyetemi jegyzet, Debreceni Egyetem.
291. MELUZZI, A. – SIRRI, F. – TALLARICO, N. – FARACHINI, A. (2010): *Nitrogen retention and performance of brown laying hens on diets with different protein content and constant concentration of amino acids and energy*. *British Poultry Science*. 42, 213-217.
292. MÉZES L. – NAGY A. – GÁLYA B. – TAMÁS J. (2015): *Poultry feather wastes recycling possibility as soil nutrient*. *Eurasian Journal of Soil Science*. 4, 244–252.
293. MILES, D.M. – OWENS, P.R. – ROWE, D.E. (2006): *Spatial variability of litter gaseous flux within a commercial broiler house: Ammonia, nitrous oxide, carbon dioxide, and methane*. *Poultry Science*. 85, 167–172.
294. MODDERMAN, C. (2020): *COMPOSTING WITH OR WITHOUT ADDITIVES*. IN: WALDRIP, H.M. – PAGLIARI, P.H. – HE, Z. (2020): *Animal Manure: Production, Characteristics, Environmental Concerns, and Management*; Eds.; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA. 67, 245–254.
295. MOHAMED, A.M. – SEKAR, S. – MUTHUKRISHNAN, P. (2010): *Prospects and potential of poultry manure*. *Asian Journal of Plant Sciences*. 9, 172–182.
296. MOTTET, A. – TEMPIO, G. (2017): *Global poultry production: current state and future outlook and challenges*. *World's Poultry Science Journal*. 73 (2) 245-256.
297. MOYO, S. – SWANEPOEL, F.J.C. (2010): *Multifunctionality of livestock in developing communities*. In: Swanepoel F.J.C. – Stroebel, A. – Moyo, S. editors. *The Role of Livestock in Developing Communities: Enhancing Multifunctionality*. 1st ed. South Africa and Netherlands: University of Free State (UFS) and the technical Centre for Agricultural and Rural Cooperation (CTA). 1, 1-11.
298. MUIR, S. – BROCK, P. – SCOTT, F. – SCHWENKE, G. – HERRIDGE, D. (2014a): *Carbon Footprint of long fallow wheat production in North East NSW using Life Cycle Assessment of greenhouse gas emissions Northern Grains Region Trial Results*. NSW Department of Primary Industries.
299. MUIR, S. – BROCK, P. – SCOTT, F. – SCHWENKE, G. – HERRIDGE, D. (2014b): *Carbon Footprint of long fallow wheat production in North West NSW using Life Cycle Assessment of greenhouse gas emissions Northern Grains Region Trial Results*. NSW Department of Primary Industries.
300. MUNIR, K. – MAQSOOD, S. (2013): *A review on role of exogenous enzyme supplementation in poultry production*. *Emirate Journal of Food Agriculture*. 25 (1), 66-80.
301. MUSTAFA, E.A. – ADAM, H. – BABEKER, A. (2018): *Evaluation of the efficacy of cleaning and disinfection in broiler farms between rest periods in Khartoum State, Sudan*. *World Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*. 7(7), 109-119.
302. MÜLLER, H.-J. – BRUNSCH, R. – HÖRNIG, G. – JELINEK, A. (2003): *Odour and ammonia emissions from poultry houses with different keeping and ventilation systems*.

- Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities, Horsens. 172-179.
303. NAK (2017): Zöldítés. Gazdálkodói kézikönyv.
https://2015-2019.kormany.hu/download/5/06/01000/5_zold_gazdalk_kezikonyv.pdf
 304. NAK (2018): Zöldítés a gyakorlatban. Gazdálkodói segédlet.
<https://www.nak.hu/kiadvanyok/kiadvanyok/2285-zoldites-a-gyakorlatban-gazdalkodoi-segedlet/file>
 305. NALUNGA, A. – KOMAKECH, A.J. – JJAGWE, J. – MAGALA, H. – LEDERER, J. (2021): Growth characteristics and meat quality of broiler chickens fed earthworm meal from *Eudrilus eugeniae* as a protein source. *Livestock Science*. 245, 104394.
 306. NASEEM, S. – KING, A.J. (2018): Ammonia production in poultry houses can affect health of humans, birds, and the environment -techniques for its reduction during poultry production. *Environmental Science and Pollution Research*. 25, 15269-15293.
 307. NÉBIH. Útmutató a hústermelés céljából tartott csirkék helyes állattartási gyakorlatához.
 308. NGUYEN, T.L.T. – HERMANSEN, J.E. – MOGENSEN, L. (2012): Environmental costs of meat production: the case of typical EU pork production. *Journal of Cleaner Production*. 28, 168-176.
 309. NICHOLSON, F.A. – CHAMBERS, J. – WALKER, A.W. (2004): Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering*. 89, 175-185.
 310. NICOLOPOULOU-STAMATI, P. – MAIPAS, S. – KOTAMPASI, C. – STAMATIS, P. – HENS, L. (2016): Chemical Pesticides and Human Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture. *Frontiers in Public Health*. 4, 148.
 311. NIELSEN, N.I. – JØRGENSEN, M. – BAHRNDORFF, S. (2011): Greenhouse Gas Emission from the Danish Broiler Production estimated via LCA Methodology.
 312. NOTARNICOLA, B. – SALA, S. – ANTON, A. – MCLAREN, S.J. – SAOUTER, E. – SONESSON, U. (2017): The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*. 140 (2), 399-409.
 313. NYAMADZAWO, G. – WUTA, M. – NYAMANGARA, J. – SMITH, J.L. – REES, R.M. (2014): Nitrous oxide and methane emissions from cultivated seasonal wetland (dambo) soils with inorganic, organic and integrated nutrient management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 100, 161–175.
 314. O'BRIEN, D. – BRENNAN, P. – HUMPHREYS, J. – RUANE, E.M. – SHALLO, L. (2014): An appraisal of carbon footprint of milk from commercial grass-based dairy farms in Ireland according to a certified life cycle assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19(8), 1469-1481.
 315. OECD/FAO (2022): OECD-FAO Agricultural Outlook 2022-2031, OECD Publishing, Paris.
 316. OJENIYI, S.O. – AMUSAN, O.A. – ADEKIYA, A.O. (2013): Effect of poultry manure on soil physical properties, nutrient uptake and yield of cocoyam (*Xanthosoma saggitifolium*) in southwest Nigeria. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental*. 13, 121–125.
 317. OLIVER, J.G.J. – PETERS, J.A.H.W. (2020): Trends in global CO₂ and total greenhouse gas emissions. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
 318. OLNOOD, C.G. – BESKI, S.S.M. – CHOCT, M. – IJI, P.A. (2015): Novel probiotics: Their effects on growth performance, gut development, microbial community and activity of broiler chickens. *Animal Nutrition*. 1 (3), 184-191.
 319. Organization (WMO) WM, Congress 13th session World Meteorological, World Meteorological Organization (WMO) (1999) Thirteenth World Meteorological Congress: abridged final report with resolutions. WMO, Geneva
 320. PAGANS, E. – BARRENA, R. – FONT, X. – SÁNCHEZ, A. (2005): Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency of process temperature. *Chemosphere*. 62, 1534-1542.
 321. PAJULA, T. – BEHM, K. – VATANEN, S. – SAARIVUORI, E. (2017): Managing the Life Cycle to Reduce Environmental Impacts. *Dynamics of Long-Life Assets*. 93-113.

322. PANAGOS, P. – STANDARDI, G. – BORRELLI, P. – LUGATO, E. – MONANARELLA, L. – BOSELLO, F. (2018): Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: from direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation & Development*. 29, 471–484.
323. PANE, C. – CELANO, G. – VILLECCO, D. – ZACCARDELLI, M. (2012): Control of *Botrytis cinerea*, *Alternaria alternata* and *Pyrenochaeta lycopersici* on tomato with whey compost-tea applications. *Crop Protection* 38, 80–86
324. PAYANDEH, Z. – KHEIRALIPOUR, K. – KARIMI, M. – KHOSHNEVISAN, B. (2017): Joint data envelopment analysis and life cycle assessment for environmental impact reduction in broiler production systems. *Energy*, 127, 768–774.
325. PEIRETTI, P.G. – MEINERI, G. (2010): Evolution of chemical composition, nutritive value, and fatty acid content of sunflower (*Helianthus annuus* L.) during the growth cycle. *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 9, 112–117.
326. PELLETIER, N. – TYEDMERS, P. (2010): Forecasting potential global environmental costs of livestock production 2000–2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 107, 43, 18371–8374.
327. PELLETIER, N. (2008): Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emission. *Journal of Agricultural System*. 98, 67–73.
328. PENG, Q. – DONG, Y.S. – QI, Y.C. – XIAO, S.S. – HE, Y.T. – MA, T. (2011): Effects of nitrogen fertilization on soil respiration in temper-ate grassland in Inner Mongolia, China. *Environmental Earth Science*. 62, 1163–1171.
329. PEPÓ P. – VAD A. (2018): Az őszi búza tápanyagigénye. *Magyar Mezőgazdaság*. 10.
330. PEREIRA, J.L.S. (2017): Assessment of ammonia and greenhouse gas emissions from broilerhouses in Portugal. *Atmospheric Pollution Research*. 8 (5), 949–955.
331. PERRY, G.C. (2004): *Welfare of the Laying Hen*. Poultry Science Symposium Series; CABI Publishing: Trowbridge, UK.
332. PESTI, G. – AMATO, S.V. – MINEAR, L.R. (1985): Water Consumption of Broiler Chickens Under Commercial Conditions. *Poultry Science*. 64 (5), 803–808.
333. PIMENTEL, D. (2006): Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, development and sustainability*. 8, 119–137.
334. POCSAI K. – KUROLI G. (2002): A napraforgó termesztése. *Agronapló*. 4.
335. PODLASEK, A. – KODA, E. – VAVERKOVÁ, M.D. (2021): The Variability of Nitrogen Forms in Soils Due to Traditional and Precision Agriculture: Case Studies in Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 18 (2), 465.
336. POMÁZI I. – SZABÓ E. (2008): Környezeti jövőképek és előtekintések nemzetközi és hazai tapasztalatainak áttekintése. *Statisztikai Szemle*. 2, 138–164.
337. POSCH, M. – SEPPÄLÄ, J. – HETTELINGH, J.-P. (2008): The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13, 477.
338. POTTING, J. – KLÖPFFER, W. – SEPPÄLÄ, J. – RISBEY, J. – MEILINGUER, S. – NORRIS, G. – LINDFORDS, G.L. – GOEDKOOOP, M. (2001): Best available practice in life cycle assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification and eutrophication. Backgrounds and general issues. RIVM report 550015002, Bilthoven, the Netherlands.
339. PUTMAN, B. – THOMA, G. – BUREK, J. – MATLOCK, M. (2017): A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010. *Agricultural Systems*. 157, 107–117.
340. PYLE, J.A. – WUEBBLES, D. – SOLOMON, S. – ZVENIGORODSKY, S. (1991): Scientific assessment of ozone depletion, World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project--Report. Version World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project--Report. World Meteorological Organization, Geneva.

341. RAB A. – ERDÉLYI J. – POLYÁNSZKI É. (1997): Papírhulladék reciklálása Magyarországon. *Papíripar*. 6, 222-229.
342. RAHMAN, A. – MONDAL, N.C. – TIWARI, K.K. (2021): Anthropogenic nitrate in groundwater and its health risks in the view of background concentration in a semi arid area of Rajasthan, India. *Scientific Reports*. 11.
343. RAHMAN, M.S. – HALCYAN, H.P. (2012): A socioeconomic study on household poultry rearing in some selected areas of Mymensingh district in Bangladesh. *International Research Journal of Applied Life Sciences*. 1 (2), 27-35.
344. RAJANIEMI, M. – AHOKAS, J. (2012): A case study of energy consumption measurement system in broiler production. *Agronomy Research Biosystem Engineering, Special Issue*. 1, 195-204.
345. RÁK R. – DEÁKVÁRI J. (2019): A baromfitrágya fermentálási folyamatainak vizsgálata, optimalizálása a Hosoya technológiánál. *Mezőgazdasági Technika*. 6-8.
346. RAMACHANDRAN, S. – BISWAS, D.R. (2016): Nutrient management on crop productivity and changes in soil organic carbon and fertility in a four-year-old maize-wheat cropping system in Indo-Gangetic plains of India. *Journal of Plant Nutrition*. 39(8), 1039-56.
347. RAMEDANI, Z. - ALIMOHAMMADIAN, L. – KHEIALIPOUR, K. – DELPISHEH, P. – ABBASI, Z. (2019): Comparing energy state and environmental impacts in ostrich and chicken production systems. *Environmental Science and Pollution Research*.
348. RAMESH, R. – PANEER SELVAM, A. – ROBIN, R.S. – GANGULY, G. – SINGH, G. – PURVAJA, R. (2017): Nitrogen Assessment in Indian Coastal Systems. In: Yash P. Abrol, Y.P. – Adhya, T.K. – Aneja, V.P. – Raghuram, N. – Pathak, H. – Kulshrestha, U. – Sharma, C. – Singh, B. *The Indian Nitrogen Assessment. Sources of Reactive Nitrogen, Environmental and Climate Effects, Management Options, and Policies*. 361-379.
349. REECEM, F.N. – LOTT, B.D. (1980): Effect of Carbon Dioxide on Broiler Chicken Performance. *Poultry Science*. 59, 2400-2402.
350. ROBBINS, K.R. – CHIN, S.F. – MCGHEE, G.C. – ROBERSON, K.D. (1988): Effects of ad libitum versus restricted feeding on body composition and egg production of broiler breeders. *Poultry Science*. 67 (7).
351. ROCKSTROM, J. – STEFFEN, W. – NOONE, K. – PERSSON, A. – CHAPIN, F. S. – LAMBIN, E. F. – LENTON, T. M. – SCHEFFER, M. – FOLKE, C. – SCHELLNHUBER, H. J. – NYKVIST, B. – DE WIT, C. A. – HUGHES, T. – VAN DER LEEUW, S. – RODHE, H. – SORLIN, S. – SNYDER, P. K. – COSTANZA, R. – SVEDIN, U. – FALKENMARK, M. – KARLBERG, L. – CORELL, R. W. – FABRY, V. J. – HANSEN, J. – WALKER, B. – LIVERMAN, D. – RICHARDSON, K. – CRUTZEN, P. – FOLEY, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature*. 461, 472-475.
352. ROSENBAUM, R.K. – BACHMAN, T.M. – GOLD, L.S. (2008): USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13, 533.
353. ROUMELIOTIS, T.S. – DIXON, B.J. – VAN HEYST, B.J. (2010): Characterization of gaseous pollutant and particulate matter emission rates from a commercial broiler operation. Part I: observed trends in emissions. *Atmospheric Environment*. 44, 3770-3777.
354. RÖDGER, J.-M. – BEIER, J. – SCHÖNEMANN, M. – SCHULZE, C. – THIEDE, S. – BEY, N. – HERMANN, C. – HAUSCHILD, M.Z. (2020): Combining Life Cycle Assessment and Manufacturing System Simulation: Evaluating Dynamic Impacts from Renewable Energy Supply on Product-Specific Environmental Footprints. *International Journal of Precision Engineering and Manufacturing-Green Technology*. 8, 1007–1026.
355. RUIZ, A. – SALVAGIOTTI, F. – GAMBIN, B.L. – BORRÁS, L. (2020): Maize nitrogen management in soils with influencing water tables within optimum depth. *Crop Science*.
356. SAFAEI, K. – YANG, W.Z. (2017): Effects of Grain Processing with Focus on Grinding and Steam- Flaking on Dairy Cow Performance. In: Shields, V.D.C. (2017): *Herbivores*.

357. SAINJU, U.M. – GHIMIRE, R. – PRADHAN, G.P. (2018): Nitrogen Fertilization I: Impact on Crop, Soil, and Environment. Nitrogen Fixation. Everlon Cid Rigobelo and Ademar Pereira Serra, IntechOpen.
358. SANTI, C - BOGUSZ, D. – FRANCHE, C. (2013): Biological nitrogen fixation in non-legume plants. *Annals of Botany*. 111, 743-767.
359. SARDIK. (2011): Tápanyag-gazdálkodás. Egyetemi jegyzet, Debreceni Egyetem, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem. 2.
360. SAVCI, S. (2012): Investigation of Effect of Chemical Fertilizers on Environment. *APCBEE Procedia*. 1, 287–292.
361. SCHERR, S.J. (1999): Soil degradation: a threat to developing-country food security by 2020? International Food Policy Research Institute.
362. SCHLEMMER, M. – GITELSON, A. – SCHEPERS, J.S. – FERGUSON, R.B. – PENG, Y. – SHANAHAN, J. – RUNDQUIST, D.C. (2013): Remote estimation of nitrogen and chlorophyll contents in maize at leaf and canopy levels. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 25(1), 47–54
363. SCHMIDT R. – SZAKÁL P. (1998): Talajsavanyodási helyzetkép és megoldások. *PATE-MTK. Mosonmagyaróvár*. 13-15.
364. SCHOLL, L. – NIEUWENHUIS, R. (2004): Soil Fertility Management; Agromisa Foundation: Wageningen, The Netherlands. 48–55.
365. SCOTTI, R. – BONANOMI, G. – SCENZA, R. – ZOINA, A. – RAO, M.A. (2015): Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *Journal of soil science and plant nutrition*, 15, 2.
366. SEJIAN, V. – NAQVI, S.M.K. (2012): Livestock and Climate Change: Mitigation Strategies to Reduce Methane Production, Greenhouse Gases - Capturing, Utilization and Reduction, Guoxiang Liu, IntechOpen.
367. SEPPÄLÄ, J. – POSCH, M. – JOHANSSON, M. – HETTELINGH, J.-P. (2006): Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 11(6), 403-416.
368. SEQUI, P. (1996): 'The Role of Composting in Sustainable Agriculture'. In: de Bertoldi, M. – Sequi, P. – Lemmes, B. – Papi, T.: *Proceedings of The Science of Composting: Part I*. Glasgow, Blackie Academic & Professional. 23–29.
369. SHARMA, A. – KUMAR, V. – SHAHZAD, B. – TANVEER, M. – SIDHU, G.P.S. – HANDA, N. – KOHLI, S.K. – YADAV, P. – BALI, A.S. – PARIHAR, R.D. – DAR, O.I. – SINGH, K. – JASROTIA, S. – BAKSHI, P. – RAMAKRISHNAN, M. – KUMAR, S. – BHARDWAJ, R. – THUKRAL, A.K. 2019. Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*. 1.
370. SHEWRY, P.R. – HEY, S.J. (2015): The contribution of wheat to human diet and health. *Food and Energy Security*. 4, 178-202.
371. SHRESTHA, P. – KARIM, R.A. – SIEVERDING, H.L. – ARCHER, D.W. – KUMAR, S. – NLEYA, T. – GRAHAM, C.J. – STONE, J.J. (2020): Life cycle assessment of wheat production and wheat-based crop rotations. *Journal of Environmental Quality*. 49 (6), 1515–1529.
372. SILVA, C.R. (2012): Performance and deposition of nutrients of broilers chickens fed with different lysine levels. Thesis Dr, Department of Zootechnics, Federal University of Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brazil.
373. SIMMONS, A. – MUIR, S. – BROCK, P. – HERRIDGE, D. (2015): Life Cycle Assessment of grain cropping. 17. ASA Konferencia, 2015. szeptember 20-24., Hobart, Ausztrália.
374. SKOWROŃSKA, M. – FILIPEK, T. (2014): Life cycle assessment of fertilizers: A review. *Int. Agrophysics*. 28, 101–110.
375. SMEETS, E, - WETERINGS, R. (1999): Environmental Indicators: Typology and Overview. Report No. 25, European Environment Agency, Copenhagen.
376. SOLOMON, S. – QIN, D. – MANNING, M. CHEN, Z. – MARQUIS, M. – AVERY, K. B. – TIGNOR, M. – MILLER, H. L. (2007): Couplings Between Changes in the Climate

- System and Biogeochemistry. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
377. STARMANS, D.A.J. – VAN DER HOEK, K.W. (2007): Ammonia the Case of The Netherlands; Wageningen Academic Publishers: Wageningen, The Netherlands, 2007.
 378. STARME, E. (2011): Environmental and Health Problems in Livestock Production: Pollution in the Food System. American Journal of Public Health. 94 (10), 1703-1709.
 379. STEFANOVITS P. – FILEP GY. – FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
 380. STOCKER, T.F. – QIN, D. – PLATTNER, G.K. – TIGNOR, M. – ALLEN, S.K. – BOSCHUNG, J. – NAUELS, A. – XIA, Y. – BEX, V. – MIDGLEY, P.M. (2013): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press Cambridge: Cambridge, UK; New York, NY, USA. 1535.
 381. SUCH N. – PÁL L. – STRIFLER P. – HORVÁTH B. – KOLTAY A.I. – RAWASH, M.A. – FARKAS V. – MEZŐLAKI, Á. – WÁGNER, L. – DUBLECZ K. (2021): Effect of Feeding Low Protein Diets on the Production Traits and the Nitrogen Composition of Excreta of Broiler Chickens. Agriculture. 11, 781.
 382. SULZBERGER R. (2006): Komposzt, föld, trágya. M-érték Kiadó, Budapest. 7.
 383. SUPASRI, T. – ITSUBO, N. – GHEEWALA, S.H. – SAMPATTAGUL, S. (2020): Life cycle assessment of maize cultivation and biomass utilization in northern Thailand. Scientific Reports. 10, 3516.
 384. SYP, A. – FABER, A. – BORZECKA-WALKER, M. – OSUCH, D. (2015): Assessment of Greenhouse Gas Emissions in Winter Wheat Farms Using Data Envelopment Analysis Approach. Polish Journal of Environmental Studies. 24 (5), 2197-2203.
 385. SZABÓ A. – TAMÁS J. – NAGY A. (2019): Spectral evaluation of the effect of poultry manure pellets on pigment content of maize (*Zea Mays L.*) and wheat (*Triticum Aestivum L.*) seedlings. Natural Resources and Sustainable Development. 9(1)
 386. SZABÓ L. (2016): Hosoya trágyakezelési technológia. Gödöllő
 387. SZABÓ Z. – PÁL J. (2007): Agriculture Case Study in Hungary: Crops. In: Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates. Final Technical Report: Case Studies. MethodEx, FP6 Programme, European Commission. 299, 469-528.
 388. TAKI, M. – SOHEILI-FARD, F. – ROHANI, A. – CHEN, G. – YILDIZHAN, H. (2018): Life cycle assessment to compare the environmental impacts of different wheat production systems. Journal of Cleaner Production. 197, 195–207.
 389. TARANTINI, M. – LOPRIENO, A.D. – CUCCHI, E. – FRENQUELLUCI, F. (2009): Life Cycle Assessment of waste management systems in Italian industrial areas: Case study of 1st Macrolotto of Prato. Energy. 34(5), 613-622.
 390. THANH, N.P. – MATSUI, Y. (2013): Assessment of potential impacts of municipal solid waste treatment alternatives by using life cycle approach: A case study in Vietnam. Environmental Monitoring and Assessment. 185(10)
 391. THAPA, G.B. – WEBER, K.E. (1991): Soil erosion in developing countries: A politicoeconomic explanation. Environmental Management. 15.
 392. THINKSTEP (2015): GaBi Paper Clip Tutorial, Part 1, Introduction to LCA and modelling using GaBi.
 393. TILMAN, D. – FARGIONE, J. – WOLFF, B. – D'ANTONIO, C. – DOBSON, A. – HOWARTH, R. – SCHINDLER, D. – SCHLESINGER, W. H. – SIMBERLOFF, D. – SWACKHAMER, D. (2001): Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. Science (Washington). 292, 281-284.
 394. TISDALL, J.M. – OADES, J.M. (1993): Organic matter and water-stable aggregates in soils. European Journal of Soil Science. 33, 141–163.
 395. TÓTH F. – KUN S. – KISS. N.É. – NAGY P.T. (2020): Investigation of the effect of a complex substitution soil therapy preparation based on poultry manure in a soil incubation experiment. In: Georgikon Napok Nemzetközi Tudományos Konferencia: A klímaváltozás

- kihívásai a következő évtizedekben: Előadások kivonatai és programfüzet. Szerk.: Lukács Gábor, Kormos Éva, Szent István Egyetem Georgikon Kar, Keszthely, 133.
396. TÓTHNÉ SZ. K. (2008): Életciklus-elemzés, életciklus hatásértékelés.
 397. TUO, D. – AN, H. – ZHANG, J. – LI, Z.H. (2010): The current situation of sunflower fertilizer technology at home and abroad and its development trend. *Inner Mongolia Agricultural Science and Technology*, 6, 1–2.
 398. UN (2015): United Nations. *Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*.
 399. UNDP (2015): United Nations Development Programme. *Sustainable Development Goals*
 400. USDA (2016): Composting. In: Part 637 *Environmental Engineering National Engineering Handbook*. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
 401. USEPA. *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2018*; USEPA: Washington, DC, USA, 2020.
 402. VAN DER WUFF, A.W.G. – FUSCHS, J.G. – RAVIV, M. – TERMORSHUIZEN, A.J. (2016): What control measures do we need for compost production and use? In: Van der Wuff, A.W.G. – Fuschs, J.G. – Raviv, M. – Termorshuizen, A.J. (2016): *Handbook for Composting and Compost Use in Organic Horticulture*. BioGreenhouse COST Action FA 110.
 403. VAN HARN, J. – DIJKSLAG, M.A. – VAN KRIMPEN, M.M. (2019): Effect of low protein diets supplemented with free amino acids on growth performance, slaughter yield, litter quality, and footpad lesions of male broilers. *Poultry Science*. 98, 4868-77.
 404. VAN OERS, L. – GUINÉE, J. (2016): The Abiotic Depletion Potential: Background, Updates, and Future. *Resources*, 5, 16.
 405. VAN ZELM, R. – HUIJBREGTS, M.A.J. – DEN HOLLANDER, H.A. – VAN JAARVELD, H.A. – SAUTER, F.J. – STRUIJS, J. – VAN WIJNEN, H. – VAN DE MEENT, D. (2008): European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*. 42 (3), 441-453.
 406. WADUD, S.J. (2011): *Understanding the Microbial Ecology of Chicken Litter in the Context of Odour Production* PhD Thesis (Australia: The University of New South Wales)
 407. WANG, C. – LI, X. – GONG, T. – ZHANG, H. (2014): Life cycle assessment of wheat-maize rotation system emphasizing high crop yield and high resource use efficiency in Quzhou County. *Journal of Cleaner Production*. 68, 56-63.
 408. WANG, K. – HE, C. – YOU, S. – LIU, W. – WANG, W. – ZHANG, R. – QI, H. – REN, N. (2015): Transformation of organic matters in animal wastes during composting. *Journal of Hazardous Materials*. 300.
 409. WANG, W. – DALAL, R.C. (2015): Nitrogen management is the key for low-emission wheat production in Australia: A life cycle perspective. *European Journal of Agronomy*. 66, 74-82.
 410. WARAICH, E.A. – AHMAD, R. – ASHRAF, M. Y. – SAIFULLAH – AHMAD, M. (2011): Improving agricultural water use efficiency by nutrient management in crop plants. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science*. 61 (4), 291-304.
 411. WARAICH, E.A. – AHMAD, R. – HALIM, A. – AZIZ, T. (2012): Alleviation of temperature stress by nutrient management in crop plants: a review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 12, 2.
 412. WARD, M.H. – JONES, R.R. – BRENDER, J.D. – DE KOK, T.M. – WEYER, P.J. – NOLAN, B.T. – VILLANUEVA, C.M. – VAN BREDA, S.G. (2018): Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 15.
 413. WEBB, J. – MENZI, H. – PAIN, B.F. – MISSELBROOK, T.H. – DAMMGEN, U. – HIENDRIKS, H. – DÖHLER, H. (2005): Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*. 135, 399–406.
 414. WESTFALL, D.G. – MORTVEDT, J.J. – PETERSON, G.A. – GANGLOFF, W.J. (2005): Efficient and environmentally safe use of micronutrients in agriculture. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 36, 169–182.

415. WETTSTEIN, S. – MUIR, K. – SCHARFY, D. – STUCKI, M. (2017): The Environmental Mitigation Potential of Photovoltaic-Powered Irrigation in the Production of South African Maize. *Sustainability*. 9, 1772.
416. WHEELER, E.F. – CASEY, K.D. – GATES, R.S. – XIN, H. – ZAJACZKOWSKI, J.L. – TOPPER, P.A. – LIANG, Y. – PESCATORE A.J. (2006): Ammonia emissions from twelve U.S.A. broiler chicken houses. *Transactions the ASABE*. 49, 1495–1512.
417. WHITMAN, T. – YANNI, S.F. – WHALEN, J.K. (2011): Life cycle assessment of corn stover production for cellulosic ethanol in Quebec. *Canadian Journal of Soil Science*. 91, 997-1012.
418. WIEDEMANN, S.G. – PHILLIPS, F.A. – NAYLOR, T.A. – MCGAHAN, E.J. – KEANE, O.B. – WARREN, B.R. – MURPHY, C.M. (2016): Nitrous oxide, ammonia and methane from Australian meat chicken houses measured under commercial operating conditions and with mitigation strategies applied. *Animal Production Science*. 56, 1404-1417.
419. WILDERMUTH, S.R. – YOUNG, E.E. – WERE, L.M. (2016): Chlorogenic acid oxidation and its reaction with sunflower proteins to form green-colored complexes. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*. 15, 829-843.
420. WILLIAMS, A.G. – AUDSLEY, E. – SANDARS, D.L. (2009): A lifecycle approach to reducing the environmental impacts of poultry production. 17th European Symposium on Poultry Nutrition. Edinburgh, UK. 2009. augustus 23.
421. WILLIAMS, A.G. – AUDSLEY, E. – SANDARS, D.L. (2010): Environmental burdens of producing bread wheat, oilseed rape and potatoes in England and Wales using simulation and system modelling. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 855-868.
422. WILLIAMS, C.L. – TABLER, G.T. – WATKINS, S.E. (2013): Comparison of broiler flock daily water consumption and water-to-feed ratios for flocks grown in 1991, 2000–2001, and 2010–2011. *Journal of Applied Poultry Research*. 22 (4), 934-941.
423. WULLSCHLEGER, S.D. – NORBY, R.J. – HENDRIX, D.L. (1992): Carbon exchange rates, chlorophyll content, and carbohydrate status of two forest tree species exposed to carbon dioxide enrichment. *Tree Physiology*. 10, 21–31.
424. XIN, H. – GATES, R.S. – GREEN, A.R. – MITLOEHNER, F.M. – MOORE JR., P.A. – WATHES, C.M. (2011): Environmental impacts and sustainability of egg production systems. *Poultry Science*. 90, 263–277.
425. ZAMANIAN, K. – ZAREBANADKOUKI, M. – KUZYAKOV, Y. (2018): Nitrogen fertilization raises CO₂ efflux from inorganic carbon: A global assessment. *Global Change Biology*. 24, 2810–2817.
426. ZANARDO, M. – ROSSELLI, R. – MENEGHESSO, A. – SABLOK, G. – STEVANATO, P. – ALTISSIMO, A. – PERSERICO, L. – DEZUANI, V. – CONCHERI, G. – SCHLOTTER, M. – SQUARTINI, A. (2016): Dynamics of soil prokaryotes catalyzing nitrification and denitrification in response to different fertilizers in a greenhouse experiment with *Cynodon dactylon*. *European Journal of Soil Biology*. 76, 83-91.
427. ZHANG, J. – CHEN, G. – SUN, H. – ZHOU, S. – ZOU, S. (2016): Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresource Technology*. 200, 876-883.
428. ZHANG, J. – ZHANG, D. – LIU, W. – HU, A. – SUN, B. – ZHANG, Y. (2019): Progress in research on land use and soil erosion in the Loess Plateau of China. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 242.
429. ZHANG, J.J. – LI Y.F. – JIANG, P.K. – ZHOU, G.M. – SHEN, Z.M. – LIU, J. – WANG Z.L. (2013): Effects of fertilization on soil CO₂ flux in *Castanea mollissima* stand. *Journal of Applied Ecology*. 24, 2431–2439.
430. ZHANG, L.H. – SHAO, H.B. – WANG, B.C. – ZHANG, L.W. – QIN, X.C. (2019): Effects of nitrogen and phosphorus on the production of carbon dioxide and nitrous oxide in salt-affected soils under different vegetation communities. *Atmospheric Environment*. 204, 78–88.
431. ZHANG, W. – LAU, A. (2007): Reducing ammonia emission from poultry manure composting via struvite formation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*.

432. ZHANG, W.-F. – DOU, Z.-X. – HE, P. – JU, X.-T. – POWLSON, D.S. – CHADWICK, D.R. – NORSE, D. – LU, Y.-L. – ZHANG, Y. – WU, L. (2013): New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 110, 8375–8380.
433. ZHONG, J. – WEI, Y. – WAN, H. – WU, Y. – ZHENG, J. – HAN, S. – ZHENG, B. (2013): Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost. Atmospheric Environment. 81, 348–355.
434. ZHU, Z. – DONG, H. – XI, J. – XIN, H. (2014): Ammonia and greenhouse gas emissions from co-composting of dead hens with manure as affected by forced aeration rate. Trans. ASABE American Society of Agricultural and Biological Engineering. 57, 211–217.
435. ZOU, Y. – HU, Z. – ZHANG, J. – XIE, H.-J. – GUIMBAUD, C. – FANG, Y. (2016): Effects of pH on nitrogen transformations in media-based aquaponics. Bioresource Technology. 210.

Rendeletek és irányelvek:

1. 219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet – A felszín alatti vizek védelméről
2. 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet – A vizek mezőgazdasági eredetű nitrát-szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges cselekvési program részletes szabályairól, valamint az adatszolgáltatás és nyilvántartás rendjéről
3. 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól
4. 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról
5. 27/2006. (II. 7.) Korm. rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről
6. 91/676/EGK A TANÁCS IRÁNYELVE (1991. december 12.) a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről
7. 1774/2002/EK (2002. október 3.): az Európai Parlament és a Tanács rendelete a nem emberi fogyasztásra szánt állati melléktermékekre vonatkozó egészségügyi előírások megállapításáról
8. 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
9. 1069/2009/EK (2009. október 21.): az Európai Parlament és a Tanács rendelete a nem emberi fogyasztásra szánt állati melléktermékekre és a belőlük származó termékekre vonatkozó egészségügyi szabályok megállapításáról.

Internetes források:

INTERNET1: <https://www.statista.com/statistics/237597/leading-10-countries-worldwide-in-poultry-meat-production-in-2007/>

INTERNET2: <https://www.un.org/en/desa/world-population-projected-reach-98-billion-2050-and-112-billion-2100>

INTERNET3: <https://sdg.iisd.org/news/world-population-to-reach-9-9-billion-by-2050/>

INTERNET4: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF

INTERNET5: https://eu.aviagen.com/assets/Tech_Center/BB_Foreign_Language_Docs/Hungarian_TechDocs/Ross-BroilerHandbook2018-HU.pdf

INTERNET6: <http://www.k-hosoya.co.jp/en/product/>

INTERNET7: <https://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/stattukor/vet/20210601/index.html>

INTERNET8: www.openca.org

INTERNET9: <https://www.primag.hu/termek/tapanyagok/szervestragya/szervestragya/bio-fer-natur-npk-4-3-3-c01908>

INTERNET10: <https://www.aki.gov.hu/product/mutragya-ertekesites-mezogazdasagi-termeloknek-2022-i-negyedev/>

11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN



**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**
H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/372/2022.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Kiss Nikolett Éva
Doktori Iskola: Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10058341

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (2)

1. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: A műtrágyák szerves trágyával történő helyettesíthetőségének vizsgálata környezetvédelmi aspektusból az előállításuk alapján.
Georgicon Agric. Megjelenés alatt (-), 1-22, 2022. ISSN: 0239-1260.
2. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Broiler csirketartás környezeti terhelésének meghatározása.
Acta Academiae Nyiregyhaziensis. Megjelenés alatt (-), 90-95, 2022. ISSN: 2416-2981.

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

3. Gorliczay, E., Szöllösi, N., **Kiss, N. É.**, Tóth, F., Tamás, J., Nagy, P. T.: Examination of the effect of pelleted poultry manure products on a sunflower test plant in a laboratory model experiment.
Agrártud. Közl. 1 (1), 83-88, 2021. ISSN: 1587-1282.
DOI: <http://dx.doi.org/10.34101/actaagrar/1/8477>

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (4)

4. Nagy, A., **Kiss, N. É.**, Gorliczay, E., Tóth, F., Szöllösi, N., Tamás, J.: Comparison of the effects of manure-based product and ammonium nitrate on maize (*Zea mays* L.).
Nat. Res. Sustain. Develop. 12 (1), 73-86, 2022. ISSN: 2066-6276.
DOI: <http://dx.doi.org/10.31924/nrsd.v12i1.091>
5. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Contribution of Feeding Processes to the Environmental Impact of Broiler Chicken P roduction.
Animal Sci. Biotechn. 55 (1), 24-32, 2022. ISSN: 1841-9364.
6. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Life cycle assessment of the environmental impact of broiler chicken production.
Nat. Res. Sustain. Develop. 12 (1), 163-172, 2022. ISSN: 2066-6276.
DOI: <http://dx.doi.org/10.31924/nrsd.v12i1.097>





7. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Szöllösi, N., Gorliczay, E., Nagy, A.: Assessment of Composted Pelletized Poultry Litter as an Alternative to Chemical Fertilizers Based on the Environmental Impact of Their Production.
Agriculture-Basel. 11 (11), 1-18, 2021. EISSN: 2077-0472.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/agriculture11111130>
IF: 3.408

Egyéb folyóiratközlemények (1)

8. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Brojlertrágya alapú komposzt és fenntarthatóság.
Magyar Mezőgazd. 23, 20-22, 2022. ISSN: 0025-018X.

Idegen nyelvű konferencia közlemények (1)

9. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Life cycle assessment of composting and utilisation of broiler chicken manure.
In: V. BBS International Sustainability Student Conference 2022, [s.n.], [s.l.], [Epub ahead of print], 1-11, 2022.

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (1)

10. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Broiler csirketenyésztés környezeti terhelésének meghatározása.
In: Műszaki tudomány az észak-kelet magyarországi régióban 2022 : konferencia előadások kivonatai. Szerk.: Kocsis Imre, Dezső Gergely, MTA TABT Debreceni Területi Bizottság Titkársága, Nyíregyháza, 51, 2022. ISBN: 9786156032508

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (2)

11. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Nagy, A.: Contribution of feeding processes to the environmental impact of broiler chicken production.
In: Scientific Programme Multidisciplinary Conference on Sustainable Development, Bioengineering faculty of animal resources, Timisoara, 33, 2022.
12. **Kiss, N. É.**, Nagy, P. T., Tóth, F., Gorliczay, E., Madar, L. A., Kun, S., Tamás, J.: Improving the water management properties of different soil type.
In: A klímaváltozás kihívásai a következő évtizedekben : előadások kivonatai, Szent István Egyetem, Keszthely, 54-54, 2020.





További közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

13. **Kiss, N. É.**, Gorliczay, E., Nagy, P. T., Tamás, J.: Effect of compost/water ratio on some main parameter of compost solutions.
Agrártud. közl. 1 (1), 117-121, 2021. ISSN: 1587-1282.
DOI: <http://dx.doi.org/10.34101/actaagrar/1/8500>

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (3)

14. Gorliczay, E., Boczonádi, I., **Kiss, N. É.**, Tóth, F., Pabar, S., Biró, B., Kovács, R. L., Tamás, J.: Microbiological Effectivity Evaluation of New Poultry Farming Organic Waste Recycling.
Agriculture. 11 (7), 1-21, 2021. EISSN: 2077-0472.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/agriculture11070683>
IF: 3.408
15. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Gorliczay, E., Gálya, B., Nagy, A., Jóvér, J., Riczu, P.: Analysis of nutritional parameters of biogas slurry.
Nat. Res. Sustain. Develop. 10 (1), 57-66, 2020. ISSN: 2066-6276.
DOI: <http://dx.doi.org/10.31924/nrsd.v10i1.044>
16. Tamás, J., **Kiss, N. É.**, Riczu, P., Gálya, B., Bódi, E., Gross, M., Nagy, A.: Application of LIDAR technology in cattle grazing areas.
Nat. Res. Sustain. Develop. 9 (2), 106-112, 2019. ISSN: 2066-6276.
DOI: <http://dx.doi.org/10.31924/nrsd.v9i2.028>

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (1)

17. **Kiss, N. É.**, Tamás, J., Gorliczay, E., Gálya, B., Jóvér, J., Riczu, P.: Biogáz üzemi fermentlé beltartalmi paramétereinek vizsgálata és kijuttatása nitrátérzékeny területre.
In: XXIII. Tavasz Szél Konferencia 2020: Nemzetközi Multidiszciplináris Konferencia. Absztrakt kötet I., Szerk.: Barna Boglárka Johanna, Kovács Petra, Molnár Dóra, Pató Viktória Lilla, Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest, 45, 2020. ISBN: 9786155586705

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (3)

18. Gorliczay, E., **Kiss, N. É.**, Nagy, P. T., Tamás, J.: Examination of inorganic chemical parameters of non-aerated compost tea.
In: A klímaváltozás kihívásai a következő évtizedekben : előadások kivonatai, Szent István Egyetem, Keszthely, 38-38, 2020.





19. Tóth, F., Kun, S., **Kiss, N. É.**, Nagy, P. T.: Investigation of the effect of a complex substitution soil therapy preparation based on poultry manure in a soil incubation experiment.
In: Georgikon Napok Nemzetközi Tudományos Konferencia: A klímaváltozás kihívásai a következő évtizedekben: Előadások kivonatai és programfüzet. Szerk.: Lukács Gábor, Kormos Éva, Szent István Egyetem Georgikon Kar, Keszthely, 133, 2020. ISBN: 9789632699417
20. **Kiss, N. É.**, Riczu, P., Bódi, E., Gálya, B., Tamás, J.: Innovative application of LiDAR technology in cattle grazing areas.
In: 2nd World Conference on Innovative Animal Nutrition and Feeding - Abstract Book, AKCongress, Budapest, 23-24, 2017.

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 6,816

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre): 3,408

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudománymetriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2022.07.25.



12. NYILATKOZATOK

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Állattartási Tudományok Doktori Iskola keretében készítettem, a Debreceni Egyetem doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2022. 07. 17.

.....

a jelölt aláírása

NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy **Kiss Nikolett Éva** doktorjelölt 2017. 02. 01. – 2021. 01. 31. között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2022. 07. 17.

.....

a témavezető aláírása

13. MELLÉKLETEK

1. táblázat

Broiler csirke takarmány összetevői és %-os arányuk

Összetevők	%-os arány
Szemes kukorica	38,32
Búza	25,75
Szójapogácsa	20,99
Répapogácsa	3,15
Kukoricaglutén	3,08
Szója, extrudált	2,04
Szójaolaj	1,47
Egyéb összetevők (tritikálé, borsófehérje, kalcium-karbonát, dikalcium-foszfát, pálmaolaj, só, búzakorpa, DL-metionin, L-lizin, L-treonin, L-triptofán, repcemag, repcemagolaj, napraforgópogácsa héjjal, lucerna fehérjekoncentrátum, fitáz)	5,2

Forrás: https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse_v1_3_methodology.pdf

2. táblázat

Input és output anyag- és energiaáramok 1 kg nitrogén műtrágya (AN, CAN, karbamid) előállításához

	AN (33,5% N)	CAN (27% N)	Karbamid (46% N)
Input anyag- és energiaáramok	Mennyiség		
Ammónia (100%-os NH ₃) (kg)	0,20	0,16	0,57
Dolomit (kg)		0,23	
Elektromosság, kiefeszültség (MJ)	0,30	0,28	0,20
Hő, távhő vagy ipari, földgáz (MJ)	0,40	0,40	
Nehéz fűtőolaj (MJ)	0,006		
Salétromsav (98%-os HNO ₃) (kg)	0,75	0,61	
Csomagolóanyag 1 kg termékhez			
Gőz (kg)	0,29	0,25	1,42
Hűtővíz (m ³)			0,13
Output anyag- és energiaáramok	Mennyiség		
Levegőbe történő emisszió			
Ammónia (kg)	0,0002	0,0001	0,0005
Szálló por (<10 µm) (kg)	0,0003	0,0001	0,0003
Vízgőz (kg)	0,51	0,45	1,56
Felszíni és felszín alatti vizekbe történő emisszió			
Ammónium (kg)	0,0007	0,0003	0,0002
Nitrogén (kg)	0,0003	0,0001	0,0004
Technológiai víz (m ³)			0,08

3. táblázat

Input és output anyag- és energiaáramok 1 kg TSP és MAP)előállításához

	TSP (46% P ₂ O ₅)	MAP (52% P ₂ O ₅ , 12 % N)
Input anyag- és energiaáramok	Mennyiség	
Ammónia (100%-os NH ₃) (kg)		0,10
Csomagolóanyag 1 kg termékhez		
Elektromosság, kifeszültség (MJ)	0,10	0,83
Hő, távhő vagy ipari, földgáz (MJ)	0,50	
Gőz (kg)	0,18	0,55
Foszfát (32%-os P ₂ O ₅) (kg)	0,36	1,63
Foszforsav (54%-os P ₂ O ₅) (kg)	0,64	
Output anyag- és energiaáramok	Mennyiség	
Levegőbe történő emisszió		
Ammónia (kg)		0,0003
Fluor	4,80E-05	
Szálló por (<10 µm) (kg)	0,0007	
Vízgőz (kg)	0,16	1,21

4. táblázat

Input és output anyag- és energiaáramok 1 kg KCl műtrágya előállításához

	KCl (60% K ₂ O)
Input anyag- és energiaáramok	Mennyiség
Elektromosság, kifeszültség (MJ)	0,12
Veszélyes hulladék	4,83E-06
Települési szilárd hulladék	0,0004
Nem szulfid-tartalmú ásványok, kőzetek	5,30
Csomagolóanyag 1 kg termékhez	
Kálisó (10%-os K ₂ O)	6,30
Gőz (kg)	0,99
Hűtővíz (m ³)	0,01
Output anyag- és energiaáramok	Mennyiség
Levegőbe történő emisszió	
Hidrogén-klorid	5,57E-06
Szálló por (<10 µm) (kg)	0,0005
Vízgőz (kg)	0,88
Felszíni és felszín alatti vizekbe történő emisszió	
Kalcium (kg)	0,0013
Kálium (kg)	0,0010
Kén (kg)	0,0075
Klorid (kg)	0,0756
Magnézium (kg)	0,0073
Nátrium (kg)	0,0442
Technológiai víz (m ³)	0,1020

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik az évek során hozzájárultak a kutatómunkámhoz és a doktori értekezés megírásához.

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. habil Nagy Attila egyetemi docensnek, aki szakmai javaslataival, értékes ötleteivel és türelmével támogatta jelen értekezés elkészülését.

Hálás vagyok Prof. Dr. Tamás János intézetvezető úrnak, aki elindított ezen az úton, biztosítva minden segítséget és támogatást a kutatás során.

Ezúton szeretnék köszönetet mondani Dr. Mannheim Viktóriának (Miskolci Egyetem, Korszerű Anyagok és Intelligens Technológiák Felsőoktatási és Ipari Együttműködési Központ) és Dr. Szabó Csabának (DE MÉK Takarmányozás-élettani Tanszék), akik vállalták az opponensi feladatokat, nagyban segítve ezzel munkámat.

Nagy köszönettel tartozom a Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet valamennyi munkatársának, akik munkájukkal, tanácsaikkal és türelmükkel segítettek a kutatómunkám során.

Köszönetemet szeretném kifejezni a Baromfi-Coop Kft. valamennyi munkatársának, akik biztosították az adatokat és az alapanyagokat a kutatáshoz.

Hálával tartozom a szakdolgozóimnak, akik aktívan részt vettek a kutatásokban, kísérletekben.

Végül, de nem utolsósorban, szeretném megköszönni a családom és barátaim önzetlen támogatását, megértését és biztatását.

A kutatás a GINOP-2.2.1-15-2017-00043 azonosítószámú, „Többcélú organikus biofermentum termékcsalád kidolgozása és piaci bevezetése” című projekt támogatásával valósult meg.